



HAL
open science

Approches systémiques et éco-conception. Une réflexion sur les fondements conceptuels et les applications de l'Analyse de Cycle de Vie

Anne Ventura

► To cite this version:

Anne Ventura. Approches systémiques et éco-conception. Une réflexion sur les fondements conceptuels et les applications de l'Analyse de Cycle de Vie. Génie civil. Université de Nantes, 2012. tel-01009234

HAL Id: tel-01009234

<https://theses.hal.science/tel-01009234>

Submitted on 17 Jun 2014

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

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



Mémoire d'habilitation à diriger des recherches

Approches systémiques et éco-conception Une réflexion sur les fondements conceptuels et les applications de l'Analyse de Cycle de Vie

Anne Ventura

**Université de Nantes – Ecole doctorale des Sciences pour l'Ingénieur
Géosciences, Architecture**

**Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, Aménagement
et Réseaux**

Soutenue le 2 avril 2012 à l'IFSTTAR site de Nantes devant le jury composé de :

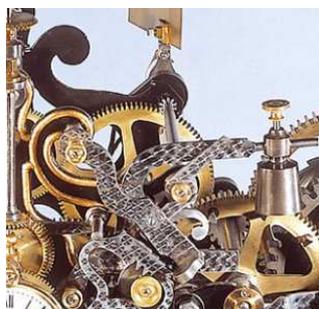
Président du jury : Jack Legrand, professeur à l'Université de Nantes

Rapporteurs : Isabelle Blanc, maître de recherche à l'Ecole des Mines de Paris
Dominique Millet, professeur à l'Ecole Nationale Supérieure de Mécanique
Patrick Rousseaux, professeur à l'Université de Poitiers

Examineurs : Enrico Benetto, directeur de recherches au Centre de Recherche Henri Tudor (Luxembourg)
Abdelhafid Khelidj, professeur à l'Université de Nantes
Bruno Peuportier, maître de recherche à l'Ecole des Mines de Paris
Bruno Tassin, directeur de recherches à l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées

A Pascal, Léna, Ellie et Manec'h,
Vous êtes toujours là,
A me supporter (dans tous les sens du terme),
Vous êtes ceux sans lesquels,
Le monde entier et tout ce qu'il contient,
Me paraîtrait futile et dérisoire.

Remerciements



Rédiger un mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches est un travail plaisant. Scientifiquement car il permet de faire un point sur ses propres connaissances à un moment donné, mais aussi personnellement, car la démarche autorise son auteur à être égocentrique en se penchant sur ses propres réalisations et sur le fil rouge qui les a guidées.

Mais à l'issue de ce travail, je vois cette réalisation comme Martin Scorsese voit le monde dans son film *Hugot Cabret* : c'est la vue d'ensemble d'un grand mécanisme qui comprend beaucoup de pièces imbriquées et articulées les unes aux autres. Ce travail s'appuie sur de multiples personnes qui ont chacune contribué de diverses manières : à l'évaluation et à la mise en forme de cette synthèse, aux activités de recherche elles-mêmes, ou simplement par leur confiance, leurs conseils et leurs encouragements.

Je remercie tout d'abord les membres du jury Isabelle Blanc, Dominique Millet, Patrick Rousseaux, Enrico Benetto, Abdelhafid Khelidj, Jack Legrand, Bruno Peuportier et Bruno Tassin d'avoir accepté de relire et d'évaluer ce travail.

Je tiens à remercier particulièrement Bruno Tassin et Jean-Michel Torrenti pour leurs relectures attentives et constructives sans lesquelles ce mémoire ne ressemblerait pas à ce qu'il est aujourd'hui.

Je tiens à remercier Bogdan Cazacliu pour avoir, un jour lointain où cette démarche d'HDR ne faisait que germer, posé sur mon bureau le stock (presque !) entier de mémoires d'HDR dont il disposait. Dans le même ordre d'idée, je veux remercier Chantal de la Roche et Kristel Hermel pour la confiance qu'elles m'ont accordée et le soutien qu'elles m'ont apporté dans le cadre de nos projets communs.

Merci à Agnès Jullien de m'avoir donné l'occasion de co-encadrer et/ou de participer à plusieurs thèses sous sa direction. Merci à Philippe Tamagny pour m'avoir aidée à concrétiser mes idées sur le prélèvement des HAP particuliers sur site industriel, et pour m'avoir proposée et ensuite aidée à piloter le développement du logiciel ECORCE, qui fut une expérience riche en réflexions pour moi.

Merci à Pierre Monéron d'avoir accepté de partager avec moi ses connaissances encyclopédiques sur le procédé d'enrobage et d'avoir supporté avec patience, (presque) sans broncher, mes incessantes interrogations pseudo-philosophiques sur le fonctionnement du monde.

Merci à l'équipe de DDGC qui s'est déplacée de jour comme de nuit pour les besoins de la science et dont certains ont accepté de se « casser la tête sur le module routier » : Michel Dauvergne, Laurence Lumière, Yvan Baudru, Lauredan Le Guen, Bernard Guieysse, Annick L'Alloret, Franz Buisson, Henriette Dominiak, Jean-Baptiste Gobert.

Merci à tous ceux qui m'ont un jour supportée comme encadrante et en particulier ceux qui, par la qualité de leur travail, m'ont aidée à avancer : Tung Hoang, Shahinaz Sayagh, Andrianandraina, Marie-Nina Tanous-Louineau, Séverine Gagnol, Sylvie Nouvion, Arnaud Maillard, Cristina Coehlo, Maxime Naullet.

Merci à Florian Huchet et Nicolas Roquet pour la patience dont ils font preuve quand je me lance dans de longues tirades, et aussi pour m'avoir conviée aux réflexions du BGTP. Merci aux collègues qui ont accepté de partager avec moi quelques idées et discussions et avec qui je tente de les concrétiser : à l'Ifsttar, Tristan Lorino, Emmanuel Chailleux, mais aussi à l'extérieur, notamment dans les réseaux EcoSD, AgorACV et ELSA.

Merci aux collègues du Réseau Scientifique et Technique de s'être emparé de l'ACV avec autant de motivation : Rachida Idir, Arnaud Feeser, Sarah Goyer, Vincent Coin, Hugues Odéon, Lionel Odie, Luc Beaudelot et Caroline Mauduit.

Merci à tous ceux que j'ai côtoyés au LCPC/IFSTTAR et qui, sans directement contribuer à ce travail, par de petits gestes, de petits mots, m'ont aidée à avancer par leur attitude apaisante et positive : Emmanuelle Pichot, Jacques Kerveillant, Pierre-Olivier Vandanjon, Luc Thorel, Michel Bérengier, Katia Chancibault, Frédérique Larrarte, Béatrice Béchet, Marie-Laure Mosini, Jean-Michel Simonin, David Hamon, René Guilloux, Henriette Dominiak, Anny Rome, Franck Tartrou, Nicole Airieau, Nathalie Juignet.

Merci à mes parents, à ma famille proche et lointaine, à mes amis : si vous arrivez en fin de liste c'est parce que vous ignorez tout ou presque de mon travail, mais pourtant, vous en êtes le socle.

Résumé

Ce mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, propose des réflexions sur l'Analyse de Cycle de Vie comme méthode systémique, destinée à quantifier, analyser et agir sur les interactions entre la technosphère (sphère des activités technologiques) et l'envirosphère (définie comme la sphère des phénomènes naturels non organisés par l'Homme).

Le présent mémoire retrace un cheminement de recherche autour de l'Analyse de Cycle de Vie appliquée aux objets du génie civil, en replaçant le cadre méthodologique dans son contexte plus général d'approche systémique. Des réflexions issues de ces recherches portent sur la notion d'utilité de l'ACV pour la décision, et de ses relations avec le concept du développement durable.

Abstract

This document, submitted to defend the French Habilitation to conduct researches, proposes on Life Cycle Assessment, as a systemic method, aiming at quantifying, analysing and acting on interactions between the technosphere (sphere of technological activities) and the envirosphere (defined as the sphere of natural phenomena, not organized by human beings).

It relates a research pathway, around LCA applied to civil engineering objects, and situating LCA in its systemic context. General reflexions are given on the usefulness of LCA for decision, and about the relationship between LCA and the sustainable development concept.

