

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Rapport Final

Juillet 2020

Responsables scientifiques* et co-rédacteurs :

**Benoît Bulliot*, Magdalena Czyrnek-Delêtre*,
Isaure Adam, Clément Lefort et Alexis Burguburu**
I Care & Consult, 28 rue du 4 Septembre, 75002 Paris



PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

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

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

SCORE LCA, PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS, Juillet 2020, 116 pages, n°2019-01.

(à mentionner uniquement dans le rapport final)

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

Comité de suivi pour SCORE LCA : Solenne Tesson – ENGIE ; Denis Le Boulch, Anne Grau, Raphael Parent – EDF ; Catherine Juery, Jean-Paul Cazalets, Géraldine Papin – Total ; Séverine Méhier, Natalia Quisel – Veolia R&I ; Martine Meyer, Violaine Poulain – Renault ; Marie Pouponneau – ADEME ; Françoise Lartigue-Peyrou, Jean-François Viot – SOLVAY ; Fanny Lebaillly, Manuelle Diemer, Véronique Andries – Alstom ; Helen Jund, Anne Bouter – IFPEN ; Bénédicte Couffignal – RECORD - Jade Garcia, Philippe Osset – SCORE LCA.

SOMMAIRE

I.	INTRODUCTION	9
1.	Contexte et objectifs	9
2.	Méthodologie générale	9
2.1.	Cadrage et attentes des parties prenantes	10
2.2.	Etat de l'art et synthèse bibliographique	10
2.3.	Recommandations	12
II.	ELEMENTS DE CADRAGE ET ATTENTES DES PARTIES PRENANTES	13
III.	ETAT DE L'ART QA : LES DIFFERENTS TYPES DE PARTICULES	15
1.	Objectifs de cette analyse	15
2.	Cadrage de l'approche bibliographique	15
3.	Classification des particules en fonction de leur taille	16
3.1.	Catégories de taille des particules	16
3.2.	Mécanismes de formation des particules et granulométrie	17
4.	Classification des particules en fonction de leur origine	19
4.1.	Particules d'origine naturelle	19
4.2.	Particules d'origine anthropique	21
4.3.	Des particules primaires aux particules secondaires	22
4.4.	Zoom sur les particules carbonées	24
5.	Synthèse des caractéristiques des particules selon leurs tailles	25
6.	Enjeux associés à la classification des particules	26
IV.	ETAT DE L'ART QA : INVENTAIRE DES SOURCES D'EMISSIONS, MESURES ET MODELISATION	27
1.	Objectif de cette analyse	27
2.	Cadrage de l'approche bibliographique	27
3.	Inventaire des sources d'émissions	28
4.	Métrologie et mesures des particules	30
4.1.	Dispositifs de surveillance	30
4.2.	Techniques de mesure	32
5.	Outils de modélisation	34

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

6. Enjeux associés	35
V. ETAT DE L'ART QA : IMPACT DES PARTICULES SUR LA SANTE ET L'ENVIRONNEMENT	36
1. Impact des particules sur la santé	36
1.1. Objectifs de cette analyse	36
1.2. Cadrage de l'approche bibliographique	36
1.3. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des composés et des sources de particules	36
1.4. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des composés des particules dans l'air ambiant à partir d'études chez l'homme dans REVIHAAP et depuis REVIHAAP (Source : Particules de l'air ambiant extérieur, ANSES 2019)	37
1.5. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des sources des particules dans l'air ambiant à partir d'études chez l'homme dans REVIHAAP et depuis REVIHAAP (Source : Particules de l'air ambiant extérieur, ANSES 2019)	40
1.6. L'évaluation quantitative des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique (EQIS-PA)	42
1.7. Les limites / analyse critique de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire	47
1.8. Evaluation de l'exposition aux particules en air intérieur	48
1.9. Enjeux associés	50
2. Impact des particules sur le changement climatique	51
2.1. Objectifs de cette analyse et cadrage bibliographique	51
2.2. Unités de mesure de l'effet des aérosols sur le climat	51
2.3. Effets généraux des particules sur le réchauffement climatique	52
2.4. Effets sur le changement climatique par type de particules	53
2.5. Enjeux associés	54
3. Impact des particules sur l'écosystème	56
3.1. Objectifs de cette analyse et cadrage bibliographique	56
3.2. Quel écosystème ?	56
3.3. Impact des particules sur l'écosystème	56
3.4. Enjeux associés	58
VI. ETAT DE L'ART ACV : PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES ACV	59
1. Objectifs de cette analyse	59
2. Cadrage de l'approche bibliographique	59
3. Indicateurs associés aux émissions de particules	61
4. Analyse « théorique » de la caractérisation des particules en ACV sur l'indicateur particulate matter / human health	63

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

4.1.	Impact pathway	63
4.2.	Paramètres et hypothèses de calcul des facteurs de caractérisation.....	64
4.3.	Synthèse des méthodes	70
5.	Analyse « pratique » de la caractérisation des particules en ACV.....	79
5.1.	Terminologies et archétypes caractérisés dans les différentes méthodes	79
5.2.	Présentation de la granulométrie des méthodes	80
5.3.	Utilisation de l'archétype <i>unspecified</i>	84
5.4.	Comparaison des méthodes : cas d'étude d'ACV comparative	85
5.5.	Comparaison des facteurs de caractérisation.....	90
VII.	SYNTHESE DE L'ETAT DE L'ART : LIMITES DE LA PRISE EN COMPTE DES PARTICULES EN ACV	96
VIII.	RECOMMANDATIONS.....	98
6.	Indicateur Particulate Matter.....	98
6.1.	Recommandations auprès des praticiens	98
6.2.	Recommandations techniques auprès des autres acteurs	105
6.3.	Recommandations de gouvernance auprès des acteurs de l'ACV	106
7.	Autres Indicateurs.....	107
7.1.	Changement climatique	107
7.2.	Ecosystèmes.....	108
IX.	CONCLUSION	109
X.	ANNEXES	110
1.	Questionnaire enquête de cadrage	110
2.	Éléments principaux issus des entretiens	110
2.1.	Entretien 1 : Peter Fantke & Olivier Jolliet.....	110
2.2.	Entretien 2 : Sébastien Humbert.....	112
3.	Terminologie SimaPro	113
XI.	BIBLIOGRAPHIE.....	114
1.	Bibliographie QA	114
2.	Bibliographie ACV	115

Liste des figures

Figure 1 – Méthodes ACV principalement utilisées par les membres ScoreLCA d'après les réponses au questionnaire	14
Figure 2 Comparaison du diamètre des particules en suspension (PM _{2,5} et PM ₁₀) avec un cheveu humain et des grains de sable de plage (EPA 2019)	16
Figure 3 Illustration de la pénétration pulmonaire des particules selon le diamètre (Encyclopédie de l'Environnement).....	17
Figure 4 Modes de formation des particules selon leur taille (nm) et la concentration normalisée en particules (EPA, 2019).....	17
Figure 5 Mécanismes de formation des particules (source SDUEE, UPMC, 2011)	18
Figure 6 Classification des particules selon leur source naturelle ou anthropique (Avino net al, 2015).....	19
Figure 7 Estimation des émissions annuelles (téragramme/an) des principaux types d'aérosols pour l'année 2000 (IPCC 2001)	20
Figure 8 Illustrations des sources de particules pour les PM _{2,5} en ile de France	21
Figure 9 Processus traité dans les modèles de chimie transport (Sportisse, 2008)	22
Figure 10 Principe généraux de formation des particules secondaires (Particulate Matter Science for Policy Makers - A NARSTO Assessment, 2003)	23
Figure 11 Illustration de la diversité des particules (EPA, 2009).....	26
Figure 12 : Inventaire sectoriel des émissions de polluants, mesures et outils de modélisation (Illustration ATMOSUD).....	27
Figure 13 : Exemple de niveaux sectoriels et sous-secteurs du format SECTEN (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)	28
Figure 14 : Répartition 2017 des émissions de PM _{2,5} en France métropolitaine (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)	29
Figure 15 : Répartition 2017 des émissions de carbone suie en France métropolitaine (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)	29
Figure 16 : Variabilité temporelle des émissions primaires de PM _{2,5} en IdF (Source Airparif / Bilan 2015 des émission / Avril 2019)	29
Figure 17 : Variabilité spatiale des émissions primaires de PM _{2,5} en IdF (Source Airparif / Bilan 2015 des émission / Avril 2019)	29
Figure 18 : Schéma de principe de l'approche métrologique pour la mesure des particules (Source INRS / Xavier Simon)	32
Figure 19 : Approche PMF contribuant à l'identification des sources de PM ₁₀ (Source C. Marchand, Rencontres Scientifiques ADEME ANSES / 2019)	34
Figure 20 : Pollution de l'air des émissions aux impacts – Source : AIE, 2016 adapté de AEE, 2016.	42
Figure 21 Principe de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire via la relation C-R	43
Figure 22 : Méthode de quantification des impacts sanitaires (I Care & Consult, 2017)	46
Figure 23 : Synthèse de la disponibilité des données nécessaires à la quantification des effets sanitaires des polluants de l'air (Projet Cumulair, Rencontres Scientifiques ADEME ANSES / 2019	49

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Figure 24 Synthèse de la classification des effets des particules sur les processus atmosphériques impactant le climat	51
Figure 25 Influence des particules sur la formation des nuages	52
Figure 26 Mécanismes de dépôts secs et humides des particules	56
Figure 27 Synthèse la chimie de l'atmosphère, des dépôts et des effets écologiques des oxydes d'azote, de soufre et de l'ammoniac	57
Figure 28 : Indicateurs mid-point et end-point en ACV	59
Figure 29 : Impact pathway caractérisant les effets sur la santé humaine de l'exposition aux particules en ACV	63
Figure 30 - Illustration théorique de l'intake fraction.....	64
Figure 31 - Illustration d'une fonction dose-réponse non linéaire	68
Figure 32 - Légende des arbres de Mapping des méthodes	80
Figure 33 - Mapping de EF3.0.....	81
Figure 34 - Mapping de IMPACT WORLD+	82
Figure 35 - Mapping de ILCD 2011	83
Figure 36 - Mapping de ReCiPe.....	84
Figure 37 – Cas d'étude n° 1 : Résultats comparatifs.....	86
Figure 38 - Cas d'étude n°2 : Résultats comparatifs.....	88
Figure 39 : - Cas d'étude n°3 : Résultats comparatifs.....	89
Figure 40 - Comparaison des CFs end-point des flux PM _{2,5} urban ground et PM _{2,5} rural high stack	91
Figure 41 - Comparaison des CFs end-point des précurseurs avec l'archétype urban.....	91
Figure 42 - Comparaison des CFs end-point des précurseurs avec l'archétype rural.....	91
Figure 43 - Comparaison des Intake Fractions sur le flux PM _{2,5} rural high stack.....	92
Figure 44 - Comparaison des Effect Factors sur les flux PM _{2,5} urban ground et PM _{2,5} rural high stack	92
Figure 45 – Comparaison des Intake Fractions des précurseurs avec les archétypes urban et rural..	94
Figure 46 - Comparaison des Effect Factors des précurseurs avec les archétypes urban et rural	94
Figure 47 : Etapes de la norme ISO 14040.....	98

Liste des tableaux

Tableau 1 : Synthèse des caractéristiques des particules par taille	25
Tableau 2 Règlementation françaises relatives aux particules PM10 et PM2,5	31
Tableau 3 : Synthèse moyens métrologiques utilisés pour l'analyse des particules en AASQA (AtmoSud)	33
Tableau 4 : Exemple d'impacts sanitaires pour les PM _{2,5} et des relations C-R retenus	47
Tableau 5 Facteurs de caractérisation sélectionnés dans rapport de l'UNEP de 2016 pour les particules primaires	55
Tableau 6 : Prise en compte des particules dans les indicateurs mid-point	61
Tableau 7 : Indicateurs utilisés pour caractériser le changement climatique par les méthodes ACV étudiées	61
Tableau 8 : Particules et archétypes ILCD 2011	71
Tableau 9 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode ILCD	71
Tableau 10 : Particules et archétypes ReCiPe 2016	72
Tableau 11 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode ReCiPe 2016	73
Tableau 12 : Particules et archétypes IMPACT World +	74
Tableau 13 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode IMPACT WORLD +	74
Tableau 14 : Particules et archétypes EF3.0	75
Tableau 15 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode EF3.0	76
Tableau 16 - Liste des archétypes utilisés parmi les 4 méthodes ACV	79
Tableau 17 : SCENARIO 1 - Usine fixe en milieu rural, émissions de 15kg de PM _{2,5} haute cheminée (scénario 1)	85
Tableau 18 : SCENARIO 2 - Usine mobile en zone urbaine, émissions de 15kg de PM _{2,5} au niveau du sol	86
Tableau 19 : Données et résultats scénarios 1 et 2	88
Tableau 20 : SCENARIO 1 – Conditions d'émissions inconnues	89
Tableau 21 : SCENARIO 2 – Usine mobile, en ville, émissions au niveau du sol	89
Tableau 22 - Eléments non considérés en ACV des particules	97

I. INTRODUCTION

1. Contexte et objectifs

La prise en compte des particules en ACV repose sur le développement de méthodes qui permettent d'intégrer dans le cadre de travail de l'analyse du cycle de vie les résultats de la recherche relatifs à l'impact des particules sur la santé et l'environnement. Les premiers travaux ayant permis de prendre en compte les particules en ACV datent de la fin des années 90 avec les travaux de Hofstetter (1998).

La prise en compte des particules évolue depuis graduellement en parallèle de la progression des connaissances scientifiques sur l'impact des particules.

Cependant, à ce jour, les méthodes ACV de caractérisation des impacts disponibles présentent des limites significatives pour traiter les problématiques sanitaires et environnementales associées aux particules. Bien que la catégorie d'impact « Particulate Matter » soit classée I (robuste) par l'ILCD, la méthode recommandée, UNEP 2016, ne couvre pas tous les aspects de ces impacts ni tous les types de particules.

D'autre part les connaissances scientifiques ont fortement progressé comme le montre les récents travaux de l'ANSES sur l'impact des particules en fonction de leur composition et de leur origine. La prise en compte en ACV de ces connaissances nécessite cependant de pouvoir quantifier de façon suffisamment précise ces impacts sur la santé et l'environnement.

L'objectif de cette étude est ainsi d'identifier comment sont pris en compte les impacts sanitaires et environnementaux des particules en ACV et en dehors de l'ACV puis de fournir ensuite des recommandations pour une meilleure considération des particules en ACV afin d'évaluer leurs impacts sur l'environnement de façon plus précise et robuste.

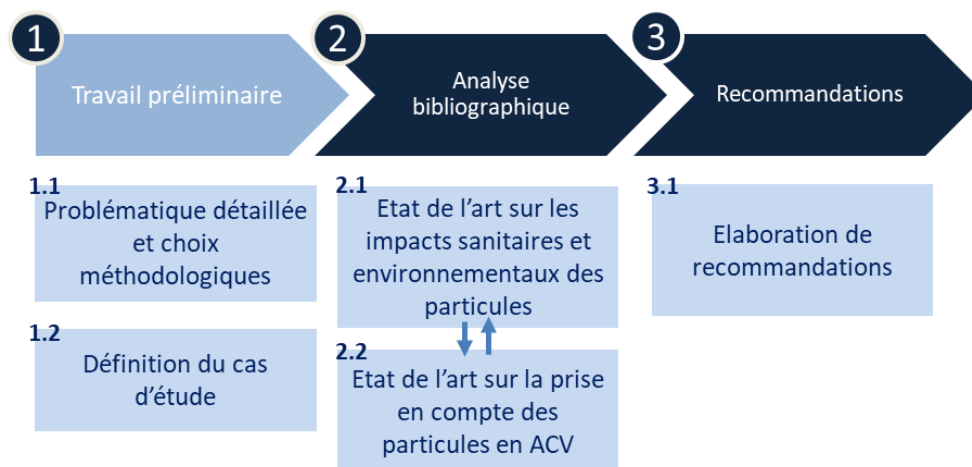
Ces recommandations portent sur des préconisations concrètes à mettre en œuvre à court terme par les praticiens d'une part et par les développeurs de méthodes d'autre part. Des illustrations de ces recommandations sont également proposées sur des cas simples d'ACV.

.

2. Méthodologie générale

Cette étude repose sur un travail bibliographique de synthèse visant à faire l'état des connaissances de la prise en compte des particules en ACV et hors ACV afin de croiser ces éléments pour évaluer les limites des méthodes et proposer des recommandations.

La méthodologie de cette étude repose sur 3 volets :



2.1. Cadrage et attentes des parties prenantes

Afin d'établir l'état des pratiques actuelles en ACV sur la prise en compte des particules et de dresser les attentes vis-à-vis de l'étude, un questionnaire a été élaboré et soumis aux membres du COPIL (disponible en annexe). Les résultats de ce questionnaire sont présentés dans le volet 2 de cette étude.

2.2. Etat de l'art et synthèse bibliographique

2.2.1. Synthèse bibliographique sur la qualité de l'air

Le travail de synthèse bibliographique a été réalisé majoritairement à partir de review existantes dont les principales sont mentionnées par parties ci-dessous :

Typologie de particules :

- Integrated Science Assessment for Particulate Matter, EPA, 2019 & 2009
- Extrait de l'étude Record n°18-0677/1A : Exposition aux particules atmosphériques : lien entre caractérisation physico-chimique et impact sur la santé, 2020
- Synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants, Airparif 2008

Inventaire des sources d'émissions, mesures et modélisation

- GES & Polluants Atmosphériques : bilan des émissions en France de 1990 à 2017 / Rapport National d'Inventaire SECTEN Juillet 2019
- Ressources AASQA

Impacts sur la santé :

- Particules de l'air ambiant extérieur : effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie. Avis de l'ANSES. Rapport révisé de synthèse et de recommandation de l'expertise collective, Août 2019
- CumulAir: Évaluation économique des effets sanitaires cumulés de la pollution de l'air intérieur et extérieur, Etude de faisabilité, Chanel, Schucht, Rencontre Scientifique ADEME / ANSES 2019

Impacts sur le changement climatique

- Chapitres 7 et 8 du rapport AR5 du GIEC

Impacts sur les écosystèmes

- Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur – Ecological Criteria – 2009, EPA
- Integrated Science Assessment for oxides of Nitrogen Oxides of Sulfur, and Particulate Matter – Ecological Criteria – 2017 (draft report), EPA

2.2.2. Synthèse bibliographique de la prise en compte des particules en ACV

Le travail bibliographique a reposé sur l'étude des 4 principales méthodes utilisées en ACV et sur les publications ayant servi à élaborer ces méthodes.

L'explicitation de la prise en compte des particules en ACV repose sur 4 volets :

- o Un bilan sur les indicateurs d'impacts associés aux émissions de PM
- o Une analyse théorique de la caractérisation des particules en ACV sur la catégorie d'impact Particulate Matter/respiratory Inorganics
- o Une analyse pratique de la caractérisation des particules en ACV sur la catégorie d'impact Particulate Matter/respiratory Inorganics
- o Un bilan des limites des méthodes actuelles

2.2.3. Entretiens complémentaires au travail bibliographique

Des entretiens semi-dirigés ont été réalisés en complément du travail bibliographique. Le tableau ci-dessous récapitule les entretiens menés dans le cadre de l'élaboration de ce rapport.

Date	Interlocuteur	Thématique de l'entretien
19/03/20	Peter Fantke et Olivier Jolliet	Global Guidance for Life Cycle Assessment Indicators Volume 1 (UNEP, 2016)
04/05/20	Sébastien Humbert	Intake Fraction

- Un entretien a été mené avec Peter Fantke et Olivier Jolliet. Ils ont tous deux participé à la rédaction du *Global Guidance for Life Cycle Assessment Indicators Volume 1* (UNEP, 2016) qui comporte un chapitre sur l'indicateur *Particulate Matter*. Par ailleurs, ils figurent tous deux parmi les experts actuels du sujet, Olivier Jolliet participant au développement de la connaissance sur le sujet depuis 18 ans, tandis que Peter Fantke est notamment l'auteur des deux publications les plus récentes sur le sujet (prise en compte des émissions en intérieur, etc.).
- Un entretien a été mené avec Sébastien Humbert, dont la thèse a permis de développer les facteurs de la partie intake fraction de l'impact pathway.
- Des échanges par mail ont été menés avec Serenella Sala, du Joint Research Centre (JRC) de la Commission Européenne, au sujet de la méthode EF3.0.
- Enfin, Rosalie Van Zelm de la méthode ReCiPe a été contactée mais n'a pas donné suite.

2.2.4. Outil de présentation des références bibliographiques

L'ensemble de la bibliographie utilisée a été regroupée sous Mendeley et les sources bibliographiques ont été taguées en fonction des chapitres du rapport qui reposent sur ces sources. Les tags utilisés sont les suivants :

- Types particules
- Inventaire, métrologie et modélisation
- Impact santé
- Impact CC
- Impact Ecosystème

Pour l'analyse bibliographique en ACV, deux types de tags ont été utilisés :

- Les tags relatifs aux méthodes : EF3.0, UNEP, ReCiPe, ILCD, IMPACT
- Les tags associés aux facteurs : EF, iF, SF

2.2.5. Synthèse de l'état de l'art

Suite à l'état de l'art QA et ACV, un travail synthèse de croisement des enjeux a été réalisé pour évaluer la prise en compte actuelles de l'impact des particules en ACV au regard des connaissances en qualité de l'air.

2.3. Recommandations

Ces recommandations portent sur des préconisations concrètes à mettre en œuvre à court terme par les praticiens d'une part et par les développeurs de méthodes d'autre part. Des illustrations de ces recommandations sont également proposées sur des cas simples d'ACV.

II. ELEMENTS DE CADRAGE ET ATTENTES DES PARTIES PRENANTES

Les éléments de cadrage de ce rapport et les attentes des parties prenantes ont notamment été identifiés lors de la réunion de lancement du 3 février 2020, et ont été complétés par un questionnaire en ligne à l'attention des membres de ScoreLCA. Ce paragraphe en précise les principaux éléments.

Les attentes des parties prenantes concernant la prise en compte des particules dans les méthodes ACV sont les suivantes :

- Identifier quelles sont les catégories d'impact considérées dans les méthodes de caractérisation des particules à l'heure actuelle
- Approfondir la compréhension de la méthodologie générale utilisée pour la catégorie d'impact « *Particulate Matter* »
- Approfondir la compréhension de la spatialisation et régionalisation des émissions, et de l'utilisation des archétypes
- Identifier les flux non caractérisés et pour quelles raisons
- Expliquer la caractérisation des effets sur la santé des particules (notion d'exposition, de fonction dose-réponse, ...)
- Caractériser la maturité des méthodes à ce jour, afin que le praticien ACV puisse connaître les limites/pièges des méthodes qu'il utilise
- Identifier la nomenclature utilisée, et la granulométrie disponible pour l'inventaire selon les méthodes

Les deux volets de l'analyse bibliographique (QA & ACV) doivent permettre le croisement entre la considération actuelle des impacts des particules en ACV et leurs impacts réels tels qu'identifiés en Qualité de l'Air. Les éléments importants à croiser entre ces deux volets sont :

- Comment sont pris en compte en ACV les différents types de particules (classées par taille, compositions chimiques, sources, ...) ?
- Comment sont pris en compte en ACV les effets identifiés des particules ?
- Quelles justifications y a-t-il à une non prise en compte actuelle de certaines particules, ou de certains effets (incertitude de l'impact, difficulté à identifier les flux, absence de méthodologie adaptée, ...) ?
- Quelle est l'évolution actuelle de la théorie ACV sur ces éléments non considérés ? Quels sont les développements en cours, et les développements manquants ?

A partir de cette analyse bibliographique et d'un croisement des enjeux identifiés lors de ces analyses, des recommandations peuvent être tirées à l'attention des praticiens et des développeurs de méthode ACV sur la caractérisation des particules. Ces recommandations doivent notamment répondre aux éléments suivants :

- **Praticien**
 - Recommandations tournées vers l'opérationnel - guide de bonnes pratiques :
 - Comment éviter le double-comptage ?
 - Comment accéder à une donnée sur les particules ?
 - Quelle méthode choisir selon le contexte de l'étude ?
 - Quelles limites à la méthode choisie ?
- **Développeurs de méthodes**
 - Identifier le manque d'étude sur certains sujets
 - Quelles caractéristiques types pour les particules (diamètre, composition physico-chimique...) ? Quels paramètres clés à considérer ?
 - Quels facteurs à développer pour les différents enjeux ? Sur quelle base bibliographique ?

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

En complément, le questionnaire a également permis d'identifier chez les membres de ScoreLCA interrogés les connaissances préalables sur les particules, les habitudes de travail et l'importance accordée à l'indicateur « Particulate Matter ».

Dans l'ensemble, une connaissance intermédiaire des particules a été relevée, avec généralement une bonne appréhension des flux caractérisés mais des lacunes dans la compréhension de la théorie scientifique derrière l'indicateur. Les principales difficultés qui ont été communiquées concernent l'inventaire (données souvent incomplètes ou peu précises, difficiles à inventorier et à justifier sans plus de connaissances), et l'interprétation physique de l'indicateur ACV « Particulate Matter » à travers son cheminement théorique (quelles particules, notion d'exposition, effets sanitaires, ...).

Concernant les habitudes générales de travail, la plupart des différents flux proposés dans les inventaires sont utilisés mais les archétypes ne sont dans l'ensemble pas considérés. Il n'y a généralement pas d'analyse de sensibilité effectuée. Les méthodes utilisées la majeure partie du temps par les praticiens sont indiquées Figure 1.

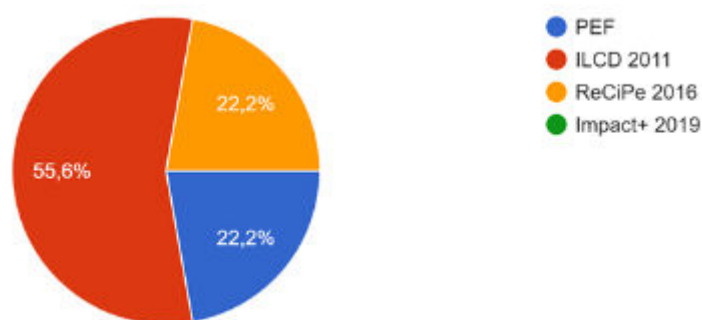


Figure 1 – Méthodes ACV principalement utilisées par les membres ScoreLCA d'après les réponses au questionnaire

Enfin, la majorité des membres interrogés ont communiqué que la considération de l'indicateur ACV « Particulate Matter » était « très importante » dans l'évaluation de leurs produits, appuyant les différentes attentes des parties prenantes de ce rapport.

Ces niveaux de connaissances et habitudes de travail des praticiens ACV identifiées par le questionnaire seront pris en compte dans l'élaboration des recommandations à l'attention des praticiens sur la considération des particules dans leurs évaluations environnementales.

III. ETAT DE L'ART QA : LES DIFFERENTS TYPES DE PARTICULES

1. Objectifs de cette analyse

L'objectif de cette analyse est de présenter les grands principes de classification des particules et les principales caractéristiques des particules afin de permettre une meilleure compréhension des choix méthodologiques réalisés pour la quantification des impacts des particules sur la santé et sur l'environnement ainsi que sur la prise en compte des particules en ACV.

2. Cadrage de l'approche bibliographique

Cette partie s'est appuyée sur plusieurs études de synthèse ainsi que certaines études spécifiques identifiées pour compléter certains volets de cette présentation générale. Les sources utilisées sont les suivantes :

- Integrated Science Assessment for Particulate Matter, EPA, 2019 & 2009
- Extrait de l'étude Record n°18-0677/1A : Exposition aux particules atmosphériques : lien entre caractérisation physico-chimique et impact sur la santé, 2020
- Synthèse des connaissances sur les particules en suspension dans l'air et des travaux d'Airparif sur ces polluants, Airparif 2008
- Le carbone suie : enjeu présent et futur, Airparif, 2014
- Formation d'aérosols organiques secondaires dans l'oxydation du limonène et des méthoxyphénols : Etude de l'influence des conditions environnementales, 2017, Waed Ahmad
- Modélisation des particules : Participation à Eurodelta et étude au voisinage d'une raffinerie, 2017 Valentin Raffort

3. Classification des particules en fonction de leur taille

Dans le cadre de l'étude de la qualité de l'air, les particules sont classées en fonction de leur "diamètre aérodynamique", qui correspond au diamètre moyen d'une sphère qui posséderait des propriétés aérodynamiques équivalentes.

3.1. Catégories de taille des particules

On distingue trois principales catégories de particules selon leur taille : les particules grossières et PM₁₀, les particules fines ou PM_{2,5} et les particules ultrafines. Cette classification découle notamment des techniques de mesures normalisées utilisées. D'autres techniques de mesures amènent parfois certaines études à considérer des fractions différentes de particules.

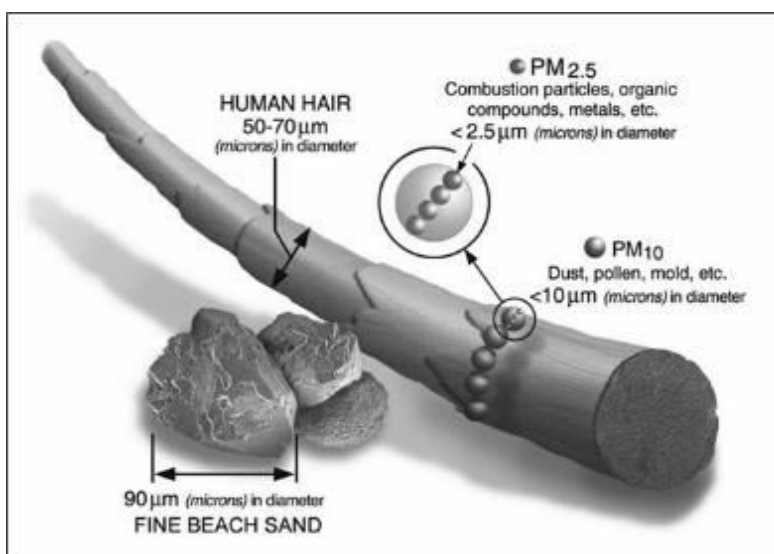


Figure 2 Comparaison du diamètre des particules en suspension (PM_{2,5} et PM₁₀) avec un cheveu humain et des grains de sable de plage (EPA 2019)

PM₁₀ et particules grossières

Les particules PM₁₀ sont les particules de tailles inférieures à 10 µm. Parmi ces particules sont plus spécifiquement identifiées les particules grossières (PM_{2,5-10}) dont la taille est comprise entre 2,5 µm et 10 µm. Les PM₁₀ correspondent à la fraction inhalable des particules. Les particules grossières sont également appelées les particules thoraciques car elles peuvent se déposer au-delà du larynx et atteindre les bronchioles.

Les particules fines ou PM_{2,5}

Les particules PM_{2,5} sont les particules caractérisées par un diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm. Elles pénètrent jusque dans les bronchioles terminales et les alvéoles.

Les particules ultrafines ou PM_{0,1}

Les particules ultrafines représentent les particules les plus petites et sont caractérisées par un diamètre aérodynamique inférieur à 0,1 µm. Ces particules sont une fraction des PM_{2,5} et leur masse au sein des particules est faible. Elles sont en revanche les plus abondantes en termes de nombre de particules par m³. Leur petite taille leur permet de pénétrer profondément dans l'appareil respiratoire mais également de passer la barrière alvéolaire et ainsi atteindre le niveau systémique.

Les PM₁₀ incluent ainsi les particules grossières, les particules fines et ultra fines ; Les PM_{2,5} incluent les particules ultrafines.

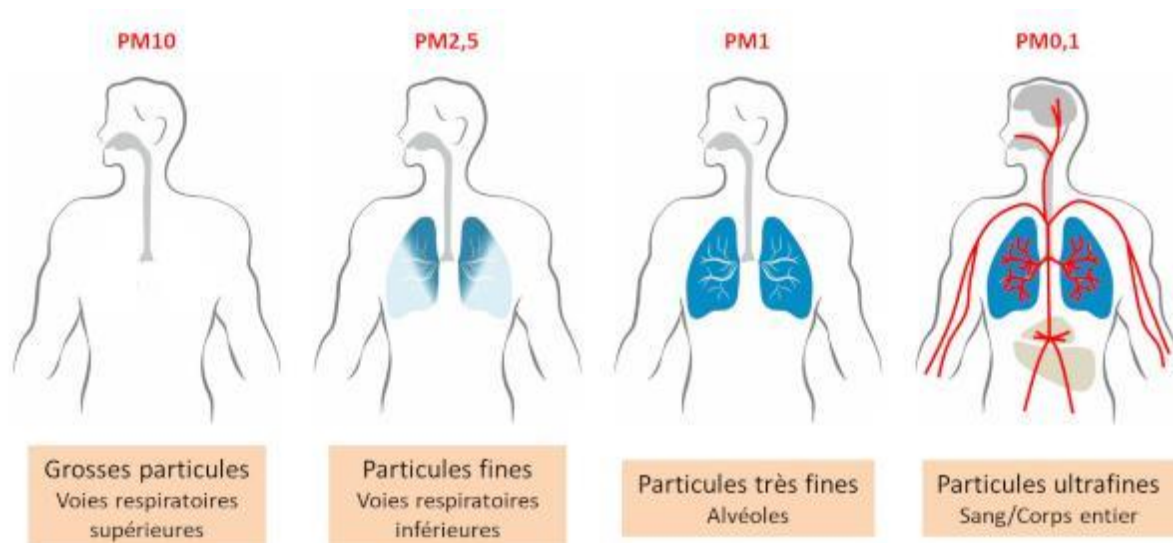


Figure 3 Illustration de la pénétration pulmonaire des particules selon le diamètre (Encyclopédie de l'Environnement)

3.2. Mécanismes de formation des particules et granulométrie

Les travaux de Whitby ont montré que la distribution granulométrique des particules peut être décrite selon 3 modes principaux de formation : nucléation, accumulation et sédimentation.

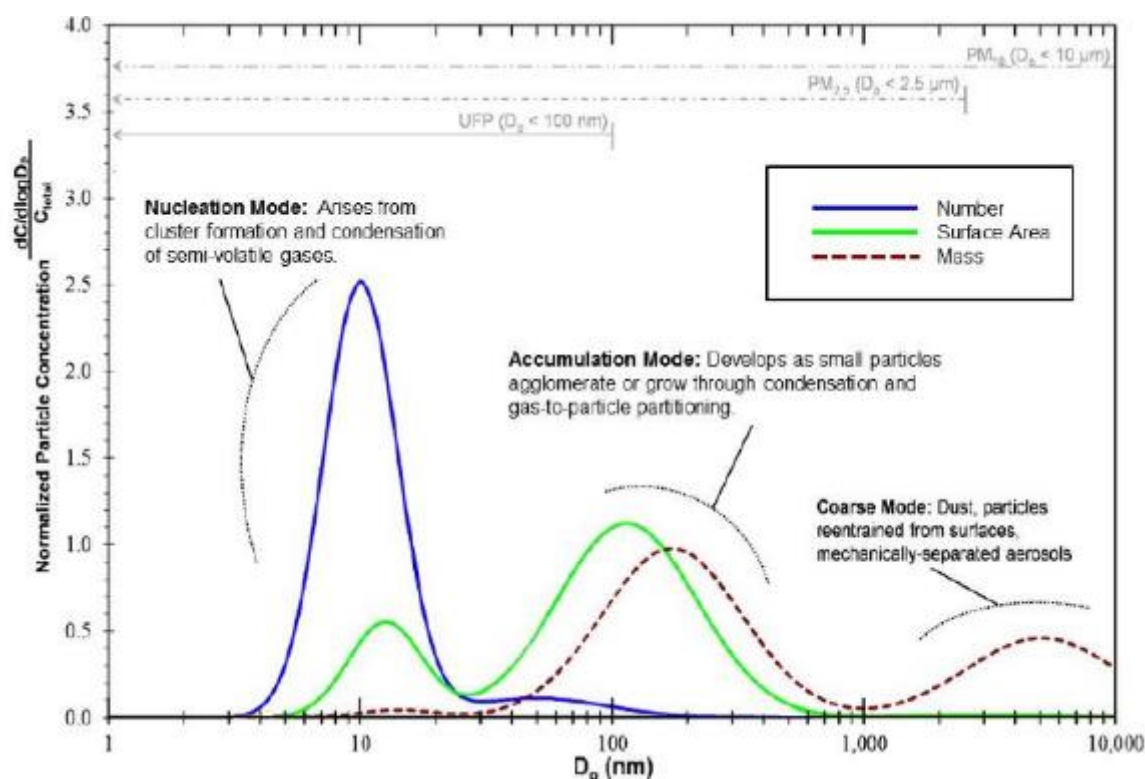


Figure 4 Modes de formation des particules selon leur taille (nm) et la concentration normalisée en particules (EPA, 2019)

- **le mode nucléation** : Ce mode concerne principalement les particules ultrafines ; les particules sont formées principalement par condensation de vapeurs chaudes au cours de procédés de combustion à température élevée ou par nucléation homogène lors de leur refroidissement.

Bien que le plus grand nombre de particules atmosphériques apparaissent dans le mode nucléation, ces particules contribuent peu à la masse totale de particules en raison de leur très petite taille.

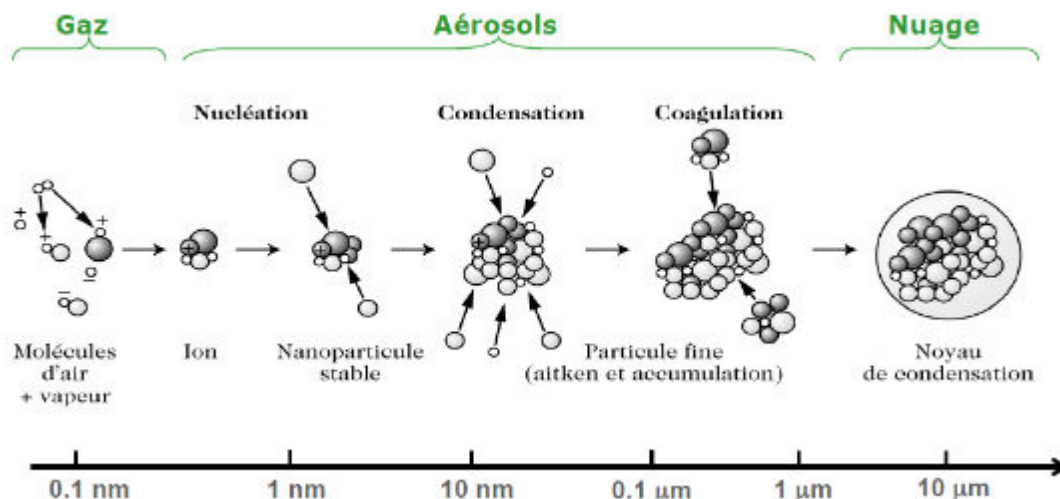


Figure 5 Mécanismes de formation des particules (source SDUEE, UPMC, 2011)

- **le mode accumulation** : Ce mode concerne principalement les particules de diamètre compris entre 0,1 et 2 μm résultant de la coagulation de particules du mode nucléation, ainsi que de la condensation de vapeurs sur les particules existantes, dont la taille augmente alors dans la gamme.

Ce mode contribue de façon majeure à la surface et à la masse totale des aérosols dans l'atmosphère. Le mode accumulation est appelé ainsi car les procédés d'élimination atmosphériques sont moins efficaces dans cette gamme de tailles. Ces particules fines peuvent rester en suspension dans l'atmosphère pendant des jours voire des semaines. Les dépôts secs et humides (lessivage par les précipitations) sont les principaux processus par lesquels ces particules sont finalement éliminées de l'atmosphère.

Toujours liés l'un à l'autre dans l'atmosphère, ces deux modes (nucléation et accumulation) forment le groupe des particules fines, qui jouent un rôle essentiel dans la physico-chimie atmosphérique.

- **le mode sédimentation ou grossier (Coarse)** : Ce mode concerne principalement les particules de plus de 2 μm, formées essentiellement par des procédés mécaniques tels que l'érosion éolienne, les embruns, les opérations de broyage dans l'industrie... Ces particules sont efficacement éliminées par déposition sous l'action de la gravité. Leur durée de vie est donc faible, de quelques heures à quelques jours. Elles contribuent peu à la concentration en nombre des particules, mais contribuent de façon notable à la masse.

Il peut être observé que les différents modes de nucléation correspondent approximativement aux catégories de taille de particules couramment utilisées (PM₁₀, PM_{2,5}, PM_{0,1}). Cette correspondance n'est cependant pas parfaite du fait de la superposition pour certaines tailles des différents modes de formation. Par exemple, une partie des particules relevant du mode accumulation est supérieure à 2,5 μm.

4. Classification des particules en fonction de leur origine

Les particules peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Pour ces deux catégories, on trouvera des particules primaires ou secondaires :

- **Les particules primaires** sont directement émises dans l'atmosphère. La fraction grossière des particules primaires est essentiellement formée par des procédés mécaniques tels que l'érosion. Les plus fines sont émises soit directement sous forme solide, soit sous forme de vapeurs qui condensent très rapidement pour former des particules ultrafines.
- **Les particules secondaires** ne sont pas émises directement dans l'atmosphère. Elles ont une origine physico-chimique : elles résultent de la transformation des polluants gazeux présents dans l'atmosphère, tels que le dioxyde d'azote NO₂, le dioxyde de soufre (SO₂), l'ammoniac (NH₃) et les Composés Organiques Volatils (COV).

Le schéma ci-dessous résume les différents types de particules selon leurs origines.

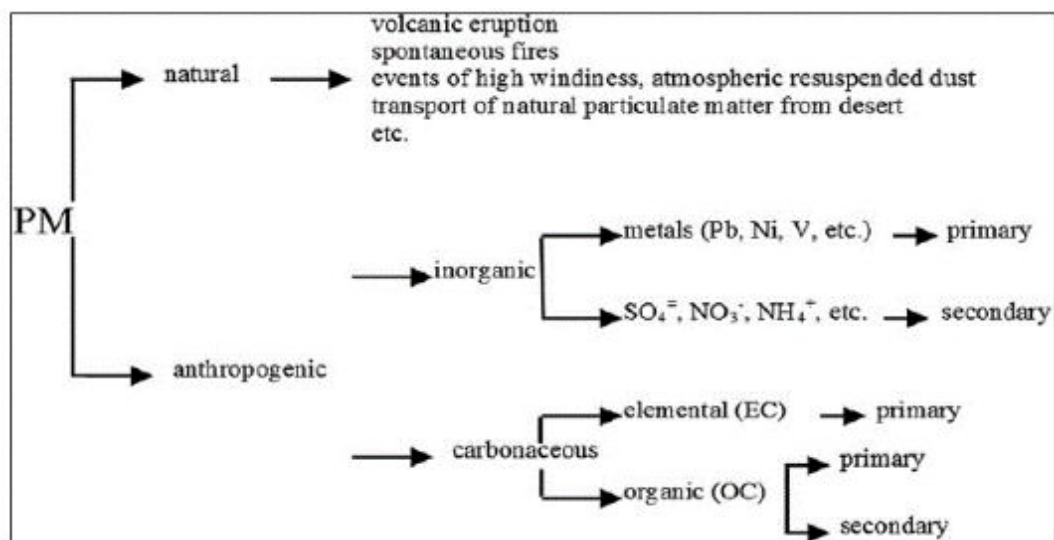


Figure 6 Classification des particules selon leur source naturelle ou anthropique (Avino et al, 2015)

4.1. Particules d'origine naturelle

Il existe trois sources principales d'aérosols primaires naturels [Airparif 2008].