Sommaire

REMERCIEMENTS	4
SOMMAIRE.....	5
1 LISTE DES FIGURES	9
2 LISTE DES TABLEAUX	11
3 LISTE DES ENCADRES.....	13
MEMOIRE	14
1 PRESENTATION DES CONTEXTES GENERAL ET PARTICULIER DU MEMOIRE	14
1.1 <i>Généralités sur l'Analyse de Cycle de Vie</i>	14
1.1.1 Généralités sur la méthode.....	14
1.1.2 Historique de la méthode	15
1.1.3 Les familles de méthodes ACV	15
1.2 <i>Développement durable, décisions, recherche et Analyse de Cycle de Vie</i>	17
1.2.1 L'Analyse de Cycle de Vie comme méthode pour le développement durable.....	17
1.2.2 Le besoin de recherche en Analyse de Cycle de Vie	17
1.2.3 Contexte français de la recherche en Analyse de Cycle de Vie	18
1.3 <i>Positionnement de mes activités de recherche en Analyse de Cycle de Vie</i>	19
1.4 <i>Approches systémiques et Analyse de Cycle de Vie</i>	20
1.4.1 Généralités sur les approches systémiques	20
1.4.2 Vers la notion de complexité	21
1.4.3 La nature systémique de l'Analyse de Cycle de Vie.....	21
2 LA TECHNOSPHERE	23
2.1 <i>Introduction</i>	23
2.2 <i>Description du système technosphère et définitions</i>	23
2.3 <i>Sources de variabilité méthodologique</i>	24
2.3.1 Définir le système technosphère en ACV : un vide méthodologique.....	24
Importance de la définition des frontières	24
Système en ACV : la part objective, la part subjective.....	25
Vers une démarche de définition du système en ACV « procédés »	25
2.3.2 Les hypothèses d'allocation en ACV	27
L'allocation par répartition.....	28
L'allocation par expansion de système.....	28
2.4 <i>Sources de variabilité dans un élément de système : étude du procédé d'enrobage à chaud</i>	29
2.4.1 Introduction	29
Contexte de la collecte des données en ACV	30
Enrobage à chaud : contexte technologique	30
Sources de variabilité des données	31
2.4.2 Sources de variabilité liées à la méthode de mesure	32
2.4.3 Sources de variabilité liées aux paramètres de fonctionnement du procédé.....	33
Influence de la cadence et de la température de production	33
Influence instantanée des phases d'arrêt et de démarrage du procédé	34
Influence à l'échelle pluriannuelle des phases d'arrêt et de démarrage du procédé.....	35
2.4.4 Sources de variabilité liées à la variabilité des entrants du procédé.....	36
2.4.5 Sources de variabilité liées à l'environnement du procédé	37
Effet de la teneur en eau des matériaux.....	37
Influence à l'échelle pluriannuelle de la teneur en eau des granulats	39
2.4.6 Les procédés comme éléments du système sont aussi des sous-systèmes.....	39
2.4.7 Conclusions sur les sources de variabilité.....	40
2.5 <i>Pistes de réflexion sur la technosphère</i>	41
2.5.1 La construction des frontières du système technosphère	41
Construction à partir d'un lien technologique basé sur une logique transitive	41
Spécificités en génie civil.....	42
2.5.2 Allocation : discussion sur les fondements conceptuels des méthodes existantes.....	43
Allocation et statut des sortants.....	43
Cinq principes pour une méthode d'allocation universelle.....	45
2.5.3 Variabilité dans la démarche ACV : vers l'éco-conception	45
3 L'ENVIROSPHERE.....	49

3.1	<i>Introduction</i>	49
3.1.1	Quelles interactions entre technosphère et envirosphère ?.....	49
3.1.2	Les indicateurs d'impact en ACV : la représentation du lien entre technosphère et envirosphère.....	49
3.2	<i>Echanges de l'envirosphère vers la technosphère : les entrants</i>	51
3.2.1	Les matières premières d'origine minérales : un indicateur souvent insuffisant.....	51
3.2.2	Les matières premières d'origine fossile : la prise en compte de l'énergie matière	52
	Les différentes grandeurs de l'énergie en ACV et leur signification.....	52
	La problématique de l'énergie matière.....	53
	L'interprétation de l'énergie primaire.....	53
	La notion manquante dans l'énergie matière.....	53
	Les procédés et l'énergie matière.....	54
	Le concept d'énergie utile en réserve.....	55
	L'énergie utile en réserve : commentaires.....	55
3.3	<i>Echanges de la technosphère vers l'envirosphère : les sortants</i>	57
3.3.1	Adapter la mesure aux impacts écologique et/ou sanitaire	57
	ElectroFenton à échelle laboratoire : dégradation de composés organiques.....	58
	La pertinence des mesures d'émissions atmosphériques canalisées de HAP	58
3.3.2	L'indicateur comme lien entre la source et à la cible.....	59
	Introduction aux différents de type de contribution à une catégorie d'impact.....	60
	Calcul du coefficient de classification en lien avec le lieu d'émission.....	62
3.4	<i>Commentaires</i>	65
4	LA DECISIO-SPHERE.....	67
4.1	<i>Analyse de Cycle de Vie : la tension entre étude et action</i>	67
4.2	<i>La décision : résultat d'un système décisionnel</i>	68
4.3	<i>Le sous-système « contexte décisionnel »</i>	70
4.4	<i>L'intelligibilité des résultats par la réponse à l'enjeu décisionnel</i>	74
4.4.1	Comparaison de procédés de fabrication du béton.....	74
4.4.2	Comparaison de procédés de fabrication d'enrobé bitumineux	75
4.5	<i>L'éco-conception : à l'interface entre technosphère, envirosphère et décisiosphère</i>	76
4.5.1	Une démarche d'éco-conception qui intègre le processus décisionnel.....	76
4.5.2	Les outils : des simulateurs nécessaires pour la concertation et l'éco-conception	77
4.6	<i>Conclusions</i>	77
5	PERSPECTIVES DE RECHERCHE.....	79
5.1	<i>Fiabilisation de l'Analyse de Cycle de Vie et modélisation des procédés</i>	79
5.1.1	Modélisation systémique des procédés	79
5.1.2	Apports de la modélisation systémique des procédés	80
	Fiabilisation des données, éco-conception et innovations technologiques	80
	Fiabilisation de la méthode.....	81
5.1.3	La cohérence des échelles : vers une méthode du changement d'échelle	81
5.1.4	Résumé de la démarche de recherche	82
5.2	<i>Analyse de Cycle de Vie et systèmes technologiques territorialisés</i>	83
5.2.1	ACV et écologie industrielle.....	83
5.2.2	Les ACV conséquentielles.....	84
6	POUR FINIR... QUELQUES REFLEXIONS PERSONNELLES SUR L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE.....	85
6.1	<i>Analyse de Cycle de Vie et Recherche</i>	85
6.1.1	Un cadre structurant pour la recherche	85
6.1.2	Les besoins de la recherche en Analyse de Cycle de Vie en France	86
6.2	<i>ACV et développement durable : où est la technosphère ?</i>	86
6.2.1	Une nouvelle représentation du concept de développement durable.....	87
6.2.2	Les différents types d'Analyse de Cycle de Vie et les effets « rebond »	88
6.2.3	L'Analyse de Cycle de Vie permet-elle de représenter la complexité ?.....	89
7	GLOSSAIRE	90
7.1	<i>Concepts et Définitions</i>	90
7.2	<i>Liste des acronymes</i>	92
8	ANNEXES.....	94
8.1	<i>Système électro-Fenton</i>	94
8.2	<i>Variabilité des frontières du système sur différentes études de chaussées routières</i>	95
8.3	<i>Propagation des incertitudes liées à la mesure dans un calcul de flux d'inventaire</i>	96
8.4	<i>Variabilité technologique d'un procédé d'enrobage à chaud</i>	99
8.5	<i>Variabilité liée aux hypothèses d'allocation</i>	100
8.6	<i>Inclusion de la variabilité dans la comparaison de systèmes de mélange du béton</i>	102
8.7	<i>Descriptif détaillé des valeurs de référence, de variation et des résultats par indicateur</i>	103
8.7.1	Couche en GB 0/14 EB 14.....	103
8.7.2	Couche en Grave émulsion.....	105

8.7.3	Couche en enduit	106
8.7.4	Couche d'accrochage.....	107
8.7.5	Couche matériau hydraulique	108
8.7.6	Couche béton armé continu	109
8.8	<i>Dispositif réglementaire de prélèvement des émissions atmosphériques de HAP.....</i>	<i>110</i>
8.9	<i>Dispositif de prélèvement des émissions atmosphériques de HAP gazeux et particulaires</i>	<i>111</i>
8.9.1	Principe de l'Electrical Low Pressure Impactor.....	111
8.9.2	Nouveau dispositif de prélèvement.....	111
8.10	<i>Méthode de calcul des coefficients de classification pour des indicateurs « midpoint » localisés</i> <i>113</i>	
8.11	<i>Questionnaires destinés aux utilisateurs potentiels de l'outil logiciel ECORCE⁶</i>	<i>115</i>
8.11.1	Questions sur les objectifs de l'outil	115
8.11.2	Questions sur le principe général de fonctionnement	115
8.11.3	Questions sur les sorties de l'outil	116
8.11.4	Questions sur les cas traités par l'outil.....	117
8.11.5	Questions sur les limites de l'évaluation.....	118
8.11.6	Bilan des avis recueillis sur ECORCE.....	118

1 Liste des figures

FIGURE 1. SCHEMA REPRESENTATIF DU POSITIONNEMENT METHODOLOGIQUE DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE .	14
FIGURE 2. MODELES DE SYSTEMES ELECTRO-FENTON DE REGENERATION ELECTROCHIMIQUE DU FER II, D'APRES THESE ³⁰	24
FIGURE 3. SCHEMA REPRESENTATIF DE LA FONCTION DE LA CHAUSSEE ET PLACE DES MATERIAUX	26
FIGURE 4. SCHEMA DU PROCEDE D'ENROBAGE A CHAUD DE LA CENTRALE DE BLOIS PAR TAMBOUR SECHEUR ENROBEUR EQUICOURANT	31
FIGURE 5. INFLUENCE DE LA TEMPERATURE ET DE LA CADENCE PRODUCTION SUR LA QUANTITE ET LA COMPOSITION DES HAP EMIS ⁵⁹	34
FIGURE 6. EXEMPLE DE RESULTAT EN CONTINU (TEST 2) ⁶⁰	34
FIGURE 7. RELATION ENTRE LA CONSOMMATION ET LA PRODUCTIVITE ⁶¹	35
FIGURE 8. LIEN ENTRE TENEUR EN EAU, MASSE DE BITUME ET FLUX TOTAL DE HAP EMIS ⁶⁸ – 10W ETANT UNE MODALITE A 10% DE TAUX DE RECYCLAGE ET AVEC UNE TENEUR EN EAU ARTIFICIELLEMENT AUGMENTEE.	38
FIGURE 9. EFFETS DE LA TENEUR EN EAU DES GRANULATS SUR LES EMISSIONS ET LES CONSOMMATIONS DU PROCEDE D'ENROBAGE A CHAUD ⁶⁷	38
FIGURE 10. RELATION ENTRE CONSOMMATION EN GAZ NATUREL ET HUMIDITE DES GRANULATS ⁶¹	39
FIGURE 11. STRUCTURE GENERALE DU CHEMIN D'IMPACT ⁷⁸	50
FIGURE 12. REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES DIFFERENTES UTILISATIONS DE L'ENERGIE EN ACV	52
FIGURE 13. ENERGIE UTILE : LE BON CONCEPT POUR REPRESENTER LA RESERVE D'ENERGIE MATIERE ?	56
FIGURE 14. L'ATRAZINE ET SES SOUS-PRODUITS D'OXYDATION ⁹⁴	58
FIGURE 15. PREMIERS RESULTATS DE LA COLLECTE DES HAP PARTICULAIRES	59
FIGURE 16. EXEMPLE DE CALCUL D'UN COEFFICIENT DE CLASSIFICATION PAR EQUIPROBABILITE.....	61
FIGURE 17. EXEMPLES TYPES DE CONTRIBUTIONS POUR DES FLUX DE METHANE (CH ₄) ET D'AMMONIAQUE (NH ₃) ¹⁰²	62
FIGURE 18. REPRESENTATION SCHEMATIQUE DE LA PROBABILITE D'UN IMPACT SUR UNE CIBLE DANS UNE ZONE DE DISPERSION DONNEE D'UN FLUX.....	62
FIGURE 19. CALCUL D'UN SCORE PROPORTIONNEL AU NOMBRE DE CIBLES CHIMIQUES ET DECLINAISON SUR UN EXEMPLE ¹⁰³	64
FIGURE 20. CALCUL DU COEFFICIENT DE CLASSIFICATION ¹⁰³	64
FIGURE 21. EXEMPLE DE RESULTAT QUI POURRAIT ETRE OBTENU EN UTILISANT LA CLASSIFICATION	65
FIGURE 22. PROCESSUS DECISIONNEL D'UN PROJET ROUTIER ¹⁰⁵	68
FIGURE 23. REPRESENTATION SCHEMATIQUE DES INTERACTIONS ENTRE UN DECIDEUR ET LES AUTRES ACTEURS D'UN PROJET ROUTIER (D'APRES UNE PUBLICATION SOUMISE A LA REVUE DEVELOPPEMENT DURABLE ET TERRITOIRES).....	71
FIGURE 24. MODELE DE QUESTIONNAIRE (D'APRES UNE PUBLICATION SOUMISE A LA REVUE DEVELOPPEMENT DURABLE ET TERRITOIRES).....	72
FIGURE 25. ROLE D'UN OUTIL COMME SOCLE COMMUN DE CONNAISSANCE ET D'INFORMATION (D'APRES UNE PUBLICATION SOUMISE A LA REVUE DEVELOPPEMENT DURABLE ET TERRITOIRES)	73
FIGURE 26. DEMARCHE D'ECO-CONCEPTION	76
FIGURE 27. L'OUTIL COMME SUPPORT DE CONCERTATION COMMUN ⁶	77
FIGURE 28. APPROCHE SYSTEMIQUE A L'ECHELLE DE L'ACV ET DES PROCEDES.....	79
FIGURE 29. MODELISATION DES OPERATIONS UNITAIRES ET DES PROCEDES	80
FIGURE 30. SCHEMA DE L'INFLUENCE D'UN PARAMETRE ENTRE DIFFERENTES ECHELLES	81
FIGURE 31. LES TROIS ENJEUX DE L'APPORT TRANSDISCIPLINAIRE DU GENIE DES PROCEDES	82
FIGURE 32. SYMBIOSE INDUSTRIELLE DE KALUNDBORG (DANEMARK) ¹¹⁴	83
FIGURE 33. REPRESENTATION DU DEVELOPPEMENT DURABLE INCLUANT LA TECHNOSPHERE	87
FIGURE 34. REPRESENTATION DES ACV CONSEQUENTIELLES DANS LE NOUVEAU CONCEPT DU DEVELOPPEMENT DURABLE	89
FIGURE 35. REPRESENTATION DES ACV SOCIALES ET ANALYSE DU COUT DE CYCLE DE VIE DANS LE NOUVEAU CONCEPT DU DEVELOPPEMENT DURABLE	89
FIGURE 36. SYSTEME DES REACTIONS CHIMIQUES RADICALAIRES ISSUES DE LA REACTION DE FENTON ³⁰	94
FIGURE 37. SYSTEME DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE DES EMISSIONS CANALISEE ⁵⁸	96
FIGURE 38. METHODE DE CALCUL DES FLUX ET DE PROPAGATION DES INCERTITUDES A PARTIR DES CONCENTRATIONS MEASUREES ⁵⁸	98
FIGURE 39. CAS DE STRUCTURES DE CHAUSSEES ETUDIEES ⁴¹ UTILISANT DES LAITIERS	100

FIGURE 40. INDICATEURS ACV POUR LES DIFFERENTS CAS DE STRUCTURES DE CHAUSSEES DE LA FIGURE 39 (1 KM, 30 ANS, 1 VOIE) ⁴¹	101
FIGURE 41. PROCEDES DE FABRICATION DU BETON PRET A L'EMPLOI ⁷⁶	102
FIGURE 42. SYSTEME UTILISE POUR L'ETUDE DES PROCEDES DE MELANGE DU BETON ⁷⁶ – EN GRIS : PROCEDES NON INCLUS DANS LE SYSTEME, SOULIGNE : MATERIAUX NON INCLUS DANS LE SYSTEME	102
FIGURE 43. DISPOSITIF REGLEMENTAIRE DE PRELEVEMENT DES HAP ⁵⁴	110
FIGURE 44. PRINCIPE DE L'IMPACTEUR ELECTRIQUE A FAIBLE PRESSION (ELPI)	111
FIGURE 45. NOUVEAU DISPOSITIF DE PRELEVEMENT DE HAP ⁹⁶	112
FIGURE 46. CAMPAGNE D'ESSAI JUIN 2009 ⁹⁶	112
FIGURE 47. EXEMPLE DE CONTRIBUTIONS REACTIVES, SUSPENSIVES, DIRECTES ET INDIRECTES AUX CATEGORIES D'IMPACT	113
FIGURE 48. SCHEMA DE CHEMINS D'IMPACTS DIRECTS ET INDIRECTS ¹⁰¹	114