- **La source terrigène** : ces particules sont générées par l'érosion des sols sous l'action du vent, notamment dans les régions désertiques.
- **La source marine** : sous l'action des vagues, des gouttelettes d'eau sont projetées dans l'atmosphère. Après évaporation de l'eau de mer, les sels marins se retrouvent dans l'atmosphère et constituent des aérosols, dont la composition est proche de celle de l'eau de mer.
- **La source biogénique** : l'aérosol biogénique provient de l'émission directe par les plantes d'hydrocarbures lourds, de pollens, de spores, ainsi que des débris végétaux. De grandes quantités d'aérosols sont également émises lors des éruptions volcaniques, mais cela reste une source épisodique de particules.

Il existe également une contribution naturelle à la formation de particules secondaires du fait de l'émission naturelle de SO₂, de NO_x et de COV (Composés Organiques Volatils).

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

La figure ci-dessous présente une estimation pour l'année 2000 des émissions de particules selon différentes sources.

SOURCES	H.Nord	H.Sud	Global	Min-Max
AEROSOLS SECONDAIRES				
Sulfate				
issus de SO ₂ anthropique	106	15	122	69-214
issus des gaz biogéniques	25	32	57	28-118
issus de SO ₂ volcanique	14	7	21	9-48
Nitrate				
issus des NO _x anthropique	12,4	1,8	14,2	9,6-19,2
issus des NO _x biogéniques	2,2	1,7	3,9	1,9-7,6
Carbone organique				
issu des COV anthropiques	0,15	0,45	0,6	0,3-1,8
issu des COV biogéniques	8,2	7,4	16	8-40
AEROSOLS PRIMAIRES				
Matière organique				
Feux de biomasse	28	26	54	45-80
Combustibles fossiles	28	0,4	28	10-30
Débris biogéniques	-	-	56	0-90
Carbone suie				
Feux de biomasse	2,9	2,7	5,7	5-9
Combustibles fossiles	6,5	0,1	6,6	6-8
Poussières industrielles	-	-	100	40-130
Sels de mer	1440	1900	3340	2000-6000
Poussières désertiques	1800	349	2150	1000-3000
Total sources anthropiques	153	18	271	134-403
Total sources naturelles	3320	2326	5704	3097-9393

Figure 7 Estimation des émissions annuelles (téragramme/an) des principaux types d'aérosols pour l'année 2000 (IPCC 2001)

4.2. Particules d'origine anthropique

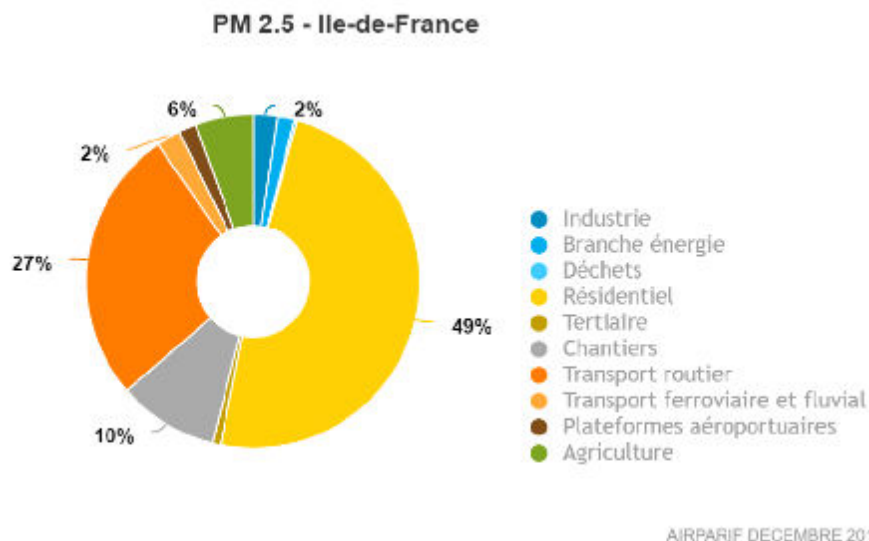


Figure 8 Illustrations des sources de particules pour les PM_{2,5} en ile de France

Les émissions de particules anthropiques proviennent de plusieurs sources différentes et notamment :

- Le trafic routier via la combustion des carburants, l'usure des pneus et des freins mais aussi la remise en suspension des particules déposées sur la route
- La combustion d'énergie fossile et de biomasse dont le chauffage au bois
- Les processus industriels
- L'agriculture

Les sources d'émissions de particules anthropiques peuvent être divisées entre sources stationnaires et sources mobiles.

Les sources stationnaires incluent la combustion d'énergies fossiles utilisées pour la production d'électricité ou pour d'autres processus, les processus industriels, les activités agricoles, la construction des routes et des bâtiments et la combustion de biomasse.

Les sources mobiles proviennent des véhicules fonctionnant au diesel et à l'essence ainsi que de l'ensemble des autres véhicules à moteur. Ces sources émettent des particules primaires de combustion ainsi que des précurseurs de particules (gaz). Les véhicules sont également à l'origine de particules du fait de l'usure des pneus et des freins. Enfin la circulation est aussi à l'origine d'une remise en suspension des particules

4.3. Des particules primaires aux particules secondaires

Les particules secondaires résultent de la transformation des polluants primaires gazeux émis dans l'atmosphère, tels que le dioxyde d'azote NO_2 , le dioxyde de soufre (SO_2), l'ammoniac (NH_3) et les Composés Organiques Volatils (COV).

Les vapeurs gazeuses émises dans l'atmosphère se condensent et forment des particules de très petite taille, qui grossissent par coagulation ou fixation de la vapeur d'eau. Ceci s'accompagne souvent d'une oxydation photochimique des composés, sous l'action du soleil.

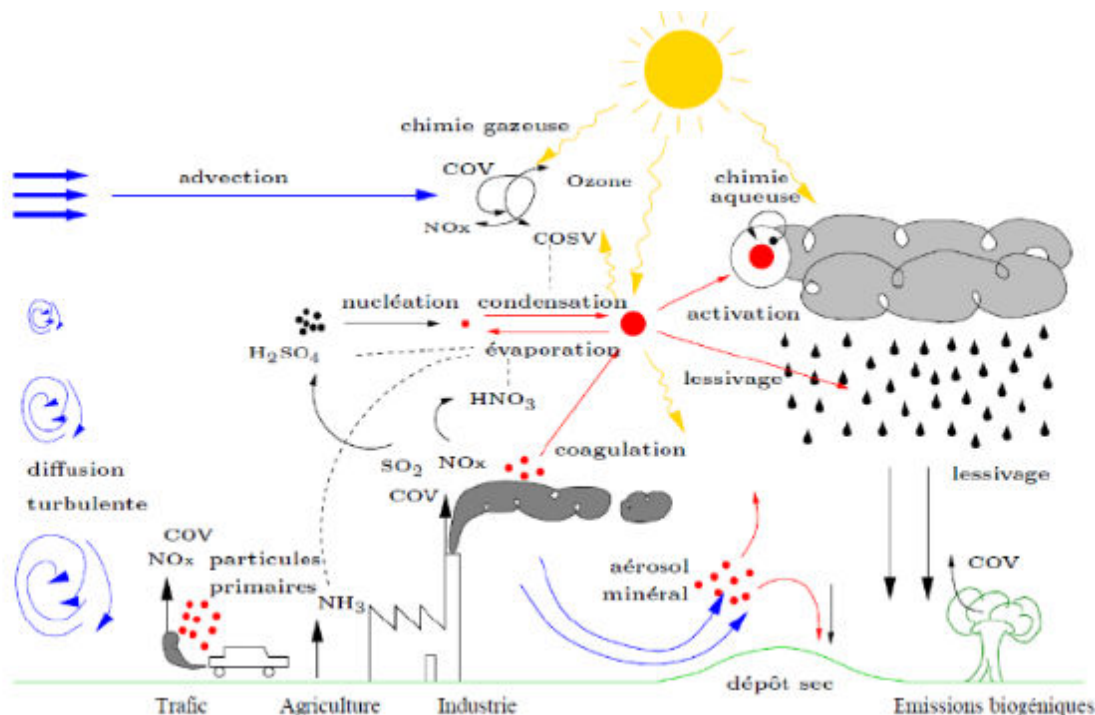


Figure 9 Processus traité dans les modèles de chimie transport (Sportisse, 2008)

Les trois espèces principales d'aérosols secondaires sont :

- **Les sulfates**, issus de l'oxydation du SO_2 en acide sulfurique (H_2SO_4) ; on distingue les sulfates marins (sea-sulphate, SS) issus de l'oxydation du diméthylsulfure produit par les vagues, et les sulfates résultant de la conversion et de l'oxydation du SO_2 anthropique émis par l'industrie et les centrales thermiques (non-sea sulphates, NSS).
- **Les nitrates**, résultant de l'oxydation du dioxyde d'azote NO_2 en acide nitrique (HNO_3). Cette réaction peut s'effectuer en phase gazeuse, le nitrate étant alors associé à l'ammonium (NH_4^+). Elle peut aussi s'effectuer dans la fraction grossière lorsque le nitrate est associé à des sels marins (Na^+) ou des poussières calcaires (Ca^{2+}).
- **Les composés organiques secondaires**, issus de réactions chimiques à partir des COV, émis par les sources anthropiques, mais aussi biogéniques comme les terpènes.

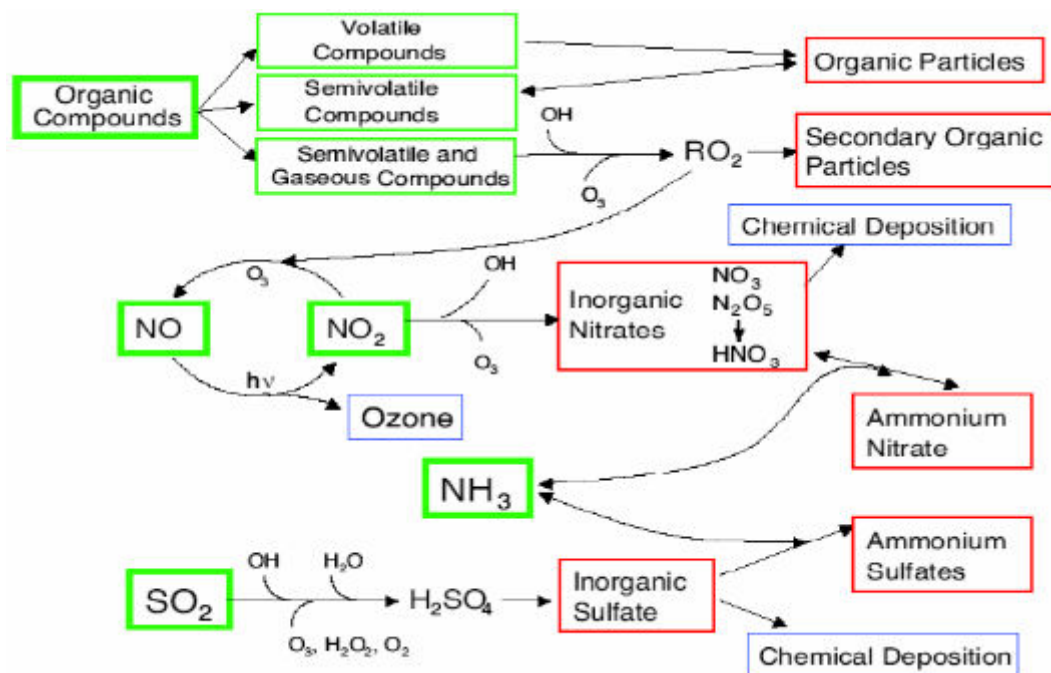


Figure 10 Principe généraux de formation des particules secondaires (Particulate Matter Science for Policy Makers - A NARSTO Assessment, 2003)

Cette source de particules est difficile à quantifier car la génération des particules secondaires met en jeu des mécanismes complexes, mal connus qualitativement et quantitativement. Elle dépend des émissions des polluants gazeux précurseurs, mais aussi des conditions météorologiques. Elle constitue néanmoins une source importante de particules.

Elle peut en particulier donner lieu à des transports continentaux et inter-régionaux de particules et contribuer aux concentrations parfois importantes observées.

4.4. Zoom sur les particules carbonées

Il existe plusieurs types de particules qui contiennent du carbone, leurs sources sont cependant différentes et ces particules peuvent être le marqueur de pollutions spécifiques.

Carbone suie ou carbone noir

Le carbone suie est caractérisé par deux propriétés principales : c'est un composé constitué de carbone (C) dont la couleur noire absorbe le rayonnement lumineux.

Le carbone suie mesuré est un type de particules, produit par les combustions incomplètes de combustibles d'origine fossile et biomassique, débarrassé de sa fraction organique. Ses principales sources sont les moteurs à combustion (diesel essentiellement), la combustion résidentielle de bois et de charbon, les centrales électriques, l'utilisation de fioul lourd ou du charbon, la combustion de déchets agricoles, ainsi que les incendies de forêt et de végétation.

Il appartient aux particules fines $PM_{2,5}$, mais se retrouve principalement dans la fraction la plus petite de celles-ci, les PM_1 . Par ces deux caractéristiques, chimiques et physiques, le carbone suie permet de mieux comprendre les comportements de la pollution particulaire liée aux sources de combustion.

Carbone organique :

La fraction « carbone organique » des aérosols carbonés regroupe plusieurs familles de composés. Cette fraction peut être soit émise directement dans l'atmosphère à partir de cires végétales ou la combustion de biomasse et de matières fossiles (= aérosols organiques primaires, AOP), soit provenir de l'oxydation de composés organiques volatils (COV) biogéniques et anthropiques, on parle dans ce cas d'aérosols organiques secondaires (AOS).

La végétation est une source importante en été, car les COV biogéniques sont formés lors de la photosynthèse, qui est dépendante du flux de rayonnement solaire. Ces conditions sont de plus favorables à la formation d'aérosols organiques secondaires (SOA). La concentration de particules de l'atmosphère est ainsi dépendante des émissions, à la fois biogéniques et anthropiques, mais également des conditions atmosphériques (température, humidité, rayonnement solaire...).

La composante organique des aérosols a été très étudiée ces dernières années. Cependant, il reste encore de nombreuses incertitudes sur sa composition, étant donné que l'identification complète de cette fraction pose de grandes difficultés expérimentales, de par la variété des structures chimiques générées et les nombreuses sources identifiées et/ou suspectées.

5. Synthèse des caractéristiques des particules selon leurs tailles

Une synthèse des principales caractéristiques des particules en fonction de leur taille a été établie dans le rapport de l'EPA (2009&2019) et adaptée dans l'étude Record n°18-0677/1A. Ces caractéristiques sont reprises dans le tableau ci-dessous :

Particules	Particules ultrafines (PM _{0,1})	Particules fines (PM _{2,5})	PM ₁₀ et particules grossières
Mécanismes de formation	Nucléation/condensation	Accumulation/nucléation/condensation	Sédimentation
Composition	Sulfate Carbone élémentaire Composés métalliques Composés organiques à faible volatilité	Ions sulfate, nitrates, ammonium et hydrogène Carbone élémentaire, composés organiques à faible et moyenne volatilité Composés métalliques	Silice (SiO ₂), Poussières minérales, Éléments traces métalliques, Pollen
Sources	Combustion de biomasse et de combustibles fossiles ; Réactions atmosphériques de composés gazeux primaires	Combustion de charbon, de pétrole, d'essence Oxydation atmosphérique de NO _x , de SO ₂ et de produits organiques (dont produits biogéniques)	Fumée noire, terre (labour) chantiers de construction, carrières, Poussière de route, abrasion des pneus et freins, Embruns
Durée de vie dans l'atmosphère	Minutes à heures	Jours à semaines	Minutes à heures
Distance de dispersion	<1-10km	10 à 100 km	<1 à 10 km (100 à 1000 en cas de tempête de poussière)
Solubilité	Pas de données	Soluble	Insoluble ou faible solubilité
Pénétration dans l'arbre respiratoire	Alvéoles ; passage au travers de la barrière alvéolo-capillaire	Bronchioles terminales et alvéoles ; passage au travers de la barrière alvéolo-capillaire	Bronchioles

Tableau 1 : Synthèse des caractéristiques des particules par taille

6. Enjeux associés à la classification des particules

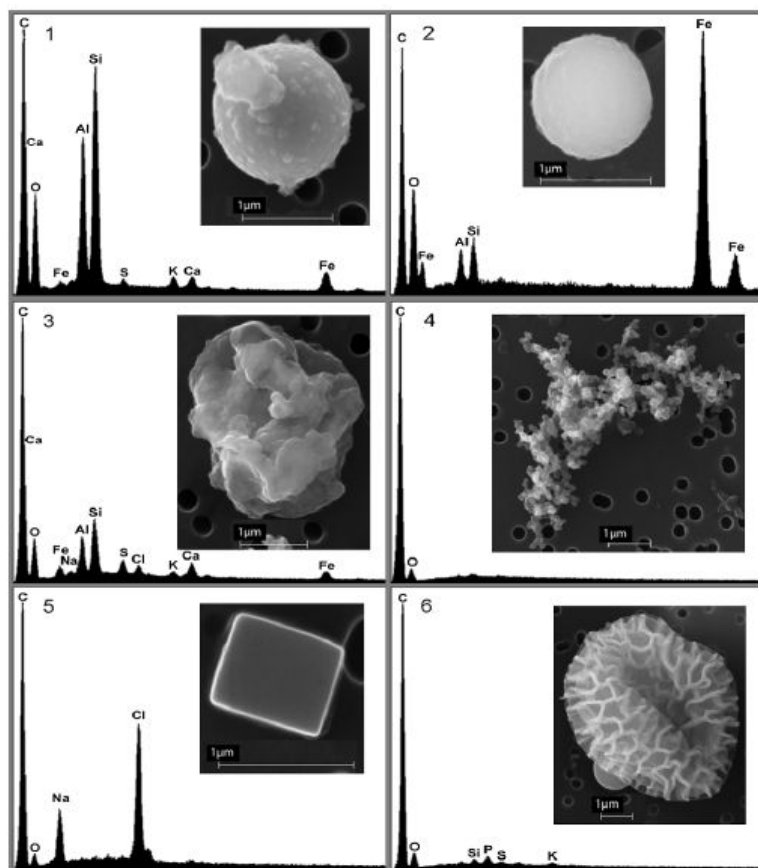
La classification des particules trouve son origine première dans les différentes techniques de mesure de la concentration des particules dans l'atmosphère.

Ces mesures se sont développées à partir d'une mesure des concentrations en fonction de la taille des particules, ce qui a amené à développer une classification en particulièrement grossière, fines et ultrafines.

Il apparaît cependant que la composition des particules est complexe du fait des nombreuses sources de particules, de la variété des composés pouvant intervenir dans la formation des particules et des interactions entre ces composés dans l'évolution de ces particules.

Ces caractéristiques impliquent les enjeux suivants pour l'évaluation des impacts des particules :

- La nécessité de préciser la classification (taille ou composition par exemple) pour évaluer les impacts des particules
- Le besoin de rassembler un grand nombre de données (émissions, concentrations, expositions) pour identifier et quantifier les impacts d'une des caractéristiques de classification des particules de façon indépendante des autres.



Source: National Exposure Research Laboratory.

X-ray spectra and scanning electron microscopy images of individual particles. These include: (1) an aluminum-silicate fly ash sphere emitted from a coal-fired power plant; (2) an iron oxide sphere emitted from a steel manufacturing facility; (3) an aluminum-silicate particle, probably of crustal origin; (4) a carbon soot aggregate from a diesel engine consisting of many sub-micron size carbon particles; (5) a sodium chloride crystal, potentially of marine origin; and (6) a partially collapsed pollen particle. The polycarbonate filter substrate used to collect the particles is visible in the background of each image and contributes to the carbon peak in each spectrum.

Figure 11 Illustration de la diversité des particules (EPA, 2009)

IV. ETAT DE L'ART QA : INVENTAIRE DES SOURCES D'EMISSIONS, MESURES ET MODELISATION

1. Objectif de cette analyse

Cette analyse vise à préciser la prise en compte et le traitement des différentes typologies de particules d'origine anthropique, de l'inventaire des sources d'émissions, à la modélisation des concentrations dans l'air ambiant en passant par la mesure par des moyens métrologiques (en air extérieur, sur site industriel...).

La Figure 12 détaille ainsi les différentes étapes et outils utilisés permettant la mesure, l'inventaire et la modélisation des polluants atmosphériques en air extérieur, et notamment les particules.

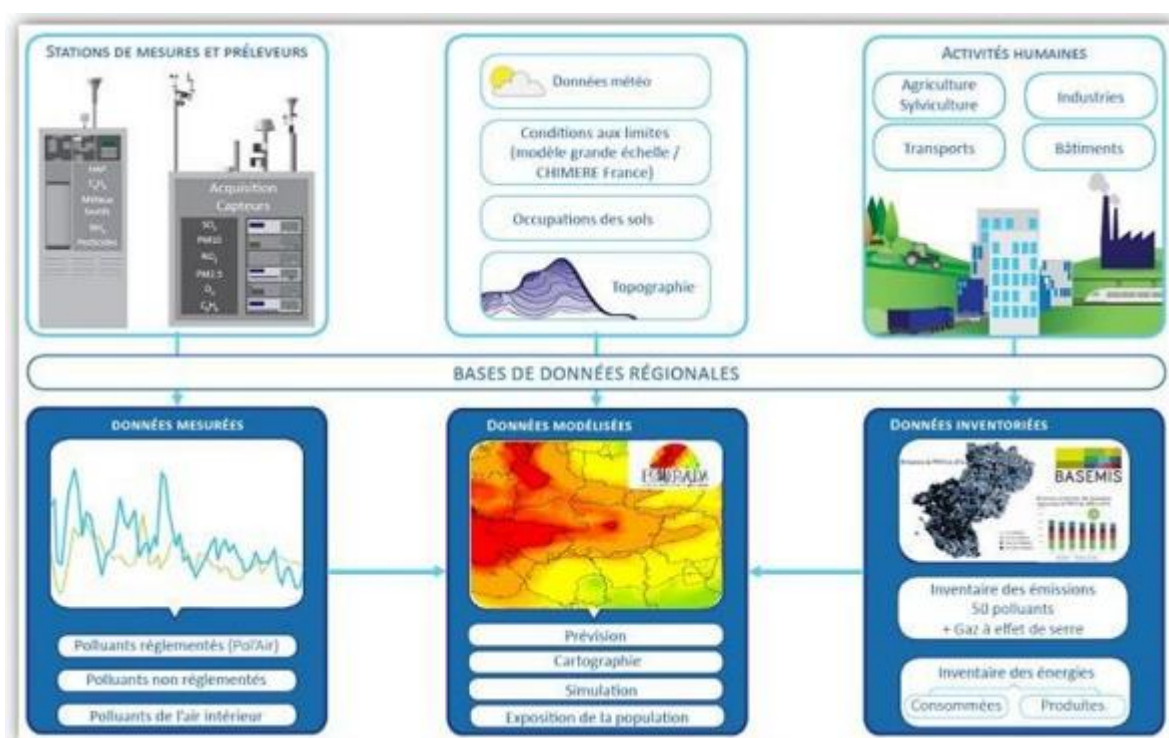


Figure 12 : Inventaire sectoriel des émissions de polluants, mesures et outils de modélisation (Illustration ATMOSUD)

2. Cadrage de l'approche bibliographique

Ce travail a été réalisé principalement à travers une revue des données et publications disponibles sur ces sujets sur les sites des AASQA (AtmoSud, Airparif) et du CITEPA :

- GES & Polluants Atmosphériques : bilan des émissions en France de 1990 à 2017 / Rapport National d'Inventaire SECTEN Juillet 2019

3. Inventaire des sources d'émissions

Le format Secten fournit des données, graphiques et analyses sur les émissions de gaz à effet de serre et de polluants atmosphériques en France (cf Figure 13, Figure 14 & Figure 15). Ces données sont compilées annuellement par le CITEPA à **partir de données d'activités, qui sont multipliées par des facteurs d'émissions spécifiques afin d'obtenir des quantités de polluants par an.**

Il permet d'avoir une vision claire des tendances d'émission de chaque substance, de la contribution de chaque secteur source, et de l'atteinte ou non des différents objectifs. Pour chaque substance, des données et analyses sont disponibles par SECTeur émetteur et par ENergie (SECTEN). Ce format ne correspond pas à un format de rapportage officiel mais il complète les autres rapports, moins accessibles, rédigés dans le cadre d'engagements internationaux (CCNUCC, CEE-NU notamment).

A un niveau désagrégué au-delà des principaux secteurs **SECTEN**, les inventaires d'émissions sont établis selon la nomenclature **SNAP** (Selected Nomenclature for Air Pollution, EMEP/CORINAIR 1997). Cette nomenclature a évolué depuis 1997, pour permettre la prise en compte de nouvelles activités via **une approche par sous-secteurs émetteurs**. Elle est décrite dans le rapport OMINEA (Organisation et méthodes des inventaires nationaux des émissions atmosphériques en France).

Niveaux sectoriels du format SECTEN	
Secteurs principaux	Sous-secteurs
Extraction, transformation et distribution d'énergie	Production d'électricité Chauffage urbain Raffinage du pétrole Transformation des combustibles minéraux solides - mines Transformation des combustibles minéraux solides - sidérurgie Extraction des combustibles solides et distribution énergie Extraction des combustibles liquides et distribution énergie Extraction des combustibles gazeux et distribution énergie Extraction d'énergie et distribution autres (géothermie, ...) Autres secteurs de la transformation d'énergie (incinération de déchets avec récupération d'énergie)
Industrie manufacturière, traitement des déchets, construction	Chimie organique, non-organique et divers Construction Biens d'équipements, industrie mécanique, électrique, etc. Agro-alimentaire Métallurgie des métaux ferreux Métallurgie des métaux non-ferreux Minéraux non-métalliques et matériaux de construction Papier, carton Traitement des déchets (hors récupération d'énergie) Autres secteurs de l'industrie et non spécifié

Figure 13 : Exemple de niveaux sectoriels et sous-secteurs du format SECTEN (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)

Ces travaux d'inventaires nationaux peuvent être également complétés par une analyse et spatialisation via les inventaires d'émissions sectoriels régionaux réalisés régionalement par les AASQA.

Le rapport Secten du CITEPA regroupe les polluants atmosphériques en 5 grandes familles dont les données sont exprimées en quantités massiques des différentes substances :

- Acidification, eutrophisation et pollution photochimique (ou « AEPP ») : (SO₂, NO_x, NH₃, COVNM, CO, le total de ces substances en équivalent acide)
- Gaz à effet de serre (ou « GES ») : CO₂, CH₄, N₂O, HFC, PFC, SF₆, NF₃, total en CO₂eq
- Métaux lourds : As, Cd, Cr, Cu, Hg, ni, Pb, Se, Zn
- Polluants organiques persistants (ou « POP ») : PCDD-F, HAP, PCB, HCB
- **Et Particules (ou « PM » ou « poussières »)** : PM₁₀, PM_{2,5}, PM_{1,0} ; total (TSP), composante carbone suie.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Cette dernière famille regroupe les particules en suspension dans l'air, classées par taille (particules fines à ultrafines). Les TSP (particules en suspension totales) englobent les PM₁₀ qui englobent les PM_{2,5}, qui englobent les PM₁. Le carbone suie, ou Black Carbon (BC) s'ajoute à cette liste : il fait partie des PM_{2,5} et est émis lors des phénomènes de combustion incomplètes de combustibles fossiles ou de la biomasse.



Figure 14 : Répartition 2017 des émissions de PM_{2,5} en France métropolitaine (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)

Figure 15 : Répartition 2017 des émissions de carbone suie en France métropolitaine (Source CITEPA / Format SECTEN / Avril 2019)



Figure 16 : Variabilité temporelle des émissions primaires de PM_{2,5} en IdF (Source Airparif / Bilan 2015 des émissions / Avril 2019)

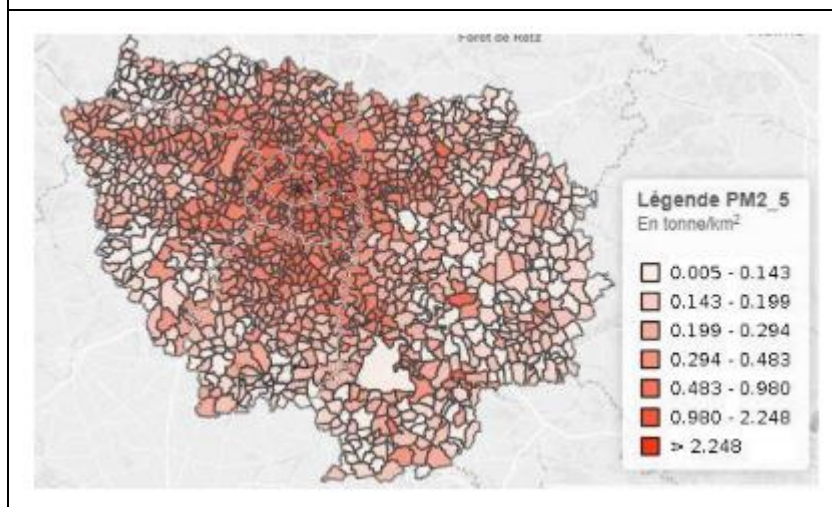


Figure 17 : Variabilité spatiale des émissions primaires de PM_{2,5} en IdF (Source Airparif / Bilan 2015 des émissions / Avril 2019)

4. Métrologie et mesures des particules

4.1. Dispositifs de surveillance

En France, les réseaux de surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) permettent la surveillance par la mesure des niveaux de concentrations d'un certain nombre de polluants réglementés dans l'air ambiant et notamment des particules.

La surveillance réglementaire des particules porte sur des mesures de masse des particules PM10 et des particules PM2,5.

La fraction grossière (PM2,5-10) n'est pas mesurée directement en France mais peut être obtenue par soustraction de PM2,5 au PM10. On notera toutefois aux États-Unis un réseau de surveillance de mesure spécifique à cette fraction de particules depuis 2011 et compte 218 stations de mesure dédiée selon le dernier rapport de l'EPA sur les particules.

La réglementation concernant les particules en France notamment issues de la transposition de la directive européenne 2008/50/CE définit plusieurs valeurs de concentration pour les particules :

- Valeurs limites : niveaux de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser. Ces niveaux sont fixés sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir et de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble (Code de l'environnement, Art. 221-1) ;
- Valeurs cibles : niveaux de concentration de substances polluantes dans l'atmosphère à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, afin d'éviter, de prévenir ou réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble ;

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

- Objectifs de qualité de l'air : niveaux de concentration de substances polluantes à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement.

Polluants	Valeurs limites	Objectifs de qualité	Valeur Cible
PM10	En moyenne annuelle : depuis le 01/01/05 : 40 µg/m³. En moyenne journalière : depuis le 01/01/2005 : 50 µg/m³ à ne pas dépasser plus de 35 jours par an.	En moyenne annuelle : 30 µg/m³.	
PM2,5	En moyenne annuelle : 25 µg/m³ depuis le 01/01/15.	En moyenne annuelle : 10 µg/m³.	En moyenne annuelle : 20 µg/m³.

Tableau 2 Réglementation françaises relatives aux particules PM10 et PM2,5

En complément aux mesures réglementaires, un dispositif de surveillance en temps réel de la composition chimique des particules a par ailleurs été mis en place en 2008 afin de répondre à un besoin de compréhension et d'information sur l'origine des épisodes de pollution particulaire. **Ce dispositif CARA (« CARActérisation chimique des particules »)** est géré par le LCSQA (Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air) avec l'appui local des AASQA (Association de Surveillance de la Qualité de l'Air). Fondé historiquement sur un dispositif de prélèvements sur filtres, qui sont ensuite analysés en laboratoire, il intègre désormais des mesures d'analyseurs automatiques dimensionnés pour la surveillance opérationnelle.

Ce dispositif intègre des comptages de particules y compris les ultrafines PM₁. Les particules de « Black Carbon » ou « carbone suie » sont principalement recensées parmi les PM₁. Une technologie spécifique permet de les dénombrer et d'en identifier la source.

En parallèle de ce dispositif national, la France a mis en place l'**Observatoire national de Mesure et d'Evaluation en zone Rurale de la pollution Atmosphérique à longue distance (Observatoire MERA)**. Cet observatoire est la composante française du dispositif européen EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme) de suivi sur le long terme de la pollution atmosphérique dans le cadre de la Convention de Genève sur la pollution transfrontalière à longue distance.

Le programme français est constitué de 13 stations rurales non influencées localement pour une bonne représentativité régionale et suit les dépôts de particules et notamment les PM10 et PM2,5 mais aussi les composés gazeux et les retombées humides. Les objectifs de l'observatoire MERA sont de :

- Fournir des données de qualité et à long terme de la composition chimique de l'atmosphère et les dépôts
- Évaluer dans l'espace et le temps les échanges transfrontaliers de polluants gazeux, particulaire
- Déterminer l'impact des contaminants atmosphériques sur les différents écosystèmes
- Evaluer les tendances des principales substances toxiques pour la santé et l'environnement

4.2. Techniques de mesure

Pour appréhender les niveaux de concentration de la matière particulaire dans l'air ambiant, il faut « comparer ce qui est comparable ». La caractérisation des niveaux de PM dépend de la métrologie utilisée. Concrètement, **le moyen de mesure détermine la grandeur mesurée**.

Dans l'air ambiant, les mesures de concentration de PM, sont principalement de deux types : masse et nombre. L'équipement de mesure est ainsi systématiquement complété par une « tête de prélèvement » qui détermine la fraction de PM prise en compte.

- La concentration massique est exprimée en microgrammes par mètre cube ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), la mesure doit préciser également la fraction concernée : PM₁₀, PM_{2,5} ou PM₁.
- Le comptage particulaire est exprimé en nombre de particules par centimètre cube ($\#/\text{cm}^3$), la mesure doit préciser l'étendue ou la fraction de diamètre prise en compte ; par exemple de 100 nm à 1 micromètre.

Le comptage particulaire peut être exprimé en « nombre total de particules » ou par une distribution granulométrique.

La figure suivante présente le principe de l'approche métrologique spécifique aux particules.

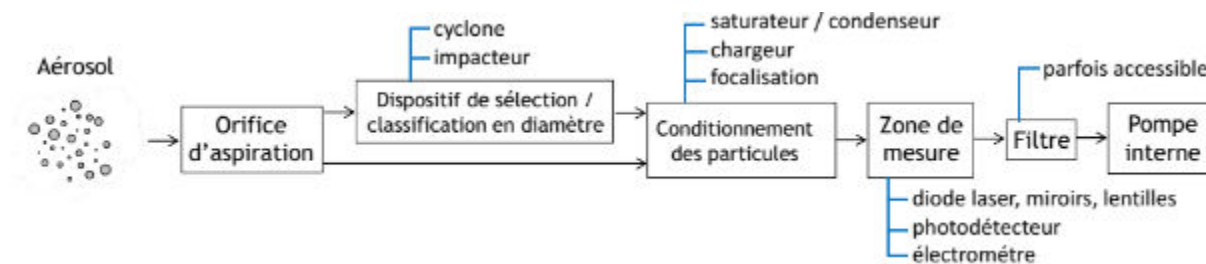


Figure 18 : Schéma de principe de l'approche métrologique pour la mesure des particules (Source INRS / Xavier Simon)

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Le tableau suivant fait la synthèse des principaux équipements et techniques de mesures utilisées dans les réseaux de surveillance de la qualité de l'air extérieur. Certains de ces moyens de métrologie font l'objet d'une norme inscrite dans la réglementation (Normes NF EN12341 pour les PM10 et norme NF EN 14907 pour les PM2.5).

Équipement	Tête de prélèvement	Grandeur mesurée
Jauge radiométrique	PM10	concentration massique de la fraction PM10
	PM _{2,5}	concentration massique de la fraction PM _{2,5}
Analyseur de mobilité électrique	PM ₁	nombre de particules entre 20 nm et 1 µm nombre total et répartition dans 6 canaux granulométriques
Compteur de noyau de condensation	PM ₁	nombre de particules entre 7 nm et 1 µm
Compteur optique		nombre de particules entre 0,25 µm et 32 µm nombre total et répartition dans 31 canaux granulométriques

Tableau 3 : Synthèse moyens métrologiques utilisés pour l'analyse des particules en AASQA (AtmoSud)

La mesure spécifique du carbone suie (ou Black Carbon) : vers une identification des sources

Le carbone suie (Black Carbon) est analysé par procédé optique. Un aéthalomètre mesure en continu l'absorption de la lumière suivant sept longueurs d'onde allant de l'ultraviolet (UV) à l'infrarouge (IR). La mesure des propriétés optiques des aérosols permet de quantifier deux sources de combustion. Ceux qui proviennent majoritairement de la combustion de biomasse (constitués de certaines molécules organiques) absorbent les longueurs d'onde proches de l'UV (400 nm), tandis que ceux provenant de combustions fossiles (purement graphitiques) absorbent dans le proche infrarouge (850 - 900 nm). Actuellement, le carbone suie ne fait l'objet d'aucune référence normative.

Etude expérimentale des sources de particules fines en France via la PMF : Positive Matrix Factorization

En complément des approches métrologiques classiques, des mesures spécifiques à partir d'approches métrologiques dédiées contribuent ces dernières années à révéler la composition physico-chimique des particules et ainsi à remonter à leurs sources d'émission potentielles. La figure ci-dessous présente ainsi une approche via PMF :

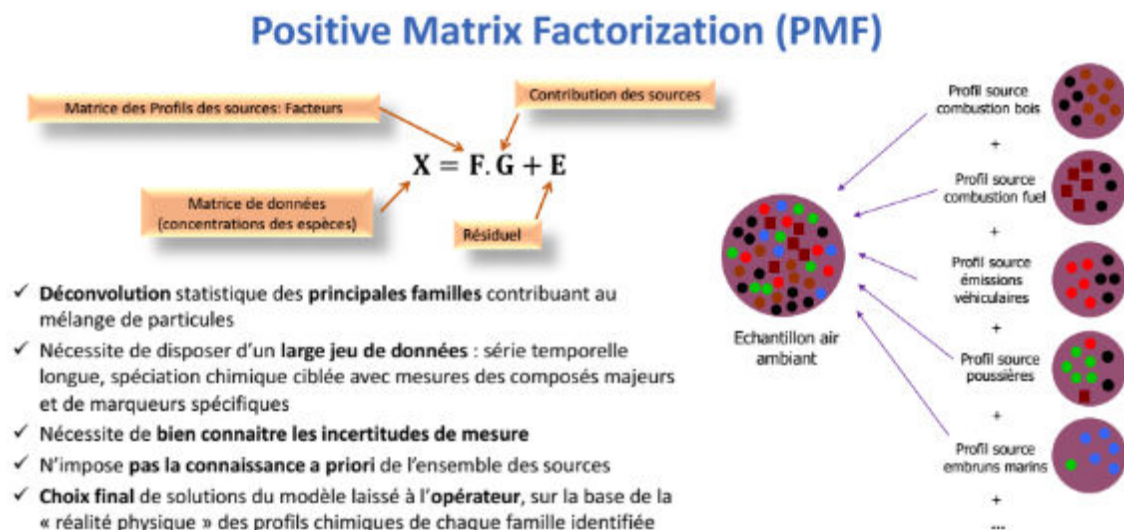


Figure 19 : Approche PMF contribuant à l'identification des sources de PM10 (Source C. Marchand, Rencontres Scientifiques ADEME ANSES / 2019)

5. Outils de modélisation

Des outils et plateformes de modélisation peuvent venir compléter les outils d'inventaire et de mesures. A l'heure actuelle, au sein des réseaux, des outils de modélisation et de prévision des niveaux de concentration en PM₁₀ et PM_{2,5} sont quotidiennement utilisés afin de modéliser des niveaux de fond.

En complément, la modélisation de l'impact direct de sources (proximité d'axes routiers, retombées industrielles...) permet de travailler à des échelles plus fines sur un sujet précis.

6. Enjeux associés

L'analyse des inventaires d'émissions actuels, des moyens métrologiques et des outils de modélisation additionnels permettent ainsi d'identifier un certain nombre d'enjeux au regard du sujet ACV.

Nous noterons ainsi

- La nécessité de disposer d'une nomenclature des sources d'émissions considérées en ACV
- La nécessité d'une bonne intégration des différents niveaux d'inventaires, notamment en termes de prise en compte d'une référence temporelle et d'une référence spatiale
- La nécessité de préciser les moyens métrologiques dédiés à la mesure des flux, des concentrations en ACV
- La nécessité de clarifier la caractérisation des particules : taille, nombre, composition chimique...
- La nécessité de s'assurer que les outils de modélisation utilisés sont bien compatibles avec les outils de modélisation de la qualité de l'air extérieur

V. ETAT DE L'ART QA : IMPACT DES PARTICULES SUR LA SANTE ET L'ENVIRONNEMENT

1. Impact des particules sur la santé

1.1. Objectifs de cette analyse

L'analyse des impacts des particules sur la santé doit permettre d'identifier :

- Les principaux impacts sanitaires avérés, ou les impacts suspectés des particules ou de certains types de particules au regard des sources d'émissions considérées
- La cohérence dans la prise en compte et le traitement des chaînes d'impact (Impact Pathway Approach)
- Les éventuelles difficultés associées à un travail d'évaluation quantitative des impacts sanitaires.