2 Liste des tableaux

TABLEAU 1. AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES METHODES ACV PROCEDES ET IO.....	16
TABLEAU 2. VALEURS DE CADENCES ET DE TEMPERATURES TESTEES'	33
TABLEAU 3. FACTEURS D'EMISSIONS OBTENUS ⁶⁰	33
TABLEAU 4. ÉMISSIONS ATMOSPHERIQUES CANALISEES DE LA CENTRALE D'ENROBAGE EN FONCTION DU TAUX DE RECYCLAGE DES AGREGATS D'ENROBES ⁵⁶ – COG : COMPOSES ORGANIQUES GAZEUX	36
TABLEAU 5. PARAMETRES DES TESTS REALISES ⁶⁷ . - RAP : RECLAIMED ASPHALT PAVEMENT	38
TABLEAU 6. PARAMETRE A OBSERVER POUR L'ETUDE DE SENSIBILITE ET ONGLETS DE SAISIE CONCERNES DANS ECORCE	47
TABLEAU 7. RESULTATS DES EFFETS RELATIFS DE LA VARIATION DE CHAQUE PARAMETRE POUR LES DIFFERENTS INDICATEURS ⁶ - ORANGE : $Ei > 55\%$, JAUNE : $0\% < Ei \leq 55\%$; VERT : $Ei \leq 0\%$	48
TABLEAU 8. ZONES IMPACTEES SELON LE COMPARTIMENT D'EMISSION ¹⁰¹	63
TABLEAU 9. CIBLES CHIMIQUES PAR CATEGORIE D'IMPACT ¹⁰¹	63
TABLEAU 10. COMPARAISON ENTRE ACV ET ETUDES D'IMPACT D'UN PROJET ROUTIER	69
TABLEAU 11. SYNTHESE DES NIVEAUX DE FREQUENCE DE PREOCCUPATION CONCERNANT LES EFFETS ECOLOGIQUES ET SANITAIRES POUR LA TOTALITE DES REPONSES (D'APRES UNE PUBLICATION SOUMISE A LA REVUE DEVELOPPEMENT DURABLE ET TERRITOIRES).....	73
TABLEAU 12. EADT POUR LES EMISSIONS DE PARTICULES, DE SO ₂ , NOX ET CO ₂ , ET LA CONSOMMATION D'ENERGIE ⁷⁶	75
TABLEAU 13. EXPRESSION DE LA DIFFERENCE A UNE REFERENCE EN EQUIVALENT INDICATEURS TRANSPORT ROUTIER KILOMETRIQUE – EXEMPLE D'APPLICATION A LA COMPARAISON DE DEUX PROCEDES D'ENROBAGE ¹¹²	76
TABLEAU 14. REPETABILITE DES RESULTATS DE FLUX D'EMISSIONS ATMOSPHERIQUES CANALISEES ⁶⁰ – SD : STANDARD DEVIATION, CV :COEFFICIENT OF VARIATION, NMGOC : NON METHANIC GASEOUS ORGANIC COMPOUNDS	99
TABLEAU 15. VARIABILITE DES COMPOSITIONS CHIMIQUES DES HAP ANALYSES POUR DES ENROBES A 10% DE TAUX DE RECYCLAGE – 10W ETANT UNE MODALITE A 10% DE TAUX DE RECYCLAGE ET AVEC UNE TENEUR EN EAU ARTIFICIELLEMENT AUGMENTEE ⁶⁸	99
TABLEAU 16. VARIABILITE DES DONNEES D'INVENTAIRE POUR L'ETUDE D'UN PROCEDE DE MELANGE DU BETON ⁷⁶	103
TABLEAU 17. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS GB 0/14 EB 14 ASSISE	103
TABLEAU 18. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE GB 0/14 EB 14 ASSISE SANS AGREGATS RECYCLES	103
TABLEAU 19. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE GB 0/14 EB 14 ASSISE AVEC 10% D'AGREGATS RECYCLES.....	103
TABLEAU 20. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS GB 0/14 EB 14.....	104
TABLEAU 21. EFFET RELATIF DE LA DE LA VARIATION POUR LE CAS GB 0/14 EB 14.....	104
TABLEAU 22. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS GRAVE EMULSION ..	105
TABLEAU 23. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE GRAVE EMULSION	105
TABLEAU 24. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS GRAVE EMULSION	105
TABLEAU 25. EFFET RELATIF DE LA DE LA VARIATION POUR LE CAS GRAVE EMULSION	106
TABLEAU 26. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS ENDUIT	106
TABLEAU 27. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE ENDUIT	106
TABLEAU 28. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS ENDUIT	107
TABLEAU 29. EFFET RELATIF DE LA VARIATION POUR LE CAS ENDUIT	107
TABLEAU 30. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS ACCROCHAGE	107
TABLEAU 31. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE ACCROCHAGE	107
TABLEAU 32. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS ACCROCHAGE	107
TABLEAU 33. EFFET RELATIF DE LA VARIATION POUR LE CAS ACCROCHAGE.....	108
TABLEAU 34. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS GRAVE HYDRAULIQUE (VNO : VARIATION NON OBSERVEE)	108
TABLEAU 35. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE GRAVE HYDRAULIQUE	108
TABLEAU 36. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS GRAVE HYDRAULIQUE	108
TABLEAU 37. EFFET RELATIF DE LA VARIATION POUR LE CAS GRAVE HYDRAULIQUE	109
TABLEAU 38. VALEURS DE REFERENCES ET DE VARIATION DES PARAMETRES POUR LE CAS BETON ARME CONTINU	109
TABLEAU 39. RESULTATS DU CAS DE REFERENCE GRAVE BETON ARME CONTINU.....	109

TABLEAU 40. RESULTATS EN FONCTION DES VALEURS DE VARIATION POUR LE CAS BETON ARME CONTINU	109
TABLEAU 41. EFFET RELATIF DE LA VARIATION POUR LE CAS BETON ARME CONTINU	110
TABLEAU 42. METHODE DE CALCUL DES SCORES PAR TYPE D'EMISSION ET PERIMETRES IMPACTES ¹⁰¹	113
TABLEAU 43. PROPOSITION DE CIBLES CHIMIQUES PAR CATEGORIE D'IMPACT ET EXEMPLE DE SCORES ¹⁰¹ -NC : NON CONCERNE	114
TABLEAU 44. SYNTHESE DES REPONSES AU QUESTIONNAIRE PRELIMINAIRE CONCERNANT LES OBJECTIFS DE L'OUTIL	115
TABLEAU 45. SYNTHESE DES REPONSES AU QUESTIONNAIRE PRELIMINAIRE CONCERNANT LES PRINCIPES GENERAUX DE L'OUTIL	116
TABLEAU 46. SYNTHESE DES REPONSES AU QUESTIONNAIRE PRELIMINAIRE CONCERNANT LES SORTIES DE L'OUTIL	117
TABLEAU 47. SYNTHESE DES REPONSES AU QUESTIONNAIRE PRELIMINAIRE CONCERNANT LES CAS TRAITES PAR L'OUTIL	117
TABLEAU 48. SYNTHESE DES REPONSES AU QUESTIONNAIRE PRELIMINAIRE CONCERNANT LES LIMITES DE L'EVALUATION ACV	118

3 Liste des encadrés

ENCADRE 1. L'ACV : UNE METHODE POUR LE DEVELOPPEMENT DURABLE	17
ENCADRE 2. CONTEXTE DE LA RECHERCHE EN ACV	18
ENCADRE 3. POSITIONNEMENT DU MEMOIRE D'HDR SUR LA NATURE DE LA METHODE ACV	19
ENCADRE 4. CHOIX DU SYSTEME ET OBJECTIFS	25
ENCADRE 5. DESCRIPTION DU <i>LIEN TECHNOLOGIQUE</i> ENTRE ELEMENTS DU SYSTEME	27
ENCADRE 6. ALLOCATION PAR EXPANSION DE SYSTEME ET MULTIPLICITE DES SOLUTIONS TECHNOLOGIQUES	29
ENCADRE 7. ACV ET PROPORTIONNALITE DES INVENTAIRES A L'UNITE DE PRODUIT	40
ENCADRE 8. LES PROCEDES SONT DES SOUS-SYSTEMES	40
ENCADRE 9. FIABILITE DES DONNEES ET COMPLEMENTARITE DES ECHELLES	41
ENCADRE 10. DEMARCHE DE CONSTRUCTION DU SYSTEME EN ACV : LE COUPLE SYSTEME-UNITE FONCTIONNELLE	42
ENCADRE 11. APPROCHE PERFORMANTIELLE ET DURABILITE EN GENIE CIVIL : LE LIEN AVEC L'ACV.....	43
ENCADRE 12. ALLOCATION ET STATUT DES SORTANTS	43
ENCADRE 13. PROPOSITION DE CINQ PRINCIPES POUR UNE METHODE D'ALLOCATION UNIVERSELLE	45
ENCADRE 14. ACV ET ECO-CONCEPTION	46
ENCADRE 15. PERTURBATION DE PARAMETRES OU D'ELEMENTS DE SYSTEME	48
ENCADRE 16. NOTIONS CONTENUES DANS L'ENERGIE MATIERE	53
ENCADRE 17. LA DISPONIBILITE DE L'ENERGIE MATIERE.....	54
ENCADRE 18. NOTIONS D'ENERGIES UTILE ET DISSIPÉE, DEPENSEES ET EN RESERVE	55
ENCADRE 19. REPRESENTATION DU PROCESSUS DECISIONNEL EN APPROCHE SYSTEMIQUE	70
ENCADRE 20. AMELIORATION DE L'INTELLIGIBILITE DES RESULTATS ACV POUR LE DECIDEUR	74
ENCADRE 21. NOTION DE COHERENCE D'ECHELLE	81
ENCADRE 22. PERTURBATIONS DE SYSTEMES ET CHANGEMENT D'ECHELLES	82
ENCADRE 23. L'ACV, UNE METHODE TRANSDISCIPLINAIRE ET STRUCTURANTE POUR LA RECHERCHE	86

Mémoire

1 Présentation des contextes général et particulier du mémoire

1.1 Généralités sur l'Analyse de Cycle de Vie

1.1.1 Généralités sur la méthode

L'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est une méthodologie systémique (ce terme sera précisé plus tard dans ce mémoire voir § 1.4.1 Généralités sur les approches systémiques page 20) permettant de tester et d'analyser les activités humaines. Elle ambitionne de mettre en œuvre une démarche rationnelle pour aborder la question du développement durable.

La norme ISO 14040¹ définit l'ACV comme « *la compilation et l'évaluation des entrants et sortants entre un système de production et l'environnement (Figure 1), ainsi que leurs impacts environnementaux potentiels, correspondant au cycle de vie d'un produit* ». L'ACV donne ainsi la photographie complète de l'ensemble des actions humaines liées à un élément de production, et de leurs impacts environnementaux.

Cette méthode est maintenant souvent utilisée dans l'ingénierie² car elle a montré sa capacité à s'adapter à une grande variété de produits, avec une grande souplesse.

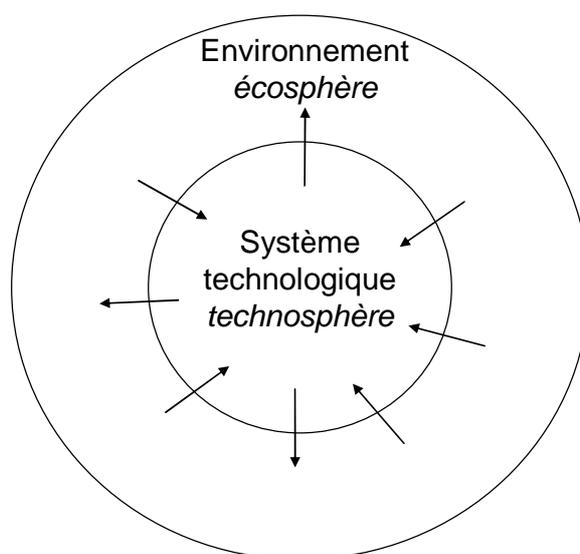


Figure 1. Schéma représentatif du positionnement méthodologique de l'Analyse de Cycle de Vie

Au-delà de la seule photographie, l'intérêt de la méthode de par sa nature systémique, est qu'elle permet d'éviter les écueils liés aux déplacements potentiels des effets environnementaux d'une étape du cycle de vie vers une autre, ou bien d'un effet environnemental vers un autre : les phénomènes de transfert.

La norme définit trois grandes étapes :

- la définition des objectifs et du champ d'étude, qui comprend notamment les hypothèses de frontières du système environnemental³,

¹ AFNOR 1997. ISO 14040. *Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework*. Norme ISO 14040.

² Rousseaux P. 2005. *Analyse du Cycle de Vie. Techniques de l'Ingénieur*, 2005, G5500, pp. 1-4.

³ AFNOR 1998. ISO 14041. *Environmental management. Life cycle assessment. Goal and scope definition and inventory analysis*.

- l'inventaire de cycle de vie, qui comprend notamment la collecte des données environnementales³,
- l'évaluation de l'impact du cycle de vie, qui comprend notamment le calcul des indicateurs d'impact⁴,
- l'interprétation des résultats⁵.

1.1.2 Historique de la méthode

Pour retracer l'historique et le contexte international en ACV, j'ai repris une partie du texte du Professeur Patrick Rousseaux écrit pour la préface de l'ouvrage sur le logiciel ECORCE⁶.

« Les prémices de l'ACV ont fait leur apparition dans les années 60 aux Etats-Unis sous le nom de Resources and Environmental Profiles Analysis (REPA), (...) qui permettaient de quantifier les consommations de matière et d'énergie et les rejets liés à un produit « du berceau à la tombe ». A la fin des années 60, ces outils commencent à être de plus en plus utilisés par les industriels et en 1969, (...) Coca-Cola®, commandite une étude, auprès des chercheurs du Midwest Research Institute utilisant cette méthodologie, afin de réaliser une étude comparative pour des emballages de boisson. Cette approche cycle de vie connaît un véritable essor à la fin des années 70 après les deux chocs pétroliers successifs et la prise de conscience des possibles changements climatiques et de l'épuisement de certaines ressources.

(...) L'introduction de la notion d'impacts potentiels sur l'environnement illustre le passage des REPA aux Analyses du Cycle de Vie (ACV). En termes de méthodologie, les ACV apportent une finesse et une complexité à l'évaluation environnementale en développant des méthodes de calcul des impacts potentiels sur l'environnement associés aux flux identifiés lors de l'inventaire. Cette avancée méthodologique induit un fort intérêt de la part des industriels qui y voient un important potentiel en termes de communication.

Aux débuts des années 80, la SETAC (Society of Environmental Toxicology And Chemistry), financée par les industriels américains, détermine de manière plus formelle et consensuelle la première méthodologie de l'ACV. (...) En 1991, une des plus importantes réunions de la SETAC Europe formalise, pour la première fois, la méthodologie ACV. Deux ans plus tard, la SETAC publie son premier guide de bonnes pratiques qui fut la base de tous les développements ultérieurs. Afin de favoriser la recherche sur le développement méthodologique de l'ACV et ses applications, un journal consacré uniquement à l'ACV est créé en 1996. Il s'agit de l'International Journal of Life Cycle Assessment.

Le début des années 90 est également marqué par des tentatives de normalisation pour uniformiser et standardiser la pratique des ACV. L'Association Française de Normalisation (AFNOR) publie en 1994 une norme expérimentale sous la forme du fascicule de documentation NF FD X30-300 présentant les concepts fondamentaux et la définition de certains termes. La France a donc été la première à élaborer une norme grâce à la demande des industriels et à la poussée d'un bureau d'études Ecobilan créé en 1990. L'International Standards Organisation (ISO) prend le pas en 1997 avec la norme ISO 14040 intitulée «Principes et cadre» et a continué avec la 14041 en 1998 portant sur les première et deuxième étapes de l'ACV, la 14042 portant sur la troisième étape en 2000 et la 14043 portant sur la quatrième étape en 2000. Cet élan en termes de normalisation a été dans un premier temps un moteur pour le développement de la recherche en ACV. Ce mouvement s'est ensuite un peu essouffé avec seulement quelques laboratoires et industriels travaillant sur le développement de l'ACV. »

1.1.3 Les familles de méthodes ACV

Plusieurs **classifications méthodologiques** des méthodes ACV existent : elles ne sont pas officielles, mais plutôt basées sur les compétences différentes qu'elles requièrent pour leur mise en œuvre.