1.2. Cadrage de l'approche bibliographique

Les impacts des particules sur la santé font l'objet d'une large recherche scientifique. Par ailleurs, plusieurs travaux de synthèse bibliographique ont été menés sur ces sujets au cours des dernières années. Le travail d'analyse proposé repose ici principalement sur les documents suivants :

- Particules de l'air ambiant extérieur : effets sanitaires des particules de l'air ambiant extérieur selon les composés, les sources et la granulométrie. Avis de l'ANSES. Rapport révisé de synthèse et de recommandation de l'expertise collective, Août 2019
- Etude de l'Organisation Mondiale de la Santé de 2013 : Review of evidence on health aspects of air pollution (REVIHAAP)
- Etude de l'Organisation Mondiale de la Santé de 2013 : Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide
- CumulAir: Évaluation économique des effets sanitaires cumulés de la pollution de l'air intérieur et extérieur, Etude de faisabilité, Chanel, Schucht, Rencontre Scientifique ADEME / ANSES 2019

1.3. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des composés et des sources de particules

Les tableaux de synthèse suivants, issus du rapport de synthèse de l'ANSES, apportent :

- un éclairage, sur la base d'une revue exhaustive de la littérature, sur les composés présentant un niveau élevé d'indications sanitaires, d'après ces travaux.
- les principales sources d'émissions susceptibles d'être considérées au regard des niveaux d'indications sanitaires

1.4. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des composés des particules dans l'air ambiant à partir d'études chez l'homme dans REVIHAAP et depuis REVIHAAP (Source : Particules de l'air ambiant extérieur, ANSES 2019)

Composé	Dans REVIHAAP :		Depuis REVIHAAP jusqu'en février 2016 :		Synthèse des preuves accumulées :	
	Niveau de preuve rapporté [§]	Associations rapportées [†]	Niveau d'indication sanitaire [§] le plus élevé (nombre de publications du corpus)		Preuves ou associations rapportées dans REVIHAAP	Indication d'effet sanitaire depuis REVIHAAP
Particules ultrafines (<100 nm)	Preuves encore limitées	Oui	Modéré (14) (+Exp.*)		+	↗
Particules grossières (PM_{2,5-10})	Preuves suggestives	Oui	Modéré (44)		+	↗
Matières carbonées	Carbone suie, carbone élémentaire	Preuves insuffisantes	Fort (78) (+Exp.*)		+	↗
	Carbone organique	Informations croissantes	Fort (37) (+Exp.*)		+	↗
	AOS (facteur source [§])	Ø	Inadéquat (7) (+Exp.*)		+	→
	HAP	Ø	Faible (4)		Ø	→
Aérosols inorganiques secondaires	AIS (facteur source [§])	Ø	Faible (6)		+	→
	Sulfate	Ø	Fort (48)		+	↗
	Nitrate	Ø	Fort (25) (+Exp.*)		+	↗
	Ammonium	Ø	Faible (14)		Ø	→
Métaux de transition	Nickel	Ø	Fort (34) (+Exp.*)		Ø	↑
	Zinc	Ø	Modéré (31)		Ø	↑
	Cuivre	Ø	Faible (31)		Ø	→
	Vanadium	Ø	Fort (32)		Ø	↑
	Fer	Ø	Fort (31)		Ø	↑
Silice	Ø	Ø	Modéré (30)		Ø	↑
Endotoxines	Ø	Ø	Modéré (5)		Ø	↑
Potentiel oxydant	Ø	Ø	Faible (6)		Ø	→

[§] La finalité de l'évaluation du niveau d'indication d'effet sanitaire est de pouvoir conclure si l'association observée entre un composé donné des particules de l'air ambiant et une catégorie sanitaire d'intérêt (ex : santé cardiovasculaire) est fortement, ou modérément, ou encore faiblement plausible. Il peut aussi être conclu qu'un composé n'a pas d'effet sur la santé, ou bien encore que les éléments disponibles dans la littérature sont inadéquats pour permettre de conclure. Abréviations : AIS : Aérosols Inorganiques secondaires ; AOS : Aérosols organiques secondaires ; HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques. * Les conclusions basées sur les études d'expérimentation animale soutiennent ces indications d'effets. † Oui si association rapportée, non si absence d'association rapportée, Ø si non rapportée. § Les associations rapportées ne concernent pas spécifiquement cet élément et incluent d'autres métaux de transition en mélanges. mortalité toutes causes santé respiratoire santé cardiovasculaire hospitalisations toutes causes

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Sur la base du tableau de synthèse ci-dessus, nous aborderons cette étude avec une attention particulière pour les composés suivants :

- **Particules ultrafines et particules grossières**

En 2013, REVIHAAP concluait à un effet sanitaire seulement suggestif pour les particules grossières et à des preuves encore limitées pour les particules ultrafines. Les indications accumulées depuis REVIHAAP sont modérées et confirment l'effet sanitaire de ces fractions sur la base de corpus larges d'études humaines, présentant un bon niveau de confiance et examinant de nombreuses catégories d'effets. Pour les particules ultrafines, les indications accumulées depuis REVIHAAP sur la base d'études d'expérimentation animale confortent ce résultat. Les niveaux d'indications sanitaires les plus élevés chez l'Homme sont obtenus pour la santé respiratoire (particules grossières), la santé cardiovasculaire (particules ultrafines), et la mortalité toutes causes (particules grossières). Enfin, les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles et ne font que suggérer un effet à long terme des particules ultrafines sur la santé neurologique (développement des performances cognitives de l'enfant), en raison du corpus limité à une unique publication.

- **Matière carbonées (et notamment carbone suie et carbone organique)**

En 2013, REVIHAAP concluait à des preuves suffisantes d'un effet sanitaire du carbone suie, et à des preuves croissantes pour le carbone organique. Les indications accumulées depuis REVIHAAP sont fortes et confirment l'effet sanitaire de ces composés sur la base de larges corpus d'études humaines, présentant un bon niveau de confiance et examinant de nombreuses catégories d'effets. Les indications accumulées depuis REVIHAAP sur la base des études d'expérimentation animale tendent à conforter un effet sanitaire des matières carbonées avec des niveaux d'indication qui sont faibles à modérés. Les niveaux d'indications sanitaires les plus élevés chez l'Homme sont obtenus pour la santé respiratoire, la santé cardiovasculaire, la mortalité toutes causes, et les hospitalisations toutes causes, tant sur le court terme que sur le long terme. Enfin, les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles et suggèrent un effet à long terme du carbone suie des particules de l'air ambiant sur la santé neurologique (développement des performances cognitives de l'enfant) et sur la santé périnatale (faible poids de naissance), deux catégories sanitaires non évoquées dans REVIHAAP.

En 2013, REVIHAAP n'examinait pas les effets sanitaires des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) des particules de l'air ambiant extérieur et des aérosols organiques secondaires (AOS) en tant que facteur source.

Dans le cas des AOS (facteur source), les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont inadéquates et ne permettent pas de conclure fermement à un effet sanitaire, en raison d'une littérature émergente, de taille encore réduite, ne mettant pas en évidence d'associations ; de plus, l'hétérogénéité des facteurs sources définis dans les publications peut rendre difficile l'interprétation et la comparaison des résultats.

Dans le cas des HAP, les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles et ne permettent pas de conclure fermement à un effet sanitaire, en raison du niveau de confiance insuffisant placé dans le corpus ; aussi, la grande diversité des HAP contenus dans les particules de l'air ambiant rend difficile la comparaison des résultats. Cependant, les HAP peuvent être associés au carbone suie et sont inclus dans le carbone organique mesuré dans l'air ambiant, pour lesquels les indications accumulées sont fortes. De plus, il existe une large littérature, non prise en compte dans la présente expertise, sur la nocivité de certains HAP (exposition classée cancérigène par le CIRC).

- **Aérosols inorganiques secondaires (et notamment sulfate et nitrate)**

En 2013, REVIHAAP rapportait des associations entre le sulfate et le nitrate, traceurs des aérosols inorganiques secondaires (AIS) dans l'air ambiant, et des événements néfastes pour la santé, mais ne concluait pas à un niveau de preuve en raison du manque d'indication sur le caractère direct et causal de l'association. Les indications accumulées depuis REVIHAAP sont fortes et confirment les effets sanitaires du sulfate et du nitrate d'après des corpus larges d'études humaines, présentant un bon niveau de confiance et examinant de nombreuses catégories d'effets. Sur la base des études d'expérimentation animale, les indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles concernant les effets du nitrate présent dans des échappements de moteurs Diesel et essence sur la santé cardiovasculaire – lésions d'athérosclérose et effet sur la numération de la formule sanguine. Les

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

niveaux d'indications sanitaires les plus élevés chez l'Homme sont obtenus pour la santé respiratoire, la santé cardiovasculaire, et la mortalité toutes causes. De plus, les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont modérées et suggèrent un effet à long terme du sulfate et du nitrate des particules de l'air ambiant sur la santé périnatale (faible poids de naissance), une catégorie sanitaire non évoquée dans REVIHAAP. Bien que l'évaluation réalisée dans les présents travaux prenne en compte de nombreux critères de causalité, il ne peut être exclu que les indications sanitaires obtenues reflètent la capacité des sulfates et nitrates à moduler la toxicité des particules dans leur ensemble ou le potentiel effet sanitaire de leurs sources communes (combustions), plutôt que leur toxicité intrinsèque. En 2013, REVIHAAP n'évoquait pas les effets d'autres aérosols inorganiques secondaires, tels que l'ammonium, ou des AIS en tant que facteur source. Dans le cas des AIS (facteur source), les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles et ne permettent pas de conclure à un effet sanitaire, en raison d'une littérature émergente, de taille réduite, ne présentant pas un niveau de confiance suffisant ; de plus, l'hétérogénéité des facteurs sources définis dans les publications rend difficile la comparaison des résultats. Dans le cas de l'ammonium, les nouvelles indications accumulées depuis REVIHAAP sont faibles et ne permettent pas de conclure fermement à un effet sanitaire, car le corpus ne présentait pas un niveau de confiance suffisant. Cependant, les niveaux d'ammonium sont généralement corrélés à ceux du sulfate et du nitrate, pour lesquelles les indications accumulées sont fortes.

1.5. Synthèse des preuves accumulées et des niveaux d'indications sanitaires des sources des particules dans l'air ambiant à partir d'études chez l'homme dans REVIHAAP et depuis REVIHAAP (Source : Particules de l'air ambiant extérieur, ANSES 2019)

Catégorie de sources		Dans REVIHAAP :		Depuis REVIHAAP jusqu'en février 2016 :	Synthèse des preuves accumulées :	
		Niveau de preuve rapporté [§]	Associations rapportées [†]	Niveau d'indication sanitaire [§] le plus élevé (nombre de publications du corpus)	Preuves ou associations rapportées dans REVIHAAP	Indication d'effet sanitaire depuis REVIHAAP
Trafic routier	PM _{2,5} liées au trafic	Association probable	Oui	  Modéré (16) (+Exp.*)	+	↗
	Carbone suie lié au trafic	Preuves suffisantes [‡]	Ø	   Fort (4)	+	↗
	Échappements Diesel	Ø	Oui	 Modéré (3) (+Exp.*)	+	↗
	Échappements essence	Ø	Oui	 Modéré (1)	+	↗
	Poussières de route, matière crustale	Association probable	Oui	 Fort (16)	+	↗
	Poussières de freins	Ø	Ø	 Faible (1) [#]	Ø	→
Combustion	Combustion charbon	Preuves solides [‡]	Oui	 Fort (7) (+Exp.*)	+	↗
	Combustion produits pétroliers	Influence sur la santé	Oui et non	 Modéré (10)	+	↗
Industrie	Industrie	Ø	Oui	  Faible (5)	+	→
	Métallurgie	Ø	Oui	Inadéquat (10) [#]	+	→
Combustion de biomasse		Association probable	Oui [§]	Inadéquat (4) [#]	+	→
Poussières de désert		Ø	Oui	 Modéré (3)	+	↗
Sels et embruns marins		Suggestion d'absence d'effet	Oui et non	 Faible (9)	-	→
Site de déchets dangereux		Ø	Non	Inadéquat (1)	-	→
Environnement rural et agriculture		Ø	Ø	Ø	Ø	Ø

[§] La finalité de l'évaluation du niveau d'indication d'effet sanitaire est de pouvoir conclure si l'association observée entre une source donnée des particules de l'air ambiant et une catégorie sanitaire d'intérêt (ex : santé cardiovasculaire) est fortement, ou modérément, ou encore faiblement plausible. Il peut aussi être conclu qu'une source n'a pas d'effet sur la santé, ou bien encore que les éléments disponibles dans la littérature sont inadéquats pour permettre de conclure. * Les conclusions basées sur les études d'expérimentation animale soutiennent ces indications d'effets. † Oui si association rapportée, non si absence d'association rapportée, Ø si non rapporté. ‡ Ce niveau de preuve se base sur les preuves accumulées pour le carbone suie. ‡ Ce niveau de preuve se base sur les preuves accumulées pour des particules enrichies en sulfate (traceur chimique de la combustion de charbon). § Notamment, associations entre les feux de forêts et des événements sanitaires. # Ne considère pas les indications d'effets sanitaires ayant pu être observées pour des composés ou traceurs chimiques liés à cette source.

 mortalité toutes causes  santé respiratoire  santé cardiovasculaire  santé neurologique  santé périnatale

Sur la base du tableau de synthèse ci-dessus, nous aborderons cette étude avec une attention particulière pour les catégories de sources et sous catégories associées :

- Le trafic routier (trafic, échappement, poussière de route...)
- Les processus de combustion (charbon et produits pétroliers...)
- L'industrie

1.6. L'évaluation quantitative des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique (EQIS-PA)

Ce paragraphe vise à apporter une meilleure compréhension des méthodologies appliquées dans le cadre de l'évaluation quantitative des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique avec une approche spécifique du sujet « particule ».

Il ne traite pas de l'Évaluation des Risques Sanitaires (ERS), qui est une démarche visant à décrire et quantifier les risques sanitaires consécutifs à l'exposition de personnes à des substances toxiques et qui s'applique depuis 2000 à l'analyse des effets potentiels liés à la toxicité des substances chimiques émises par les ICPE dans leur environnement.

1.6.1. L'Impact Pathway Approach

La méthodologie appliquée pour l'évaluation des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique reprend l'ensemble du cheminement des polluants depuis leur source d'émission jusqu'à leur impact sur la santé. Chaque étape est prise en compte afin d'estimer les émissions, les concentrations et l'exposition de la population, puis d'en quantifier les impacts sanitaires et in fine, conclure sur l'impact économique de ces derniers. Cette méthode est appelée « Impact Pathway Approach ».

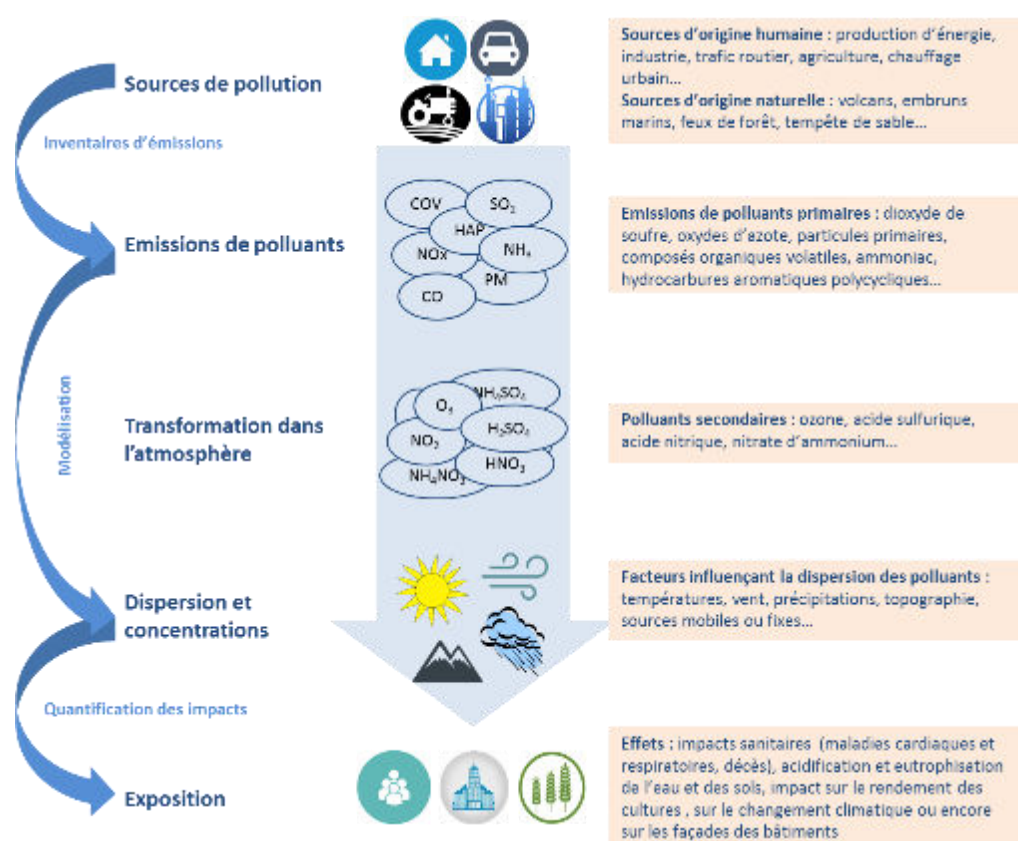


Figure 20 : Pollution de l'air des émissions aux impacts – Source : AIE, 2016 adapté de AEE, 2016¹

Le schéma ci-dessus représente ainsi chaque étape prise en compte dans l'évaluation des impacts associés à la pollution atmosphérique, des émissions à l'exposition des milieux (santé, écosystèmes, bâtiments).

¹ Agence Européenne de l'Environnement, 2016. Explaining Road Transport Emissions: A Non-Technical Guide, 31 p.
Agence Internationale de l'Energie, 2016. World Energy Outlook. Energy and air Pollution, 266 p.

1.6.2. La relation Concentration-Risque (C-R)

La quantification des impacts sanitaires fait le lien entre l'exposition des populations à la pollution de l'air et les impacts sanitaires associés, soit la troisième étape de notre chaîne d'impacts précédemment définie. La modélisation des impacts de scénarios sur la qualité de l'air permet ainsi d'obtenir une évolution des concentrations (PM_{10} , $PM_{2.5}$...), selon deux scénarios, par rapport à une année de référence. Ces évolutions de concentration ont par conséquent un impact sur la santé humaine qu'il est possible de quantifier par l'application de relations concentration-risque (C-R) pour chaque polluant mesuré lorsque l'état des connaissances, établie sur la base de ressources bibliographiques disponibles le permet.

Les impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique sont quantifiés grâce à des coefficients (risque relatif ou RR) permettant de quantifier le nombre d'événements de santé induits par une augmentation unitaire (ex : + 10 $\mu g/m^3$) de la concentration d'un polluant dans l'air. Cette corrélation est appelée « **Concentration-Risque** » (C-R).

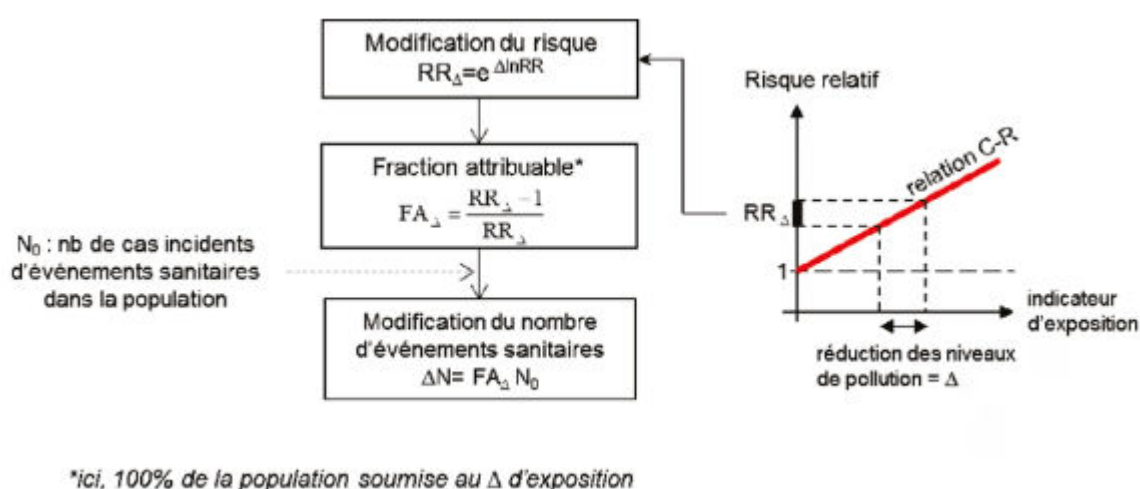


Figure 21 Principe de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire via la relation C-R

Sur la plage de concentrations sur lesquelles sont réalisées les EQIS en France et en Europe la courbe C-R est considérée comme linéaire

1.6.3. Impact court terme vs Impact long terme

Les impacts sanitaires sont estimés au moyen **d'études épidémiologiques**, des **études de cohorte pour les impacts à long terme** (ou chroniques) et des **études de séries temporelles pour les impacts à court terme**.

Ces études suivent des groupes de population sur des périodes de temps plus ou moins longues, selon l'impact sanitaire considéré, afin de définir le RR associé à une augmentation du niveau de concentration d'un polluant. **Une étude de cohorte** se déroule sur **une longue période de temps** puisqu'il s'agit d'étudier des **pathologies chroniques** et les **études de séries temporelles** se déroulent sur une **courte période** (de quelques semaines à un mois) afin d'étudier l'impact de la pollution sur des pathologies aiguës.

Les résultats de ces études dépendent fortement de leur origine géographique, puisque le traitement des malades dépendra du système de santé mis en place dans le pays. A priori un système d'assurance maladie tel que le système français encouragera les malades à aller consulter un médecin ou à se faire hospitaliser là où un système qui ne permet pas le remboursement des frais médicaux n'encouragera pas ce type de comportement, ce qui peut avoir un impact significatif sur les études de cohorte. **C'est pourquoi il est important de limiter au maximum le transfert de valeurs**

d'un pays à un autre, notamment lorsque le système de soin est différent entre les deux pays. Or, la plupart des études épidémiologiques ayant donné des résultats à ce jour, notamment sur le sujet des impacts des PM_{2,5} sur la mortalité chronique, ont été menées aux Etats-Unis (où le système de soin est très différent de celui en place en Europe ou en France). Cela s'explique par le temps que prennent ces études à aboutir et un lancement plus tardif de ces études en Europe. En effet, le principe d'une étude de cohorte est de se dérouler sur **une longue période de temps** afin d'évaluer les symptômes chroniques d'une maladie. Par conséquent, les études européennes ou françaises ayant démarré plus tard ont donné ou donneront des résultats ultérieurement.

Ainsi, le choix des C-R est crucial afin de révéler de manière réaliste les impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique sur un territoire donné.

Ces impacts sanitaires ayant fait l'objet **d'études épidémiologiques** peuvent être nombreux et ne sont pas nécessairement sommables entre eux.

Le projet HRAPIE de l'OMS, dont le rapport a été publié en 2013, fait état de toutes les études épidémiologiques ayant déterminé des risques relatifs et les classe en deux groupes²:

- Groupe A : valeurs pour lesquelles les connaissances scientifiques sont suffisantes pour permettre une quantification fiable de l'impact sanitaire
- Groupe B : les valeurs pour lesquelles une incertitude importante persiste pour quantifier l'impact sanitaire.

Les estimations des impacts sanitaires les plus fiables et les plus utilisées, notamment par les évaluations d'impacts sanitaires françaises, concernent, d'une part, les impacts sanitaires à long terme dus aux particules fines (PM_{2,5}) : mortalité toutes causes à partir de 30 ans (hors accidents) et mortalité pour cause cardiovasculaire ; et d'autre part, les impacts sanitaires à court terme dus aux particules PM₁₀ et à l'ozone : mortalité toutes causes (hors accidents) liée aux PM₁₀, et hospitalisations pour cause respiratoire et cardiovasculaire dues aux PM₁₀ et à l'ozone³.

Cependant, d'autres relations C-R pourraient être considérées pour déterminer les impacts de la pollution sur les maladies chroniques par exemple. **La prise en compte de ces maladies chroniques (telles que les bronchites chroniques, l'asthme etc.) permettrait d'être plus exhaustif dans l'analyse des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique, et donc dans l'estimation du coût socio-économique de la pollution de l'air.** Cependant, les relations C-R nécessaires à leur quantification sont issues d'études de cohortes réalisées sur le long terme, dont très peu sont abouties à l'heure actuelle. C'est pourquoi la plupart de ces études sont classées dans le groupe B du rapport HRAPIE de l'OMS. Il est toutefois possible d'espérer que d'autres études de cohorte viendront compléter ces données dans un avenir proche.

² Héroux M-E, H. R Anderson, R. Atkinson, B. Brunekreef et al. ,2015. Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project, 619-627.

³ Ung A, Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, et al, INVS, 2013. Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine? Guide méthodologique, 50 p.

Santé Publique France, 2016. Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarios de réduction de la pollution atmosphérique, 162 p.

Christophe Declercq, 2012. Impact sanitaire de la pollution atmosphérique dans neuf villes françaises - Résultats du projet Aphekom, 36 p.

A partir de ces données de C-R, la quantification des effets sanitaires liés à la pollution atmosphérique diffère ainsi selon le type d'impact étudié : impacts à long ou à court terme.

La quantification des impacts (à long ou court terme) peut être réalisée selon une méthode unique pouvant avoir des portées différentes. La méthode consiste à évaluer le nombre cas (décès, hospitalisations etc.) évités par la baisse des niveaux de pollution entre deux scénarios :

- Scénario 1 : nombre de cas de référence sur un territoire et une population donnés déterminant une exposition de la population à la pollution.
- Scénario 2 : nombre de cas observés sur la même population et le même territoire suite à une variation des niveaux de pollution.

L'équation est la suivante⁴ : $\Delta y = y_0(1 - e^{-\beta \Delta x})$

Où

Δy est le nombre de cas en moins associés à une baisse de la pollution

y_0 est le nombre de cas de référence observé dans la population pour les mêmes années que celles utilisées pour la pollution de l'air.

Δx est la baisse du niveau de pollution

β est la pente de la relation exposition-risque.

Cette méthode peut avoir différentes portées selon que l'on considère le taux de mortalité total ou le taux de mortalité par classe d'âge (NB : le raisonnement est conduit « toutes choses égales par ailleurs », cf. limites méthodologiques partie suivante) :

- Mortalité par classe d'âge : cette approche se base sur l'application des deux scénarios à une table de mortalité abrégée (comprenant le taux de mortalité / espérance de vie par tranche d'âge). On obtient alors l'espérance de vie gagnée par la diminution des concentrations ;
- Mortalité totale : cette approche statique est la plus communément admise et utilisée dans le monde (dans le cadre du projet ExternE 2005 ou encore de l'évaluation coûts-bénéfices du Clean Air Act par l'US EPA), cette méthode permet d'obtenir, in fine, le nombre de décès évités.

Le schéma de principe de la quantification des impacts sanitaires est présenté dans la figure suivante.

⁴ Ung A, Pascal M, Corso M, Chanel O, Declercq C, et al, INVS, 2013. Comment réaliser une évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine? Guide méthodologique, 50 p.

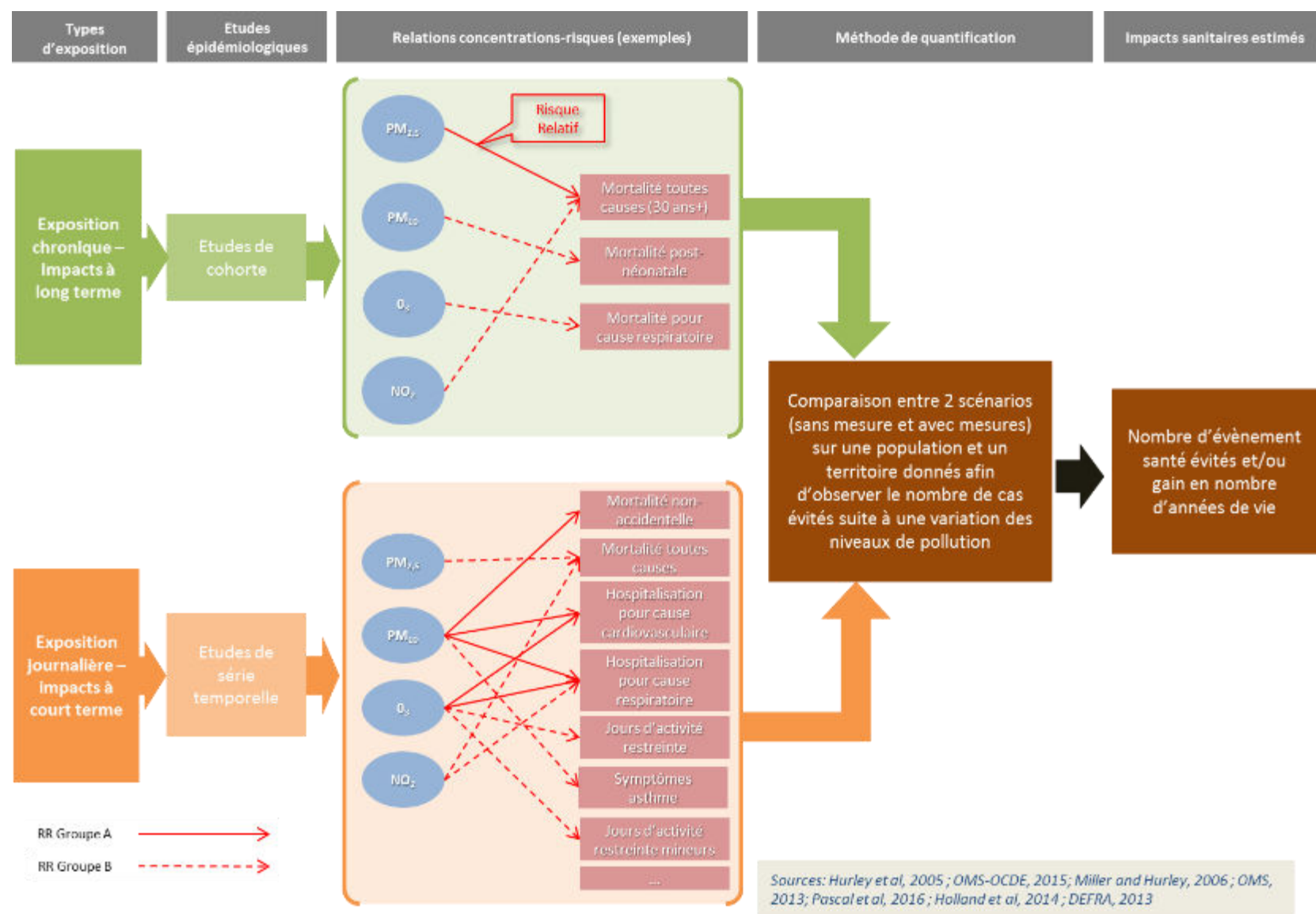


Figure 22 : Méthode de quantification des impacts sanitaires (I Care & Consult, 2017)

1.7. Les limites / analyse critique de l'évaluation quantitative de l'impact sanitaire

1.7.1. Le choix des impacts sanitaires

Le fait de choisir tel ou tel impact sanitaire dépend principalement de la fiabilité de son lien causal avec une augmentation de la concentration d'un polluant. Cela dépend également des données locales disponibles. Même si le lien causal est démontré et que la relation C-R fait l'objet d'un consensus scientifique, si la donnée n'est pas disponible au niveau local, l'impact sanitaire n'est pas quantifiable. Par conséquent la sélection qui est ainsi opérée entraîne nécessairement une sous-estimation des impacts sanitaires liés à la pollution atmosphérique.

1.7.2. Le choix des relations C-R

L'évaluation des impacts sanitaires implique également des incertitudes liées aux relations C-R en elles-mêmes et à la transposition de ces dernières. En effet, les relations C-R sont le résultat d'études sur des populations spécifiques sur un territoire donné et dans une période de temps définie. Ces relations sont ici transposées dans le temps et l'espace afin d'être appliquées à l'étude en question. Cela peut entraîner un biais si la pollution atmosphérique et la population étudiées pour déterminer les relations C-R choisies ont des caractéristiques différentes de celles étudiées. **C'est pourquoi les relations C-R obtenues pour l'Europe et la France sont privilégiées** dans le cadre d'études quantitatives d'impacts sanitaires en France. Plus la différence dans le temps et l'espace est grande, plus les incertitudes sont importantes.

Impacts à long terme				
Polluants	Effets sanitaires	C-R (pour une augmentation de 10µg/m³) Valeur centrale [valeur min – valeur max] IC 95%	Sources	Commentaires
PM _{2,5}	Mortalité toutes causes	1,15 [1,05-1,25]	Santé Publique France, 2016	Méta-analyse d'un projet européen, Escape, et d'un projet français Gazel-Air.
	Mortalité pour cause cardiovasculaire	1,12 [1,08-1,15]	Pope and al, 2004	
	Faible poids à la naissance au bout de 37 semaines de grossesse	1,392 [1,124 – 1,769]	Padersen et al. 2013 / X. Morelli et al. 2016	Incidence de la pollution sur le faible poids des nouveau-nés prématurés (37 semaines)

Tableau 4 : Exemple d'impacts sanitaires pour les PM_{2,5} et des relations C-R retenus

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Ici, le risque relatif (1,15) déterminé pour une augmentation de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ de $\text{PM}_{2,5}$ est issu d'une méta-analyse publiée en juin 2016 par l'agence Santé Publique France (SPF)⁵. Cette méta-analyse reprend un projet européen, ESCAPE et un projet français, Gazel'Air. Le premier comprend 22 études de cohortes pour l'analyse des impacts de la pollution sur la mortalité totale et cardiovasculaire ainsi que 17 cohortes pour l'analyse des impacts sur la mortalité par cancer du poumon. Le second est le résultat d'une étude de cohorte française produite par Santé Publique France (SPF) sur une population française. Cette méta-analyse de SPF permet d'obtenir un RR plus précis et plus représentatif de l'exposition des populations françaises à la pollution atmosphérique.

Les données de mortalité sont disponibles auprès du Centre d'épidémiologie sur les causes médicales de décès (CépiDC) de l'institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM). Quant aux données sur les hospitalisations, elles peuvent être obtenues à partir du Programme de médicalisation des systèmes d'information (PMSI) généralisé à l'ensemble des établissements de soins de courts séjours depuis 1997 (public et privé). Cependant les données hospitalières dépendent également de l'hôpital qui les fournit.

1.7.3. Considération du laps de temps entre deux scénarios

Cette période peut avoir un impact sur l'évaluation et 2 approches sont possibles afin de prendre plus ou moins en compte cette variable :

- **Ceteris paribus** : que se passerait-il si les concentrations de polluants dans l'atmosphère étaient réduites, toutes choses égales par ailleurs ? Ainsi, avec cette approche, aucune variable ne change à part les niveaux de pollution et le nombre d'événements de santé. Cette approche est restrictive mais elle est simple et peut donner des ordres de grandeur suffisants sur les effets d'une réduction de la pollution. Toutefois cela ne permet pas de comparer les bénéfices sanitaires et économiques associés aux coûts de mise en œuvre d'une politique publique visant à réduire la pollution.
- **Le bénéfice marginal** : l'impact d'une réduction de la pollution sur l'exposition d'aujourd'hui est calculé pour les effets futurs sur la mortalité (dans le cas des impacts à long terme notamment). Cette approche est recommandée pour effectuer l'analyse coûts-bénéfice d'une politique publique d'amélioration de la qualité de l'air afin d'associer les effets de cette politique à ses coûts de mise en œuvre. Afin de calculer les effets d'une politique sur la longueur un outil de calcul a été développé dans Miller et Hurley 2006 : IOMLIFET.

1.8. Evaluation de l'exposition aux particules en air intérieur

En France, la surveillance de la qualité de l'air intérieur concerne les Etablissement Recevant du Public (ERP) ; il a ainsi été rendu obligatoire une surveillance :

- Dans les écoles maternelles et élémentaires ainsi que dans les crèches depuis 1er janvier 2018
- Dans les centres de loisir, les collèges et les lycées depuis le 1er janvier 2020.

Les autres établissements seront concernés par cette obligation à partir de 2023.

Sur la base du projet Cumulair, dont l'objectif est une étude de la faisabilité de l'évaluation combinée des effets sanitaires de la pollution de l'air intérieur et extérieur et au regard des contraintes identifiées au sujet de l'air extérieur, l'évaluation de l'exposition aux particules en air intérieur n'a pas été investiguée à ce stade plus amont

⁵ Santé Publique France (INVS), 2016. Impacts de l'exposition chronique aux particules fines sur la mortalité en France continentale et analyse des gains en santé de plusieurs scénarios de réduction de la pollution atmosphérique, 162p.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

La figure suivante présente la disponibilité des données nécessaires pour la quantification des effets sanitaires des polluants de l'air intérieur ainsi que de l'air extérieur :

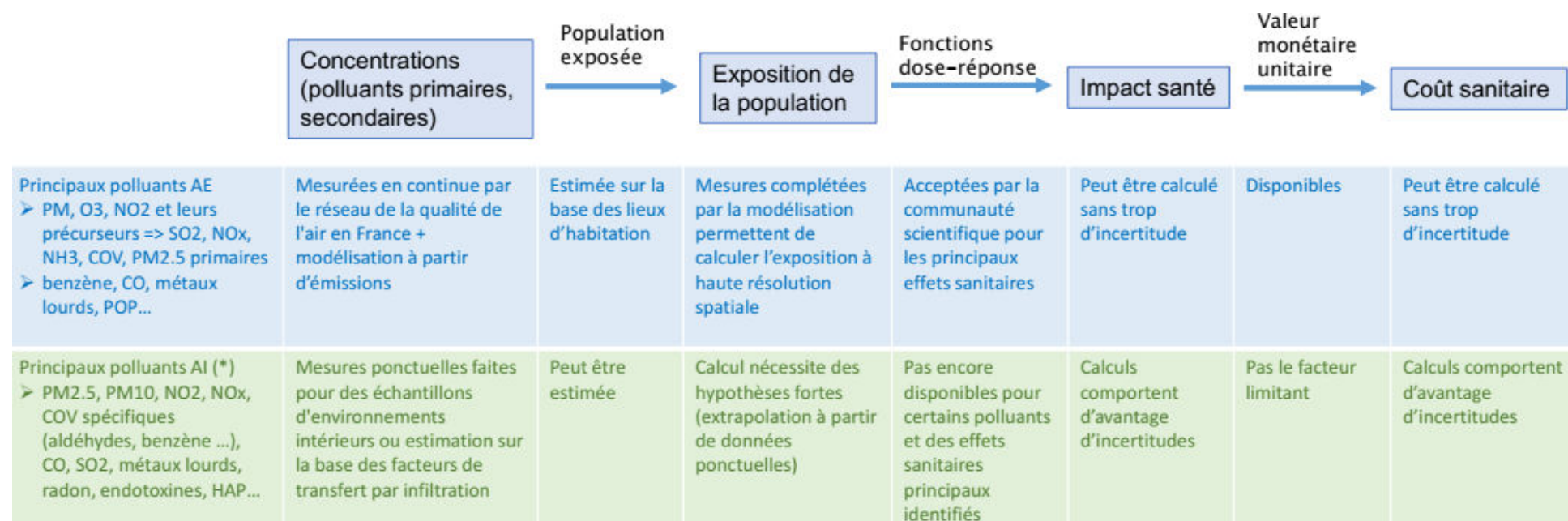


Figure 23 : Synthèse de la disponibilité des données nécessaires à la quantification des effets sanitaires des polluants de l'air (Projet Cumulair, Rencontres Scientifiques ADEME ANSES / 2019)

1.9. Enjeux associés

L'analyse de la prise en compte de l'impact des particules sur la santé fait apparaître différents enjeux au regard de leur prise en compte en ACV :

Nous noterons ainsi en premier lieu :

- Le besoin d'identifier les composés d'intérêt à prendre en compte au-delà des composés déjà considérés en ACV : PM₁₀, PM_{2,5}, Sulfate, Nitrate, Ammonium, et notamment dans quelle mesure considérer les particules ultrafines et les matières carbonées au regard des niveaux d'indications sanitaires issus de l'étude ANSES ?
- Le besoin de considérer les sources émissives à prendre en compte en ACV au regard des niveaux d'indications sanitaires issus de l'étude ANSES ?
- La nécessité d'une clarification des Impact Pathway Approach entre ACV et EQIS et notamment :
 - Le CRF qui n'est pas forcément linéaire sur la plage de concentrations à laquelle la population humaine est exposée
 - La prise en compte d'une exposition spatialisée (urbain, rural, hauteur des émissions...) et une temporalité à préciser : court terme, long terme...
- La disponibilité, pour les EQIS, de relation C-R limitée aux PM_{2,5} en air extérieur. L'étude REVIHAAP de l'OMS indique que des études permettant de quantifier l'impact des particules existent principalement concernant les effets de l'exposition aux PM_{2,5} à long terme (mortalité et morbidité) et à court terme (morbidité) mais que d'autres études quantitatives existent pour certains volets spécifiques d'impact sur la santé (notamment PM₁₀, fraction grossière des PM₁₀, carbone suie et sulfate). Cependant, l'étude souligne que l'évaluation de l'impact sur la santé sera la plus complète en considérant les PM_{2,5} dans leur ensemble et que les méthodes alternatives de quantification des risques ne peuvent pas être additionnées puisque les effets ne sont pas indépendants.
- L'approche retenue pour l'évaluation quantitative de l'exposition sanitaire considère uniquement la masse de particules de PM_{2,5} inhalée et non de la composition ou la source de celles-ci car malgré la variabilité de la composition des PM_{2,5}, il n'apparaît pas qu'une particule définie par sa source ou sa composition permettrait de mieux évaluer la toxicité que cette approche massique.

2. Impact des particules sur le changement climatique

2.1. Objectifs de cette analyse et cadrage bibliographique

L'analyse de l'impact des particules sur le changement climatique a pour objectif de dresser un bilan des connaissances actuelles des processus à l'œuvre et de la quantification de ces impacts. D'autre part cette partie souligne les incertitudes liées à l'estimation des impacts.

Les informations reproduites dans cette partie se basent principalement sur les chapitres 7 et 8 du rapport AR5 du GIEC ainsi que sur le chapitre 13 de l'Integrated Science Assessment for Particulate Matter de l'EPA publié en 2019.

2.2. Unités de mesure de l'effet des aérosols sur le climat

Plusieurs unités de mesure existent pour mesurer l'effet de composés sur le changement climatique :

- Radiative forcing (RF)
- Effective radiative forcing (ERF)
- Global warming potential (GWP)
- Global temperature potential (GTP).

Ces quatre unités de mesure sont calculées en utilisant des modèles. Dans le cas des particules (appelées aérosols dans le cadre de l'étude du changement climatique), les unités de mesure utilisées sont le forçage radiatif et le forçage radiatif effectif.

Le **forçage radiatif** est défini comme la variation du flux de rayonnement résultant (différence entre l'éclairement descendant et l'éclairement ascendant, exprimée en $W m^{-2}$), à la tropopause ou au sommet de l'atmosphère, due à une modification d'un agent externe du changement climatique. Un forçage radiatif positif contribue à réchauffer la surface de la planète tandis qu'un forçage radiatif négatif contribue à la refroidir.

Le forçage radiatif est dit instantané si on ne tient pas compte du changement de température dans la stratosphère. Une fois les ajustements rapides pris en compte, on parle alors de **forçage radiatif effectif**. Ces ajustements concernent notamment la température, la couverture nuageuse et la vapeur d'eau. L'ERF est ainsi plus précis mais nécessite une bonne compréhension des mécanismes d'ajustement rapides.