La **première classification** est celle basées sur les données environnementales utilisées : soit par « procédés de production », soit par « bases de données macro-économiques », appelées Input-Output (IO)⁷.

⁴ AFNOR 2000. ISO 14042. *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment.*

⁵ AFNOR 2000. ISO 14043. *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle interpretation.*

⁶ Ventura A., Dauvergne M., Tamagny P., Jullien A., Feeser A., Coin V., Goyer S., Beaudelot L., Odéon H., Odie L., 2010. L'outil logiciel ECORCE : cadre méthodologique et contexte scientifique - Eco-Comparateur Routes Construction Entretien, Ed. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, CR 55 série Routes, Coll. Etudes et Recherches des Laboratoires des Ponts et Chaussées, 160 p.

⁷ Carnegie Mellon Green Design Institute. *Site internet consulté en septembre 2010.* <http://www.eiolca.net/methods.html#beg>

L'approche « procédés de production » est majoritairement utilisée en Europe, et nécessite l'utilisation de bases de données spécifiques de l'ACV. C'est une approche montante où chaque procédé est considéré de façon discrète, et l'ensemble agrégé sur un système. Un format d'échange standard, baptisé SPOLD, pour des données environnementales adaptées aux ACV existe depuis environ 10 ans⁸ et est utilisé dans les logiciels ACV les plus connus. La plateforme européenne de l'ACV a récemment proposé un manuel de référence concernant le format de données⁹.

La méthode IO utilise une approche descendante où les informations sont dérivées de données macro-économiques de productions, flux de marchandises, bénéfiques par branches industrielles, à l'échelle d'un pays. Elles couplent ces données avec des valeurs de pollutions déclaratives des industriels, pour construire des bases de données de flux par branches industrielles et produits fabriqués.

Chacune de ces approches a des avantages et des inconvénients résumés dans le Tableau 1.

Méthode	Forces	Faiblesses
Procédés	<ul style="list-style-type: none"> - Procédés détaillés et analyses spécifiques - Comparaison de produits spécifiques - Améliorations de procédés, analyses des points faibles - Evaluation de développement de produits futurs 	<ul style="list-style-type: none"> - Fixation subjective des frontières du système - Coûteux en temps et financièrement - Nouveaux procédés difficiles à introduire - Utilisation de données propriétaires - Ne peut pas être reproduit en cas d'utilisation de données confidentielles - Incertitudes dans les données
Input/Output	<ul style="list-style-type: none"> - Evaluations larges (tous les effets environnementaux directs et indirects sont inclus) - Inclut les industries, les produits, les services, les économies nationales - Analyses de sensibilité, scenarii de planification - Données publiques, résultats reproductibles - Evaluation de développement de produits futurs - Information sur chaque élément du système économique 	<ul style="list-style-type: none"> - Beaucoup d'évaluations de produits contiennent des données agrégées - Evaluation de procédés difficile - Difficulté de lier des valeurs monétaires à des données physiques - Les données économiques et environnementales peuvent refléter des pratiques dépassées - Les importations ne sont pas traitées comme telles - Difficulté à appliquer à un système économique ouvert - Données disponibles essentiellement américaines - Incertitudes dans les données

Tableau 1. Avantages et inconvénients des méthodes ACV procédés et IO¹⁰

La **seconde classification** n'est pas encore bien définie par la communauté ACV et fait encore l'objet de discussions actives^{11,12}. Intuitivement, elle fait appel à la notion de premier plan et d'arrière plan en ACV. Le premier plan correspond aux procédés concernés par les objectifs d'une étude, tandis que l'arrière plan correspond aux procédés qui « alimentent » (en matériaux, énergie, services...) ceux du premier plan. L'ACV **attributionnelle** décline l'arbre des procédés directement liés aux objectifs de l'étude, tandis que l'ACV **conséquentielle** s'intéresse aux modifications de l'arrière-plan induites par les solutions étudiées. Typiquement, une étude attributionnelle s'intéressera à la comparaison d'un ou plusieurs produits remplissant la même fonction, par exemple deux téléphones mobiles. L'ACV conséquentielle s'intéressera aux conséquences environnementales d'un ou plusieurs produits sur le marché économique, par exemple les effets environnementaux de changements de comportements de consommateurs induits par l'apparition d'un nouveau produit.

Les deux classifications sont liées l'une à l'autre, souvent une ACV attributionnelle a recours à des données de type « procédés », et une ACV conséquentielle a recours à des données de type IO, mais l'ensemble des configurations est possible. Des méthodologies combinant ces différents types de méthodes existent, les

⁸ Singhofen A, Hemming C, Weidema B, Grisel L, Bretz R, de Smet B, Russell D., 1996. Life Cycle Inventory Data: Development of a common format. *International Journal of LCA* 1(3):171-178.

⁹ European Platform on LCA, International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook, ILCD reference elementary flows table, <http://lct.jrc.ec.europa.eu/assessment/projects#d>, last update March 2010.

¹⁰ Santero N., Masanet E., Horvath A., 2010. Life Cycle Assessment of Pavements: A Critical Review of Existing Literature and Research. *Portland Cement Association R&D Serial No. SN3119a*, 88 p.

¹¹ Heijungs R., Guinée J., 2011. Consequential LCA, attributional LCA, and scenarios. *21st SETAC Europe Annual Meeting, 15th-19th May, Milano (Italy)*.

¹² Frischknecht R., Stucki M., 2011. Scope dependent inventory models: a proposal for the choice between attributional and consequential models. *21st SETAC Europe Annual Meeting, 15th-19th May, Milano (Italy)*.

méthodes hybrides, qui souvent utilisent des données IO pour l'arrière-plan, avec des scénarios consécutifs, et des données procédés pour le premier-plan avec des scénarios attributionnels.

1.2 Développement durable, décisions, recherche et Analyse de Cycle de Vie

1.2.1 L'Analyse de Cycle de Vie comme méthode pour le développement durable

Le concept de développement durable qui a émergé du rapport Brundtland¹³ est souvent représenté sous la forme de trois sphères (société, économie, environnement) en interaction les unes avec les autres. Il est évident que toute action humaine ne peut pas satisfaire l'ensemble des intérêts de chacune des sphères, et Brodagh¹⁴ parle, à propos du développement durable, de compromis entre différentes exigences : compromis entre les intérêts des générations actuelles et celui des générations futures ; compromis Nord/Sud entre les pays industrialisés et les pays en développement ; compromis entre les besoins des êtres humains et la préservation des écosystèmes. Cette notion de compromis renvoie directement à la notion de décision : il s'agit de décider en pesant les conséquences des actions résultantes, dans chacune des sphères.

Au travers de la Politique Intégrée des Produits (PIP), la Commission Européenne a reconnu les approches Cycle de Vie comme incontournables pour relever le défi du développement durable. La PIP opte, depuis le 18 juin 2003, pour une approche volontaire afin d'aboutir à des produits plus respectueux de l'environnement, en cherchant à réduire au minimum les dégradations de l'environnement provoquées par les produits tout au long de leur cycle de vie¹⁵. La PIP a notamment abouti à la mise en place du marché européen d'échange des permis d'émission de carbone, ainsi qu'à la réglementation REACH.

Il existe depuis une dizaine d'années une demande sociétale extrêmement forte, à l'échelle internationale, autour de l'ACV qui est une reconnue comme une méthode pilier des politiques du développement durable.

Encadré 1. L'ACV : une méthode pour le développement durable

1.2.2 Le besoin de recherche en Analyse de Cycle de Vie

La politique européenne a également abouti à la création de la plateforme européenne du cycle de vie, supportée par le Joint Research Centre¹⁶, dont les objectifs sont les suivants :

- améliorer la crédibilité, l'acceptabilité et la pratique de l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) dans le monde économique et auprès des autorités publiques,
- assurer la plus grande cohérence entre les différents outils ACV et le support à des décisions robustes,
- fournir des guides sur la consistance et la qualité des données, des méthodes et des évaluations utilisées en ACV,
- héberger une sélection d'outils, de données de référence et de méthodes recommandées pour les études ACV.