Dans le cas des aérosols on distinguera deux types de forçages radiatifs :

- ERFari : qui évalue l'effet de l'interaction de l'aérosol avec le rayonnement
- ERFaci qui évalue l'impact de l'interaction entre les aérosols et les nuages

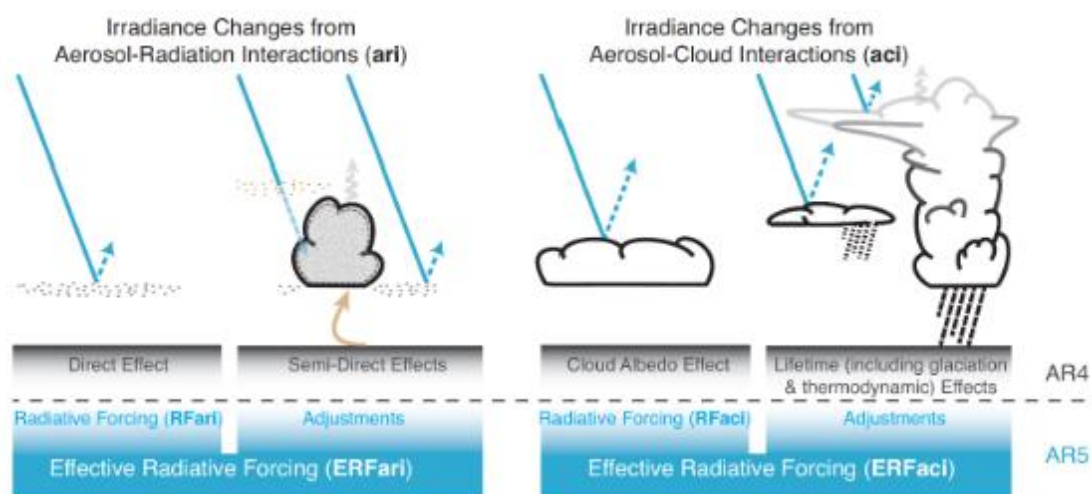


Figure 24 Synthèse de la classification des effets des particules sur les processus atmosphériques impactant le climat

2.3. Effets généraux des particules sur le réchauffement climatique

Les particules ont un impact sur le réchauffement climatique via plusieurs phénomènes physiques, ces phénomènes pouvant induire des impacts directs ou indirects sur le réchauffement climatique.

Effet des particules présentes dans l'atmosphère

Forçage direct (ERF_{dir})

Les effets directs des particules sur le réchauffement sont le résultat de deux processus : la diffusion et l'absorption qui dépend de la composition chimique de la particule :

- **La diffusion** résulte de l'interaction des composants de la particule avec le rayonnement et d'une irradiation de l'énergie dans toutes les directions sous forme d'onde électromagnétique. Une partie du rayonnement est ainsi renvoyé vers l'espace et ce phénomène diminue le flux solaire vers la terre
- **L'absorption** consiste en la transformation d'une partie du rayonnement solaire en énergie thermique et contribue ainsi au réchauffement de l'atmosphère

Forçage indirect (ERF_{ind})

Les nuages peuvent se former par condensation sur des aérosols préexistants lorsque l'humidité relative est supérieure à 100%.

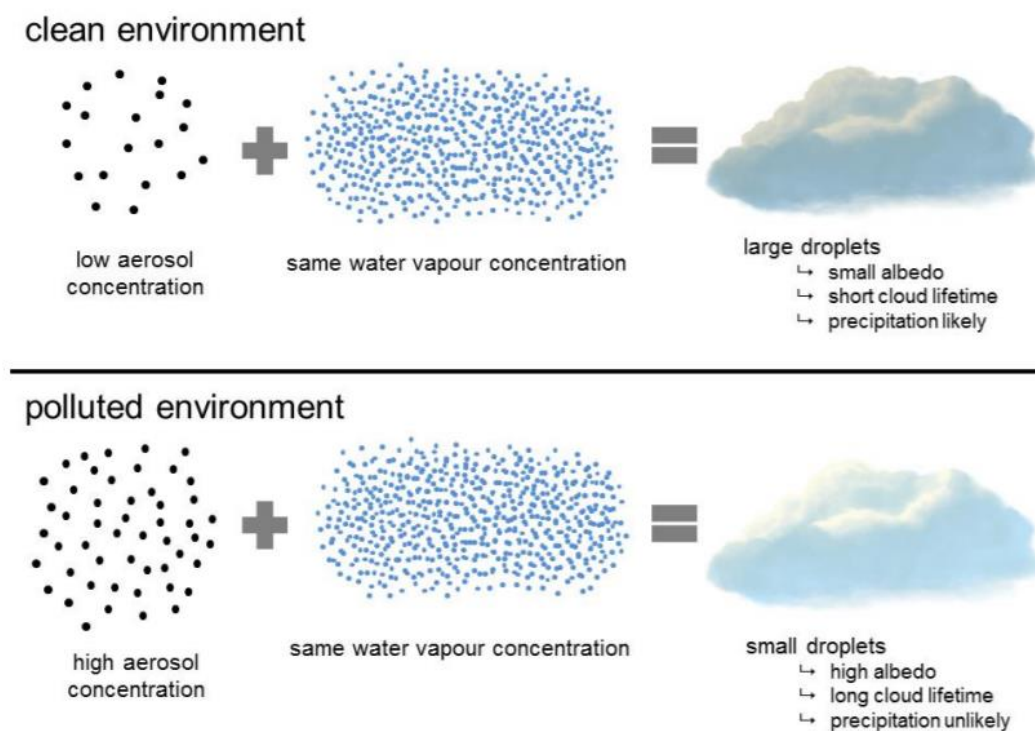


Figure 25 Influence des particules sur la formation des nuages

En facilitant la condensation de la vapeur d'eau à leur surface, la présence de particules favorise la formation de petites gouttelettes qui ne précipitent pas et ont un fort albedo (pouvoir réfléchissant d'une surface). L'augmentation de la présence de particules entraîne ainsi :

- Un accroissement de l'albedo des nuages pour une même teneur en eau liquide dans l'air.
- Une réduction des précipitations qui modifie la teneur en eau liquide dans l'atmosphère ainsi que l'épaisseur et la durée de vie des nuages.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Dans le cas où l'aérosol a un effet absorbant, celui-ci peut causer un réchauffement local et entraîner une évaporation des nuages. Cet effet est considéré comme semi-direct.

Effets des particules déposées sur la neige et la glace

Les particules déposées sur la neige et la glace qui absorbent le rayonnement lumineux modifient l'albedo de ces surfaces et diminuent le pouvoir réfléchissant de celles-ci. Le principal contributeur identifié à cet effet est le carbone suie (black-carbon).

2.4. Effets sur le changement climatique par type de particules

2.4.1. Forçage radiatif direct des particules (ERFari)

L'effet des différents types de particules varie selon leur typologie. Ainsi, les composantes organiques et inorganiques diffusent le rayonnement et présentent donc un forçage radiatif négatif (refroidissant) alors que la composante carbone suie absorbe le rayonnement et présente un forçage radiatif positif (réchauffant).

Le forçage radiatif des particules est comptabilisé dans le rapport AR5 du GIEC en prenant comme année de référence l'année 1750.

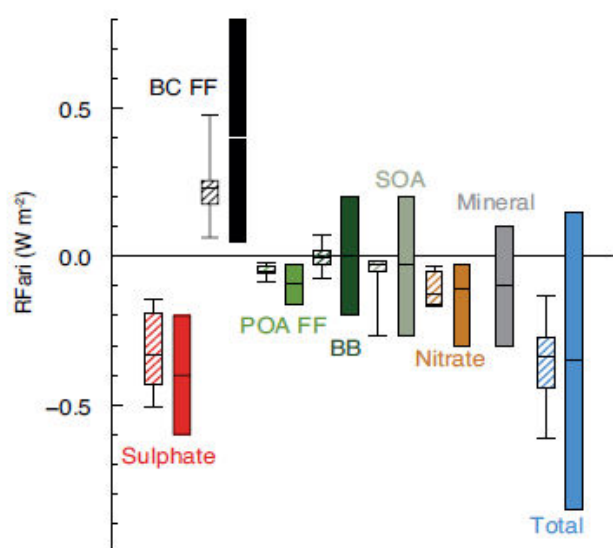


Figure 7.18 | Annual mean top of the atmosphere radiative forcing due to aerosol–radiation interactions (RFari, in W m^{-2}) due to different anthropogenic aerosol types, for the 1750–2010 period. Hatched whisker boxes show median (line), 5th to 95th percentile ranges (box) and min/max values (whiskers) from AeroCom II models (Myhre et al., 2013) corrected for the 1750–2010 period. Solid coloured boxes show the AR5 best estimates and 90% uncertainty ranges. BC FF is for black carbon from fossil fuel and biofuel, POA FF is for primary organic aerosol from fossil fuel and biofuel, BB is for biomass burning aerosols and SOA is for secondary organic aerosols.

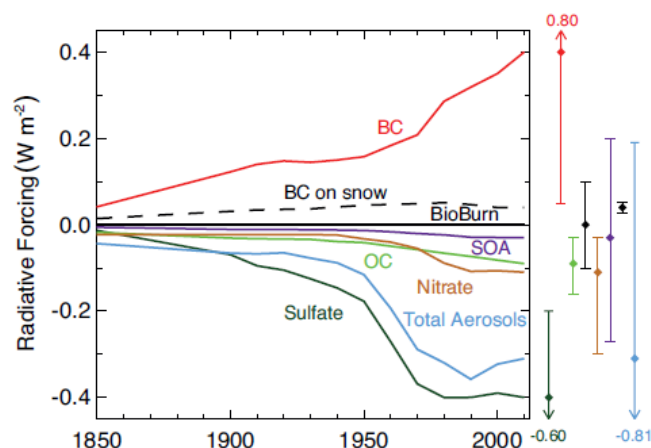


Figure 8.8 | Time evolution of RF due to aerosol–radiation interaction and BC on snow and ice. Multi-model results for 1850, 1930, 1980 and 2000 from ACCMIP for aerosol–radiation interaction (Shindell et al., 2013c) and BC on snow and ice (Lee et al., 2013) are combined with higher temporal-resolution results from the Goddard Institute for Space Studies (GISS)-E2 and Oslo-Chemical Transport Model 2 (OsloCTM2) models (aerosol–radiation interaction) and OsloCTM2 (BC on snow and ice). Uncertainty ranges (5 to 95%) for year 2010 are shown with vertical lines. Values next to the uncertainty lines are for cases where uncertainties go beyond the scale. The total includes the RF due to aerosol–radiation interaction for six aerosol components and RF due to BC on snow and ice. All values have been scaled to the best estimates for 2011 given in Table 8.4. Note that time evolution for mineral dust is not included and the total RF due to aerosol–radiation interaction is estimated based on simulations of the six other aerosol components.

La figure 7.18 issue du rapport AR5 résume le forçage radiatif de chacun des types de particules ainsi que le forçage total des aérosols. Il apparaît que si l'effet total des aérosols induirait plutôt un refroidissement, l'effet n'est pas le même selon les particules. On distingue les particules de sulfate avec un pouvoir marqué de refroidissement et à l'inverse un pouvoir de réchauffement associé au black carbon. D'autre part il ressort une forte incertitude associée aux effets de toutes les particules.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

La figure 8.8 retrace l'évolution du forçage radiatif des différents types de particules. Cette évolution est due à la quantité de particules émises dans l'atmosphère. Ce graphique montre une forte variation de l'effet des particules au cours du temps. Ce phénomène est dû à la faible durée de vie dans l'atmosphère des particules (quelques jours à quelques semaines), le forçage radiatif global des particules est donc fortement dépendant des émissions récentes d'aérosols.

2.4.1. Forçage radiatif indirect des particules (ERFaci)

Les interactions des particules avec les nuages influencent à la fois la durée de vie des nuages ainsi que leur pouvoir de réflexion des rayonnements (albedo).

Ces interactions sont particulièrement complexes et sont une source de forte incertitude de la contribution des particules au changement climatique. Les contributions des aérosols à l'ERFaci sont en effet le résultat d'un système qui est constamment en réajustement avec de multiples effets de forçage non linéaires.

Le calcul direct de l'ERFaci ne fait pas sens du fait de la temporalité des interactions entre les aérosols et les nuages et de la définition de l'ERF et cet indicateur est une construction académique. Cependant, avec certaines hypothèses simplificatrices, une déduction de cet ERFaci peut être fait en soustrayant l'ERFari à l'ERF total des particules (ACI + ARI).

Les estimations présentées dans le rapport du GIEC sont les suivantes :

- ERFari+aci de - 0.9 W/m² (intervalle de confiance à 90% compris entre -1.9 à -0.1 W/m²)
- ERFaci de - 0,45 W/m² (intervalle de confiance à 90% compris entre -1.2 à -0.0 W/m²)

Ce forçage n'est ainsi estimé qu'au niveau global pour l'ensemble des particules et présente de plus de fortes incertitudes.

2.4.2. Effet du black carbon sur la neige et la glace

La neige et la glace ayant un très faible pouvoir absorbant, le dépôt de particules de carbone suie rend celles-ci plus sombres et plus absorbantes. Bien que ces dépôts ne soient pas visibles à l'œil nu ils ont un impact sur le changement climatique. Le black carbon anthropique a un forçage radiatif estimé à en moyenne 0,04 W/m² (avec un intervalle de confiance à 90% de 0,02 à 0,09 W/m²).

2.5. Enjeux associés

L'évaluation quantitative de l'impact des particules présente aujourd'hui plusieurs limites :

Actuellement **les aérosols restent la principale source d'incertitude dans le cadre de l'évaluation du changement climatique** bien que des progrès aient été récemment accomplis. Les raisons de cette incertitude tiennent à ce que les propriétés des particules ainsi que celles des nuages avec lesquels les particules interagissent varient substantiellement à une échelle beaucoup plus fine que celle qu'il est possible d'intégrer actuellement dans les modèles climatiques.

De plus, le forçage radiatif direct des particules a un **impact hétérogène selon les régions** notamment sur les changements hydrologiques et les schémas de circulation des masses d'air.

Il existe également une incertitude et une **variabilité de l'impact des particules** du fait des effets complexes de rétroaction du système climatique notamment liés à l'influence de la météo sur les émissions et la formation de particules ainsi que sur leur durée de vie.

D'un point de vue quantitatif des mesures des impacts via le Global Warming Potential (GWP) et le Global Temperature Potential (GTP) ont été développées à différents horizons. Ces facteurs ont cependant été développés au niveau des particules pour les particules primaires (Organic Carbon et Black Carbon) et au niveau des précurseurs des particules secondaires (NOx, SO2, VOC, CO).

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Une sélection de facteur est réalisée dans la publication de l'UNEP mais pour les précurseurs de particules l'UNEP a fait le choix de ne pas prendre en compte pour certains composés l'effet des particules secondaires et les facteurs sont indiqués hors comptabilisation de l'effet des aérosols. Cette non comptabilisation est ainsi explicitement indiquée pour les composés NO_x et CO.

Les facteurs des particules primaires sont détaillés dans le tableau suivant.

OC ⁵	-160 (-60 to -320)	-43 (-17 to -86)	-6.7 ± 1.9
BC ⁶	3 200 (270 to 6 200)	846 (94 to 1 600)	120 (5 to 313)

⁵ Table 8.A.6, second last line. Ranges for GWP100 are gathered directly from the original source (Bond et al., 2011), as they are misspelled in the IPCC Table. GWP100 is adjusted to account for updated values for the reference gas CO₂ (for TH = 20 years the changes are negligible).

⁶ Table 8.A.6, first line. GWP100 and GTP100 are adjusted to account for updated values for the reference gas CO₂ (for TH = 20 years the changes are negligible).

Tableau 5 Facteurs de caractérisation sélectionnés dans rapport de l'UNEP de 2016 pour les particules primaires

Le facteur de caractérisation du Black Carbon comprend l'ensemble des impacts de cet aérosol et inclus ainsi la modification de l'albédo, les interactions aérosol-radiation et cloud-aérosol. La différence du facteur entre régions d'émissions est estimée à plus ou moins 30%. Pour le Carbone Organique l'effet associé à l'interaction des particules n'est pas pris en compte.

Il est à noter que ces facteurs présentent de grandes incertitudes qui illustrent les difficultés d'évaluation de l'effet des aérosols sur le climat.

3. Impact des particules sur l'écosystème

3.1. Objectifs de cette analyse et cadrage bibliographique

Cette analyse vise à identifier quels peuvent être les impacts des particules sur l'écosystème et s'il est possible de quantifier l'impact spécifique des particules sur celui-ci.

Cette analyse s'est basée principalement sur les rapports de synthèse de l'EPA :

- Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur – Ecological Criteria – 2009, EPA
- Integrated Science Assessment for oxides of Nitrogen Oxides of Sulfur, and Particulate Matter – Ecological Criteria – 2017 (draft report), EPA

3.2. Quel écosystème ?

Ces impacts peuvent se matérialiser au sein des différents compartiments de l'écosystème (eau, air sol) et toucher différents types d'êtres vivants (faune, flore, micro-organismes, champignons).

3.3. Impact des particules sur l'écosystème

L'impact des particules sur l'écosystème est principalement dû à la capacité de transport des polluants sous forme particulaire. Les impacts des particules sont ainsi fortement dépendant des processus de déposition des particules au sein des écosystèmes. Ces impacts indirects et occasionnellement directs des particules sur l'écosystème sont présentés dans cette partie.

3.3.1. Mécanismes de déposition des particules

Il existe trois types de déposition des particules : les dépositions sèches, humides et occultes.

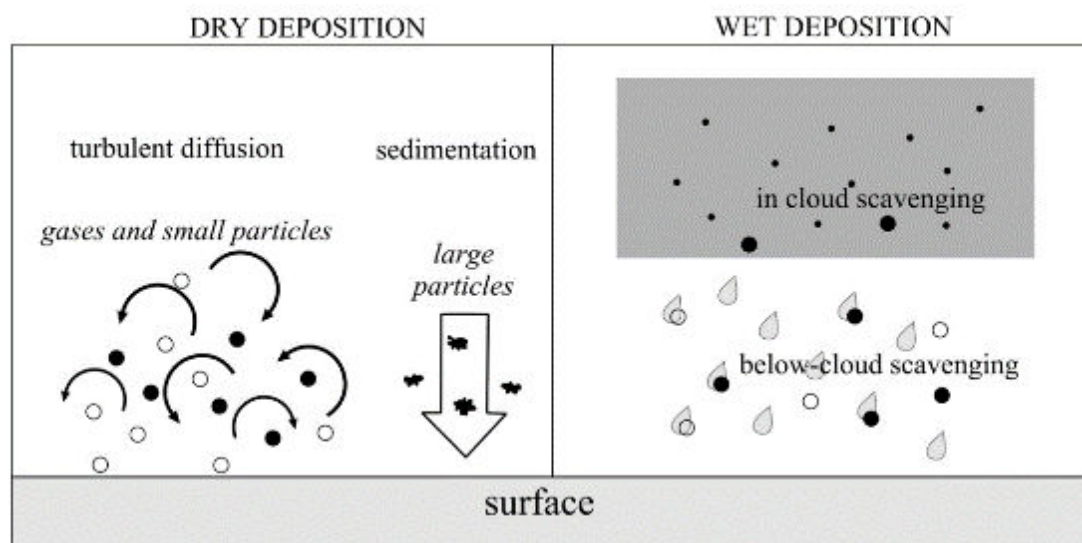


Figure 26 Mécanismes de dépôts secs et humides des particules

Dépôts humides

Les dépôts humides sont associés aux précipitations (pluie, neige, grêle). Lors d'une précipitation, deux processus principaux contribuent au dépôt humide.

D'une part, des particules jouent le rôle de noyaux de condensation pour des gouttes de nuage (qui peuvent ensuite devenir des gouttes de pluie) et les polluants présents dans ces particules sont donc incorporés à ces gouttes.

D'autre part, des polluants particulaires sont captés par les gouttes de nuage ou de pluie dans le nuage en entrant en collision avec une goutte de nuage ou de pluie. Ces processus ont lieu dans le nuage et

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

sont généralement considérés comme constituant le « rain-out ». Un processus de lessivage des particules en dessous du nuage peut également avoir lieu et constitue le « wash-out ».

Dépôts secs

Les polluants atmosphériques peuvent se déposer sur les surfaces bâties, la végétation, les sols et les eaux de surface par des processus « secs », c'est-à-dire des processus qui ne dépendent pas de précipitations. Le principal processus de dépôt sec est la sédimentation.

La sédimentation correspond à l'effet de la gravité terrestre sur les particules. Toutes les particules, quelle que soit leur taille, sont soumises à la sédimentation. Cependant, ce type de déposition concerne principalement les particules grossières.

Pour les particules plus fines le dépôt sec est fortement dépendant de la surface de dépôt, ainsi une surface humide sera plus en capacité de retenir ce type de particules.

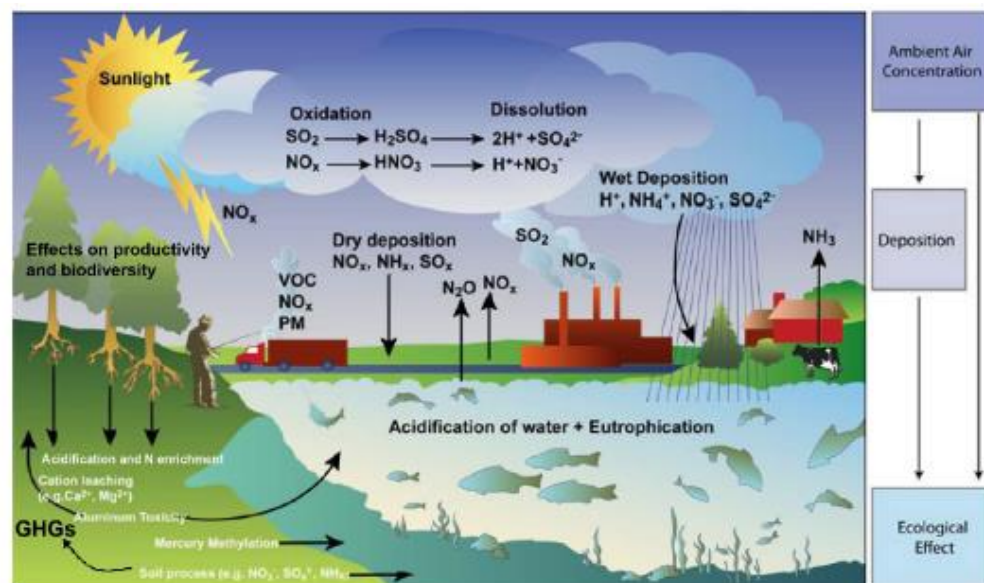
Dépôts occultes

Les dépôts humides occultes sont associés à l'impact de gouttelettes de nuage sur une montagne ou la sédimentation de gouttelettes de brouillards. Ces dépôts sont dans l'ensemble plus faibles que les dépôts humides.

La quantification de la dynamique de déposition des particules est ainsi clé pour quantifier l'exposition aux particules des écosystèmes.

3.3.2. Particules et cycle du soufre et de l'azote

Les particules secondaires formées à partir des précurseurs de particules tel quel les SO_x, les NO_x et le NH₃ participent ainsi au transport de ces polluants.



Ca²⁺ = calcium ion; GHG = greenhouse gas; H⁺ = hydrogen ion; HNO₃ = nitric acid; H₂SO₄ = sulfuric acid; Mg²⁺ = magnesium ion; N = nitrogen; N₂O = nitrous oxide; NH₃ = ammonia; NH₄⁺ = ammonium; NH_x = NH₃ + NH₄⁺ + reduced organic nitrogen compounds; NO = nitric oxide; NO₂ = nitrogen dioxide; NO₃⁻ = nitrate; NO_x = NO + NO₂; PAN = peroxyacetyl nitrate; PM = particulate matter; SO₂ = sulfur dioxide; SO₄²⁻ = sulfate; SO_x = SO₂ + SO₄²⁻; VOC = volatile organic compounds.

The sum of reactive oxidized nitrogen species is referred to as NO_y (NO_y = NO + NO₂ + HNO₃ + 2N₂O₅ + HONO + NO₃⁻ + N₂O PAN + other organic nitrates). VOC refers to volatile organic compounds.

Although not explicitly indicated, wet and dry deposition of PM components (e.g., metals, minerals and secondary organic aerosol) also occur and contribute to ecological effects.

Source: (U.S. EPA, 2008a)

Figure 27 Synthèse la chimie de l'atmosphère, des dépôts et des effets écologiques des oxydes d'azote, de soufre et de l'ammoniac

Ces polluants sont transportés et intégrés aux particules sous les formes SO₄²⁻, NO₃⁻ et NH₄⁺. Les particules n'ayant pas un impact direct qui puisse être isolé la quantification des impacts de ces

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

particules sur l'écosystème doit être intégrée de manière plus générale à la quantification des impacts des précurseurs de ces particules.

3.3.3. Autres effets des particules

Plusieurs impacts de particules sont aujourd'hui étudiés dans la littérature. Le rapport de l'EPA de 2009 et de 2017 (draft) en dresse un bilan qui est résumé ici de manière qualitative, les études ne permettant pas de dégager de conclusions quantitatives générales.

Impact sur le flux radiatif

Les particules dans l'atmosphère modifient le flux radiatif à la fois par une diminution du rayonnement et par une modification de l'efficacité de son interception par la végétation en transformant le flux direct en flux diffus.

Impact sur la végétation

Les particules impactent la végétation à plusieurs niveaux et par de multiples processus. Ainsi, le dépôt des particules sur la surface des feuilles peut altérer le métabolisme des plantes et la photosynthèse. Les particules perturbent également la végétation en pénétrant par les feuilles via les stomates qui servent aux échanges gazeux. Les dépôts perturbent les processus de photosynthèse, la respiration et la transpiration des plantes.

Il est aussi constaté une absorption des particules par les racines.

De manière générale les particules réduisent la vigueur des plantes et freinent le développement des racines.

Impact sur le sol

Les particules ont un impact sur les propriétés physiques du sol et sur les cycles des nutriments.

Impact sur la faune

Les impacts sur la faune ont montré que la toxicité des particules n'est pas reliée à la masse totale des particules mais à leur composition chimique.

En conclusion, il apparaît que l'impact des particules sur l'écosystème est conditionné plus par sa composition chimique plutôt que par la taille et la masse totale des particules. D'autre part des incertitudes persistent quant à ces impacts et rendent difficile une quantification de la relation entre concentration ambiante en particules et réponse des écosystèmes.

3.4. Enjeux associés

La mesure des impacts des particules sur l'écosystème passe par une compréhension fine des mécanismes de dépôt de ces particules.

La quantification des impacts des particules avec du soufre et de l'azote sur les écosystèmes ne peut se faire qu'en considérant l'ensemble du cycle de ces éléments. L'impact spécifique des particules n'est aujourd'hui pas quantifié.

Il apparaît par ailleurs que l'impact des particules sur l'écosystème est conditionné plus par sa composition chimique que par la taille et la masse totale des particules.

VI. ETAT DE L'ART ACV : PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES ACV

1. Objectifs de cette analyse

L'objectif de cette partie est de faire un état de l'art de la façon dont sont prises en compte les particules en ACV aujourd'hui, dans les indicateurs existants et en développement. Il s'agit d'identifier les indicateurs caractérisant à ce jour les particules ainsi que les paramètres pris en compte dans cette caractérisation (type de particules, effets sanitaires, etc.).

2. Cadrage de l'approche bibliographique

L'analyse de cycle de vie (ACV) est une méthode d'évaluation environnementale multi-étapes et multicritères. Elle permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service, sur tout son cycle de vie. L'ACV permet de relier les données d'inventaire, soit des flux (ex. énergie, matière, substances, etc.) aux impacts environnementaux potentiels à l'aide de facteurs de caractérisation développés pour chacun des enjeux environnementaux.

En fonction du positionnement sur la chaîne reliant les causes à l'effet, les méthodes de calcul des impacts sont groupées en deux catégories :

- Les méthodes dites mid-point, ou orientés problèmes, qui caractérisent l'impact relativement proche du flux, permettant de limiter l'incertitude
- Les méthodes dites end-point, ou orientés dommages, qui caractérisent l'impact à la fin de la chaîne et qui estiment donc les dommages potentiels résultants.

La Figure 28 présente les différents indicateurs mid-point et end-point en ACV.

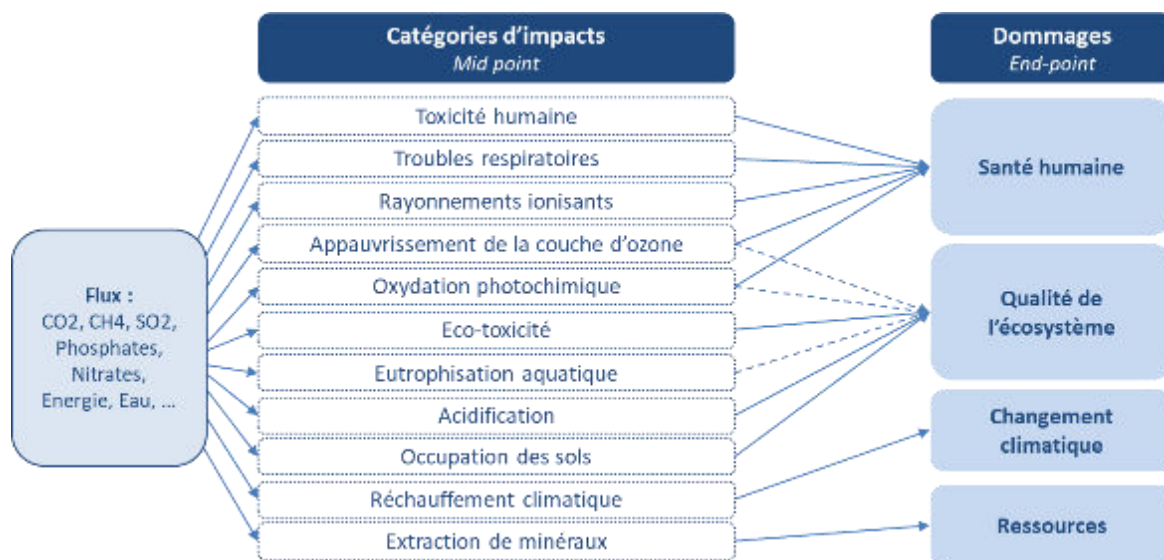


Figure 28 : Indicateurs mid-point et end-point en ACV

Les facteurs de caractérisation permettent ainsi de relier les données d'inventaire aux impacts environnementaux. Pour un indicateur d'impact i :

$$S_i = \sum_s CF_{s,i} \cdot Q_s$$

Où S_i est le score d'impact de l'indicateur i

$CF_{s,i}$ est le facteur de caractérisation de la substance s pour l'indicateur i

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Q_s est la quantité de la substance s émise

Les facteurs de caractérisation sont calculés grâce à différents modèles, pour chacun des indicateurs. Plusieurs méthodes de caractérisation existent pour chacun des indicateurs. Dans cette étude, les méthodes suivantes seront étudiées :

- ILCD 2011 (International Life Cycle Data) : cette méthode est développée par la Commission Européenne et a été publiée en 2010. Elle fait figure de référence et traduit ainsi les recommandations européennes à partir de 2011. Pour chacun des indicateurs, différentes méthodes de calcul ont été étudiées et la méthode ILCD compile ainsi les facteurs issus des méthodes recommandées, à la fois au niveau mid-point qu'au niveau end-point. Encore largement utilisée aujourd'hui, elle fait partie des méthodes de référence et a donc été retenue pour cette étude.
- ReCiPe 2016 : ReCiPe est une méthode développée pour la première fois en 2008 grâce à la coopération entre l'Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement (RIVM), l'Université Radboud de Nimègue, l'Université de Leyde et PRé Sustainability. ReCiPe 2016 constitue une amélioration de ReCiPe 2008, et de ses prédécesseurs CML 2000 et Eco-indicator 99.
- Impact World + 2019 : Impact World + est la mise à jour des méthodes IMPACT 2002 +, LUCAS et EDIP (Environmental Development of Industrial Products). Cette méthode a intégré diverses évolutions scientifiques dans différentes catégories d'impact, notamment le changement climatique. Elle a été développée par un partenariat composé du CIRAIG (Centre International de Référence sur le cycle de vie des produits, procédés et services), de l'Université du Michigan, de Quantis, de l'Université Technique du Danemark (DTU), et de l'Ecole Polytechnique de Lausanne (EPFL).
- Méthode EF3.0 (PEF) : l'empreinte environnementale (en anglais EF – Environmental footprint) est une méthodologie développée par le JRC (Joint Research Center) de la Commission Européenne basée sur l'analyse de cycle de vie permettant d'évaluer l'impact environnemental d'un produit (PEF) ou d'une organisation (OEF). Un jeu d'indicateurs a donc été développé dans ce cadre. Une première version (EF 2.0 – mai 2018) a été développée lors de la phase pilote. Actuellement dans la phase de transition, la méthode EF 3.0 (novembre 2019) a été publiée. Cette méthode s'inscrit dans la continuité de l'ILCD. Certaines méthodes déjà recommandées dans l'ILCD sont conservées, tandis que d'autres sont entièrement modifiées. La méthode PEF ne recommande à ce jour que des méthodes mid-point.

Ces 4 méthodes sont opérationnelles à ce jour. Néanmoins, l'UNEP/SETAC Life Cycle Initiative travaille au développement d'une méthode globale reprenant les dernières avancées et recommandations sur les 9 catégories d'impact issues des deux premières phases de travail (2016 et 2019). Si la méthode n'est pas opérationnelle à ce jour et que les facteurs ne sont pas encore disponibles, les articles scientifiques ainsi que les publications issues des différents workshops sont une base solide de travail afin d'identifier les grandes évolutions qu'apportera la méthode sur le sujet des particules. Ainsi, aux 4 méthodes précédemment présentées, s'ajoute dans le cadre de cette étude l'analyse des documents et articles sources de la future méthode de l'UNEP/SETAC. Sur le sujet des particules, tout le contenu scientifique est disponible aux travers notamment des articles de Peter Fantke (Fantke et al., 2019, Fantke et al., 2017).

3. Indicateurs associés aux émissions de particules

La première étape de ce travail bibliographique consiste à identifier, pour chacune des méthodes retenues, quels indicateurs prennent en compte les particules lors de l'évaluation des impacts environnementaux. Une analyse des contributeurs aux différentes méthodes mid-point a été menée et est présentée Tableau 6.

Tableau 6 : Prise en compte des particules dans les indicateurs mid-point

	EF 3.0	ILCD (2011)	ReCiPe (2016)	Impact World+ (2019)
Acidification	x	x	x	x
Climate Change	x	x	x	x
Abiotic depletion	x	x	x	x
Ecotoxicity	x	x	x	x
Eutrophication	x	x	x	x
Human Toxicity	x	x	x	x
Ionizing radiation	x	x	x	x
Land Use	x	x	x	x
Ozone depletion	x	x	x	x
Particulate matter/respiratory inorganics	✓	✓	✓	✓
Photochemical ozone formation	x	x	x	x
Water scarcity	x	x	x	x

Seul l'indicateur « *Particulate Matter/Respiratory Inorganics* », et ce, quelle que soit la méthode étudiée, prend en considération les particules.

Notamment, l'indicateur « changement climatique » ne considère pas du tout l'impact des particules actuellement, alors que comme vu précédemment, celles-ci ont un effet sur le changement climatique. En effet, le changement climatique est essentiellement dû à deux types d'émissions :

- Les gaz à effet de serre bien mélangés (Well-mixed greenhouse gases - WMGHGs)
- Les « forceurs climatiques court terme » (Near term climate forcers - NTCFs)

Les WMGHGs (CO₂, CH₄, N₂O, SF₆, HFC, etc.) sont aujourd'hui bien pris en compte dans les méthodes ACV, à travers leur pouvoir de réchauffement global (PRG ou GWP en anglais). Néanmoins, comme vu précédemment, les activités humaines perturbent aussi le climat au travers des émissions de NTCFs, comme les oxydes d'azote (NO_x), le monoxyde de carbone (CO), les composés organiques volatils (COV), le black carbon (BC), le carbone organique (OC) ou encore les oxydes de soufre (SO_x). Or ces substances affectent le climat de manière non linéaire, avec une variabilité spatiale et temporelle forte.

A ce jour, la plupart des méthodes utilisent l'indicateur GWP100, excepté ReCiPe Individualist et ReCiPe Egalitarian. Le Tableau 7 présente les indicateurs utilisés par chacune des méthodes étudiées.

Tableau 7 : Indicateurs utilisés pour caractériser le changement climatique par les méthodes ACV étudiées

Méthode	Modèle	Indicateur
ILCD	IPCC, 2007	GWP100
ReCiPe (I)	IPCC 2013	GWP20
ReCiPe (H)	IPCC 2013 with carbon feedback non-CO ₂	GWP100

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

ReCiPe (E)	IPCC + Van Zelm	GWP1000
Impact World +	IPCC, 2013	GWP100/GTP100
EF 3.0	IPCC, 2013	GWP100

A ce jour, les NTCFs ne sont pas caractérisés en ACV. Le rapport du GIEC fournit des facteurs pour le GWP100, ainsi que pour le GWP20 qui ne sont pas implémentés dans les méthodes actuelles. Ainsi, aucune des méthodes ACV actuelles ne caractérise réellement les NTCFs. Cependant, l'UNEP recommande d'évaluer le changement climatique court-terme à l'aide de l'indicateur GWP100 tout en faisant une analyse de sensibilité avec le GWP20 (facteurs du GIEC) afin de considérer les NTCFs malgré la grande incertitude. En effet, ceux-ci ont globalement un effet court terme et la contribution des NTCFs est plus importante avec le GWP20. Néanmoins, il faut noter qu'à ce jour, les flux Black Carbon et Organic Carbon n'existent pas dans la base de données ecoinvent, ce qui rend cette analyse de sensibilité non pertinente. Il est donc nécessaire de prendre en compte ces données si l'on souhaite une analyse consistante prenant en compte les NTCFs.

Par ailleurs, le changement d'albedo induit par un changement de la couverture des sols n'est pas pris en compte en ACV à ce jour. Des développements sont aujourd'hui nécessaires pour parvenir à une bonne considération en ACV de ces impacts.

Pour l'indicateur « acidification », les contributeurs sont les SO_x, l'ammoniac et les NO_x. L'impact de ces substances sur l'acidification est caractérisé, au-delà du fait d'être des précurseurs de particules. Comme vu précédemment, les particules peuvent être impliquées dans les phénomènes d'acidification par leur capacité de transport des substances chimiques, néanmoins, ce sont bien les substances précurseurs qui contribuent au phénomène. Pour l'eutrophisation, le sujet est globalement similaire avec les NO_x et le NH₃.

Concernant l'indicateur « écotoxicité », les particules peuvent être un vecteur de transport des polluants, et donc contribuer de manière indirecte à l'écotoxicité, ce qui aujourd'hui n'est pas pris en compte. Néanmoins, cette contribution est difficilement évaluable.

Concernant l'indicateur « formation d'ozone photochimique », certains précurseurs de PMs sont aussi des précurseurs d'ozone. Les PM peuvent donc contribuer au cycle photochimique du fait de leur composition. Néanmoins, les substances en question comme les SO_x, les NO_x ou les COV sont déjà prises en compte. Les PMs n'ont pas de rôle en tant que telles.

Enfin, l'indicateur de « toxicité humaine » ne prend pas en compte l'impact des particules, cet impact étant calculé spécifiquement dans l'indicateur *Particulate Matter*.

PRINCIPAUX RESULTATS

- A ce jour, les particules sont uniquement prises en compte dans la catégorie d'impact Particulate Matter/Respiratory Inorganics.
- Aucune particule n'est aujourd'hui prise en compte dans les autres catégories d'impact, y compris pour la catégorie changement climatique.

4. Analyse « théorique » de la caractérisation des particules en ACV sur l'indicateur particulate matter / human health

4.1. Impact pathway

L'impact pathway des effets sur la santé humaine dus à une exposition aux particules suit le cadre général d'évaluation de cycle de vie proposé par Haes et al., 2002 et Jolliet et al., 2004 présenté Figure 29.

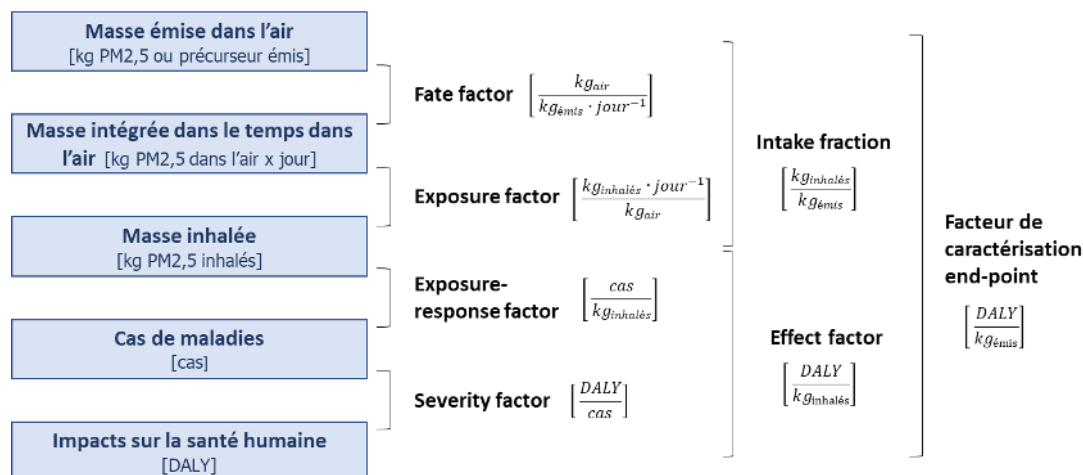


Figure 29 : Impact pathway caractérisant les effets sur la santé humaine de l'exposition aux particules en ACV

Les particules primaires ou secondaires sont tout d'abord émises dans l'air (intérieur ou extérieur) et sont exprimées en masse de PM2,5 ou de précurseur émis dans l'air. Ces particules se distribuent et se transforment alors au sein et entre les compartiments d'air intérieur et extérieur, urbain ou rural, résultant en une masse (ou une concentration) de PM2,5 intégrée dans le temps, exprimée en kg PM2,5 dans l'air par jour. Une fraction de cette masse est ensuite inhalée par une population exposée (kg PM2,5 inhalés), ce qui entraîne ainsi un risque cumulatif pour la population qui s'exprime en incidence de maladies parmi la population exposée. Ces incidences de maladies sont ensuite traduites en une mesure des dommages dans la population exposée en tenant compte de la gravité des maladies. Les dommages s'expriment ainsi en DALY (Disability-Adjusted Life Years), unité de mesure du nombre d'années de vie en bonne santé « perdues » à cause de la maladie ou de la mort.

Le facteur de caractérisation (CF) peut s'exprimer comme le produit d'un *fate factor* (FF), d'un *exposure factor* (EF), d'un *exposure-response factor* (ERF) et d'un *severity factor* (SF) :

$$CF = FF \cdot EF \cdot ERF \cdot SF$$

Le *fate factor* (FF, $\left[\frac{kg_{air}}{kg_{émis} \cdot jour^{-1}} \right]$) relie ainsi les émissions, soit le flux, à la masse dans l'air.

Le *exposure factor* (EF, $\left[\frac{kg_{inhalés} \cdot jour^{-1}}{kg_{air}} \right]$) représente la fraction journalière inhalée par la population exposée relativement à la masse dans l'air.

Le *exposure-response factor* (ERF, $\left[\frac{cas}{kg_{inhalés}} \right]$) représente l'évolution de la morbidité ou mortalité attribuable à une augmentation de masse inhalée.

Enfin le *severity factor* (SF, $\left[\frac{DALY}{cas} \right]$) représente l'évolution des dommages sur la santé humaine exprimée en DALY par cas.

Il est important de noter que la caractérisation des impacts en ACV est généralement à l'échelle globale. Ainsi, la population concernée par l'*impact pathway* est, en théorie, la population mondiale. Par simplicité, dans les calculs de caractérisation des émissions, seule la population atteignable par les émissions est considérée.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Le *fate factor* et l'*exposure factor* peuvent être combinés en une seule métrique : l'*intake fraction* définie comme le produit du *fate factor* et de l'*exposure factor*. L'*intake fraction* est la fraction du polluant inhalée par une population exposée, ce qui correspond ainsi à la masse du polluant émis inhalée par unité de masse émise. Le facteur de caractérisation peut ainsi s'écrire de la façon suivante, où *iF* est l'*intake fraction* :

$$CF = iF \cdot ERF \cdot SF$$

Selon les méthodes, l'indicateur mid-point considéré n'est pas le même. Ainsi la méthode proposée par l'UNEP et implémentée dans le PEF (EF3.0) propose un indicateur mid-point en *disease incidences* (par kg émis), soit correspondant à $CF = iF \cdot ERF$.

L'ILCD propose en revanche un indicateur mid-point en kg PM_{2,5eq} par kg émis, avec un calcul du CF qui s'arrête à l'*intake fraction*.

ReCiPe propose de la même manière que l'ILCD un indicateur mid-point en kg PM_{2,5eq} par kg émis, avec un calcul du CF qui s'arrête à l'*intake fraction*.

Pour ces deux méthodes, le facteur de caractérisation d'un polluant p se calcule ainsi comme suit :

$$CF_p = \frac{iF_p}{iF_{PM_{2,5}}}$$

Impact World + propose aussi un indicateur mid-point exprimé en kg PM_{2,5eq} par kg émis, mais le calcul prend en considération l'*exposure-response factor*. Le calcul va ainsi aussi loin dans la chaîne d'impact que la méthode proposée par l'UNEP mais propose simplement une unité différente en ramenant l'impact à des kg PM_{2,5eq}.

4.2. Paramètres et hypothèses de calcul des facteurs de caractérisation

Cette partie a pour but de présenter les principaux paramètres et hypothèses de calcul retenus en ACV pour le calcul du facteur de caractérisation, décomposé en trois sous-facteurs comme présenté précédemment : *intake fraction*, *exposure-response factor* et *severity factor*.

4.2.1. Intake fraction

L'*intake fraction* traduit quelle fraction d'une quantité de particules émises finira par être inhalée par la population. La figure suivante présente une illustration théorique de l'*intake fraction*.

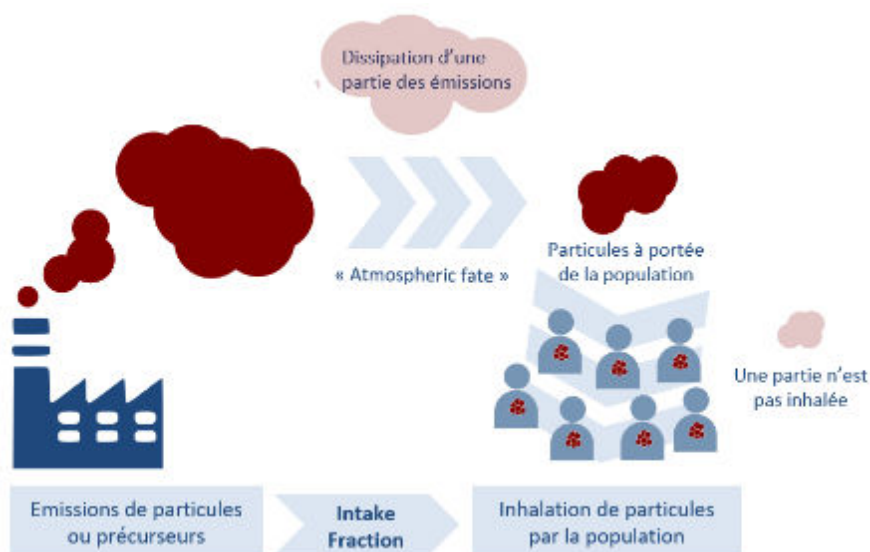


Figure 30 - Illustration théorique de l'intake fraction

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Des particules ou précurseurs sont émis dans l'air. Cette masse de polluant dans l'air va évoluer selon des paramètres météorologiques (hauteur du mélange atmosphérique, vent, précipitations, etc.) et une partie est naturellement dissipée au cours du temps. Une fois à portée de la population, une certaine partie de cette masse de polluant dans l'air va être inhalée par la population, et cette partie inhalée sera d'autant plus importante si la densité de population est élevée. En effet, une forte densité de population correspond à un débit total d'air inhalé important, laissant moins de temps au polluant d'être naturellement dissipé. Autrement dit, plus les polluants sont émis dans un lieu à forte densité de population, plus l'*intake fraction* sera important.

L'*intake fraction* se définit ainsi comme suit :

$$iF_p = \frac{\text{Masse totale de polluant émis inhalée par la population}}{\text{Masse de polluant émise}}$$

Plus précisément, on considère que l'*intake fraction* correspond au produit du *fate factor* et de l'*exposure factor*. Le *fate factor* permet de relier la quantité de polluant émise à la masse dans l'air, il évalue notamment le temps durant lequel les particules émises restent sous forme de particules dans l'air ambiant. Pour une émission de précurseurs, le *fate factor* inclut également quelle fraction des précurseurs sera effectivement transformée en particules secondaires. Plusieurs paramètres influent fortement sur le *fate factor*, notamment les conditions météorologiques (vitesse du vent, précipitations, hauteur du mélange atmosphérique...). L'*exposure factor* renseigne quant à lui quelle fraction de la quantité de particules présentes dans l'air ambiant est inhalée par la population. Ce facteur dépend notamment de la densité de population, du débit d'air inhalé, du temps d'exposition, ou encore de la hauteur initiale des émissions (des particules émises à un mètre du sol seront plus facilement inhalées que des particules émises à 10 mètres du sol).

Afin de calculer les *iFs*, les chercheurs en ACV sur les particules fines utilisent des modèles de transport chimique pour effectuer des simulations du devenir des particules dans l'atmosphère. Puis ils couplent cela avec des données relatives à l'*exposure factor* (densité de population...).

Il est possible de régionaliser les calculs, c'est-à-dire de décomposer les calculs en considérant les conditions locales d'émission dans chaque région (avec un maillage plus ou moins fin), il s'agit d'une approche spatialisée.

Il est aussi possible de définir des archétypes. Les archétypes permettent de rassembler de nombreuses conditions locales en quelques conditions types. Dans les méthodes analysées ici, des archétypes sur la hauteur d'émissions (qui a une influence sur le *fate factor*) et la densité de population (qui a une influence sur l'*exposure factor*) sont utilisés. Ainsi, selon les modèles, plusieurs archétypes peuvent être considérés pour lesquels l'*iF* variera : *high stack*, *low stack*, *ground level*, *outdoor urban*, *rural*, *remote* ou encore *indoor*. Chacun de ces archétypes est ainsi paramétré afin de refléter une réalité. A titre d'exemple, l'archétype *outdoor urban* de la méthode UNEP se base sur des données de population, de surface et de taux de dilution de 3646 villes au travers le monde, considérant par défaut une ville de 240km² et de 2 millions d'habitants. L'archétype *remote* traduit une zone avec une densité de population encore plus faible que l'archétype rural (par exemple l'Alaska). Au-delà de refléter des conditions types, les archétypes ont également été pensés pour correspondre à des situations d'émissions que l'on rencontre souvent en ACV (cf Comparaison des méthodes : cas d'étude d'ACV comparative).

Plusieurs paramètres ont ainsi une forte influence sur l'*intake fraction*, notamment la hauteur d'émissions et la densité de population, ce qui conduit au développement de différents facteurs selon les conditions d'émissions. Il est important de noter que les archétypes utilisés à l'heure actuelle pour caractériser les particules ne concernent pas la composition ni la source des émissions (industrie, bâtiments, etc.).

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

La présente étude analyse plusieurs méthodes d'ACV, dont la plus ancienne date de 2010 (ILCD). Il est intéressant d'expliquer quel était l'état de développement des facteurs iF à cette date.

Plusieurs modèles d'évaluation des impacts (incluant des calculs d'*Intake fraction*) ont été développés avant 2010, notamment le modèle USEtox (Rosenbaum et al., 2008), ou encore RiskPoll (Spadaro & Rabl, 2004), Greco et al., 2007, et Zelm et al., 2008.

Il y avait peu de cohérence entre ces modèles : certains renseignaient des iFs pour les USA uniquement, ne considéraient que les PM_{2,5} (Greco et al., 2007), d'autres considéraient les PM₁₀ uniquement à l'échelle de l'Europe (Zelm et al., 2008). Les hypothèses de base différaient d'un modèle à l'autre, comme le débit d'air inhalé, ou le choix des archétypes.

En 2009, Humbert (2009) analyse et compile ces différents modèles, afin d'en ressortir un ensemble d'iFs pour différents archétypes sur la hauteur d'émissions et la densité de population. En 2010, dans le cadre du développement de la méthode ILCD, le JRC (Joint Research Center) de la Commission Européenne reprend une partie de ces facteurs. Les iFs retenus dans ILCD sont une avancée significative dans le développement des méthodes d'évaluation de l'impact des particules en ACV. Néanmoins, ils ne possèdent pas beaucoup d'archétypes et sont encore peu adaptés à des émissions en dehors de l'Europe.

Fin 2010, dans le cadre de l'UNEP/SETAC life cycle initiative, Humbert et al. 2011 reprennent et mettent à jour les iFs de Humbert, 2009 pour les PM_{2,5} primaires et secondaires, en utilisant des données plus récentes pour les calculs. Leurs iFs sont mieux adaptés pour une utilisation plus globale, avec plusieurs archétypes robustes pour les hauteurs d'émissions et densités de population. La méthode IMPACT WORLD+, développée en 2016, utilise ainsi ces iFs.

En parallèle, dans le cadre du développement de la méthode ReCiPe 2016 (Zelm et al., 2016), Van Zelm et ses collègues continuent à développer des iFs en utilisant le modèle de transport chimique TM5, et en régionalisant les calculs, afin de considérer des conditions locales par régions, plutôt que d'utiliser des archétypes. Ils utilisent donc un maillage spatialisé plutôt que l'approche par archétypes. C'est une des différences fondamentales d'approche entre les méthodes.

UNEP 2016 reprend et met à jour les iFs de Humbert et al. 2011 en rectifiant légèrement à la baisse certains facteurs.

L'amélioration des iFs est encore en cours. La prise en compte des sources d'émission en intérieur constitue la prochaine étape importante. Fantke et al., 2017 et Hodas et al., 2016 ont déjà effectué les calculs d'iF en intérieur, en considérant deux archétypes sur les sources d'émissions : avec ou sans utilisation de combustibles solides pour la cuisine ou le chauffage. Les iFs sont logiquement bien plus élevés pour des émissions en intérieur : étant donnée une plus faible circulation de l'air, une plus grande fraction des émissions est inhalée. A l'heure actuelle, ces iFs n'ont pas encore été implémentés dans une méthode opérationnelle dans les logiciels ACV. Cependant, il est prévu par l'UNEP/SETAC *life cycle initiative* de publier une méthode à la fin de la phase 3 du projet *Global LCIA Guidance*, qui intégrera ces nouveaux iFs. D'autres situations *indoor* mériteraient d'être étudiées, et des progrès pourraient éventuellement venir de la recherche en cours sur la santé au travail.

Par ailleurs, si les iFs des PM₁₀ et PM_{10-2,5} étaient calculés dans les premiers modèles, rapidement (dès le développement de ILCD), l'hypothèse est faite que les PM_{10-2,5} n'ont pas d'effets significatifs sur la santé, et qu'il n'est ainsi pas nécessaire de leur donner des iFs propres. Pour les PM₁₀, qui incluent les PM_{2,5} et PM_{10-2,5}, l'iF est donc calculé à partir de l'iF des PM_{2,5} en utilisant la fraction de PM_{2,5} présente dans les PM₁₀. Cette fraction dépend de la source d'émission. ILCD a utilisé des données d'émissions aux USA pour estimer ces fractions, en différenciant pour les deux archétypes, et une moyenne (pondérée par les émissions) des fractions pour le flux *unspecified* (12% pour *urban ground*, 27% pour *non-urban or from high stack*, 23% pour *unspecified*). Ces taux sont néanmoins sujet à débat, et c'est ainsi que le modèle Impact World + considère par exemple un taux de 60%.

4.2.2. Exposure-response factors (ERF)

Le challenge de l'ACV est de relier les émissions de particules aux impacts sur la santé. L'*intake fraction* permet de passer des émissions à l'exposition aux particules, exprimée en quantité de particules inhalée par la population, appelée *population intake*. Pour passer de cette exposition aux impacts sur la santé humaine, les résultats d'études épidémiologiques sont utilisés. En effet, les études épidémiologiques cherchent à établir des liens de cause à effet entre l'exposition aux particules, exprimée sous la forme de concentration de particules dans l'air ambiant, et les maladies et taux de mortalité observés. Les études épidémiologiques consistent en un suivi de cohortes, soit de groupes d'individus sur un temps long, dont les conditions de vie sont connues. Cela permet ainsi de connaître précisément les causes de mortalité. Les résultats sont décomposés par régions, par groupes d'âge, etc. En résultat, ces études donnent pour chaque cause de mortalité étudiée, des *relative risk* (RR), représentant le risque relatif à l'exposition de développer la maladie, et qui correspondent au taux de mortalité de la population exposée sur le taux de mortalité de la population non exposée. Dans le cas des particules, ces RR sont fonction de la concentration en PM_{2,5}. En effet, depuis plusieurs années, la plupart des études épidémiologiques se concentre uniquement sur l'exposition aux PM_{2,5}, considérée comme un indicateur global robuste de la pollution de l'air.

Pour implémenter ces impacts sur la santé dans les méthodes ACV, des modèles sont développés à partir des résultats des études épidémiologiques. A partir de données de mortalité et de concentration dans plusieurs localisations, les taux de mortalité attribuables aux particules sont calculés à l'aide des RR.

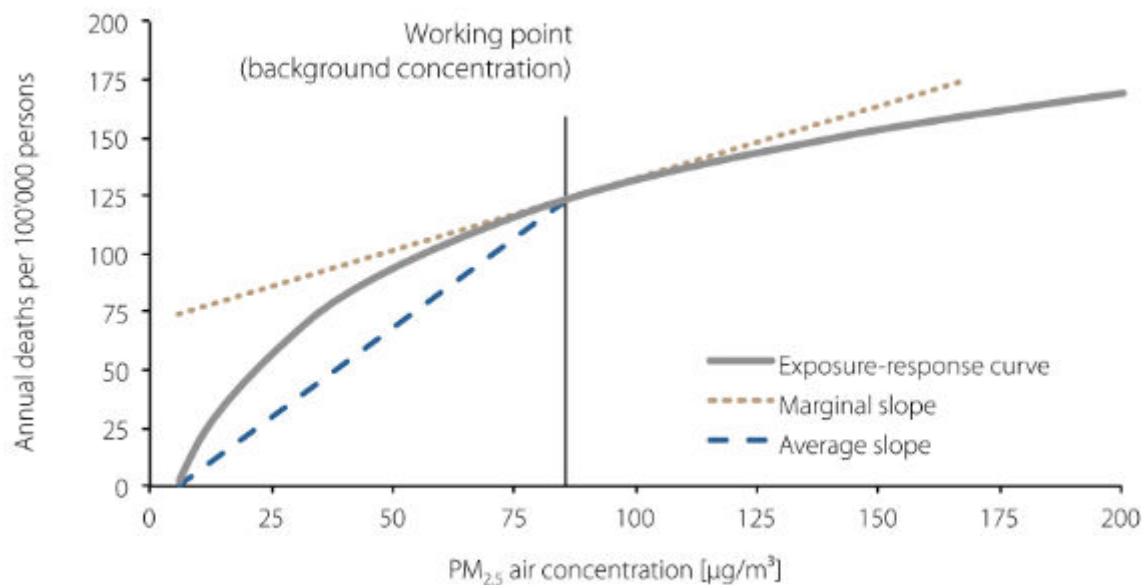
A partir de ces résultats, les modèles ACV développent ainsi des *Exposure-Response Factors (ERFs)*, qui caractérisent l'augmentation de la mortalité au sein de la population engendrée par une quantité de particules inhalées par la population. Ils peuvent être exprimés par exemple en [*disease incidences / kg PM_{2,5} inhaled*]. Dans le développement des ERFs, plusieurs choix de modélisation sont faits, ce qui induit ainsi des différences entre les facteurs. Les principaux critères de différenciation entre les modèles de calcul des ERFs sont les suivants :

- Études épidémiologiques sur lesquelles se base le modèle
- Causes de mortalité considérées,
- Fonction dose-réponse considérée (linéaire ou non, avec ou sans seuil...).

Il existe depuis plusieurs années un consensus général en ACV sur le fait que seules les PM_{2,5} nécessitent d'être caractérisées, les particules aux diamètres plus gros (comme les PM_{10-2,5}) n'ayant pas démontré d'impact sur la santé significatif dans les études épidémiologiques. De plus, toutes les particules comprises dans le terme PM_{2,5} sont caractérisées par le même ERF, il n'existe pour le moment pas de distinction plus fine selon la composition ou la taille des particules (par exemple les particules carbonées ou encore les particules très fines au diamètre de 0,1 µm). Ainsi, les méthodes d'évaluation des impacts ne calculent que les ERFs des PM_{2,5} (indépendamment du fait qu'elles soient primaires ou secondaires). Néanmoins, pour caractériser les émissions de PM₁₀ indiquées dans certains inventaires (émissions qui incluent des PM_{10-2,5} et des PM_{2,5}), des CFs ont quand même été développés utilisant la fraction de PM_{2,5} contenue dans les PM₁₀ émises (cf partie 4.2.1 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).

- **Fonction dose-réponse**

Le choix méthodologique s'effectue entre une fonction linéaire, où l'exposition initiale du patient n'influence pas la réponse sur la santé à une dose inhalée, et une fonction non linéaire, où la réponse sur la santé est a priori plus faible pour des hautes expositions initiales. Pour une fonction dose-réponse non linéaire, deux approches existent pour calculer l'ERF : utiliser la pente marginale de la courbe (*marginal slope*), ou utiliser la pente moyenne (*average slope*) prenant en situation de référence la concentration seuil à partir de laquelle on peut considérer des impacts. Une illustration d'une fonction dose-réponse non linéaire est présentée Figure 31.



- **Etudes épidémiologiques et causes de mortalité**

Lors du développement des ERFs d'ILCD, la synthèse d'études épidémiologiques de l'American Cancer Society (ACS) (Pope III et al., 2002) a été utilisée en considérant la mortalité toutes-causes, soit les RR associés à la mortalité toutes-causes et non à des causes spécifiques (maladies spécifiques). Les ERFs ont ensuite été couplés avec des ERFs précédemment calculés par Humbert, 2009 pour les maladies de bronchite chronique (à partir de données épidémiologiques de (Künzli et al., 2000)), car identifié par ce dernier comme déterminant dans la mortalité attribuable aux particules. La fonction de dose-réponse utilisée étant linéaire, l'ERF est donc le même quelle que soit la pollution ambiante au lieu d'inhalation.

Dans leur publication de 2014 (Gronlund et al., 2014), Gronlund et ses collègues reprennent également les résultats de la synthèse de l'ACS (Pope III et al., 2002) mais cette fois uniquement pour les causes de mortalité de cancer du poumon et des maladies cardiopulmonaires. Ils font le choix de ne pas considérer d'autres causes, par manque de preuve solide de leur lien avec les particules fines. Ils utilisent également une fonction linéaire. Néanmoins, ils retravaillent les résultats de (Pope III et al., 2002) pour mieux intégrer leurs régionalisations, en les couplant avec des données locales (les RR sont ainsi appliqués à différentes données de mortalité et de concentration afin de régionaliser les résultats). Ces ERFs sont utilisés dans la méthode IMPACT WORLD+.

La dernière version de la méthode ReCiPe a été développée en 2016 (Zelm et al., 2016). Concernant les ERFs, Van Zelm et ses collègues se sont basés sur une autre synthèse plus récente de l'ACS datant de 2009 (Krewski et al., 2009). Les causes considérées sont les mêmes que pour les ERFs de la méthode IMPACT : cancers du poumon et maladies cardiopulmonaires. La fonction de dose-réponse considérée est également linéaire.

En 2016 est publié le *Global Guidance for LCIA indicators Volume 1* de l'UNEP (UNEP, 2016). Quatre indicateurs y sont abordés, dont les particules fines et leurs effets sur la santé humaine, au chapitre 4 *Health Impacts of fine particulate matter*. Fantke et ses collègues ont cette fois-ci utilisé la synthèse d'études épidémiologiques du GBD 2010 (*Global Burden of Disease*) (Lim et al., 2012) pour estimer les ERFs des PM_{2,5}. Jusqu'alors, les facteurs étaient tous calculés sur la base de l'ACS, néanmoins, cette étude se base sur une seule cohorte, avec des données provenant uniquement des Etats-Unis. Proposer des facteurs basés sur cette étude présente ainsi des limites évidentes, notamment la difficulté de développer des facteurs globaux basés sur des données si restreintes. Fantke se base ainsi sur le GBD. Le GBD a estimé les effets sur la santé de 67 facteurs de risque, dont les PM_{2,5}, pour chacune

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

des 21 régions du monde et décomposés selon le sexe et l'âge, en se basant sur de nombreuses études épidémiologiques. Le facteur de risque PM_{2,5} a été associé à 5 effets sur la santé : maladies cardiaques ischémiques, maladies vasculaires cérébrales, cancers des poumons / bronches / de la trachée, maladies pulmonaires obstructives chroniques chez les adultes (≥ 25 ans), et les infections des voies respiratoires inférieures chez les jeunes enfants (≤ 5 ans). En considérant ces causes, les scientifiques de l'UNEP ont développé des ERFs en utilisant cette fois-ci une fonction non linéaire de dose-réponse développée par Burnett et al. 2014. Cette fonction considère un large intervalle de concentration en PM_{2,5} dans l'air ambiant, permettant de décrire des réponses santé dans des conditions locales de qualité de l'air très différentes. La valeur ajoutée de cette fonction par rapport aux précédents calculs d'ERF est de prendre en compte des taux d'exposition bien plus élevés, en considérant des études sur l'exposition active ou passive à la fumée de cigarette, ou sur l'exposition à la pollution de l'air intérieur par la cuisine ou le chauffage utilisant un combustible solide. Pour considérer les différences de qualité de l'air ambiant, les ERFs sont décomposés par archétypes : *urban*, *rural*, *remote*. Comme précédemment expliqué, les ERFs peuvent être calculés en utilisant la *marginal slope* ou l'*average slope*. Fantke et ses collègues ont effectué tous les calculs en utilisant les deux approches. Néanmoins, ils recommandent d'utiliser les facteurs avec *marginal slope* uniquement pour des études ACV dont les décisions en découlant n'auront pas d'effets significatifs sur la qualité de l'air, et où celle-ci est suffisamment constante à court-terme. Les facteurs avec *average slope*, bien qu'ils soient plus approximatifs, sont mieux adaptés pour des études ACV qui concernent des temps longs (par exemple, le cycle de vie d'une voiture). De plus, l'approche *marginal slope* peut entraîner un biais par le fait que dans des conditions locales de pollution déjà très élevées, les émissions supplémentaires seront considérées peu impactantes.

En combinant ces ERFs avec leurs iFs (cf partie 4.2.1 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**), Fantke et ses collègues publient en 2016 des premiers CFs (UNEP, 2016), en attendant d'approfondir pleinement leurs travaux dans le cadre de l'*UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*. Ces CFs ont été utilisés par le JRC lors du développement de la méthode EF3.0.

L'UNEP/SETAC continue actuellement le développement de l'*Intake fraction* et des ERFs, dans l'objectif de publier les CFs finalisés avant fin 2020. Les articles scientifiques spécifiques aux développements aboutis des iFs et ERFs ont déjà été publiés. Les derniers avancements concernant les ERFs ont été fournis dans l'article Fantke et al., 2019. Dans cette étude, ils utilisent les synthèses d'études épidémiologiques du GBD 2015. A partir de ces résultats, ils développent des ERFs aux échelles continentales, nationales, régionales, ainsi que des ERFs spécifiques par ville, permettant de prendre en compte la variabilité importante de la mortalité due à la qualité de l'air, et calculent également des ERFs globaux en utilisant des moyennes pondérées. De la même façon que dans (UNEP, 2016), ils effectuent les calculs en considérant l'approche *marginal slope* et l'approche *average slope*, en insistant sur les mêmes recommandations.

Les ERFs développés par Fantke et al., 2019, bien que pas encore implémentés dans une méthode ACV opérationnelle, sont une réelle avancée pour la prise en compte des particules en ACV. Néanmoins, il est à noter qu'il demeure une incertitude importante liée au modèle dose-réponse appliqué à l'étude du GBD, qui peut aller jusqu'à un facteur 2. Tout l'enjeu du développement de l'exposure-response factor réside dans la bonne évaluation des impacts sur la santé humaine des particules, tout en ayant un modèle applicable à de nombreuses situations, et de nombreuses régions du monde. Le choix a ainsi été fait de plutôt considérer une réponse non-linéaire applicable à de nombreux cas, bien que localement, une réponse linéaire pourrait être considérée comme plus exacte.

4.2.3. Severity

Une fois les ERFs calculés, l'impact des particules peut alors être caractérisé jusqu'à l'indicateur mid-point du nombre de cas au sein de la population dus aux particules. Cet indicateur reste incomplet pour caractériser clairement les impacts sur la santé humaine. Pour exprimer les impacts de façon plus précise, ainsi que pour pouvoir agréger et comparer les différentes sources d'impact sur la santé

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

humaine (au niveau end-point), il est possible d'utiliser l'unité DALY (*Disability-Adjusted Life Years*), qui est une mesure des années de vie en bonne santé perdues. C'est ainsi la somme des années de vie perdues par mortalité prématurée et des années de vie en bonne santé perdues en raison d'une incapacité/maladie. Les *Severity Factors* (SFs) permettent de passer de l'unité *disease incidences* ou *death cases* à l'unité DALY, en caractérisant pour chaque cause de mortalité le nombre d'années de vie perdues (YLL – *Years of Life Lost*) et le nombre d'années de vie vécues avec la maladie (YLD – *Years Lived with Disability*). Ces SFs sont également calculés à partir d'études épidémiologiques.

Les SFs utilisés pour la méthode ILCD proviennent de l'étude ACS (Pope III et al., 2002) pour les maladies cardiopulmonaires et les cancers des poumons, et de l'article de Künzli et al. (2000) pour les maladies de bronchite chroniques.

Dans le cadre du développement des CFs de la méthode ReCiPe en 2016, Van Zelm et ses collègues (Zelm et al., 2016) ont fait le choix d'exprimer les impacts au niveau des dommages sur la santé humaine avec l'unité YLL (*Years of Life Lost*). Ils ont utilisé les estimations du World Health Organisation (WHO) de l'année 2012 (WHO 2015b) comme sources pour les SFs, indiquant le nombre de YLL dû aux particules pour les causes de mortalité étudiées (maladies cardiopulmonaires et cancers des poumons). Ces SFs sont également décomposés par régions.

Les CFs de la méthode IMPACT World +, basés sur l'article de (Gronlund et al., 2014), intègrent des SFs exprimés en [DALY/death]. Pour calculer ces SFs, Gronlund et ses collègues ont utilisé les résultats du GBD 2010 sur les maladies cardiopulmonaires et cancers des poumons, en considérant l'hypothèse simplificatrice que le ratio de DALY/death pour une maladie donnée était le même peu importe la cause de la maladie (PM_{2,5} ou autre cause).

Les développeurs des CFs de l'UNEP, 2016 ont de la même façon utilisé les SFs calculés par les études du GBD, en prenant des résultats de Lim et al., 2012. Les CFs préliminaires recommandés dans UNEP, 2016 sont donc exprimés au niveau des dommages (end-point) sur la santé humaine en [DALY/kg emitted]. Cependant, lors du développement de la méthode du JRC EF3.0, seuls les CFs au niveau mid-point ont été implémentés.

Les SFs ont encore été légèrement améliorés dans le récent article de Fantke et al., 2019 en se basant sur les études plus récentes du GBD 2015.

En définitive, concernant la caractérisation de l'impact santé (ERF et SF), il est important de noter que la considération d'études épidémiologiques plus récentes est généralement bénéfique. En effet, cela se traduit souvent par une meilleure compréhension des maladies engendrées, et par une meilleure prise en compte des paramètres géographiques, lorsque les études se basent sur des cohortes plus larges, et dans des zones géographiques variées (exemple : les études épidémiologiques de l'ACS ne concernaient que des cohortes aux Etats-Unis, tandis que les études du GBD concernent différentes régions du monde).

4.3. Synthèse des méthodes

4.3.1. ILCD

Développée par le JRC en 2010, cette méthode fait figure de référence notamment du fait du travail d'analyse des travaux existants qui a été mené. Cette méthode est détaillée dans le document *Technical notes for characterisation factors of the ILCD Recommended LCIA methods*.

- Hypothèses et paramètres *Intake fraction*

La méthode ILCD se base sur une compilation des modèles d'*Intake fraction* de Greco et al., 2007; Zelm et al., 2008, Usetox (Rosenbaum et al., 2008) et Riskpoll (Spadaro & Rabl, 2004). Cette compilation a été réalisée par Sébastien Humbert (Humbert, 2009). Dans cette publication, Humbert

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

recommande des iFs pour les PM primaires et secondaires en considérant trois précurseurs : NH₃, NO_x, SO₂ et utilise plusieurs archétypes (concernant les hauteurs d'émissions et les densités de population). Il recommande également des iFs pour les PM_{10-2,5}. La méthode ILCD ne retient que les iFs des PM_{2,5} et utilise directement les deux archétypes les plus aboutis (*unspecified* et *urban ground*), et agrège les autres archétypes en un seul : *non-urban or from high stack*, en utilisant une moyenne pondérée des iFs. Pour pondérer cette moyenne, des données d'émissions de particules aux USA sont utilisées (USEPA 2008). Un facteur est proposé pour les PM₁₀, basé sur la part de PM_{2,5} parmi les PM₁₀ (cf. Considération des PM₁₀).

Par ailleurs le monoxyde de carbone est lui aussi caractérisé dans cette méthode. Bien que ce ne soit pas un précurseur de PM, le choix a été fait de l'intégrer à cette méthode, du fait de son impact sur la santé.

Le Tableau 8 présente ainsi les particules/précurseurs caractérisés ainsi que les archétypes considérés.

Tableau 8 : Particules et archétypes ILCD 2011

Particules/précurseurs	Archétypes
PM ₁₀ PM _{2,5} NH ₃ NO _x SO ₂	<i>Unspecified,</i> <i>urban ground</i> <i>Non-urban or from high stack</i>

- Hypothèses et paramètres *Exposure-response factor*

La méthode ILCD se base sur les données épidémiologiques de l'étude ACS (Pope III et al., 2002) pour la mortalité toutes-causes pour calculer des ERFs. A ces ERFs sont également ajoutés les ERFs calculés par Humbert, 2009 concernant les maladies de bronchites chroniques, basés sur des données épidémiologiques de l'étude de (Künzli et al., 2000). Humbert, 2009 précise que les données épidémiologiques fournies concernent l'exposition aux PM₁₀. Selon l'hypothèse que les PM_{10-2,5} ont un impact sur la santé négligeable, Humbert dérive l'ERF des PM₁₀ résultant pour obtenir celui des PM_{2,5}, en utilisant la fraction de PM_{2,5} présente dans les PM₁₀ (fraction considérée à une valeur typique de 60% d'après la Commission Européenne⁶ (Humbert, 2009).

Tous les ERFs utilisés dans la méthode ILCD sont calculés en utilisant des fonctions dose-réponse linéaires. Le Tableau 9 présente une synthèse des maladies considérées, ainsi que des hypothèses permettant le calcul de l'ERF.

Tableau 9 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode ILCD

Maladies considérées	Type de fonction dose-réponse
Mortalité toutes-causes Bronchites chroniques	Linéaire, basée sur les études épidémiologiques de l'ACS (Pope et al 2002) et de Künzli et al. 2000.

⁶ « The ratio of CRF slopes $sPM_{10}/sPM_{2,5}$ was taken as 0.6, because this is a typical value of the ratio of concentrations of PM_{2,5} and PM₁₀. » in European Commission (2005). ExternE: Externalities of energy: Methodology 2005 update EUR 21951. Available at <http://www.externe.info>

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

- Hypothèses et paramètres *Severity factor*

Les SFs ont été calculés en utilisant les mêmes sources épidémiologiques pour chaque maladie considérée (Pope III et al., 2002 pour les maladies cardiopulmonaires et le cancer du poumon, Künzli et al., 2000 pour les bronchites). Les effets sur la santé humaine sont exprimés en DALY.

- Considération des PM10

Selon l'hypothèse que les PM10-2,5 n'ont pas d'impact sur la santé démontré, les PM₁₀ sont caractérisées en utilisant des ratios de quantité de PM_{2,5} dans des émissions de PM₁₀. Les ratios sont calculés à partir de données d'émissions aux USA (12% *urban*, 27% *non-urban of from high stack*, ...)

Pour l'archétype *unspecified*, un ratio moyen pondéré des émissions égal à 23% est considéré. La méthode ILCD présente là une légère incohérence car l'ERF des bronchites chroniques a été calculé par Humbert en considérant un ratio de 60% tandis que la méthode globale considère un ratio de 23%.

- Indicateurs mid-point et end-point

L'indicateur mid-point correspond sur l'impact pathway à l'*intake fraction*, en ramenant les *intake fraction* des différentes PMs et précurseurs à l'*intake fraction* PM_{2,5} de référence. L'unité est le [kg PM_{2,5} -eq / kg emitted].

L'indicateur end-point correspond aux effets sur la santé, exprimés en [DALY/kg emitted].

4.3.2. ReciPe

ReCiPe 2016 a été développée par van Zelm et al., 2016 (*Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation*).

- Hypothèses et paramètres *Intake fraction*

Le calcul des iFs se base sur le calcul du changement de concentration en particules dans l'air ambiant par région en utilisant le modèle global de transport chimique TM5. Le TM5 est un modèle spatialisé qui divise le monde en 56 régions, correspondant à des pays ou groupes de pays. Ce modèle - dont le nom complet est TM5-FAAST pour Fast Scenario Screening Tool for Global Air Quality and Instantaneous Radiative Forcing - prend en compte les conditions locales de chaque région, ainsi que les caractéristiques de dispersion d'une région à l'autre, permettant par exemple de considérer la formation de particules secondaires dans une région issues d'émissions de précurseurs dans une autre région.

En plus des PM_{2,5}, ce modèle permet de calculer les iFs de plusieurs précurseurs : NH₃, NO_x, SO₂ pour chaque région. ReCiPe agrège ensuite les iFs des toutes les régions en un unique facteur global pour chaque substance en calculant une moyenne des facteurs spatialisés (pondérée par des données d'émissions par région). Aucun archétype n'est donc proposé dans cette méthode.

Tableau 10 : Particules et archétypes ReCiPe 2016

Particules/précurseurs	Archétypes
PM _{2,5} NH ₃ NO _x SO ₂	Aucun archétype. Calcul spatialisé à base d'un maillage.

- Hypothèses et paramètres *Exposure-response factor*

La méthode ReCiPe se base sur les données épidémiologiques de l'étude ACS de 2009 (Krewski et al., 2009) et ne considère alors que les maladies cardiopulmonaires et les cancers des poumons. Les ERFs sont calculés spécifiquement par région.

Tableau 11 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode ReCiPe 2016

Maladies considérées	Type de fonction dose-réponse
Maladies cardiopulmonaires Cancers des poumons	Linéaire, basée sur l'étude épidémiologique de l'ACS (Krewski et al. 2009).

- Hypothèses et paramètres *Severity factor*

ReCiPe 2016 ne considère ensuite que l'impact des années de vie perdues (YLL – *Years of Life lost*). Les *severity factors* sont exprimés en [YLL/death] et sont spécifiques à chaque cause de mortalité considérée. Ces SFs proviennent d'estimations faites par le WHO (World Health Organization) en 2012⁷.

- Considération des PM10

ReCiPe 2016 ne considère pas les PM10-2,5 car aucun impact sur la santé n'a été démontré, aucun facteur n'est donc proposé pour les PM10.

- Indicateurs mid-point et end-point

ReCiPe propose de la même manière que l'ILCD un indicateur mid-point en kg PM2,5eq par kg émis, avec un calcul du CF qui s'arrête à *l'intake fraction*.

Le end-point est calculé en YLL/kg emitted.

4.3.3. IMPACT World + 2019

IMPACT WORLD + a été développée en 2016. Cette méthode est détaillée dans le document *IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method publication* publié en 2019 (Bulle et al., 2019).

- Hypothèses et paramètres *Intake fraction*

IMPACT WORLD + se base sur les iFs compilés par Humbert et al., 2011.

Humbert et al., 2011 développent trois archétypes sur les hauteurs d'émissions (*high stack*, *low stack* et *ground level*) avec une moyenne pondérée par les émissions (sources données d'émissions USEPA 2008), et trois archétypes pour la densité de population (*urban*, *rural* et *remote*) avec une moyenne pondérée par les populations. Ces archétypes sont ainsi utilisés pour caractériser les PM2,5 ainsi que les PM10, qui comme pour les autres méthodes, n'ont pas de facteur en propre mais dont le facteur correspond simplement à la part de PM2,5 les constituant. Par ailleurs, les archétypes « *unspecified* » ont été croisés, ainsi il existe trois facteurs pour une hauteur d'émission inconnue selon les archétypes de densité de population tandis que pour une densité de population inconnue, trois facteurs sont présents selon la hauteur d'émission. Ce croisement complet des archétypes diffère notamment d'autres méthodes avec archétypes. Enfin, trois précurseurs sont considérés : NOx, SO2 et NH3, avec les trois archétypes sur la densité de population et la moyenne pondérée par les populations, mais aucun archétype sur la hauteur d'émissions (jugé non nécessaire).

⁷ World health statistics 2015 World Health Organization, Geneva, Switzerland

Tableau 12 : Particules et archétypes IMPACT World +

Particules/précurseurs	Archétypes
PM _{2,5}	Urban
PM ₁₀	Rural
NH ₃	Remote
NO _x	Unspecified
SO ₂	High stack
	Low stack
	Ground level
	Unspecified

- Hypothèses et paramètres *Exposure-response factor*

IMPACT World + se base plus généralement sur la publication de Gronlund et al., 2014, qui vient compléter les iFs de Humbert et al., 2011 par le calcul des ERFs et SFs. Les ERFs sont basés sur les données épidémiologiques de l'ACS (Pope III et al., 2002) et prennent en compte les maladies cardiopulmonaires et les cancers des poumons, en considérant une fonction dose-réponse linéaire. Cependant, les calculs des ERFs ont également été régionalisés en considérant des données locales de concentration et de mortalité.

Tableau 13 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode IMPACT WORLD +

Maladies considérées	Type de fonction dose-réponse
Maladies cardiopulmonaires Cancers des poumons	Linéaire, basée sur l'étude de Gronlund et al., 2014. L'étude épidémiologique considérée est celle de l'ACS (Pope III et al., 2002).

- Hypothèses et paramètres *Severity factor*

Les SFs sont basés sur les estimations du GBD 2010 (Lim et al., 2012) pour les deux causes de maladies considérées, en faisant l'hypothèse que le SF ne dépend pas de la cause qui a engendré la maladie.

Globalement, IMPACT World + est plus prudent que ILCD avec seulement deux maladies prises en compte, mais avec des calculs plus rigoureux, pondérés par tranche d'âge etc.

- Considération des PM₁₀

De la même manière que pour les méthodes précédemment présentées, IMPACT World + ne considère pas les PM_{10-2,5} car aucun effet sur la santé n'a été démontré. L'impact des PM₁₀ est caractérisé via la part de PM_{2,5} dans les PM₁₀. Le ratio proposé est de 60% d'après une estimation de la Commission Européenne de 2005⁸.

- Indicateurs mid-point et end-point

L'indicateur mid-point prend en compte l'*intake fraction* ainsi que l'ERF (exprimé donc en death/kg emitted), et tous les facteurs sont ramenés au flux de référence PM_{2,5}. Il s'exprime donc en [kg PM_{2,5}eq/PM_{2,5} émis].

⁸ « The ratio of CRF slopes $SPM_{10}/SPM_{2,5}$ was taken as 0.6, because this is a typical value of the ratio of concentrations of PM_{2,5} and PM₁₀. » in European Commission (2005). ExternE: Externalities of energy: Methodology 2005 update EUR 21951. Available at <http://www.externe.info>

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

L'indicateur end-point correspond aux effets sur la santé, et est exprimés en [DALY/kg emitted].

4.3.4. EF 3.0

La méthode EF 3.0 a été développée par le JRC dans le contexte de la méthode PEF (Product Environmental Footprint) et OEF (Organization Environmental footprint). Les modèles sources de cette méthode sont indiqués dans *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods* (Fazio et al., 2018).

Pour l'indicateur Particulate Matter, les CFs sont basés sur les CFs développés par le *Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators* de l'UNEP en 2016 (UNEP, 2016).

Les facteurs considérés sont les facteurs *average slope* de l'UNEP 2016.

- Hypothèses et paramètres *Intake fraction*

Les iFs sont basés sur les iFs de Humbert et al., 2011, avec néanmoins quelques modifications. En effet, le facteur iF pour *urban ground level* a été abaissé puis les facteurs pour les autres archétypes ont été recalculés suivant le même ratio. Quatre archétypes de hauteur d'émissions sont considérés : *Very high stack*, *high stack*, *low stack*, et *ground level*, ainsi que deux archétypes de densité de population : *urban* et *rural*.

Trois précurseurs sont considérés dans la méthode proposée par l'UNEP : NH₃, SO₂, NO_x. Cependant, dans la méthode EF3.0, le SO₂ a été remplacé par les SO_x. De même, l'UNEP 2016 propose deux archétypes pour les précurseurs : *urban* et *rural*. Dans la méthode EF3.0 ont été considérés les mêmes archétypes que pour ILCD : *urban ground* (correspond à *urban* de l'UNEP), et *non-urban or from high stack* (correspond à *Rural* de l'UNEP).

L'UNEP préconise par ailleurs l'utilisation des archétypes plutôt que le maillage. Ces archétypes permettent une bien meilleure précision que celle que l'on peut espérer avec les modèles spatialisés existants (50 x 50 km).

Tableau 14 : Particules et archétypes EF3.0

Particules/précurseurs	Archétypes
PM2,5	<i>Urban</i>
PM10	<i>Rural</i>
NH3	<i>Very high stack</i>
NOx	<i>High stack</i>
SOx	<i>Low stack</i>
	<i>Ground level</i>

- Hypothèses et paramètres *Exposure-response factor*

Les ERFs sont basés sur la synthèse d'étude du GBD 2010 (Lim et al., 2012), pour les causes de mortalité suivantes : maladies cardiaques ischémiques, maladies vasculaires cérébrales, cancers des poumons / des bronches / de la trachée, maladies pulmonaires obstructives chroniques chez les adultes (≥25 ans), et infections des voies respiratoires inférieures chez les jeunes enfants (≤5 ans).