Cette plateforme a déjà fédéré au niveau européen des groupes de chercheurs reconnus en ACV, dont les travaux ont abouti à la publication d'une série de manuels de référence fixant, à partir de l'état de l'art, les exigences et bonnes pratiques de l'ACV, mises à disposition sur la plateforme.

Cette initiative européenne a un équivalent mondial puisqu'en 2000, les Nations Unies ont mis en place la plateforme « UNEP-SETAC Life Cycle Initiative »¹⁷ dont la mission principale est de généraliser à l'échelle internationale la pratique d'une méthodologie de l'Analyse de Cycle de Vie fondée sur des principes scientifiques. Cette plateforme fonctionne sur des groupes de chercheurs internationaux en appui sur la SETAC.

Cet état de fait amène plusieurs constatations :

¹³ Brundtland, Notre Avenir à Tous. Rapport de la Commission mondiale sur l'environnement et le développement. Ed. ONU Avril 1987

¹⁴ Brodagh C., Breuil F., Gondran N., Ossama F., 2004 Dictionnaire du développement durable. Edition AFNOR, 283 p.

¹⁵ La Politique Intégrée des Produits, voir <http://www.euractiv.com/fr/developpement-durable/politique-intgre-produits-pip/article-120330> publié le 22 novembre 2003, mis à jour le 29 janvier 2010, consulté le 15 février 2011.

¹⁶ <http://lct.jrc.ec.europa.eu/eplca>, consulté le 15 février 2011

¹⁷ <http://lctinitiative.unep.fr/>, consulté le 15 février 2011

- tout d'abord, si les différentes initiatives internationales (gouvernementales ou intergouvernementales) développent des plateformes de distribution de données, elles animent également des groupes de réflexion composés de chercheurs, révélant ainsi le besoin de développements scientifiques. Ainsi, les politiques reconnaissent à la fois leur besoin et les limites de cette méthode : comme cité plus haut, il est nécessaire d'améliorer sa crédibilité ;
- ensuite, l'ACV est une méthode qui s'inscrit d'emblée dans un contexte décisionnel, elle répond à une demande exprimée avec une finalité précise.

Si l'ACV n'est pas un concept nouveau, celui-ci est passé d'un stade d'outil normatif appliqué en ingénierie, à une thématique de recherches à part entière, notamment autour des questions concernant la fiabilité et la représentativité de ses résultats, et de son utilité pour la décision. C'est une recherche à but finalisé qui s'articule nécessairement entre la méthodologie elle-même et son domaine d'application. La recherche actuelle se situe dans un contexte où la demande est si importante, que souvent l'application précède la maturité méthodologique : « on apprend en marchant ». C'est un champs scientifique en construction ; en recherche de crédibilité et de fiabilité.

Encadré 2. Contexte de la recherche en ACV

1.2.3 Contexte français de la recherche en Analyse de Cycle de Vie

La dimension applicative de la recherche en ACV (Encadré 2) explique probablement en partie la dispersion des chercheurs en ACV, tout du moins en France comme le constate le rapport de l'Académie des Technologies¹⁸. Ce rapport publié en 2001, un an avant ma prise de poste au LCPC, fait notamment l'état de la recherche et des besoins en France. Le rapport mentionne que « l'ACV est encore peu étudiée au niveau universitaire et tout particulièrement en France, si on en juge par le faible nombre d'équipes, leur petite taille et leur isolement relatif. » Les auteurs constatent également « que, globalement, la communication et les collaborations scientifiques se font à l'intérieur de la communauté de praticiens et de chercheurs du domaine ACV, ou des praticiens de l'ACV vers un public concerné par un secteur d'application particulier (chimie, bois, électronique...). Les échanges entre les praticiens de l'ACV et les scientifiques issus de disciplines traditionnelles paraissent nettement moins développés. »

En 2008, a été créé sur une initiative du CEMAGREF, le pôle ELSA¹⁹, dont « l'objectif consiste à créer une dynamique scientifique capable de générer une recherche de pointe sur les outils de développement durable pour les agro et bio-procédés. Pour cela, le pôle effectue notamment des évaluations des performances environnementales d'un produit, d'un équipement, d'un procédé ou d'une chaîne logistique en s'appuyant en particulier sur les méthodes d'ACV. » Ce pôle, à l'origine régional et restreint aux applications en agronomie, est rejoint par de nombreux chercheurs en ACV et écologie industrielle sur le territoire national.

On se trouve donc actuellement probablement au début d'une structuration en réseau de la recherche française dans le domaine de l'ACV, recherche française qui, bien qu'active, n'est pas encore représentée en tant que telle aux niveaux européen et international : il n'y a notamment pas de branche française à la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) qui est l'organisation à l'origine des premiers guides concernant l'ACV.

En 2011, dix ans après le rapport de l'Académie des Technologies¹⁸, se monte actuellement en France, d'une part le Réseau National des Chercheurs en Eco-conception des Systèmes Durables qui intègre des chercheurs traitant de l'ACV, d'autre part SCORE-LCA, une organisation regroupant des grandes entreprises désireuses de financer de la recherche méthodologique en ACV. Ces initiatives sont tardives par rapport à d'autres pays, mais intéressent la communauté scientifique internationale²⁰

¹⁸ Caseau P., Gauthier D., Mazéas H., Lecouls H., Sidoroff S., 2001. Les Analyses du Cycle de Vie, rapport de l'Académie des Technologies, http://www.academie-technologies.fr/flipbook/homme_machine/FR/pdf/flipbook.pdf, consulté le 15 février 2011

¹⁹ <http://www.elsa-lca.org/>, consulté le 15 février 2011

²⁰ Blanc I., Ventura A., Millet D., Roux P. 2011. LCA networks: the French case. Special Session on LCA networks, Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe, 16-20 May 2011, Milano (Italy).

1.3 Positionnement de mes activités de recherche en Analyse de Cycle de Vie

Dans ce contexte général, mon arrivée au Laboratoire Central des Ponts et Chaussées en 2002 correspond à la mise en place d'une petite équipe « la Section Développement Durable » au sein de l'organisme, composée d'un ingénieur, d'un technicien et de deux chercheurs : une directrice de recherche (Agnès Jullien) et moi-même, avec des disciplines d'origines différentes : mécanique des solides et chimie analytique appliquée à l'environnement, respectivement. Dans ce contexte, nous avons cherché à tirer partie de cette complémentarité disciplinaire.

Au sein de l'équipe, l'ACV a été dès le départ la méthode fondamentale de travail par le fait qu'elle considère l'ensemble des impacts sur l'environnement, qu'elle intègre les conséquences de long terme, et qu'elle est basée sur les approches technologiques.

L'ACV a été abordée sous l'angle de son application au domaine de la construction routière. L'activité étant nouvelle et l'équipe réduite en effectifs, il s'agissait de balayer l'ensemble de la démarche ACV, depuis la collecte des données environnementales, le calcul des indicateurs, à la prise de décision comprenant des critères environnementaux.

Je me suis familiarisée avec la méthode ACV européenne (de type « procédés »), et au domaine d'application routier.

Dans ce cadre, j'ai essentiellement réfléchi aux problématiques suivantes :

- choix de système environnemental et sur la spécificité des objets du génie civil en lien avec les objectifs de l'ACV,
- choix d'indicateurs d'impacts potentiels comme critères d'un processus décisionnel.

Suite à une réorganisation interne j'ai rejoint en 2007 « l'unité Démarches Durables en Génie Civil » où j'ai pu compléter la démarche initiale essentiellement conceptuelle, par :

- la qualité et la pertinence des données environnementales collectées pour l'inventaire d'un procédé : j'ai en effet pris en charge la mise en place d'une activité de mesures environnementales pour l'ACV, sur sites industriels. J'ai articulé cette réflexion sur la qualité des données avec ma compétence d'origine en chimie analytique, c'est-à-dire en lien avec le système de mesures,
- la variabilité des données d'inventaire en lien avec l'influence des paramètres technologiques : le fonctionnement du procédé. J'ai essentiellement travaillé sur le procédé d'enrobage à chaud.
- les outils pour la prise de décision : en réfléchissant à l'articulation entre outils ACV disponibles pour des non-experts, au travers notamment du pilotage du développement d'un outil logiciel et de la confrontation entre l'exigence de fiabilité scientifique, les besoins et croyances des utilisateurs/décideurs.