La fonction de dose-réponse considérée est celle de Burnett et al., 2014, et est non-linéaire. C'est ici l'une des spécificités majeures de cette méthode. Cette fonction dose-réponse considère un large intervalle de concentration de PM_{2,5} dans l'air ambiant. L'UNEP calcule les ERFs en utilisant les deux approches – *marginal slope* et *average slope*, mais la méthode EF3.0 n'utilise que les facteurs *average slope* en accord avec les recommandations de l'UNEP (cf partie ERF). Les ERFs sont exprimés en [disease incidences / kg PM_{2,5} inhaled].

Tableau 15 : Maladies considérées, fonction dose-réponse et études épidémiologiques utilisées par la méthode EF3.0

Maladies considérées	Type de fonction dose-réponse
Maladies cardiaques ischémiques Maladies vasculaires cérébrales, Cancers des poumons / bronches / de la trachée Maladies pulmonaires obstructives chroniques chez les adultes (≥25 ans) Infections des voies respiratoires inférieures chez les jeunes enfants (≤5 ans)	Non linéaire, basée sur la publication de Burnett et al 2014. L'étude épidémiologique considérée est celle du GBD.

- Hypothèses et paramètres *Severity factor*

Les SFs sont basés également sur GBD 2010 (Lim et al., 2012), et indiquent les DALY/death pour chaque cause de mortalité étudiée.

- Considération PM10

Les PM10 ne sont pas considérées dans la publication de l'UNEP. La méthode EF3.0 propose de les intégrer de la même façon que sur ILCD, en utilisant le ratio de 23%, calculé par pondération des émissions de PM aux USA (Humbert, 2009).

- Unité et calcul mid-point et end-point

La méthode EF3.0 ne propose que les CFs mid-point exprimés en [disease incidences/kg emitted]. La publication de l'UNEP proposait cependant un indicateur end-point en [DALY/kg émis].

A noter que l'UNEP n'a pas calculé de moyenne pondérée pour les flux *unspecified*. La méthode EF3.0 fait de son côté le choix d'attribuer aux flux *unspecified* le pire facteur (généralement *urban ground*), par hypothèse conservatrice.

4.3.5. Synthèse globale

	ILCD		ReCiPe		IMPACT		PEF	
Substances caractérisées	PM10 PM2,5	NH3 NOx SO2	PM2,5	NH3 NOx SO2	PM2,5 PM10	NH3 NOx SO2	PM2,5 PM10	NH3 NO2 SOx
Archétypes	3 archétypes : <i>urban ground</i> <i>Non-urban or from high stack</i> <i>Unspecified</i>		Aucun archétype. Calcul spatialisé sur la base d'un maillage.		3 archétypes de densité de population : <i>Urban</i> <i>Rural</i> <i>Remote</i> 3 archétypes de hauteur d'émissions : <i>High stack</i> <i>Low stack</i> <i>Ground level</i> + archétype <i>unspecified</i> croisé avec tous les autres archétypes		2 archétypes de densité de population : <i>Urban</i> <i>Rural</i> 4 archétypes de hauteur d'émissions : <i>Very high stack</i> <i>High stack</i> <i>Low stack</i> <i>Ground level</i> + archétype <i>unspecified</i>	
Maladies considérées	Mortalité toutes-causes Bronchites chroniques		Maladies cardiopulmonaires Cancers des poumons		Maladies cardiopulmonaires Cancers des poumons		Maladies cardiaques ischémiques Maladies vasculaires cérébrales, Cancers des poumons / bronches / de la trachée Maladies pulmonaires obstructives chroniques chez les adultes (≥25 ans) Infections des voies respiratoires inférieures chez les jeunes enfants (≤5 ans)	
Etude(s)épidémiologique(s) source(s) pour l'ERF	ACS (Pope et al 2002) et Kuenzli et al 2000.		ACS (Krewski et al 2009).		ACS (Pope et al., 2002).		GBD 2010 (Lim et al., 2012)	
Fonction dose réponse	Linéaire		Linéaire		Linéaire, basée sur l'étude de Gronlund et al., 2014.		Non linéaire, basée sur la publication de Burnett et al 2014.	
Etude(s)épidémiologique(s) source(s) pour le SF	ACS (Pope et al 2002) et de Kuenzli et al 2000.		World health statistics 2015, WHO (World Health Organization)		GBD 2010 (Lim et al., 2012)		GBD 2010 (Lim et al., 2012)	
Considération des PM10	23% du facteur PM2,5		-		60% du facteur PM2,5		23% du facteur PM2,5	
Facteur unspecified	Unspecified PM2,5 est un facteur moyen		-		Unspecified PM2,5 est un facteur moyen		Unspecified PM2,5 est caractérisé par le pire facteur	

PRINCIPAUX RESULTATS

- Seul l'effet sur la santé des PM_{2,5} est aujourd'hui caractérisé en ACV, toutes les méthodes se basant sur l'hypothèse que les PM_{10-2,5} n'ont pas d'effet démontré sur la santé humaine.
- Aucune méthode ne considère une granulométrie plus fine que PM_{2,5}, ce qui signifie que toutes les PM_{2,5} sont caractérisées de la même manière peu importe leur taille.
- Les sources d'émissions et la composition chimique des particules ne sont pas prises en compte
- Deux approches existent concernant le lieu d'émission : une approche par archétype traitant ainsi des conditions types de densité de population et de hauteur d'émission, et une approche spatialisée, qui calcule des facteurs pour chaque maille, ainsi que des facteurs agrégés au global. Cependant les facteurs spatialisés ne sont pas toujours disponibles dans les outils ACV, Seule ReCiPe utilise cette dernière approche.
- Les archétypes aujourd'hui considérés dans les méthodes opérationnelles ne comprennent pas d'archétype indoor à ce jour, bien que celui-ci soit développé dans la publication récente de l'UNEP.
- Les effets sanitaires considérés varient d'une méthode à l'autre, selon les études épidémiologiques sources utilisées, et le type de mortalité considérée : toutes-causes ou mortalité spécifique. Seul ILCD utilise la mortalité toutes causes. Les autres méthodes caractérisent entre 2 et 5 maladies.
- L'effet des particules sur la santé peut être modélisé avec deux approches : une fonction dose-réponse linéaire contre une fonction dose-réponse non linéaire. Les derniers modèles proposent une approche non-linéaire.

5. Analyse « pratique » de la caractérisation des particules en ACV

Les modèles et hypothèses permettant le calcul des facteurs de caractérisation des particules fines diffèrent d'une méthode à l'autre, comme vu dans la partie 4. Les facteurs ainsi générés sont ensuite adaptés afin d'être utilisés dans les outils ACV, notamment en termes de vocabulaire. La terminologie des substances et des archétypes peut donc varier entre ce qui va être présenté ci-dessous et le vocabulaire utilisé dans les méthodes telles que présentes dans les outils ACV. Par exemple, le vocabulaire « Particules » est utilisé dans les méthodes ILCD et EF3.0, mais on retrouve le vocabulaire « Particulates » pour toutes les méthodes dans l'outil ACV Simapro. Néanmoins, cela n'a pas d'impact sur les facteurs. L'étude « pratique » présentée dans cette section s'attache à comparer les facteurs avant implémentation dans un outil.

5.1. Terminologies et archétypes caractérisés dans les différentes méthodes

Chaque méthode n'utilise pas exactement le même vocabulaire concernant les archétypes et ceux-ci ne représentent pas exactement les mêmes conditions-types. Une liste du vocabulaire utilisé au travers des quatre méthodes ACV étudiées est présentée Tableau 16.

Comme expliqué dans l'analyse théorique de la caractérisation des particules, il existe deux informations renseignées grâce aux archétypes : la hauteur d'émission et la localisation de l'émission. Pour de nombreuses raisons, ces conditions d'émission ne pouvant pas être renseignées de manière exacte, les archétypes permettent de les agréger en condition-type (cf. partie analyse théorique). Par exemple, plutôt que de préciser la localisation exacte d'émissions, on précisera que les émissions ont lieu en zone urbaine. Pour exprimer cette notion, certaines méthodes utilisent le vocabulaire « *urban* » et d'autres utilisent le vocabulaire « *high pop.* ». De plus, il existe des archétypes qui n'ont pas été mentionnés ni considérés dans la théorie des facteurs de caractérisation (exemple « *lower stratosphere and upper troposphere* »). La présence de ces archétypes ici peut s'expliquer par le fait que les archétypes sont communs à tous les indicateurs, leur fonction première peut donc provenir d'un autre indicateur. Bien qu'ils n'aient pas été considérés lors du développement des facteurs sur l'indicateur particules, les développeurs de méthodes peuvent leur attribuer un facteur s'ils considèrent que cela est pertinent.

Tableau 16 - Liste des archétypes utilisés parmi les 4 méthodes ACV

Archétypes	Archétypes équivalents
unspecified	
unspecified (long-term)	
wrld pop av.	
pop. av.	
em. av	
close to ground	Ground-level
low stack	
high stack	
very high stack	
urban	High pop
non-urban	Low pop
remote	
Emissions to non-urban air or from high stacks	
low. pop., long-term	

lower stratosphere and upper troposphere	
stratosphere + troposphere	

5.2. Présentation de la granulométrie des méthodes

Étant donné que le vocabulaire, le nombre de substances caractérisées et les archétypes utilisés varient d'une méthode à l'autre, il est très important de comprendre le *mapping* de chaque méthode, c'est-à-dire l'architecture existante entre les substances, les archétypes et les facteurs, avec le vocabulaire retenu.

Les schémas des méthodes EF3.0, IMPACT WORLD+, ILCD 2011 et ReCiPe sont présentés respectivement Figure 33, Figure 34, Figure 35, et Figure 36. La légende des Mapping est présentée Figure 32.

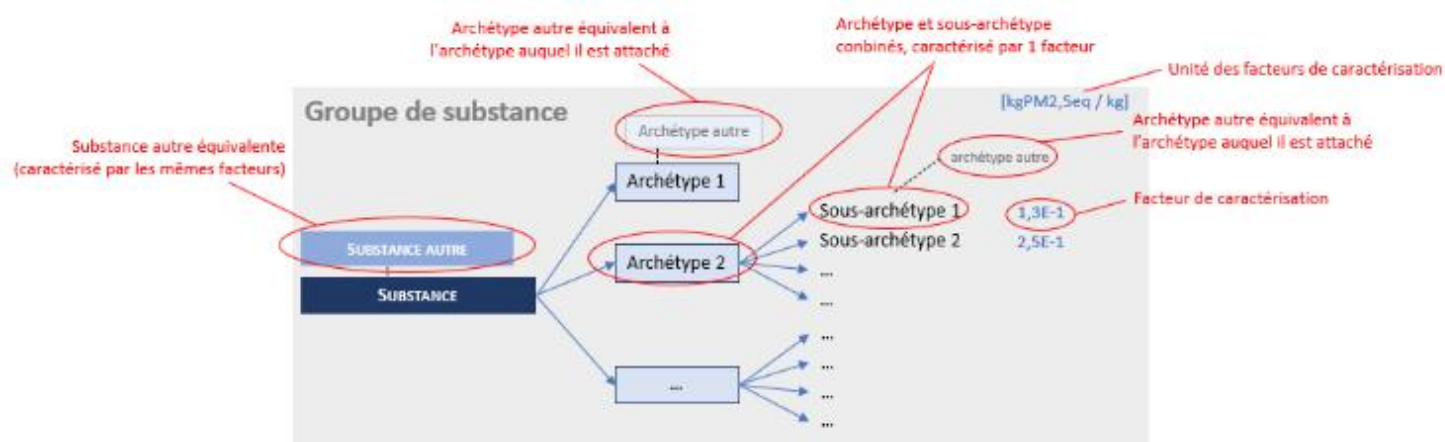


Figure 32 - Légende des arbres de Mapping des méthodes

L'arbre se lit de gauche à droite. Il existe un facteur de caractérisation à chaque fin de branche. Sur cet exemple, il existe un facteur de caractérisation pour Substance – archétype 1. Il existe également un facteur de caractérisation pour Substance – Archétype 2 – Sous-archétype 2. Les traits en pointillés ne font pas partie des branches, ils renseignent un archétype existant mais purement équivalent à l'archétype auquel il est attaché.

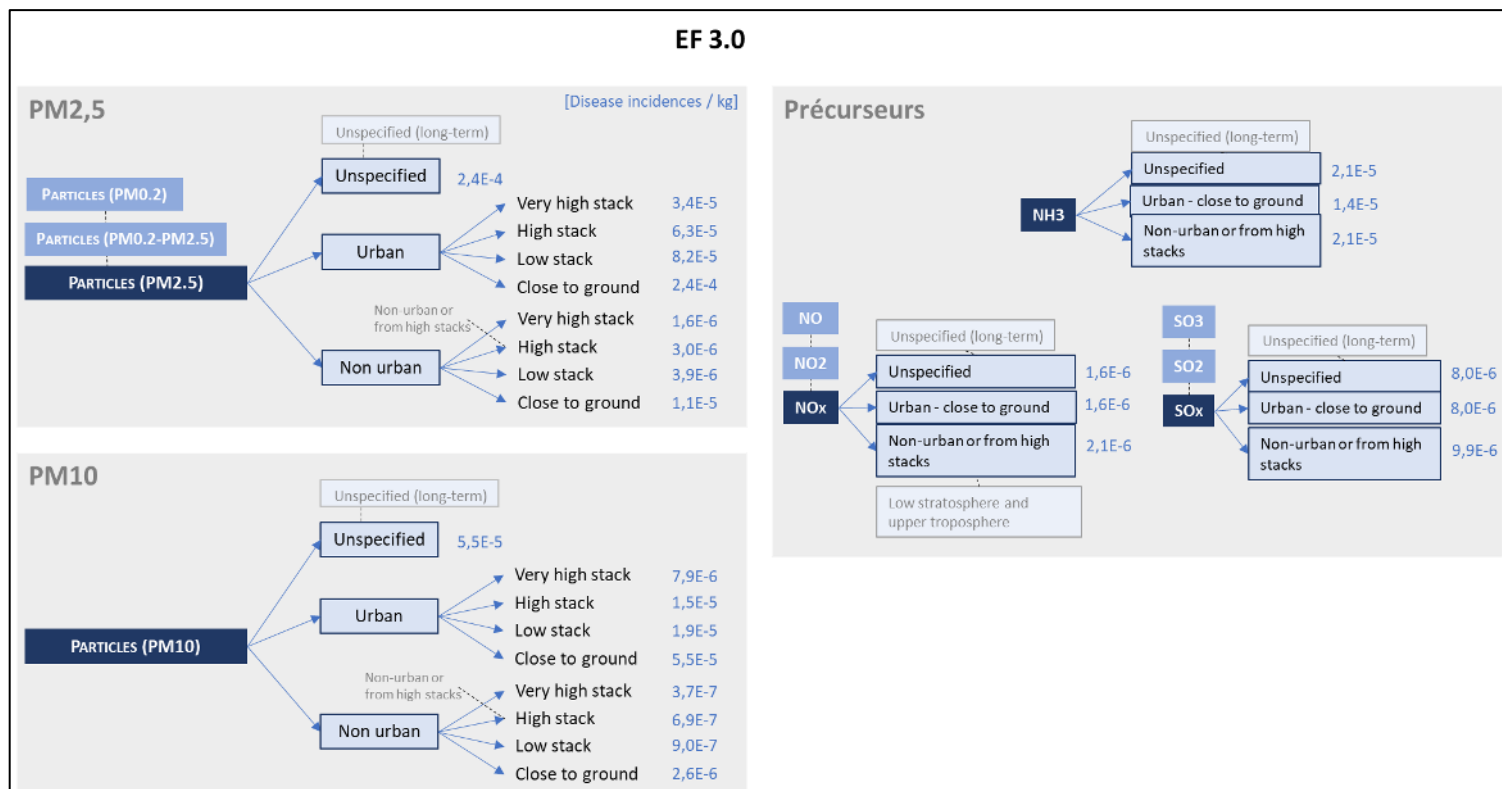


Figure 33 - Mapping de EF3.0

EF3.0 possède une granulométrie importante, avec deux archétypes de localisation (*urban* et *non-urban*) et quatre archétypes de hauteur d'émissions (*very high stack*, *high stack*, *low stack*, *close to ground*). On observe que cette méthode propose ainsi une granulométrie allant jusqu'à déclinier les facteurs selon tous les archétypes pour les PM0.2, PM0.2-2,5, et les PM2,5 alors même que ces facteurs sont identiques. Cela peut prêter à confusion pour l'utilisateur de la méthode, qui peut alors penser que la méthode a caractérisé différemment les PM0.2 des PM2,5. Cela n'est pas le cas.

Les précurseurs sont nombreux également, et toutes les substances qui sont des NOx ou des SOx sont caractérisées (NO2, NO, SO2, SO3 caractérisés comme NOx et SOx). Les facteurs pour tous les NOx (NO, NO2, NOx) sont les mêmes. De la même manière, les facteurs pour tous les SOx (SOx, SO2, SO3) sont les mêmes.

Un archétype *unspecified* (long-term) est présent mais son facteur ne diffère pas du facteur *unspecified*. L'archétype *Non-urban or from high stacks* avait été développé pour ILCD, et est encore utilisé ici. Pour les PM, il est équivalent au non-urban high stack. Pour les précurseurs c'est un des trois archétypes proposés.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

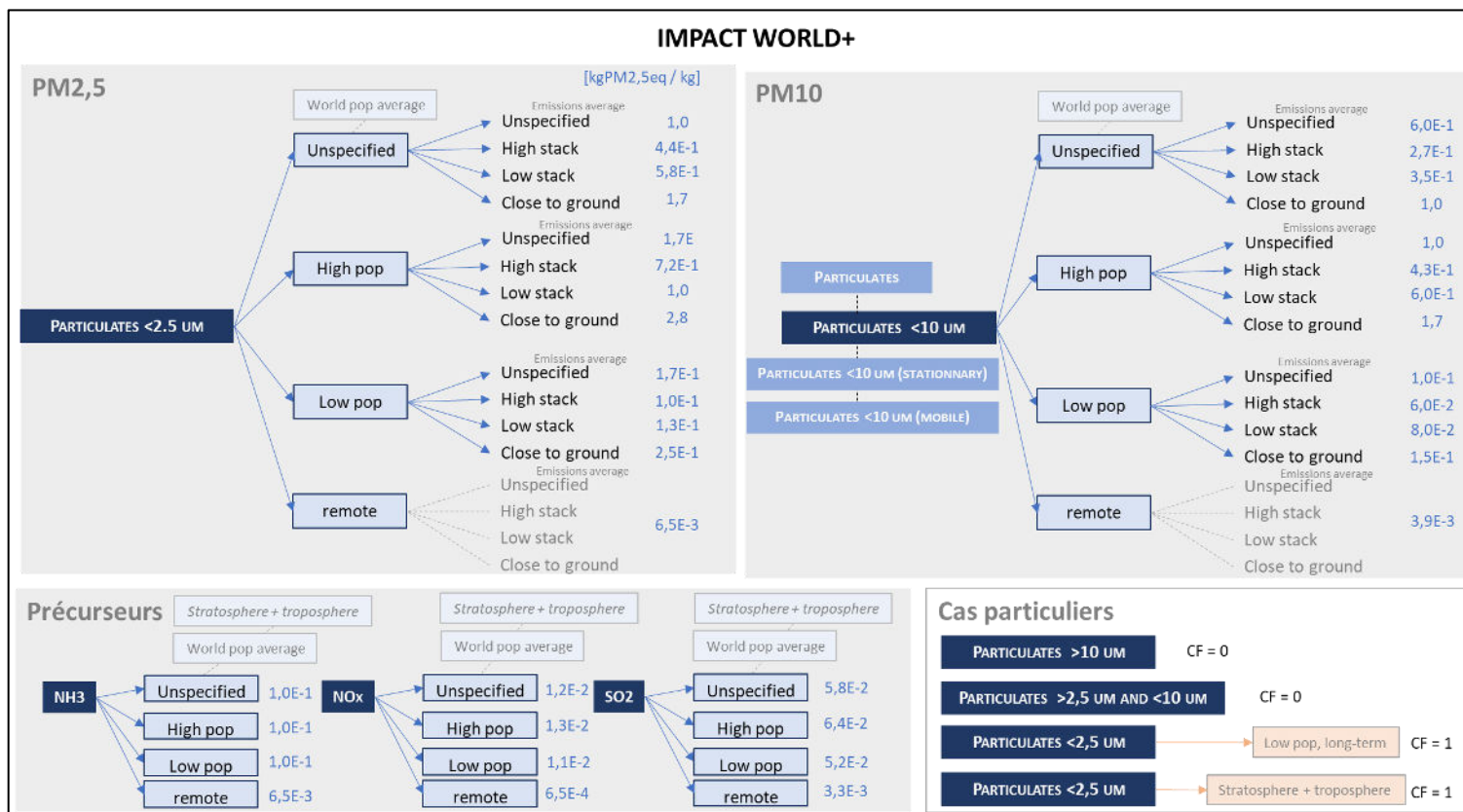


Figure 34 - Mapping de IMPACT WORLD+

IMPACT WORLD+ possède la plus grande granulométrie. En effet, elle propose 4 archétypes sur la localisation et 4 archétypes sur la hauteur d'émission, avec toutes les combinaisons possibles. Cependant pour *remote*, les 4 archétypes sur la hauteur d'émission sont équivalents (d'où la couleur grisée sur le schéma du mapping).

La substance *Particulates* sans détail de taille est également proposée mais équivalente à la substance PM10. Il est important de le noter, car en l'absence de données spécifiques, le praticien pourrait être tenté d'utiliser ce flux. Pour PM10, les termes « mobile » et « stationnary » sont utilisés, mais les facteurs associés sont équivalents à la PM10 de base. Ainsi, de la même manière que pour EF3.0, la granulométrie est plus fine que les facteurs réellement calculés.

Tous les archétypes *unspecified* ont un équivalent « emissions average » ou « world pop average » (notés em av., wrld pop av.). Cela est expliqué plus précisément dans la section 5.3 Utilisation de l'archétype *unspecified*.

Concernant les précurseurs, seules les substances NOx, NH3 et SO2 sont caractérisées.

L'archétype *unspecified* a également un équivalent wrld pop av.

Il existe aussi l'archétype « stratosphere + troposphere », équivalent à *unspecified* pour les précurseurs, mais caractérisé par un facteur 1 pour les PM2,5. L'archétype low pop long term est également caractérisé par un facteur 1. Ces deux derniers cas semblent incohérents.

Les PM>10µm et les PM10-2,5 sont proposées mais caractérisées avec un facteur nul, comme expliqué dans la partie Analyse « théorique » de la caractérisation des particules en ACV sur l'indicateur particulate matter / human health.

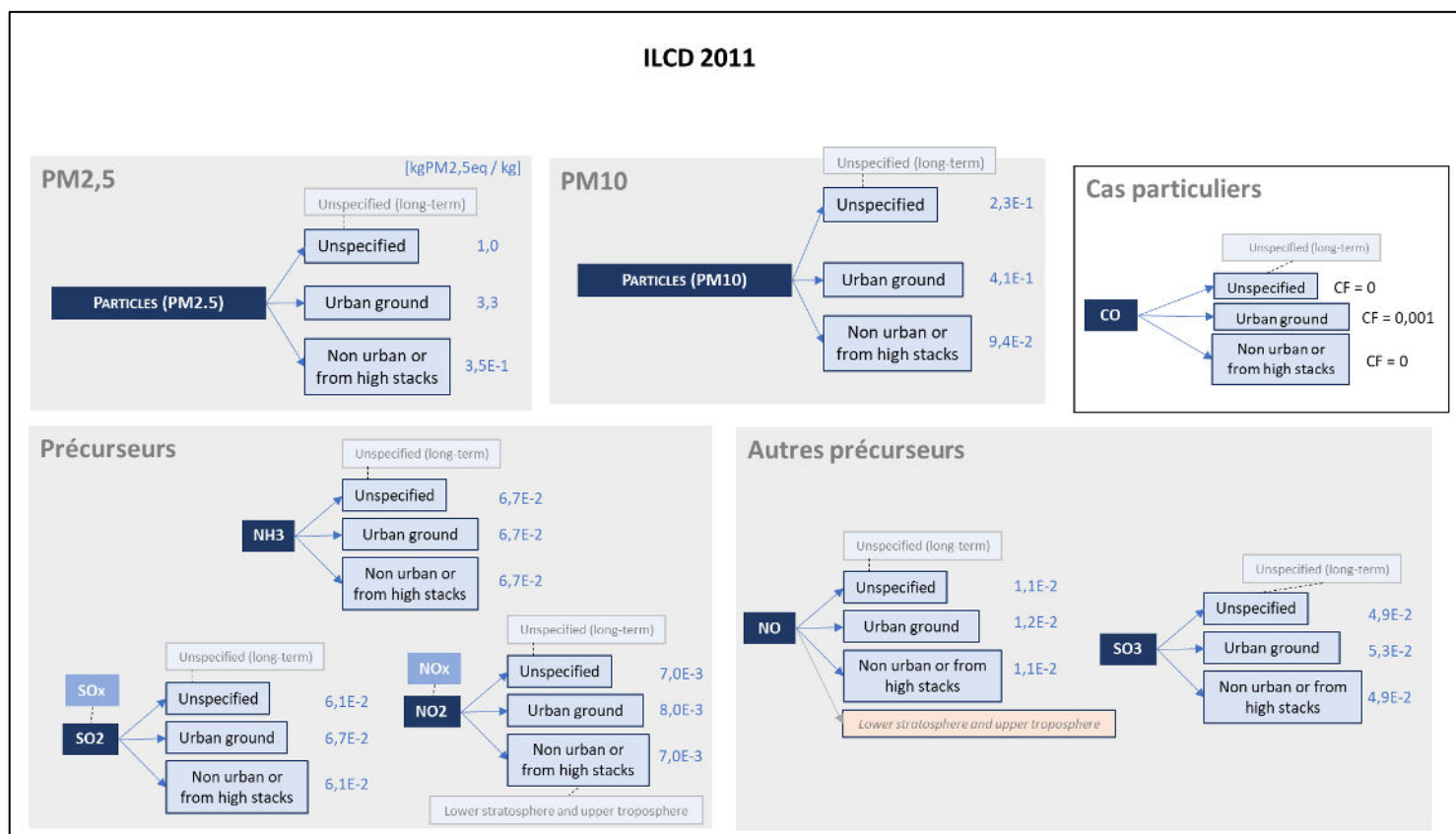


Figure 35 - Mapping de ILCD 2011

ILCD possède une granulométrie limitée, étant donné qu'au moment de son développement, les CFs des archétypes n'étaient pas encore assez robustes. Ainsi, elle ne possède que 3 options de caractérisation (en réalité seulement 2 options, cf. Utilisation de l'archétype *unspecified*). Comme expliqué dans la partie théorique, l'archétype *non-urban or from high stacks* décrit plusieurs situations à la fois car il est obtenu en moyennant des valeurs conçues à la base pour plusieurs archétypes.

Concernant les précurseurs, des options supplémentaires de précurseurs possèdent des facteurs légèrement différents des précurseurs classiques (SO₂, NO_x, NH₃). Cependant, les notes techniques d'ILCD sur les facteurs de caractérisation et les articles sources ne mentionnent pas ce sujet, et aucune information n'a été obtenue sur le calcul de ces facteurs. Il est probable qu'ils aient été dérivés des facteurs des précurseurs classiques en utilisant la masse molaire, de la même façon que pour d'autres indicateurs (précisé pour l'indicateur Acidification par exemple).

L'archétype *unspecified (long-term)* est équivalent à *unspecified*. L'archétype *Lower stratosphere and upper troposphere* est utilisé pour les précurseurs NO et NO₂, et caractérisé avec un facteur différent. Aucune information à son sujet n'est précisée dans les notes techniques d'ILCD.

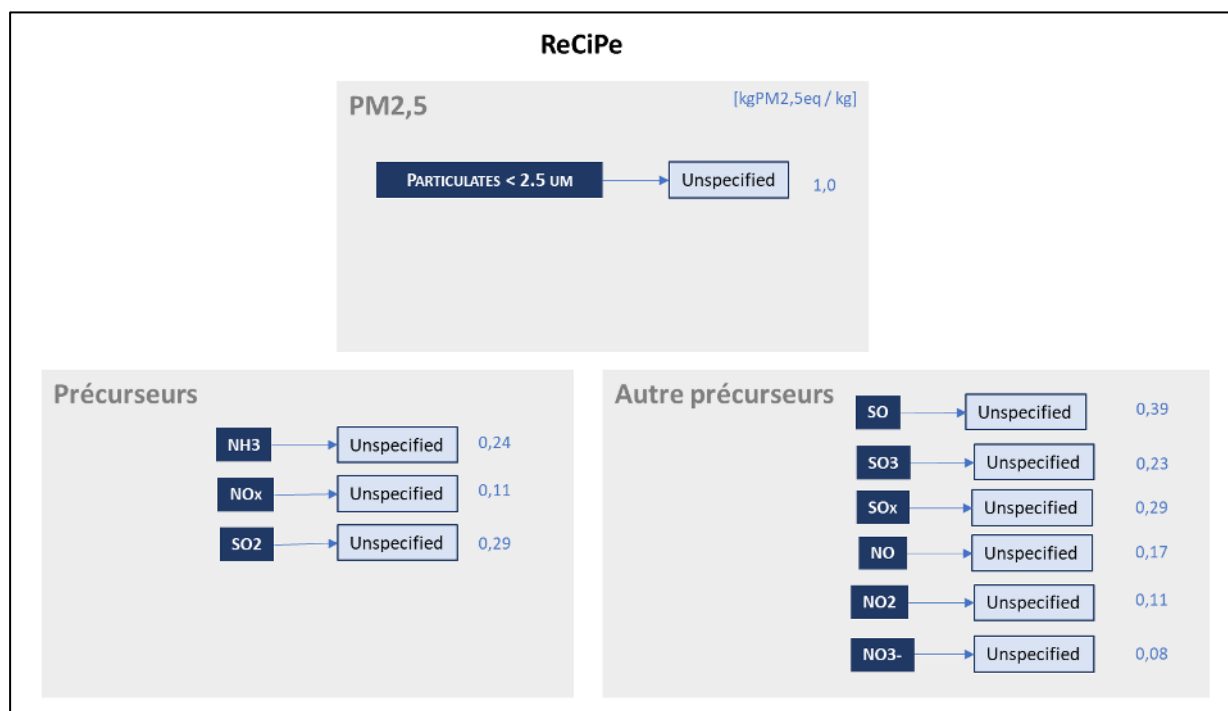


Figure 36 - Mapping de ReCiPe

Les développeurs de ReCiPe ont fait le choix de ne pas utiliser d'archétypes. Ainsi, la granulométrie ne comporte que les *unspecified*. Cependant, ReCiPe a développé des facteurs spatialisés par pays, disponible dans (Van Zelm et al. 2016), et dans certains outils ACV. Mais leur utilisation n'est pas adéquate pour ces cas d'étude.

Les PM10 ne sont pas proposées, étant donné que les PM10-2,5 n'ont pas été considérées dans le développement des facteurs (comme les autres méthodes, cf partie théorique). ReCiPe a cependant fait le choix de ne pas proposer de facteur PM10 dérivés des PM2,5 en utilisant la fraction typique de PM2,5 dans les PM10, comme c'est le cas dans les autres méthodes.

En plus des précurseurs principaux (NH3, NOx, SO2), ReCiPe propose d'autres précurseurs (SO, SO3, SOx, NO3-, NO, NO2). Ces options supplémentaires de précurseurs possèdent des facteurs légèrement différents des précurseurs classiques. Cependant, les notes techniques de ReCiPe sur les facteurs de caractérisation et les articles sources ne mentionnent pas ce sujet, et aucune information n'a été obtenue sur le calcul de ces facteurs. Il est probable qu'ils aient été dérivés des facteurs des précurseurs classiques en utilisant la masse molaire, comme il est possible de voir pour d'autres indicateurs et d'autres méthodes (Acidification dans ILCD par exemple).

5.3. Utilisation de l'archétype *unspecified*

Lorsqu'est saisie dans le logiciel ACV une émission de particules ou de précurseurs sans connaissance des conditions-types d'émissions, l'archétype *unspecified* peut être utilisé, à défaut d'utiliser un archétype plus précis. Selon les méthodes, l'attribution des facteurs aux cas « *unspecified* » ne s'est pas faite de la même façon. Il est important de comprendre quelles hypothèses de modélisation sont intégrées dans les facteurs attribués aux *unspecified*.

Dans la méthode EF3.0, les facteurs développés par l'UNEP 2016 ont été utilisés. Mais l'UNEP n'a pas développé de facteurs pour les cas *unspecified*. Les développeurs de EF3.0 ont fait le choix conservateur d'affecter au cas *unspecified* le facteur le plus haut pour la substance concernée.

Dans la méthode IMPACT WORLD+, le raisonnement est différent. Lors du développement des facteurs, les cas *unspecified* avaient déjà été pris en compte. Ainsi, ils ont été calculés comme une

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

moyenne pondérée des autres facteurs. La pondération se fait par les données d'émissions pour l'archétype *unspecified* sur la hauteur d'émission, et par les données de population pour l'archétype *unspecified* sur la densité de population. L'avantage supplémentaire de cette approche est de pouvoir proposer des combinaisons de *unspecified* et d'archétype. Si l'on connaît par exemple la localisation mais pas la hauteur d'émissions, ou inversement.

Pour ILCD, le facteur *unspecified* n'est pas calculé de la même façon pour les particules et pour les précurseurs. C'est une moyenne pondérée des émissions et des populations dans les cas des particules (comme pour IMPACT) et c'est le même facteur que pour l'archétype *non-urban or from high stacks* pour les précurseurs.

5.4. Comparaison des méthodes : cas d'étude d'ACV comparative

Lors d'une ACV, le choix de la méthode va évidemment avoir une influence sur les impacts résultants des émissions de particules et de précurseurs, mais également sur l'interprétation des résultats. Pour un inventaire donné, une comparaison absolue des résultats d'impact mid-point des particules entre les méthodes n'est pas faisable car les unités utilisées et la réalité physique associée ne sont pas les mêmes entre les méthodes. En revanche, il est intéressant de comparer les résultats de comparaison d'impact entre deux scénarios. Ainsi, on ne compare pas les résultats d'impact dans l'absolu mais la différence d'impact entre deux scénarios et on peut alors comparer ces écarts de résultats entre les méthodes.

Pour illustrer les grandes différences que l'on va retrouver entre les méthodes, trois cas d'étude ont été choisis avec les 4 méthodes : IMPACT, EF3.0, ILCD, et ReCiPe. Le premier cas d'étude a pour but de mettre en évidence les différentes granulométries d'archétypes sur les émissions de PM. Le cas d'étude 2 fait apparaître les différentes logiques de modélisation derrière les archétypes *unspecified*. Le cas d'étude 3 met en évidence l'importance accordée aux précurseurs par rapport aux PM selon la méthode utilisée. Ces trois cas d'études comparatives se composent de deux scénarios. Les scénarios ont chacun un inventaire le plus simple possible : une ou plusieurs émissions directes de différentes substances, paramétrées de différentes façons. Ces émissions sont multipliées par les facteurs de caractérisation mid-point correspondants pour chaque méthode, afin d'obtenir des valeurs absolues d'impact mid-point. Les valeurs d'impact des deux scénarios sont ensuite (pour chaque méthode) comparées l'une à l'autre, en plaçant l'impact le plus grand à 100% et l'impact le plus petit en valeur relative à ce premier impact.

5.4.1. Cas d'étude n°1 : ACV comparative d'usine de fabrication d'enrobés bitumineux

Une ACV comparative entre une usine mobile et une usine fixe de fabrication d'enrobés bitumineux est effectuée. L'inventaire du cycle de vie des deux usines consiste simplement en une émission directe de particules PM_{2,5}.

15kg de PM_{2,5} sont considérés émis, mais les paramètres d'émissions ne sont pas les mêmes.

L'usine fixe est située à la campagne et les émissions sortent d'une haute cheminée. L'usine mobile est utilisée afin de refaire une portion de périphérique, soit en zone urbaine, et les émissions ont lieu au niveau du sol. Le Tableau 17 et le Tableau 18 présentent le paramétrage des émissions utilisé pour les deux usines.

Tableau 17 : SCENARIO 1 - Usine fixe en milieu rural, émissions de 15kg de PM_{2,5} haute cheminée (scénario 1)

	IMPACT	EF3.0	ILCD	ReCiPe
--	--------	-------	------	--------

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Flux utilisé	PM2,5 high stack low pop	PM2,5, non-urban, high stack	PM2,5 non-urban or high stack	PM2,5
CF mid-point	0,1	3,0E-06	0,35	1,0
Résultat	1,5	4,5E-05	5,2	15,0
	kgPM2,5eq	disease incidences	kgPM2,5eq	kgPM2,5eq

Tableau 18 : SCENARIO 2 - Usine mobile en zone urbaine, émissions de 15kg de PM2,5 au niveau du sol

	IMPACT	EF3.0	ILCD	ReCiPe
Flux utilisé	PM2,5 ground level, high pop.	PM2,5 urban ground	PM2,5 urban ground	PM2,5
CF mid-point	2,8	2,3E-04	3,3	1,0
Résultat	42,5	3,6E-03	49,9	15,0
	kgPM2,5eq	disease incidences	kgPM2,5eq	kgPM2,5eq

Les résultats sont présentés Figure 37.

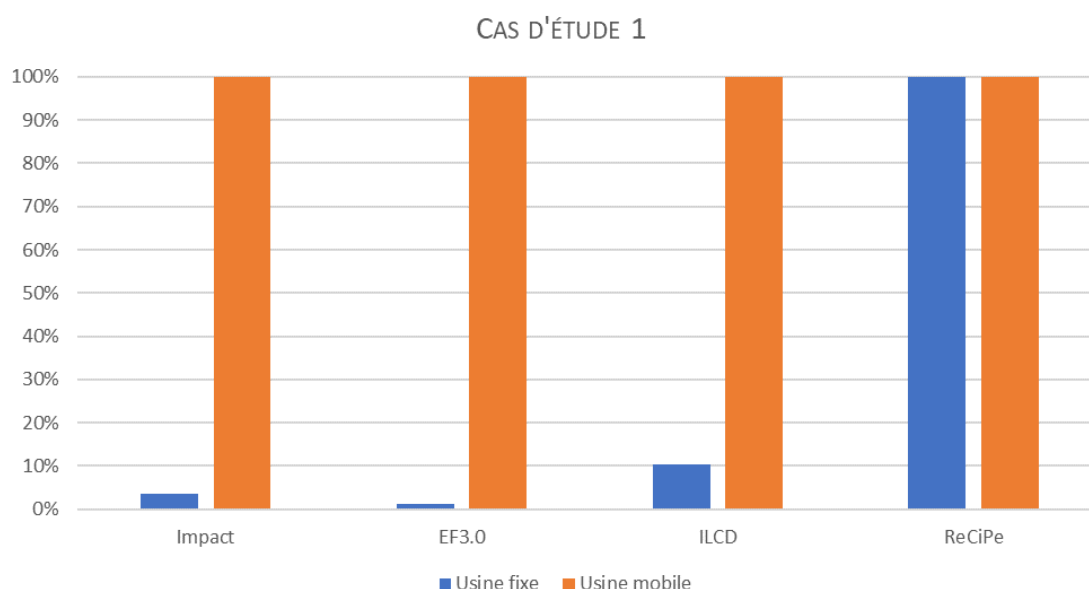


Figure 37 – Cas d'étude n° 1 : Résultats comparatifs

La méthode la plus discriminante entre les deux scénarios est la méthode EF3.0. La méthode ReCiPe comme implémentée dans la plupart des logiciels ACV, soit sans spatialisation, apparaît ici comme peu pertinente. En effet, ne proposant pas d'archétypes et les émissions étant identiques dans les deux situations, les scénarios ont le même impact. Cela vient aussi démontrer l'importance de l'utilisation des archétypes. En utilisant la méthode ReCiPe qui ne propose pas d'archétypes, l'interprétation des résultats est totalement faussée, les deux scénarios apparaissant équivalents tandis qu'en réalité les impacts du scénario Usine mobile sont plus grands d'un ordre de grandeur.

Dans le cas de l'utilisation d'ILCD, les impacts du scénario Usine fixe représentent 10% des impacts des émissions de l'usine mobile, contre 1% dans le cas de EF3.0, et 4% dans le cas d'IMPACT.

La différence plus faible entre les deux scénarios avec ILCD vient notamment du fait que l'usine fixe en milieu rural avec des hautes émissions correspond à l'archétype *non-urban or from high-stacks* qui

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

regroupe plus de situations, le facteur est une moyenne de situations en ville et en campagne de haute cheminée, l'impact est donc globalement plus fort que pour les archétypes plus précis.

Le premier cas d'étude montre que les écarts entre les résultats peuvent ainsi être bien différents d'une méthode à l'autre selon le type d'émissions.

5.4.2. Cas d'étude n°2 : considération des précurseurs ou non

Dans ce cas d'étude, le lieu d'émission est fixé : les deux scénarios représentent des émissions d'une usine en campagne depuis une haute cheminée. Dans le scénario 1, 12kg de PM2,5 sont émis, mais aucune émission de précurseurs n'est considérée. Dans le second scénario, 12kg de PM2,5 sont également émis, auxquels viennent s'ajouter des émissions de précurseurs de 5kg de NOx et 8kg de SO2.

Le Tableau 19 présente le paramétrage des émissions et les résultats pour le cas d'étude 2.

Tableau 19 : Données et résultats scénarios 1 et 2

		IMPACT	EF3.0	ILCD	ReCiPe
PM2,5	Flux	PM2,5 high stack low pop	PM2,5, non-urban, high stack	PM2,5 non-urban or high stack	PM2,5
	CF	0,1	3,01E-06	0,35	1
NOx	Flux	NOx	NOx	NO2	NOx
	CF	1,17E-02	1,60E-06	7,00E-03	2,40E-01
SO2	Flux	SO2	SOx	SO2	SO2
	CF	5,75E-02	8,00E-06	6,10E-02	2,90E-01
Résultats	Scénario 1	1,2	3,6E-05	4,2	12,0
	Scénario 2	1,7	1,1E-04	4,7	14,9
		kgPM2,5eq	disease incidences	kgPM2,5eq	kgPM2,5eq

Les résultats sont présentés Figure 38.

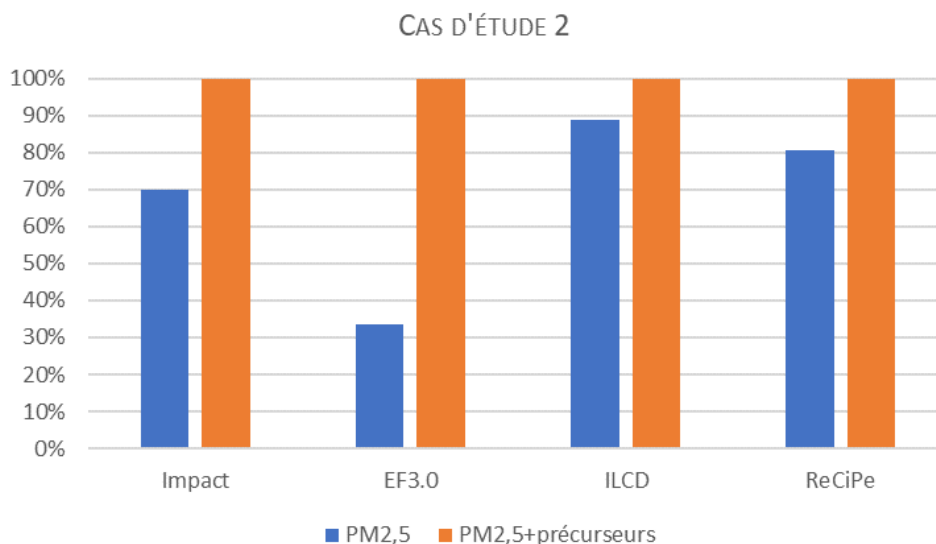


Figure 38 - Cas d'étude n°2 : Résultats comparatifs

La méthode considérant le plus fort impact des précurseurs, relativement aux émissions de PM2,5 seules, est la méthode EF3.0. Les résultats des trois autres méthodes sont dans le même ordre de grandeur, relativement aux émissions de PM2,5.

5.4.3. Cas d'étude n°3 : utilisation des archétypes *unspecified*

Dans ce cas d'étude, deux scénarios d'émissions de 25kg PM_{2,5} sont étudiés. Dans le scénario 1, il n'y a pas d'informations sur les conditions d'émissions des PM_{2,5}, l'archétype *unspecified* est alors utilisé. Dans le scénario 2, la même quantité d'émissions a lieu mais les conditions sont connues : c'est une usine mobile, en ville avec des émissions au niveau du sol, l'archétype *urban ground* est utilisé.

Comme indiqué dans la partie *Utilisation de l'archétype unspecified*, la logique de modélisation derrière l'archétype *unspecified* n'est pas le même selon les méthodes. L'attribution des facteurs aux cas sans informations supplémentaires a une influence importante dans cette ACV comparative. Plus généralement, cela permet de voir quel peut être l'impact, quand un flux *unspecified* est renseigné, de choisir une méthode plutôt qu'une autre.

Les tableaux Tableau 20 et Tableau 21 présentent le paramétrage et les résultats du cas d'étude n°3.

Tableau 20 : SCENARIO 1 – Conditions d'émissions inconnues

	IMPACT	EF3.0	ILCD	ReCiPe
Flux utilisé	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}	PM _{2,5}
CF mid-point	1,0	2,48E-04	1,0	1,0
Résultat	25	6,0E-03	25	25
	kgPM _{2,5eq}	disease incidences	kgPM _{2,5eq}	kgPM _{2,5eq}

Tableau 21 : SCENARIO 2 – Usine mobile, en ville, émissions au niveau du sol

	IMPACT	EF3.0	ILCD	ReCiPe
Flux utilisé	PM _{2,5} ground level, high pop.	PM _{2,5} urban ground	PM _{2,5} urban ground	PM _{2,5}
CF mid-point	2,8	2,4E-04	3,3	1,0
Résultat	70,8	6,0E-03	83,3	25,0
	kgPM _{2,5eq}	disease incidences	kgPM _{2,5eq}	kgPM _{2,5eq}

Les résultats comparatifs sont présentés Figure 39.

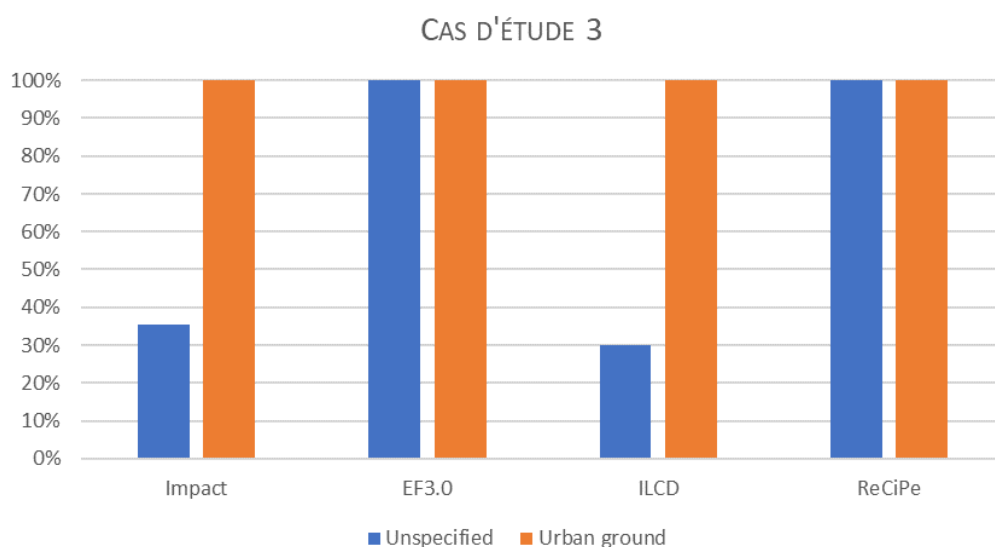


Figure 39 : - Cas d'étude n°3 : Résultats comparatifs

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Deux cas de figure se distinguent clairement : soit l'archétype *unspecified* est caractérisé comme le cas *urban ground*, soit il est caractérisé par une valeur différente, obtenue en moyennant plusieurs situations. Dans les cas de ILCD et IMPACT, les facteurs *unspecified* sont calculés en dérivant les facteurs des autres archétypes par moyennes pondérées de données émissions et de données de densités de populations. Dans le cas de EF3.0, l'hypothèse conservatrice est faite qu'un cas *unspecified* est caractérisé comme le cas le plus impactant : émissions en ville au niveau du sol. Concernant ReCiPe, encore une fois, aucun archétype n'est proposé, les deux scénarios ont donc été paramétrés par le même flux PM_{2,5} *unspecified*.

Ce cas montre l'impact des hypothèses faites dans chacune des méthodes, et est très intéressant car le cas où l'on ne connaît pas exactement les conditions d'émissions peut être amené à se présenter. Alors le choix de la méthode EF3.0 sera conservateur ce qui ne sera pas le cas d'ILCD ou d'IMPACT.

C'est particulièrement important car les processus d'ecoinvent comprennent souvent des émissions *unspecified*. Le choix de la méthode a donc une importance particulière au regard des processus d'arrière-plan. De plus, cela montre encore une fois la forte influence des archétypes, ou un flux bien précisé comme *urban ground* peut correspondre à un impact trois fois supérieure à un flux *unspecified*, comme c'est le cas ici pour les méthodes ILCD et Impact World+.

5.5. Comparaison des facteurs de caractérisation

Pour mieux interpréter les différences de considération des particules entre les méthodes, il est intéressant de comparer dans l'absolu les facteurs de caractérisation de certains flux et certains archétypes, si l'unité utilisée est identique entre les méthodes. Pour cette raison, les facteurs de caractérisation end-point de ILCD, IMPACT, et EF3.0 / UNEP sont comparés ici, dans l'unité *DALY/kg emitted*. ReCiPe n'est pas prise en compte dans cette comparaison car l'unité end-point utilisée (*YLL/kg emitted*) n'est pas facilement comparable à des *DALY/kg emitted*, et le flux PM_{2,5} ne possède pas d'archétype (uniquement *unspecified*). Concernant les facteurs de EF3.0, cette méthode ne propose pas de facteurs end-point, néanmoins, les facteurs mid-point sont directement issus de la publication de l'UNEP 2016, où des facteurs end-point ont également été calculés. Pour la comparaison, les facteurs end-point de l'UNEP 2016 sont donc considérés, en considérant ainsi que les conclusions de cette comparaison peuvent s'appliquer à EF3.0 à minima sur la partie *intake fraction*, et en partie sur l'*effect factor* car celui-ci comprend la partie *exposure-response* utilisée pour calculer le facteur mid-point de cette méthode.

Le flux PM_{2,5} avec les archétypes *urban ground* et *rural high stack*, et les flux de précurseurs NH₃, NO_x, et SO₂ avec les archétypes *urban* et *rural* sont comparés.

Les Figure 40, Figure 41 et Figure 42 présentent une comparaison des facteurs end-point entre ILCD, IMPACT et l'UNEP.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

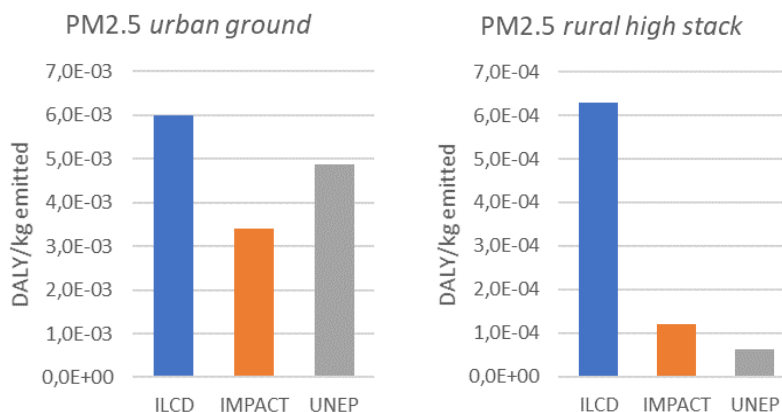


Figure 40 - Comparaison des CFs end-point des flux PM2,5 urban ground et PM2,5 rural high stack

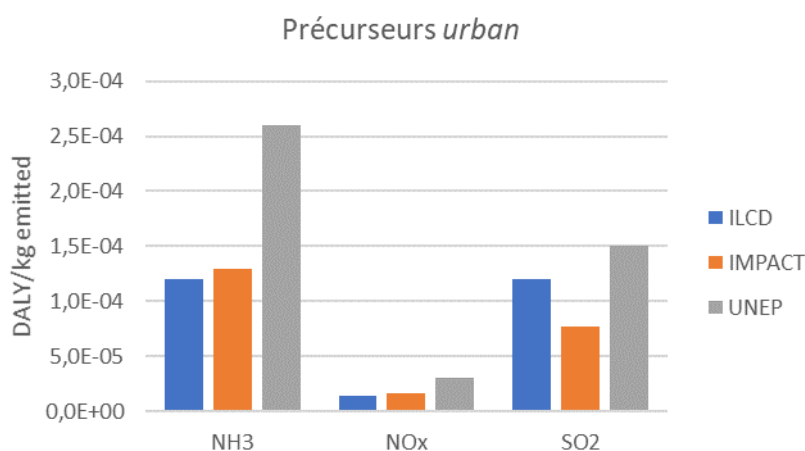


Figure 41 - Comparaison des CFs end-point des précurseurs avec l'archétype urban

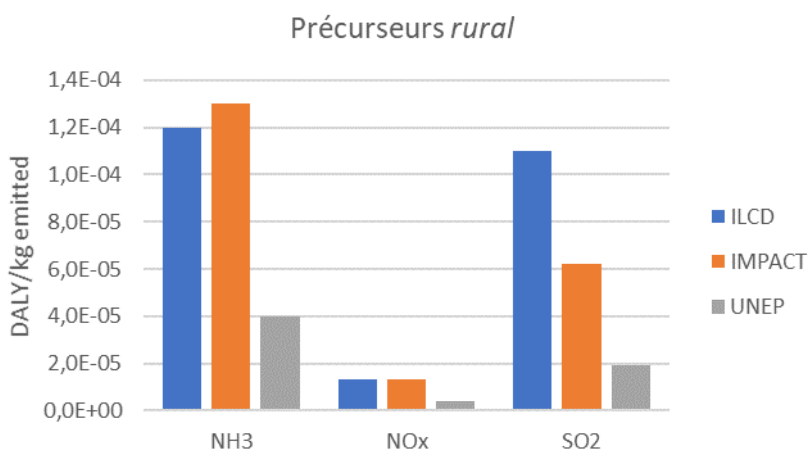


Figure 42 - Comparaison des CFs end-point des précurseurs avec l'archétype rural

Une première observation permet de noter que les impacts des différentes émissions (de PM2,5 primaires ou de précurseurs, en ville en ou à la campagne) ne sont pas du même ordre de grandeur, reflétant une fois de plus l'importance des archétypes, et varient significativement d'une méthode à une autre.

Concernant les PM2,5, il est à noter que le facteur de la méthode ILCD est notablement au-dessus d'IMPACT et de l'UNEP. Pour l'archétype *urban ground*, si l'ordre de grandeur est globalement le même,

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

le facteur de l'ILCD est tout de même près de 20% supérieur à celui de l'UNEP et près de 40% supérieur à celui d'IMPACT WORLD +. De la même manière sur l'archétype *rural high stack*, le facteur d'ILCD est 6 à 10 fois plus grand que celui des deux autres méthodes. Par ailleurs, le CF d'IMPACT est inférieur à l'UNEP pour *urban ground* mais supérieur pour *rural high stack*. Pour mieux analyser ces différences, les CFs sont décomposés en leurs deux composantes : l'*intake fraction* et l'*effect factor*, tel que $CF = iF \times EF$. La Figure 43 présente les différentes *intake fractions* pour le flux PM_{2,5} *rural high stack*, et la Figure 44 présente les *effect factors* pour les flux PM_{2,5} *urban ground* et PM_{2,5} *rural high stack*.

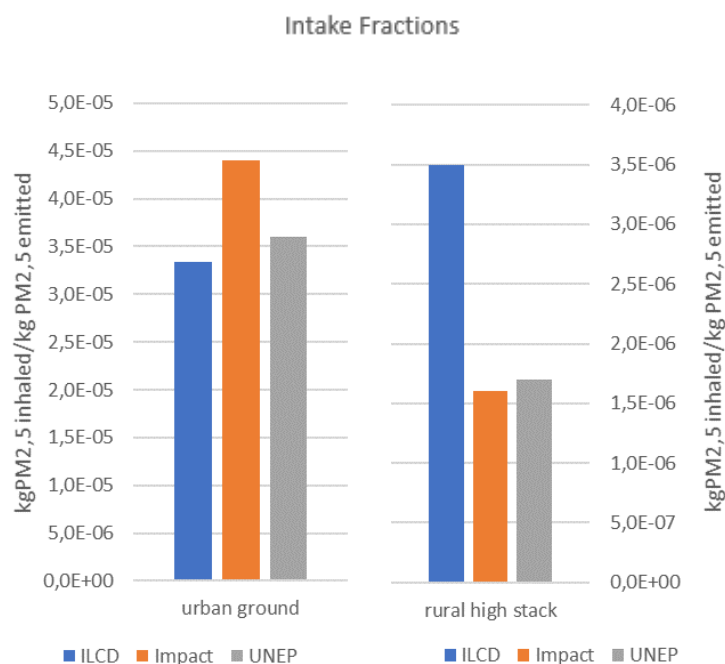


Figure 43 - Comparaison des Intake Fractions sur le flux PM_{2,5} rural high stack

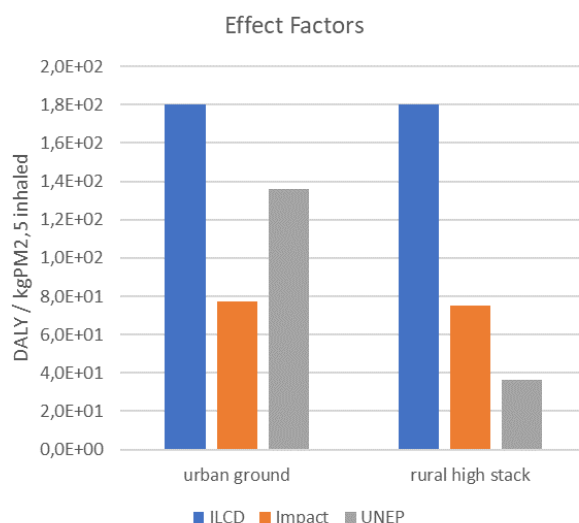


Figure 44 - Comparaison des Effect Factors sur les flux PM_{2,5} urban ground et PM_{2,5} rural high stack

Sur le flux PM_{2,5} *rural high stack*, l'*intake fraction* d'ILCD est plus élevée qu'IMPACT et que l'UNEP. Etant donné que les valeurs d'ILCD pour l'archétype *rural high stack* sont une moyenne de plusieurs archétypes (cet archétype est appelé « *non-urban or from high stack* » dans ILCD), ce flux représente une variété plus importante de situations et l'*intake fraction* qui englobe toutes ces situations est plus élevée. IMPACT et l'UNEP considèrent une situation beaucoup plus précise, avec l'archétype rural

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

couplé à des émissions à une hauteur importante, soit la situation où la quantité de PM inhalées par la population est plus faible.

Concernant *l'effect factor*, l'ILCD a le facteur le plus important tandis que celui de l'UNEP est en 2^{de} position sur *urban ground*, mais en 3^{eme} position sur *rural high stack*. ILCD possède le facteur le plus important notamment car il a été développé en considérant des mortalités toute-causes, contrairement à IMPACT et l'UNEP où seules certaines causes de mortalité sont considérées attribuables aux particules. Par ailleurs, les EFs de l'UNEP ont été obtenu à partir d'une fonction dose-réponse non-linéaire, c'est pourquoi ils varient entre la situation *urban ground* et *rural high stack* (la réponse santé dépend de l'exposition initiale). Cette fonction non-linéaire est sensée intégrer le fait que la réponse santé à une dose donnée sera moins élevée dans un lieu où l'exposition initiale (la concentration en PM dans l'air) est déjà importante. Si l'on considère que la concentration en PM est globalement plus faible dans les lieux représentés par l'archétype *rural* que les lieux représentés par l'archétype *urban*, ces *Effect Factors* devraient donc être plus importants pour *rural* que pour *urban* et non l'inverse. Cette incohérence est très importante à souligner, et a été abordée lors de l'entretien avec les principaux développeurs des facteurs de l'UNEP 2016 : Peter Fantke et Olivier Jolliet. Il se trouve que c'est effectivement une lacune de cette première considération d'une fonction non-linéaire en ACV des particules. Le problème ne vient pas de la fonction dose-réponse en elle-même, qui peut être appliquée entre deux lieux précis et qui donnera correctement la plus haute réponse santé au lieu le plus faible en termes de concentration. Le problème vient en fait des données de concentration utilisées pour paramétrer ces archétypes *rural* et *urban*. En effet, deux sources ont été utilisées pour paramétrer d'une part la concentration en milieu urbain et d'autre part la concentration moyenne en milieu rural, et l'utilisation de ces sources indépendantes a mené à une concentration plus grande en milieu rural qu'en milieu urbain. Cela est dû à des différences dans les hypothèses et les méthodologies appliquées par ces deux sources. Pour toutes ces raisons, les ERFs globaux de l'UNEP sont incohérents entre l'archétype *urban* et l'archétype *rural*. Cette incohérence sera notamment corrigée lors de la publication de nouveaux facteurs prenant en considération les dernières publications de Peter Fantke (Fantke et al., 2017, 2019).

Quant aux facteurs de caractérisation des précurseurs, ILCD et IMPACT sont globalement deux méthodes équivalentes pour l'ammoniac (NH₃) et les oxydes d'azote (NO_x). Pour le dioxyde de soufre (SO₂), les facteurs d'IMPACT sont plus petits que ceux d'ILCD. Pour les trois précurseurs, les facteurs de l'UNEP, de la même façon que sur les émissions de PM_{2,5}, varient beaucoup entre les deux archétypes. Pour l'archétype *urban*, ils sont notablement plus bas que ILCD et IMPACT, et plus haut pour l'archétype *rural*. Pour comprendre ces écarts, il faut analyser les différentes valeurs d'*intake fraction* et d'*effect factor* pour les précurseurs sur les deux archétypes, présentées Figure 45 et Figure 46.

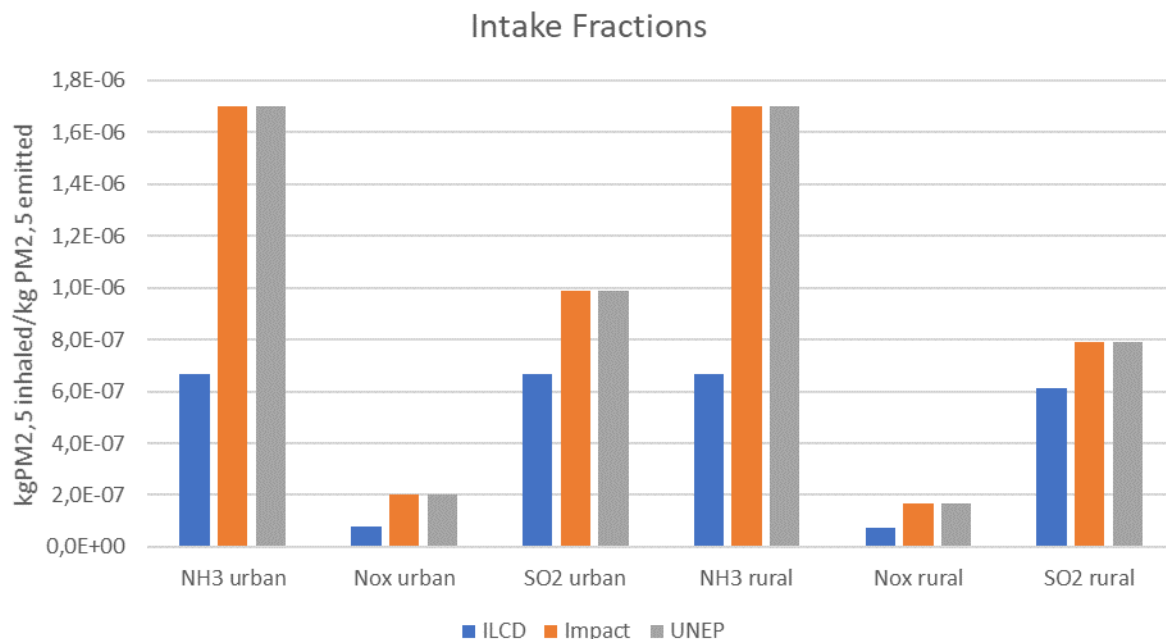


Figure 45 – Comparaison des Intake Fractions des précurseurs avec les archétypes urban et rural

Les *Intake Fractions* sont approximativement les mêmes entre les archétypes *urban* et *rural*, pour une même méthode. Cela vient du fait que leur durée de vie dans l'atmosphère est plus importante que celle des particules primaires, elles peuvent donc être déplacées sur des grandes distances, ainsi la localisation des émissions a moins d'influence. Les *Intake Fractions* de IMPACT et de l'UNEP sont exactement les mêmes, étant donné que la même source d'*Intake Fraction* a été utilisée. Les *Intake Fraction* d'ILCD sont significativement en-dessous des deux autres méthodes pour tous les flux de précurseurs.

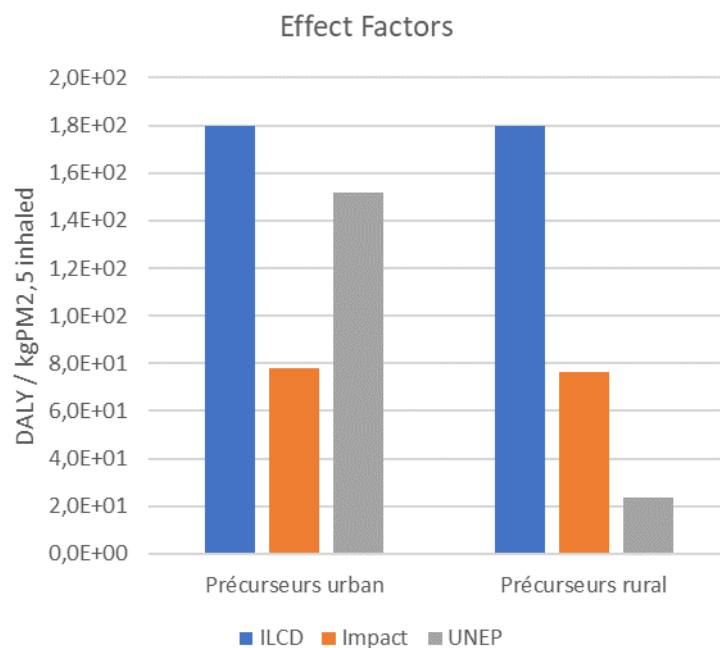


Figure 46 - Comparaison des Effect Factors des précurseurs avec les archétypes urban et rural

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Pour les *Effect Factors*, ceux-ci ne dépendent pas du type de précurseurs initialement émis, étant donné que tous les précurseurs sont considérés comme des PM_{2,5} (secondaires) pour quantifier leurs impacts sur la santé. Entre les deux archétypes *urban* et *rural*, seuls les facteurs de l'UNEP diffèrent, encore une fois de par l'utilisation d'une fonction dose-réponse non linéaire, et sont de manière incohérente plus faibles en milieu rural qu'en milieu urbain, comme expliqué précédemment. Pour ILCD et IMPACT, l'EF est le même pour les PM_{2,5} primaires, et la même conclusion peut être tirée : ILCD estime un EF plus important qu'IMPACT car IMPACT considère moins de causes de mortalité attribuables aux particules. L'EF de l'UNEP est en 2^{ème} position sur *urban* et en 3^{ème} sur *rural*.

De manière générale concernant tous les flux comparés ici, sur les *Intake Fractions*, IMPACT et UNEP ont considéré des facteurs proches, voire identiques pour les précurseurs. ILCD a des *Intake Fractions* généralement inférieures, sauf sur le flux *rural high stack* qui décrit dans ILCD une réalité physique plus large et globalement plus impactante en termes d'exposition. Pour les *Effect Factors*, ILCD et IMPACT ont un EF fixe s'appliquant aux PM_{2,5} primaires et secondaires quel que soit l'archétype d'émissions. ILCD est plus conservateur sur l'impact santé en considérant des mortalités toutes-causes, son EF est environ égal à 180 *DALY/kg inhaled*, ainsi bien plus élevé que l'EF d'IMPACT de 78 *DALY/kg inhaled*. Pour les facteurs de l'UNEP, l'EF varie entre les archétypes d'environ 23 à 155 *DALY/kg inhaled*. Il est généralement situé entre IMPACT et ILCD pour les émissions en ville et en-dessous de IMPACT sur les émissions à la campagne. En définitive, les CFs sont proches entre ILCD et IMPACT (sauf pour PM_{2,5} *rural high stack* où ILCD est supérieur), et les CFs de l'UNEP sont inférieurs sur les archétypes *rural*, et supérieurs sur les précurseurs *urban*, et entre IMPACT et ILCD sur PM_{2,5} *urban ground*.

PRINCIPAUX RESULTATS

- Pour le flux PM_{2,5} *rural high stack*, le facteur utilisé par ILCD représente une réalité physique plus large et globalement plus impactante en termes d'exposition que les autres méthodes. Le CF d'ILCD est donc bien supérieur.
- Pour les autres flux, ILCD a des *Intake Fractions* assez faibles, qui ont été revues à la hausse lors du développement d'IMPACT et des facteurs de l'UNEP. IMPACT et l'UNEP utilisent des *Intake Fractions* proches, voire identiques pour les précurseurs.
- En revanche concernant l'*Effect Factor*, ILCD considère un *Effect Factor* bien plus important, en raison de la considération des mortalités toutes-causes dans les études épidémiologiques, contrairement à IMPACT et l'UNEP qui n'ont considéré que quelques causes spécifiques.
- Comme l'UNEP a considéré une fonction dose-réponse non-linéaire, l'*Effect Factor* dépend de l'archétype utilisé, il est généralement au-dessus de celui d'IMPACT pour les émissions en ville et en-dessous sur les émissions à la campagne.
- En définitive, les CFs sont proches entre ILCD et IMPACT (sauf pour PM_{2,5} *rural high stack* où ILCD est supérieure). Les CFs de l'UNEP sont inférieurs sur les archétypes *rural*, supérieurs sur les précurseurs *urban*, et entre IMPACT et ILCD sur PM_{2,5} *urban ground*
- Il est à noter qu'il existe une incohérence dans les facteurs UNEP entre rural et urban. Cette incohérence provient de données homogènes utilisées pour les calculs. Elle sera corrigée dans les prochains facteurs qui seront publiés par Peter Fantke fin 2020.

VII. SYNTHESE DE L'ETAT DE L'ART : LIMITES DE LA PRISE EN COMPTE DES PARTICULES EN ACV

Ce paragraphe vise à identifier les limites de la prise en compte des particules en ACV afin de permettre une première synthèse des enjeux identifiés au regard des recommandations à fournir aux praticiens et développeurs de méthodes, qui seront développées par la suite.

L'ACV des particules a beaucoup évolué ces dernières années, et un consensus n'a pas encore été atteint sur toutes les questions que soulève ce vaste sujet.

Les 4 méthodes analysées dans ce rapport montrent bien cette évolution dans le temps et cette variété d'approche de la caractérisation des particules. Au-delà des disparités entre les méthodes, certains éléments ne sont pas considérés à ce jour (par exemple des précurseurs supplémentaires, certains effets sur la santé, ou encore l'influence de la composition des particules).

Ces choix méthodologiques sont justifiés dans les publications par de multiples raisons, classées ici selon trois critères :

- Données : les données sources (épidémiologiques, de concentrations, d'émissions...) sont encore incomplètes, inexistantes, ou présentent une incertitude trop importante
- Méthodologie : il n'y a pas de méthodologie adaptée, la difficulté méthodologique est trop importante (due à la complexité des mécanismes, à l'impact difficilement mesurable, ...)
- Significativité : effet jugé peu significatif, négligeable devant d'autres effets, selon les preuves existantes à l'heure actuelle

Certains paramètres ne sont pas pris en compte pour plusieurs raisons, et cette classification est avant tout une proposition de cadre d'analyse, qui n'a pas vocation à être exhaustif, mais qui permet de mettre en perspective le fossé existant entre la science physique des particules et leur prise en compte en ACV.

Le Tableau 22 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** présente tous les éléments non considérés dans la caractérisation des particules en ACV, classés selon les trois critères de justification.

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

Tableau 22 - Eléments non considérés en ACV des particules

Élément non considéré	Justification	Commentaire
Particules grossières (PM10-2,5)	Significativité	Dans l'évolution de la théorie ACV des particules, les PM10-2,5 ne sont plus caractérisées à partir du développement d'ILCD, car leurs effets sur la santé sont jugés trop peu significatifs dans les études épidémiologiques. Pour caractériser les PM10, un ratio avec les facteurs sur les PM2,5 est utilisé, égal à la fraction de PM2,5 présente dans des émissions de PM10.
Effets spécifiques des particules ultrafines (PM0,1, PM0,2..)	Données	Toutes les particules comprises dans les PM2,5 (diamètres inférieurs à 2,5µm) sont caractérisées par les mêmes facteurs. Il existe des preuves de plus en plus nombreuses que les particules ultrafines (PM0,1, PM0,2...) ont des impacts plus importants et il serait intéressant de les caractériser séparément du reste des PM2,5. Néanmoins, les données de concentration disponibles sont encore trop peu nombreuses. D'autre part du fait de leur faible durée de vie à l'état de particules ultrafines les concentrations présentent d'importantes hétérogénéités spatiales
Précurseur COV (composé organique volatil)	Données	Seuls les principaux précurseurs (NH3, NOx, SO2) sont caractérisés à l'heure actuelle dans les méthodes, avec éventuellement leurs homologues (NO, SO3, ...). Les COV sont également des précurseurs importants qu'il serait intéressant de considérer mais le manque de données disponibles et la complexité des mécanismes a empêché le développement d' <i>Intake Fractions</i> robustes pour ces précurseurs.
Effets santé à court terme	Significativité	En plus des effets santé à long terme (maladies chroniques à long terme issus d'une exposition de longue durée aux particules), il existe des preuves d'effet de santé à court terme (maladies aiguës issues d'une forte exposition de courte durée). La plupart des méthodes ACV ne considèrent que les résultats épidémiologiques sur les effets santé à long terme, les effets à court terme étant jugés négligeables à côté.
Emissions et exposition en intérieur	Données / Méthodologie	Des émissions de particules peuvent également avoir lieu en intérieur (notamment lors de l'utilisation de combustibles solides pour la cuisine et le chauffage), et l'exposition en intérieur est bien plus élevée (faible circulation de l'air). Aucune méthode disponible dans les outils ACV à l'heure actuelle ne caractérise ces émissions, par manque de données robuste et de méthodologie adaptée. Néanmoins des facteurs sont en cours de développement (UNEP).
Influence de la composition chimique des particules	Données	A l'heure actuelle, les particules ne sont pas différenciées par composition chimique, car peu de données épidémiologiques robustes font cette distinction. Plusieurs études ont montré que la composition pouvait avoir un impact, mais l'exposition différenciée par type de particules est difficile à estimer par des mesures de concentration.
Influence de la source d'émissions (industrie, bâtiment, transport...)	Méthodologie	Dans les méthodes analysées ici, seuls des archétypes sur la localisation et la hauteur d'émissions sont proposées. Certaines publications en santé évoquent l'importance des sources d'émissions et l'utilisation d'archétypes en lien avec les d'émissions (par secteurs, par procédés...) peut être envisagée. A ce jour, aucune méthodologie n'a été encore développée.
Influence des précurseurs limitants sur les PM secondaires	Méthodologie	La formation des particules secondaires se fait à partir d'interaction entre plusieurs précurseurs, et il peut arriver qu'un type de précurseur représente le « précurseur limitant ». Ainsi la caractérisation d'un précurseur peut dépendre du fait qu'il soit le précurseur limitant ou non. Il n'existe pas de méthodologie adaptée pour intégrer cet élément dans les méthodes actuelles.
Impacts sur le changement climatique	Données	Des impacts des particules existent sur le changement climatique, en particulier avec un effet à court terme mais la quantification de ces impacts présente une forte incertitude et variabilité ainsi qu'une hétérogénéité spatiale. Ces éléments empêchent aujourd'hui le développement de facteurs de caractérisation en ACV.
Impacts sur les écosystèmes	Données	Il existe des impacts des particules sur les écosystèmes. Il apparaît que ces effets sont conditionnés plus par la composition chimique des particules plutôt que par la taille et la masse totale des particules. Le manque de données quantitatives sur leur impact ne permet pas à ce jour de développer des facteurs de caractérisation fiables en ACV.

VIII. RECOMMANDATIONS

Sur la base des éléments identifiés dans la première partie de ce rapport, des recommandations ont été formulées pour répondre aux enjeux identifiés. Trois indicateurs sont abordés ici : *Particulate Matter*, *Changement Climatique* et *Ecosystèmes*.

6. Indicateur Particulate Matter

6.1. Recommandations auprès des praticiens

Afin d'évaluer les adaptations à réaliser par les praticiens pour une meilleure prise en compte des particules, les recommandations s'articulent autour des grandes étapes de la norme ISO 14040 de l'ACV.

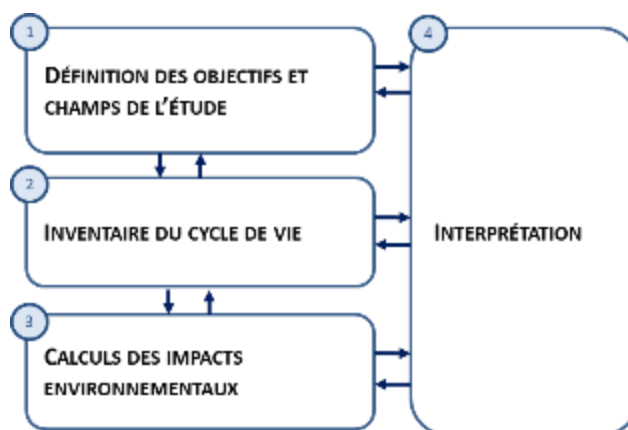


Figure 47 : Etapes de la norme ISO 14040

Chacune des étapes de la norme est ainsi mise en regard des enjeux identifiés lors de l'état de l'art de la caractérisation des particules en ACV et lors des échanges avec les membres de SCORE LCA. Des recommandations répondant à ces enjeux sont ensuite proposées.

6.1.1. Définition des objectifs et champs de l'étude

Enjeux identifiés

- Le sujet particules est généralement peu ou mal considéré lors de la définition des objectifs et du champ de l'étude.

Recommandations

- Il est nécessaire, dès l'étape de définition des objectifs et du champ de l'étude d'identifier les enjeux environnementaux importants relativement au produit et aux objectifs de l'étude. Il est ainsi essentiel d'identifier si l'enjeu particules est important et si c'est le cas, à quelles étapes du cycle de vie. Cela permet ainsi de définir des frontières du système pertinentes et de déterminer le niveau de détail nécessaire sur la collecte des données.
- Afin de définir si l'enjeu particules est important ou non, quelques bonnes pratiques sont à rappeler :
 - Vérifier s'il existe un document de Règles de définition des Catégories de Produits (PCR) associé et si la catégorie Particulate Matter est identifiée comme devant faire l'objet d'une attention particulière
 - Identifier dans la littérature si d'autres études traitent du même sujet/produit, et si le sujet Particules ressort comme un enjeu important

6.1.2. Inventaire

a. Collecte des données

Enjeux identifiés

- Du fait d'une méconnaissance des particules, de leur typologie et de leur impact sur l'environnement, le praticien ACV est confronté à un risque important de double-comptage. En effet, le flux PM10 est en fait un flux qui comprend les PM2,5 et les PM2,5-10. Néanmoins, l'impact des PM2,5-10 n'étant pas considéré dans les méthodes car considéré comme négligeable, le facteur de caractérisation des PM10 est simplement un facteur correspondant au ratio de PM2,5 présentes au sein des PM10. Ainsi le flux PM10 caractérise uniquement les PM2,5. Un praticien ACV qui collecterait des données PM10 et des données PM2,5 et modéliserait ces flux de cette manière compterait en réalité deux fois les PM2,5.
- Il y a par ailleurs un manque global de précision des données de collecte. Avant de modéliser correctement les émissions de particules, il est nécessaire de ne pas simplement collecter les flux d'émissions mais aussi les conditions d'émissions, afin de pouvoir choisir le bon archétype, et donc que le flux soit considéré correctement.
- Il est nécessaire de bien avoir identifié les étapes potentiellement émettrices afin de collecter effectivement des données sur les particules. Ce sujet est bien souvent négligé lors de la collecte, ce qui induit un biais important, et des analyses peu pertinentes.
- Certains flux disponibles dans les outils ACV ne sont pas caractérisés dans toutes les méthodes.
- Peu de praticiens ACV formulent des hypothèses sur les archétypes, or au vu des différences notables de facteurs entre ceux-ci, cela a une influence très forte sur les résultats finaux.

Recommandations

- Il s'agit de mener une collecte de données approfondie sur le sujet particules :
 - Les étapes du cycle de vie potentiellement émettrices doivent être identifiées afin de ne pas omettre de collecter des données sur ce sujet
 - La source des données doit être connue afin de pouvoir identifier ce à quoi correspondent les flux et prévenir les doubles-comptages. Il est nécessaire d'être capable d'identifier si c'est un flux mesuré, et si oui, ce qui a vraiment été mesuré ; si ce sont des données basées sur des hypothèses, sur des émissions moyennes, etc. La source précise des données est essentielle afin de modéliser le flux de manière cohérente.
 - Les conditions d'émissions doivent être identifiées : il ne s'agit pas nécessairement ici de connaître exactement le lieu d'émission, ainsi que les conditions exactes. Néanmoins, il s'agit d'avoir en tête, dès l'étape de la collecte des données, les archétypes de modélisation, afin de s'interroger sur le plus représentatif, relativement aux données disponibles.
 - Il est nécessaire de vérifier que le flux choisi pour la modélisation est bien caractérisé dans la méthode choisie, et avec un facteur non nul.
 - Dans le cas où la donnée précise de localisation n'a pu être collectée, il s'agit alors de s'interroger afin de formuler des hypothèses permettant de préciser la donnée.

Exemple 1 :

Suite à des échanges avec un client pour une ACV comprenant un processus industriel spécifique, les données suivantes d'émissions sont collectées :

Substances	Valeur (kg/h)
NOx	4,5
SO2	9,2
Poussières	3,3

Ici, la donnée « Poussières » ne permet pas au praticien de modéliser avec une précision suffisante le procédé. Les questions qui se posent sont les suivantes :

- Les poussières représentent-elles un flux mesuré de PM10 ou un flux de PM2,5 ?
- Quels sont les conditions d'émissions ? A-t-on des informations sur le lieu et la hauteur d'émissions ? Ou encore sur le type de procédé, qui justifierait l'utilisation de tel ou tel archétype ?

En l'état, le praticien modélisera la plupart du temps ces poussières par le flux « Particulates » et l'archétype « unspecified ». Or, ces données sont loin d'être suffisantes :

- 1) le flux « Particulates » a par exemple un facteur égal à 0 dans la méthode ILCD, il ne sera donc pas caractérisé.
- 2) Le flux « Particulates » peut représenter différentes réalités selon les méthodes : PM10, PM2,5, archétype urban ground-level de manière conservatrice, ou moyenne des valeurs pour les différents archétypes.

b. Identification des processus émetteurs

Enjeux identifiés

- Au-delà des données d'émissions directes, des émissions de particules ont lieu lors de différentes étapes de cycle de vie, modélisées au travers de processus génériques (ex. transport) :
 - Les bases de données n'ont pas toujours une finesse d'analyse suffisante.
 - L'adaptation des processus génériques sur le sujet particules est très peu effectuée par les praticiens. Cela induit un manque de représentativité des processus utilisés.

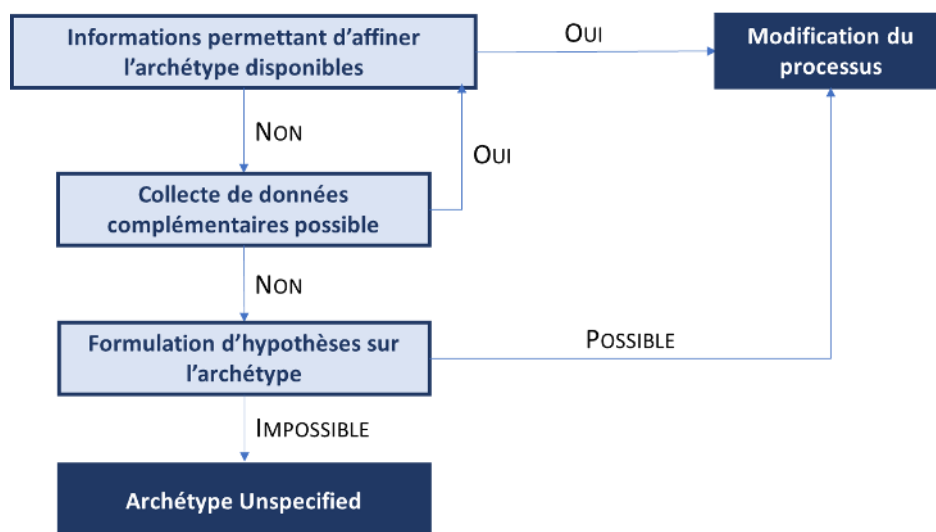
Ex. archétype *remote* non utilisé pour le processus générique de transport maritime, cf. exemple 2 ci-dessous.

Recommandations

- Il est ainsi nécessaire :
 - d'identifier les étapes de cycle de vie, et les processus émetteurs au-delà des données primaires
 - une fois cette identification effectuée, de s'interroger sur les processus génériques utilisés en questionnant l'archétype utilisé :
 - Est-ce que l'archétype utilisé est le bon de manière globale ?
 - Est-ce qu'il est représentatif de ma situation, et est-ce que je ne peux pas l'affiner, notamment dans le cas où l'archétype est *unspecified* ?
 - Est-ce que je suis à même de collecter des données complémentaires sur les conditions d'émissions afin d'affiner la donnée générique ?

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

- d'adapter l'inventaire pour pallier aux inexactitudes des processus génériques : il s'agit en tant que praticien d'être dans une démarche active. Afin de corriger les inexactitudes et d'affiner la modélisation, plusieurs options sont possibles :
 - Affiner les conditions d'émissions en modifiant l'archétype
 - Dans le cas où l'archétype n'est pas disponible :
 - Créer un nouveau facteur de caractérisation avec cet archétype en se basant sur la littérature
 - Ou modifier la donnée de flux en multipliant ou divisant afin d'obtenir le bon ordre de grandeur une fois ce flux multiplié par le facteur d'émission non adéquat
- Pour le choix de l'archétype, le praticien doit avoir une démarche progressive et si aucune donnée n'est disponible, formuler des hypothèses :



- Si le lieu d'émission est connu, le choix de l'archétype pour les PM_{2,5} doit se faire en considérant l'environnement alentour dans un rayon d'environ 100km (du fait du transport des particules).

Exemple 1 :

Lors d'une ACV, le praticien modélise le trajet de livreurs en scooter. Il a donc collecté les distances parcourues par les livreurs. Il modélise ainsi les trajets effectués par les scooters à l'aide du procédé générique d'ecoinvent « Transport, passager, motor scooter ».

Il est alors important de se poser la question de la modélisation des particules de ce processus générique.

Il se trouve que la donnée ecoinvent n'est pas précise, en effet, aucun archétype n'est associé au flux « Particulates < 2,5 µm ». Dans ce cas précis, le praticien **doit ainsi aller modifier l'archétype** afin d'affiner la donnée générique (urban, ground level par exemple).

De manière générale, **aucune donnée de transport routier n'est modélisée avec un archétype**. Ainsi, il est **TOUJOURS** nécessaire d'aller affiner ces données lorsque l'on est en mesure de choisir un archétype plus pertinent. Or, il n'est pas nécessaire de connaître précisément le lieu d'émission pour ce faire.

A titre d'exemple, un transport par camion de 35 tonnes est un transport longue distance. On peut donc considérer que la majeure partie du temps va se dérouler dans des conditions rurales. Il serait

donc possible de formuler l'hypothèse que 90% des émissions associées sont dans l'archétype *rural* et 10% modélisés avec l'archétype *urban*.

Exemple 2 :

La phase de transport de produits venant d'Asie se fait par voie maritime. Le processus générique « Transport, freight, sea, transoceanic ship » est donc utilisé par le praticien. Ce processus inclut un flux de PM_{2,5} avec l'archétype *rural*. Or, ce processus générique devrait plutôt être modélisé avec l'archétype *remote*. Une différence d'ordre de grandeur d'environ 10 existe entre les deux archétypes. Néanmoins, l'archétype *remote* n'est pas disponible dans les bases de données actuelles.

Si l'évaluation des impacts se fait avec la méthode Impact World +, le praticien peut alors changer le flux « Particulates, < 2,5 µm » avec l'archétype *rural* par le flux « Particulates < 2,5 µm, remote ». Ce flux a été créé afin de prendre en considération l'archétype *remote*, bien qu'inexistant en tant que tel dans la base de données.

Si l'évaluation des impacts se fait avec une autre méthode que Impact World+, le praticien peut alors ajouter un flux, et créer le nouveau facteur associé.

6.1.3. Evaluation de l'impact cycle de vie

a. Sélection des indicateurs et des modèles de caractérisation

Enjeux identifiés

- Différentes méthodes existent dont les modèles de caractérisation diffèrent sur les hypothèses considérées aux différentes étapes de l'*impact pathway*, mais aussi sur l'approche choisie. Ainsi certains modèles sont plus ou moins conservateurs, notamment pour l'archétype *unspecified* pour lequel les approches varient fortement. Le nombre d'archétypes et donc la finesse d'analyse n'est pas la même pour tous les modèles. Enfin, certains modèles ont une approche archétypes quand d'autres ont une approche spatialisée.
- Les praticiens n'ont pas une connaissance suffisante des modèles pour en connaître les limites au moment du choix de la méthode à utiliser

Recommandations

- Il est nécessaire que le praticien ait conscience des avantages et limites de chaque méthode afin de choisir la plus adaptée à son étude. Le tableau ci-dessous récapitule les principaux points à connaître pour chacune des méthodes.

Méthode	Commentaire
ILCD	Méthode globalement obsolète sur les particules au regard des données utilisées, des archétypes disponibles et des développements ultérieurs. Quelques points essentiels : - En l'absence de connaissance des conditions d'émissions, une approche moyenne est adoptée - Le nombre d'archétypes est limité : uniquement <i>high pop</i> et <i>low pop</i> - Le facteur pour les PM₁₀ est moins élevé que pour la méthode Impact World + (23% du CF PM_{2,5} contre 60%) : cette valeur est moins conservatrice et moins consensuelle a priori
IMPACT WORLD+	Cette méthode se positionne comme une méthode complète avec des données plus récentes qu'ILCD. Les nombreux archétypes, si bien utilisés, permettent une analyse relativement fine. Quelques points essentiels :

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

	- C'est l'une des méthodes les plus précises dans le cas où l'on dispose d'une connaissance fine des conditions d'émissions car beaucoup d'archétypes sont disponibles - Seule méthode qui permet de combiner les archétypes de manière exhaustive : très utile si la connaissance des conditions d'émissions est imparfaite (connaissance de la hauteur d'émission mais pas du lieu par exemple) - En l'absence de connaissance des conditions d'émissions, une approche moyenne est adoptée - Les données sont néanmoins moins récentes que celles utilisées pour la méthode PEF, notamment pour l'<i>effect factor</i>, plus faible que pour le PEF (moins de maladies considérées, etc.) - Les PM10 sont caractérisés avec une valeur de 60% des PM2,5 ce qui semble plutôt faire consensus aujourd'hui
EF3.0	Méthodologie la plus aboutie dans l'approche avec des données plus récentes, plus de maladies considérées, une fonction dose réponse non-linéaire pour plus de précision pour les hautes concentrations, etc. Néanmoins, un problème dans l'homogénéité des données considérées conduit à des facteurs non cohérents pour l'archétype rural ce qui est une limite importante. Quelques points essentiels : - C'est l'une des méthodes les plus précises dans le cas où l'on dispose d'une connaissance fine des conditions d'émissions car beaucoup d'archétypes sont disponibles mais le problème sur les facteurs « rural » nuance fortement ce point - En l'absence de connaissance des conditions d'émissions, une approche conservatrice est adoptée - Le facteur pour les PM10 est moins élevé que pour la méthode Impact World + (23% du CF PM2,5 contre 60%) : cette valeur est moins conservatrice et moins consensuelle a priori
ReCiPe	ReCiPe propose une approche spatialisée, ce qui diffère fortement des autres méthodes. - Un inventaire spatialisé est nécessaire - A utiliser uniquement si l'outil d'ACV comprend les facteurs spatialisés ou intégration des facteurs spatialisés nécessaire

6.1.4. Interprétation du cycle de vie

a. Analyse des résultats

Enjeux identifiés

- Globalement, il existe une méconnaissance importante du modèle de caractérisation de la méthode Particulate Matter de la part des praticiens ACV. Cette méconnaissance se traduit par des interprétations peu pertinentes, voire inexistantes sur le sujet particules.
- Par ailleurs, les incertitudes et limites des modèles de caractérisation sont peu considérées dans l'interprétation des résultats d'impact

Recommandations

- Bien que cela fasse partie de la méthodologie d'ACV, il convient de rappeler qu'il est nécessaire de porter un regard critique sur les résultats, et d'adopter une démarche itérative. En effet, relativement aux enjeux soulevés précédemment, il est tout à fait possible, sinon probable qu'un processus générique fortement contributeur n'ait pas été identifié au stade de l'inventaire mais qu'il apparaisse comme fortement contributeur dans les résultats d'impact. Il s'agit alors de porter un regard critique sur cette contribution, d'aller vérifier la donnée générique et de répéter

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

la recommandation présentée en section 6.1.2.b afin d'aller modifier des flux ou des facteurs si ceux-ci ne sont pas assez précis. Cette démarche est essentielle en ACV, et l'est d'autant plus pour l'indicateur Particulate Matter, qui n'est pas toujours facilement appréhendé en amont par les praticiens.

- Il convient aussi de développer la formation des praticiens ACV sur la méthode Particulate Matter, afin que le niveau d'expertise global augmente ce qui aurait un double-effet :
 - A l'échelle du praticien à titre « individuel », cela permettrait de produire des études plus abouties et plus pertinentes
 - A l'échelle de la communauté ACV :
 - Cela permettrait d'identifier au fur et à mesure des études les processus génériques nécessitant des modifications régulières, afin de faire remonter ces cas et permettre une modification des bases de données.
 - De la même manière, les enjeux particules seraient ainsi mieux identifiées par les études, ce qui permettrait aux futures études de considérer de manière beaucoup plus automatique le sujet particules (cf section 6.6.1)

Il convient par ailleurs de rappeler que les résultats des études ACV ne sont pas comparables à ce qui peut se faire sur le sujet Qualité de l'air. Le périmètre d'étude est globalement très différent et cette étude a montré que les deux approches, bien qu'ayant des parallèles évidents, ne remplissent pas le même objectif.

Exemple :

On considère une analyse comparative avec une différence d'environ 20% entre deux scénarios. Il s'agit alors de veiller à bien comprendre cette différence.

- Si cette différence est essentiellement due à une différence entre les distances parcourues dans les deux scénarios (chaîne logistique), il est alors possible de conclure que le scénario A est effectivement moins impactant que le scénario B.
- Si ce n'est pas le cas, il est nécessaire d'analyser de manière approfondie les différences car les incertitudes sur les facteurs peuvent être très fortes, notamment si les contributions ne proviennent pas des mêmes étapes.
- La différence peut par ailleurs être due à un trajet en bateau plus important dans un cas, modélisé avec l'archétype *rural*. Un facteur 10 existant entre *remote* et *rural*, le transport maritime est probablement largement surestimé, ce qui conduit à un scénario 20% plus impactant, alors que ce ne serait pas le cas si la correction avait été faite. (Cet exemple fait suite à l'exemple 2 de la section 6.1.2.a sur le transport maritime et l'archétype *remote*.)

b. Vérification

Enjeux identifiés

- Une erreur sur le choix du flux et plus spécifiquement sur le choix de l'archétype peut avoir une forte influence sur les résultats d'impact, du fait d'ordres de grandeur des facteurs de caractérisation très différents entre les archétypes.

Recommandations

- Il est nécessaire d'effectuer une ou plusieurs analyses de sensibilité sur les émissions de particules. En effet, la collecte de donnée peut s'avérer complexe sur ce sujet, et malgré les recommandations préalablement formulées, il est possible de n'avoir pas pu obtenir un niveau d'information suffisant pour modéliser précisément les émissions de particules. Dans ce contexte, les analyses de sensibilités sont un outil primordial afin d'assurer la robustesse d'une étude.

Il est ainsi nécessaire d'identifier les données pour lesquelles la collecte n'a pas pu être suffisamment précise, et dont l'influence pourrait varier significativement, relativement aux résultats obtenus. Pour ces données, il s'agit alors d'identifier le paramètre à faire varier :

- La donnée quantitative du flux
- Le type de particule
- L'archétype utilisé

6.2. Recommandations techniques auprès des autres acteurs

Les recommandations auprès des autres acteurs sont notamment basées sur les éléments manquants identifiés dans la synthèse de l'état de l'art et dont la justification est liée à un manque méthodologique.

6.2.1. Développement des facteurs de caractérisation

Enjeux identifiés

- Les émissions en air intérieur ne sont pas caractérisées dans les méthodes opérationnelles à l'heure actuelle, par manque de robustesse des facteurs existants pour l'archétype indoor.
- Les derniers facteurs indoor développés ne concernent que les émissions liées à la cuisine et au chauffage (avec ou sans utilisation de combustibles fossiles)
- Le choix des archétypes par les praticiens n'est pas toujours évident car les archétypes concernent la densité de population et la hauteur des émissions. Ces paramètres sont parfois difficiles à connaître.
- Le phénomène de précurseurs limitants n'est pas considéré à l'heure actuelle dans les facteurs

Recommandations

- Il s'agit de développer des facteurs de caractérisation indoor à intégrer aux méthodes opérationnelles. Pour ce faire, il est notamment nécessaire de s'appuyer sur les derniers travaux de l'UNEP qui proposent certains facteurs indoor, néanmoins jugés encore peu robustes pour être intégrés à la méthode PEF.
- Par ailleurs, il convient d'approfondir le développement de facteur pour des sources d'émissions en air intérieur autre que la cuisine ou le chauffage, qui sont actuellement les deux seules sources d'émissions considérées pour le développement de facteur indoor.
- La possibilité de développer des archétypes liés aux sources d'émissions (par secteurs) doit être étudiée. Ce type d'archétype pourrait ainsi :
 - Prendre en considération les phénomènes spécifiques
 - Faciliter le choix des archétypes par le praticien
- Enfin, il est nécessaire d'étudier le phénomène de précurseurs limitants et d'œuvrer pour sa prise en compte dans la caractérisation des émissions de précurseurs

Développements en cours identifiés

L'article de Fantke et al. 2017 développe des Intake Fraction tandis que Fantke et al., 2019 développe des effect factors. Ces deux articles n'ont pas encore été combinés pour proposer des facteurs de caractérisation complets mais devraient l'être au courant de l'année 2020. Ces nouveaux facteurs seront ainsi des facteurs combinant les dernières avancées en matière de caractérisation des particules, à la fois en termes d'approche méthodologique (non linéarité, etc.) que de données (GBD 2015 au lieu de 2010, etc.). Des facteurs indoor seront inclus (chauffage et cuisine uniquement). Le problème actuel du facteur associé à l'archétype rural de la méthode PEF (basée sur l'UNEP) devrait ainsi être résolu.

6.2.2. Développement de bases de données

Enjeux identifiés

- Les inventaires des processus élémentaires des bases de données ne sont pas toujours suffisamment précis concernant les émissions de particules.
- La méthode Impact World + et la méthode PEF intègrent des « double archétypes » à la fois sur la hauteur d'émissions et sur le lieu d'émissions. La hauteur d'émissions est ainsi indiquée dans le nom des flux. Seuls les archétypes de lieu d'émissions sont ainsi disponibles (de manière non exhaustive) au-delà des flux différenciés. Les flux différenciés par hauteur d'émissions ne sont par ailleurs pas utilisés dans les processus génériques, seuls les flux « classiques » associés aux archétypes de lieux sont utilisés.

Recommandations

- Travailler avec les bases de données afin que celles-ci intègrent de manière plus précise les archétypes afin de permettre un déploiement efficace de la finesse des méthodes.

Exemple :

Comme évoqué précédemment, la base de données ecoinvent ne permet pas l'utilisation de l'archétype *remote*. Or cet archétype traduit une situation réelle d'une population quasi nulle. Les émissions de particules du transport maritime, notamment pour le processus « transoceanic ship », sont donc modélisées avec l'archétype rural. Or, un facteur 10 existe entre ces deux archétypes. Le transport maritime ressort ainsi souvent comme fortement impactant sur l'indicateur Particulate Matter, or, si l'on divise effectivement par un facteur 10, il apparaîtra alors que ce n'est pas nécessairement l'étape du cycle de vie la plus impactante.

La non-disponibilité de l'archétype *remote* peut ainsi fausser les conclusions de l'étude sur le sujet Particules.

6.2.3. Développement des outils ACV

Enjeux identifiés

- Certaines méthodes utilisent des facteurs de caractérisation spatialisés comme la méthode ReCiPe 2016, or ces facteurs ne sont pas toujours disponibles dans les outils ACV, notamment dans SimaPro.

Recommandations

- Implémenter dans les outils ACV tous les facteurs de caractérisation spatialisés développés dans les méthodes.

6.3. Recommandations de gouvernance auprès des acteurs de l'ACV

Enjeux identifiés

- Du point de vue du praticien, les facteurs de caractérisation sont parfois peu intelligibles, par manque de clarté sur les hypothèses considérées et la théorie derrière les facteurs de caractérisation. Il existe différentes méthodes et le praticien se trouve bien souvent face à l'impossibilité d'avoir une vision claire des différences entre ces méthodes.
- Plusieurs groupes de recherche développent des facteurs et des méthodes de caractérisation, et leurs travaux sont parfois effectués en parallèle, ou bien manquent de communication. Cela

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

entraîne des disparités entre les méthodes de caractérisation des particules, par exemple dans le vocabulaire et les unités utilisées.

Recommandations

- Il semble nécessaire de développer la coopération entre les différents acteurs afin de rendre plus intelligibles les méthodes par les praticiens.
- Par ailleurs, au-delà de la coopération entre les acteurs, améliorer la transparence concernant les hypothèses de calcul et la théorie utilisée pour le développement des facteurs et méthodes de caractérisation serait nécessaire afin que les praticiens puissent choisir la méthode la plus adaptée, tout en en comprenant les limites.

Exemple :

La méthode du PEF se base sur les facteurs proposés par l'UNEP. Or il s'avère qu'elle ne reprend pas les facteurs indoor, et qu'il existe de minces différences pour certains flux.

- Pour le praticien, il est d'autant plus difficile dans ce cas de bien comprendre le modèle et les hypothèses derrière les facteurs.
- Pour le développement de la recherche, des échanges plus aboutis pour harmoniser le travail et les hypothèses permettraient le développement d'une méthode plus robuste et plus intelligible pour le praticien

Par ailleurs, la méthode PEF a ajouté un flux de PM10 non présent dans l'UNEP, considéré comme égal à 23% du facteur PM2,5 tandis qu'Impact World + considère un ratio de 60%.

7. Autres Indicateurs

7.1. Changement climatique

Enjeux identifiés

- L'indicateur « changement climatique » ne considère aucun impact des particules à l'heure actuelle, bien qu'il soit établi que certaines particules ont un effet significatif sur le changement climatique.
- Il existe cependant des facteurs pour caractériser cet impact, à travers les GWP100 et GWP20 du GIEC des NTCFs (Near-Term Climate Forcers). Ces facteurs possèdent une grande incertitude et ne sont donc pas implémentés dans les méthodes, et rarement utilisés « à la main » par les praticiens.
- L'impact sur le changement climatique est spécifique à certains types de particules (carbone organique, black carbon, ...), une décomposition des émissions par type de particules est nécessaire.

Recommandations auprès des praticiens

- Afin d'utiliser les facteurs existants, le praticien doit procéder en plusieurs étapes :
 - Affiner la collecte de données afin de décomposer lors de l'inventaire les émissions de PM primaires par composition des particules (black carbon, carbone organique, ..)
 - Ajouter ces flux dans la modélisation et y associer les facteurs de caractérisation à partir des valeurs GWP100 et GWP20 du GIEC
 - Evaluer l'impact sur le changement climatique en veillant à mener une analyse de sensibilité avec les facteurs GWP20 tout en prenant en compte l'incertitude dans l'interprétation des résultats

Recommandations auprès des développeurs de méthodes

- Implémenter les valeurs de GWP100 du GIEC dans des facteurs de caractérisation intérim, en attendant une meilleure quantification de l'impact des particules sur le climat.

7.2. Ecosystèmes

- Les données en Qualité de l'Air concernant l'impact des particules sur les écosystèmes ne sont pas encore assez matures pour effectuer des recommandations en ACV sur ce sujet.

IX. CONCLUSION

La première partie de cette étude a permis de réaliser un état de l'art sur la manière dont sont appréhendées les particules en qualité de l'air et d'identifier les enjeux associés, notamment en termes de santé publique. La seconde partie de l'étude a permis de réaliser un état de l'art exhaustif de leurs prises en compte dans les méthodes actuelles d'ACV et d'en identifier, en synthèse, les limites actuelles.

Cette prise en compte repose ainsi sur le développement de méthodes qui permettent d'intégrer les résultats de la recherche relatifs à l'impact des particules sur la santé et l'environnement. Les premiers travaux ayant permis de prendre en compte les particules en ACV datent de la fin des années 90 avec les travaux de Hofstetter (1998). Depuis, grâce à la recherche scientifique sur l'impact des particules sur la santé d'une part, et les avancées dans le développement des méthodologies ACV d'autre part, différentes méthodes ont vu le jour, se basant sur différentes publications scientifiques.

Cependant, les méthodes ACV de caractérisation des impacts disponibles présentent certaines limites pour traiter les problématiques sanitaires et environnementales associées aux particules tandis que parallèlement, les méthodes existantes sont bien souvent peu maîtrisées par les praticiens ACV.

Ainsi, cette étude a montré qu'il existe un double-enjeu sur la prise en compte des particules en ACV, retranscrits dans les recommandations apportées :

- Un enjeu d'amélioration des méthodes existantes : les méthodes actuelles présentent encore certaines lacunes, notamment sur l'intégration de l'impact des particules en air intérieur, les phénomènes associés à la formation de particules secondaires, l'articulation des archétypes, etc. qui nécessitent de poursuivre la recherche afin de rendre plus robustes les facteurs existants et de pouvoir considérer un plus grand nombre de situations ;
- Un enjeu d'amélioration des pratiques : les praticiens maîtrisent aujourd'hui relativement mal la méthode *Particulate Matter* et le premier degré d'amélioration de la prise en compte des particules en ACV est entre les mains des praticiens ACV. En effet, si le développement de facteurs plus robustes est essentiel, cela n'a que peu d'effet si les méthodes sont mal exploitées par le praticien. Ainsi, il est particulièrement important de développer la formation sur ce sujet afin que la communauté ACV monte en compétence de manière globale.

Enfin, ces améliorations des facteurs et des pratiques nécessitent, de manière plus transversale, un dialogue entre les différents acteurs, et ce à plusieurs niveaux :

- A l'échelle des développeurs de méthodes, pour une meilleure cohérence entre les différents travaux, une meilleure lisibilité pour le praticien et une plus grande transparence sur les choix méthodologiques ;
- A l'échelle globale des parties prenantes de l'ACV : développeurs de méthodes, bases de données, concepteurs d'outils et praticiens, afin que les avancées puissent être intégrées de manière cohérente et transverse.

X. ANNEXES

1. Questionnaire enquête de cadrage

Questions introductives

Depuis combien de temps pratiquez-vous l'ACV ?
Dans quels secteurs ? Sur quels types de produits ?
Quelles sont vos attentes spécifiques dans le cadre de cette étude

Questions générales

Dans votre pratique ACV utilisez-vous la catégorie d'impact Particulate Matter/ Respiratory Inorganics?
Si oui, quelle méthode utilisez-vous la plupart de temps ?
Avez-vous une connaissance des méthodes de caractérisation pour l'indicateur Particulate Matter, et des flux caractérisés ?
Est-ce que la catégorie d'impact Particulate Matter est importante dans l'évaluation de vos produits ?
Arrivez-vous à expliquer et interpréter les résultats ? Quelles difficultés rencontrez-vous ?

Inventaire

Quelles données d'inventaire recueillez-vous habituellement afin de modéliser l'impact des particules ?
Quel est le processus de collecte de données utilisé globalement et spécifiquement sur le cas des particules (si processus de collecte de données spécifique) ?
Avez-vous identifié des (flux de) particules qui ne peuvent aujourd'hui être pris en compte ?
Si oui quelles sont ces particules ?

Modélisation et analyse

Comment prenez-vous en compte la localisation de sources des émissions de particules ?
Considérez-vous le lieu d'émissions des particules lorsque vous modélisez les particules en ACV ?
Renseignez-vous le compartiment d'émission lors de la modélisation des particules ?
Avez-vous identifié à ce stade une problématique de double comptage (par ex : particules comptabilisées suivant leur taille et par ailleurs suivant leur composition) ? Si oui, détailler.
Menez-vous des analyses de sensibilité sur les particules ? Si oui, sur quelles particules ?

2. Eléments principaux issus des entretiens

2.1. Entretien 1 : Peter Fantke & Olivier Jolliet

Sujets abordés : facteurs de l'UNEP, avancées dans le développement des facteurs associés en particules en ACV

- **ILCD** : méthode basée sur l'état de l'art à ce moment-là, qui est ainsi un consensus européen. Approche pragmatique et opérationnelle mais avec une vision très européenne. Aujourd'hui, cette méthode est globalement obsolète, notamment car elle se base sur des iF obsolètes, avant le travail de Humbert et al, 2011.

- **Recipe** : cette méthode vient du travail de Van Zelm. C'est plus ou moins indépendant. Pour les PM, le modèle se base sur une approche régionalisée. Mais la question du degré de finesse du maillage se pose (10km, 50km ?). Finalement, un bon archétype urbain / rural vaut mieux qu'une régionalisation si la finesse du maillage n'est pas suffisante. Par ailleurs, les archétypes urbain/rural marchent bien avec la manière dont est construit ecoinvent. C'est plus compliqué avec la spatialisation. Les archétypes peuvent ainsi être vus comme une approche plus applicable.
- La **publication de l'UNEP** est une avancée majeure. Basée sur un **workshop avec de nombreux spécialistes des particules**. Développement de tout ce qui est « **indoor** ». Mais ce n'est **pas opérationnel** à ce jour. EF3.0 a repris les premiers facteurs de cette publi, mais en faisant quelques modifs.
- **IF** :
 - **Humbert et al 2011** a mis à jour les iF précédemment développés, en donnant un **caractère plus global**, avec plus d'archétypes etc. **Publication majeure** dans le monde des PM.
 - Fantke et al 2017 a vraiment apporté la vision iF sur les indoor qui est très importante. L'UNEP est en train de prendre cela de plus en plus en compte.
- **EF** :
 - Etudes épidémiologiques : Chaque papier qui sort des EF se base sur une étude épidémiologique, donc considère les disease considérées dans l'étude de base. C'est ce qui fait une première différence majeure entre ILCD qui se base sur ACS et UNEP qui se base sur le GBD par exemple. Les dernières études épidémiologiques se basent sur bcp plus de groupes d'analyse, ce qui permet d'avoir une plus grande finesse. Voilà pourquoi les facteurs sont mis à jour et que UNEP va plus loin que ILCD. ILCD utilise par ailleurs la « mortalité toute cause ». A ce jour, il y a de fortes évidences de causalité pour au moins 5 maladies mais pour le reste les associations observées avec la mortalité toutes causes peut être due à de simples corrélations.
 - ERF : Il y a un consensus grandissant sur une ERF non linéaire. Ce consensus sert avant tout à traiter plus de cas. Il n'est pas nécessairement plus pertinent localement. Néanmoins, cela permet d'avoir un modèle qui puisse s'appliquer à de nombreuses zones
 - Fantke 2019 se base sur le GBD (2017 – global recommendations).
- **PM10** : PM10 comprennent normalement les PM2.5. Donc le ratio entre les 2 est un pourcentage de PM2.5 dans les PM10 (les PM2.5-10 n'ont aucun impact). Ce ratio devrait se trouver entre 40-80% (23% paraît trop bas !)
- **Développement en cours** : Tout est là pour construire la méthode prenant en compte les dernières publications (2017 et 2019) mais il manque l'article en préparation qui fait le lien et sort les CF pour rendre la méthode opérationnelle. / ! **La méthode PEF ne se base pas là-dessus à ce jour. Elle est opérationnelle (2016) mais ne se basent pas sur les dernières avancées scientifiques (car facteurs non sortis encore).**
Dans l'idée, volonté de proposer une méthode opérationnelle en 2021 avec Fantke 2017 + 2019. Progression dans la compréhension des phénomènes. Incorporations des dernières avancées matures.
- **Archétypes** : il existe d'autres types d'archétypes à explorer, par exemple selon la source d'émission. Une secondaire NH3 par l'agriculture est plus impactante en milieu agricole qu'une NH3 en ville. Autre possibilité d'archétype.
- Aujourd'hui, nécessité d'appeler à un **meilleur travail ensemble, notamment UN/EU**. PEF reprend les travaux de l'UNEP mais pas intégralement. Ce serait plus lisible pour le praticien. ILCD a vraiment eu le rôle de pierre angulaire dans la reconnaissance des méthodes ACV. Dans l'idéal, il faudrait poser une seconde brique de ce type, notamment sur le sujet particules. Pour ce faire, la coopération entre les acteurs est nécessaire et se développe actuellement dans le cadre du projet UN GLAM – Global guidance for Life Cycle Impact Assessment methods.

2.2. Entretien 2 : Sébastien Humbert

Sujets abordés : intake fraction, archétypes, PM10, recommandations générales

- **Intake fraction :** utilisation du modèle de UseTox pour le développement des intake fraction des particules en corrigeant les valeurs à l'aide d'autres modèles. La valeur ajoutée est la différenciation selon les hauteurs.
- **Archétypes :**
 - Notion zone urbaine/zone rurale au niveau mondial. Il faut garder en tête que les particules se déplacent et que la notion de rural doit être comprise largement (les particules peuvent faire 100km)
 - Il faut faire la distinction au niveau mondial. La proche périphérie des villes n'est pas en rural. Un véhicule de livraison UPS va par exemple plutôt être en urbain. En revanche, un gros camion qui traverse la France, va plutôt être en rural. Presque par définition, le delivery van est en urbain, et le 35 tonnes est en rural.
 - Le point le plus faible de l'ACV pratique est qu'il manque l'archétype remote dans Simapro. Plateforme pétrolière sont en remote en théorie mais simapro en rural. Or on peut avoir un facteur 10 entre le facteur remote et le facteur rural !
- **Humbert 2009 vs Humbert et al. 2011 :** En 2011, Julian Marshall met à jour la thèse de Humbert 2009 avec des data plus récents (densités de population corrigée, ...). Les facteurs ont encore été mis à jour par l'UNEP SETAC en 2016.
- **Considération des PM10 (coarse particles) :** pourquoi une telle différence entre les ratios considérés par dans la méthode ILCD et la méthode IMPACT (23% vs. 60%) ? 23% = ratio calculé à partir des données d'émissions aux USA, 60% = ratio recommandé par la Commission Européenne.
 - Il peut y avoir différentes fractions PM2.5/PM10 selon les sources. Ex : voiture, la plupart des émissions de son pot d'échappement sont PM2.5, mais la majorité des émissions engendrées par une voiture vient du fait qu'elle remet en suspension des particules déposées au sol (globalement grosses particules). Donc une grande partie des émissions « engendrées » par la voiture sont des grosses particules.
 - Comme les grosses particules n'ont pas d'impacts particuliers sur la santé (ne rentrent pas dans le sang), il faut faire attention aux mesures de réduction de la pollution de l'air qui ne distinguent pas assez PM10/PM2.5
- **La priorité n'est pas de continuer de développer mais de bien utiliser déjà les facteurs des archétypes existants. Nécessaire de poser la question de la bonne utilisation des archétypes.**
 - Recommandation : améliorer la pratique plutôt que les facteurs
 - Si facteur manquant dans la méthode de caractérisation, possibilité d'utiliser des ratios en ordre de grandeur entre facteurs archétypes. Exemple : diviser les émissions des bateaux (caractérisées en rural) par 10 pour décrire l'archétype remote
 - Beaucoup plus important de travailler là-dessus que sur de nouveaux facteurs
 - Les incertitudes/erreurs seront bien plus importantes à cause d'une mauvaise utilisation d'archétypes plutôt qu'une méthode ou une autre.
 - **Exemple interprétation de praticien :** différence de 20% entre deux scénarios d'ACV comparative : difficile de conclure => il faut vraiment comprendre les différences. Si différence de km, alors on peut être à même de conclure. Mais sinon il faut vraiment voir d'où vient la différence, car selon le paramètre qui est modifié, il peut y avoir une grande incertitude.
- Recommandations pour les nouveaux analystes, mieux vaut ne pas présenter des résultats sur ces indicateurs non maîtrisés que les présenter sans faire l'analyse.

3. Terminologie SimaPro

Les tableaux ci-dessous présentent la terminologie utilisée pour les différents archétypes des méthodes dans le logiciel SimaPro version 9.0, ecoinvent 3.5. Ne disposant pas encore de la méthode EF3.0, celle-ci n'est pas présentée. ReCiPe ne présentant pas d'archétypes, celle-ci n'apparaît pas non plus.

Les colonnes « sub-compartiment » et « substance » se lisent indépendamment.

Impact World +

Archétype densité	Terminologie possible	
	Sub-compartiment	Substance
Urban	High-pop	
Rural	Low-pop	
Remote		[nom], remote
Unspecified	(unspecified)	[nom], unspecified
	(vide)	[nom], wrld pop av.
	(vide)	[nom], (vide)

Archétype hauteur d'émission	Terminologie possible	
	Sub-compartiment	Substance
Ground-level		[nom], ground-level
Low stack		[nom], low-stack
High stack		[nom], high stack
Unspecified	(vide)	[nom], em. av.
	(vide)	[nom], (vide)

ILCD

Archétype	Terminologie possible	
	Sub-compartiment	Substance
Urban ground	High-pop	
Non-urban or from high stack	Low-pop	
Unspecified	(vide)	[nom], vide

XI. BIBLIOGRAPHIE

1. Bibliographie QA

- ADEME, CumulAir : Évaluation économique des effets sanitaires cumulés de la pollution de l'air intérieur et extérieur Etude de faisabilité.
- Airparif 2014 NUMERO42 - carbone suie.
- Airparif 2008, synthèse des connaissances sur les particules.
- Anses - particules & santé - rapport de synthèse.
- Anses. (2019). Particules de l'air ambiant extérieur.
- CITEPA, Gaz à effet de serre et polluants atmosphériques Bilan des émissions en France. (1990). <https://www.citepa.org/fr/activites/inventaires-des-emissions/secten>
- SCORE LCA, extraits de l'étude : record n° 18-0677/1a (confidentiel) : « Exposition aux particules atmosphériques : lien entre caractérisation physico-chimique et impact sur la santé ».
- EPA, Center for Environmental Assessment, N. (2008). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen and Sulfur-Ecological Criteria.
- EPA, Integrated Science Assessment for Particulate Matter. (2009).
- EPA, U., & Research Triangle Park Division, N. (2017). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen, Oxides of Sulfur, and Particulate Matter— Ecological Criteria. www.epa.gov/ncea/isa
- EPA, U., for Public Health, C., & Assessment, E. (2019). Integrated Science Assessment for Particulate Matter (December 2019). www.epa.gov/isa
- Health Organization, W., & Office for Europe, R. (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution-REVIHAAP Project Technical Report. <http://www.euro.who.int/pubrequest>
- Health Organization, W., & Office for Europe, R. (2013). Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project, Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. <http://www.euro.who.int/pubrequest>
- IPCC, Clouds and aerosols. (2013). In Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (Vol. 9781107057999, pp. 571–658). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.016>
- UPMC (master SDUEE) Les aérosols atmosphériques.
- Ahmad, W. (n.d.). Formation d'aérosols organiques secondaires dans l'oxydation du limonène et des méthoxyphénols : Etude de l'influence des conditions environnementales. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01558158>
- Raffort, V. (2017). Modélisation des particules : Participation à Eurodelta et étude au voisinage d'une raffinerie. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/tel-01625284>
- Shindell, D., Bréon, F., Collins, W., Fuglestedt, J., Huang, J., Koch, D., Lamarque, J., Lee, D., Mendoza, B., Nakajima, T., Robock, A., Stephens, G., Takemura, T., Zhang, H., Qin, D., Plattner, G., Tignor, M., Allen, S., Boschung, J., ... Midgley, P. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I.
- Simon, X. INRS, Quelles spécificités pour les particules ?

2. Bibliographie ACV

- Bulle, C., Margni, M., Patouillard, L., Boulay, A. M., Bourgault, G., De Bruille, V., Cao, V., Hauschild, M., Henderson, A., Humbert, S., Kashef-Haghighi, S., Kounina, A., Laurent, A., Levasseur, A., Liard, G., Rosenbaum, R. K., Roy, P. O., Shaked, S., Fantke, P., & Jolliet, O. (2019). IMPACT World+: a globally regionalized life cycle impact assessment method. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 24(9), 1653–1674. <https://doi.org/10.1007/s11367-019-01583-0>
- Burnett, R. T., Arden Pope, C., Ezzati, M., Olives, C., Lim, S. S., Mehta, S., Shin, H. H., Singh, G., Hubbell, B., Brauer, M., Ross Anderson, H., Smith, K. R., Balmes, J. R., Bruce, N. G., Kan, H., Laden, F., Prüss-Ustün, A., Turner, M. C., Gapstur, S. M., ... Cohen, A. (2014). An integrated risk function for estimating the global burden of disease attributable to ambient fine particulate matter exposure. *Environmental Health Perspectives*, 122(4), 397–403. <https://doi.org/10.1289/ehp.1307049>
- Fantke, P., Jolliet, O., Apte, J. S., Hodas, N., Evans, J., Weschler, C. J., Stylianou, K. S., Jantunen, M., & McKone, T. E. (2017). Characterizing Aggregated Exposure to Primary Particulate Matter: Recommended Intake Fractions for Indoor and Outdoor Sources. *Environmental Science and Technology*, 51(16), 9089–9100. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02589>
- Fantke, P., McKone, T. E., Tainio, M., Jolliet, O., Apte, J. S., Stylianou, K. S., Illner, N., Marshall, J. D., Choma, E. F., & Evans, J. S. (2019). Global Effect Factors for Exposure to Fine Particulate Matter. *Environmental Science and Technology*, 53(12), 6855–6868. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b01800>
- Fazio, S., Biganzoli, F., De Laurentiis, V., Zampori, L., Sala, S., & Diaconu, E. (2018). *Supporting information to the characterisation factors of recommended EF Life Cycle Impact Assessment methods, version 2, from ILCD to EF 3.0, EUR 29600 EN*. <https://doi.org/10.2760/002447>
- Greco, S. L., Wilson, A. M., Spengler, J. D., & Levy, J. I. (2007). Spatial patterns of mobile source particulate matter emissions-to-exposure relationships across the United States. *Atmospheric Environment*, 41(5), 1011–1025. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.09.025>
- Gronlund, C. J., Humbert, S., Shaked, S., O'Neill, M. S., & Jolliet, O. (2014). Characterizing the burden of disease of particulate matter for life cycle impact assessment. *Air Quality, Atmosphere and Health*, 8(1), 29–46. <https://doi.org/10.1007/s11869-014-0283-6>
- Haes, H. A. U. De, Jolliet, O., Norris, G., & Saur, K. (2002). *UNEP / SETAC Life Cycle Initiative Background, Aims and Scope*. 7(4), 192–195.
- Hodas, N., Loh, M., Shin, H. M., Li, D., Bennett, D., McKone, T. E., Jolliet, O., Weschler, C. J., Jantunen, M., Liou, P., & Fantke, P. (2016). *Indoor inhalation intake fractions of fine particulate matter: review of influencing factors*. 26(6), 836–856. <https://doi.org/10.1111/ina.12268>
- Humbert, S. (2009). Geographically differentiated LCIA of Human Health. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Humbert, S., Marshall, J. D., Shaked, S., Spadaro, J. V., Nishioka, Y., Preiss, P., McKone, T. E., Horvath, A., & Jolliet, O. (2011). Intake fraction for particulate matter: Recommendations for life cycle impact assessment. *Environmental Science and Technology*, 45(11), 4808–4816. <https://doi.org/10.1021/es103563z>
- Jolliet, O., Müller-Wenk, R., Bare, J., Brent, A., Goedkoop, M., Heijungs, R., Itsubo, N., Peña, C., Pennington, D., Potting, J., Rebitzer, G., Stewart, M., de Haes, H. U., & Weidema, B. (2004). The LCIA midpoint-damage framework of the UNEP/SETAC life cycle initiative. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(6), 394–404. <https://doi.org/10.1007/bf02979083>
- Krewski, D., Jerrett, M., Burnett, R., Ma, R., Hughes, E., Shi, Y., Turner, M., Pope, C., Thurston, G., Calle, E., & Thun, M. (2009). *Extended follow-up and spatial analysis of the American Cancer Society study linking particulate air pollution and mortality. vol Research Report 140. Health Effects Institute, Boston, Massachusetts, USA*. 140.
- Künzli, N., Kaiser, R., Medina, S., Studnicka, M., Chanel, O., Filliger, P., Herry, M., Horak, F., Puybonnieux-Texier, V., Quénel, P., Schneider, J., Seethaler, R., Vergnaud, J. C., & Sommer, H. (2000). Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution: A European assessment. *Lancet*, 356(9232), 795–801. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(00\)02653-2](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(00)02653-2)

PRISE EN COMPTE DES PARTICULES DANS LES METHODES DE CARACTERISATION DES IMPACTS

- Lim, S. S., Vos, T., Flaxman, A. D., Danaei, G., Shibuya, K., Adair-Rohani, H., Amann, M., Anderson, H. R., Andrews, K. G., Aryee, M., Atkinson, C., Bacchus, L. J., Bahalim, A. N., Balakrishnan, K., Balmes, J., Barker-Collo, S., Baxter, A., Bell, M. L., Blore, J. D., ... Ezzati, M. (2012). A comparative risk assessment of burden of disease and injury attributable to 67 risk factors and risk factor clusters in 21 regions, 1990-2010: A systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2010. *The Lancet*, 380(9859), 2224–2260. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(12\)61766-8](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(12)61766-8)
- Pope III, C. A., Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., & Thurston, G. D. (2002). Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution. *The Journal of the American Medical Association*, 287(9), 1132–1141. <https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132>
- Rosenbaum, R. K., Bachmann, T. M., Jolliet, O., Juraske, R., Koehler, A., & Hauschild, M. Z. (2008). *USEtox — the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment*. 532–546. <https://doi.org/10.1007/s11367-008-0038-4>
- Spadaro, J. V., & Rabl, A. (2004). RiskPoll model : Pathway analysis for population-total health impacts of toxic metal emissions. *Risk Analysis*, 24(5), 1121–1141. <https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00514.x>
- UNEP. (2016). Global Guidance for Life Cycle Impact Assessment Indicators Volume 1. *UNEP/SETAC Life Cycle Initiative*, 266, 159.
- van Zelm, R., Preiss, P., van Goethem, T., Van Dingenen, R., & Huijbregts, M. (2016). Regionalized life cycle impact assessment of air pollution on the global scale: Damage to human health and vegetation. *Atmospheric Environment*, 134, 129–137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.03.044>
- Zelm, R. Van, Huijbregts, M. A. J., Hollander, H. A. Den, Jaarsveld, H. A. Van, Sauter, F. J., Struijs, J., & Wijnen, H. J. Van. (2008). *European characterization factors for human health damage of PM 10 and ozone in life cycle impact assessment*. 42, 441–453. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.072>
- Zelm, R. Van, Preiss, P., Dingenen, R. Van, & Huijbregts, M. (2016). ReCiPe 2016 Chapter 6: Particulate Matter Formation. *LC-Impact Version 0.5*, 52–60.