Bien que mes diverses activités puissent paraître « éclatées », elles ont une logique commune : **réfléchir sur la méthode ACV, ses limites, ses fondements et y apporter des améliorations.**

Pour mieux faire apparaître les fondements de la méthode, j'ai choisi de m'appuyer sur la logique des approches systémiques. Je cherche à mettre en lumière de quelle façon **la nature systémique de l'ACV lui impose sa logique, ses fondements et ses limites.** D'autre part, je veux éclairer mon positionnement de recherche (essentiellement lié à ma discipline d'origine : chimie analytique, chimie de l'environnement), qui se situe dans une approche [transdisciplinaire](#), au sens défini en 1996 par Basarab Nicolescu²¹ (physicien théoricien au CNRS²²). Cette approche est intrinsèque à la méthode ACV²³.

Encadré 3. Positionnement du mémoire d'HDR sur la nature de la méthode ACV

Je commence ce mémoire en introduisant le concept général des approches systémiques, qui me permet ensuite d'articuler ce mémoire autour de cette logique.

²¹ Nicolescu B. La transdisciplinarité – manifeste, 1996. Coll. Transdisciplinarité, Editions du Rocher (Monaco).

²² Laboratoire de physique nucléaire et de hautes énergies, Université Pierre et Marie Curie, Paris

²³ Guinée J.B., Heijungs R., Huppes G., Zamagni A., Masoni P., Buonamici R., Ekvall T., Rydberg T. 2011. Life Cycle Assessment : Past, Present, and Future. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 45, pp. 90-96

1.4 Approches systémiques et Analyse de Cycle de Vie

1.4.1 Généralités sur les approches systémiques

Le but de la théorie générale des systèmes, initiée par Ludwig von Bertalanffy (1901-1972), biologiste viennois, était de dégager des principes explicatifs de l'univers considéré comme des systèmes à l'aide desquels on pourrait modéliser la réalité. Von Bertalanffy proclamait alors: "...il y a des systèmes partout". C'est-à-dire des totalités dont les éléments, en interaction dynamique, constituent des ensembles ne pouvant être réduits à la somme de leurs parties. Il fonde, en 1954, la "Société pour l'Étude des Systèmes Généraux" dont les objectifs consistent :

- « à rechercher l'isomorphisme des concepts, des lois et des modèles dans les différents domaines, et à favoriser leurs transferts d'un domaine à l'autre »;
- « à encourager l'élaboration de modèles théoriques adéquats dans les domaines qui en sont dépourvus »;
- « à éliminer les duplications des travaux théoriques dans différents domaines »;
- « à promouvoir l'unité de la science en améliorant la communication entre les spécialistes »²⁴.

Ludwig von Bertalanffy publie une synthèse de ses réflexions et concepts, dans un ouvrage considéré aujourd'hui comme une référence en systémique, en 1968²⁵.

Si le concept de systémique n'est pas toujours bien connu ou bien accepté, il est pourtant présent et mis en pratique dans beaucoup de disciplines : biologie, cybernétique, informatique, sociologie...

L'approche systémique est une démarche destinée à étudier des objets dans leur complexité. En 1996, Gianfranco Minati²⁶, (professeur à Polytechnic of Milan au Department Building Environment Sciences and Technology, et fondateur et président de l'Italian Systems Society, vice-président de l'Union Européenne de Systémique) écrit : « *Dans diverses disciplines, on cherche, de différentes manières, des schémas de raisonnement permettant de concevoir un phénomène donné comme un "tout" et d'expliquer pourquoi et comment le comportement de l'ensemble des éléments qui constituent ce phénomène est autre que celui de chacun de ces éléments, pris séparément. Dans un certain nombre de domaines, il devient de plus en plus clair qu'analyser un phénomène donné en termes de ses composants est tout aussi inefficace sur le plan conceptuel qu'opérationnel. Le processus traditionnel d'analyse se révèle inadéquat à la fois pour comprendre et pour agir. C'est ainsi que la décomposition des organismes vivants en cellules, réflexes ou comportements, ou encore en particules de matière ou en micro-unités sociales, etc., ne paraît plus adéquate pour traiter les données expérimentales.* »

La démarche systémique s'intéresse au concept d'ensemble avec ou sans structure et à la nature des éléments de ces ensembles, à leurs relations et à l'émergence d'un comportement du système. Un système quel qu'il soit a des constantes :

- une *finalité*,
- des *éléments* de nature diverses,
- un ou des *niveaux d'organisation*, c'est-à-dire l'existence de sous-systèmes à l'intérieur du système,
- des *états* stables possibles, des facteurs d'équilibre et de déséquilibre,
- des *échanges* entre les éléments du système, de types très variés : informations, boucles logiques, boucles de rétroaction...,
- des *frontières* au niveau desquelles se produisent des échanges entre le système et son *environnement* sous la forme d'*entrées* et de *sorties* du système.

L'environnement d'un système est ce qui est à l'extérieur du système. Il existe donc des « frontières » qui délimitent ce qui est dans le système et ce qui se trouve à l'extérieur. Par construction donc, l'environnement n'a pas de finalité.

En science, l'approche systémique décrite par selon Minati²⁶ ne prétend pas être une représentation fidèle de la réalité, mais une représentation permettant de dégager des pistes d'action. Ainsi, écrit-il : « *pour agir*

²⁴ Checkland P. 1981. *Systems Thinking, Systems Practice*, p. 93, London: John Wiley & Son, London

²⁵ von Bertalanffy L., 1968. *General System theory: Foundations, Development, Applications*, New York: George Braziller, revised edition 1976.

²⁶ Minati, G., and Collen A., 1997. *Introduction to Systemics*. Eagleye Books, San Francisco. Ouvrage en ligne traduit en français par Evelyne Andreevsky, <http://www.systemique.levillage.org/docs/introduction.pdf>, site consulté en mai 2011.

efficacement, l'émergence d'un point de vue lié à la question : **comment convient-il de penser que quelque chose soit ?** est en train de remplacer le point de vue classique : **chercher à découvrir ce qui est.** ».

Cette notion du modèle construit pour répondre à une question avait déjà été abordée précédemment, dans le cadre de recherches en mathématiques appliquées à la question du vivant²⁷, c'est-à-dire dans le cas de modèles de représentation de phénomènes complexes.

1.4.2 Vers la notion de complexité

Les approches systémiques se sont progressivement ouvertes vers la question de la complexité.

Edgard Morin²⁸ définit la complexité comme au sens latin élémentaire du mot « complexus », « ce qui est tissé ensemble ». L'étude de la complexité est l'étude de ce qui relie, elle diffère de l'approche cartésienne qui sépare les éléments pour les étudier individuellement.

Or, d'une manière générale, chacun s'accorde sur le fait que, dans un système complexe, les propriétés du système ne sont pas la somme des propriétés des éléments qui le constituent. On parle de propriété « émergente » du système. D'autre part, un système complexe est un système ouvert, c'est-à-dire que son fonctionnement dépend de ses échanges avec l'extérieur de ses frontières.

Ainsi, si un système n'est pas toujours complexe, la notion de complexité elle, ne peut pas être dissociée de la notion de système, seule approche susceptible d'étudier les relations entre éléments d'un système, et un système et son environnement, entre plusieurs systèmes.

Enfin, les liens qui existent au sein d'un système complexe, ou entre un système et son environnement, ne sont pas de nature linéaire (ni linéarisable) : il existe notamment des ruptures et des boucles de rétroaction.

En novembre 2005, est créé en France un Groupement d'Intérêt Scientifique entre le CNRS, l'INSERM et l'INRA, le « Réseau National des Systèmes Complexes ». En préambule de ses statuts²⁹ on peut lire que « la science des systèmes complexes est complémentaire des disciplines qui étudient les systèmes complexes; elle se développe à partir des questions théoriques qui traversent ces disciplines; elle correspond à un mouvement profond de ces disciplines qui produit un nombre rapidement croissant de données sophistiquées sur ces systèmes; la science des systèmes complexes contribue aussi de façon durable à concilier la science avec les besoins sociétaux, parce qu'elle concerne les systèmes complexes qui nous habitent et dans lesquels nous habitons ».

Ce réseau regroupe des chercheurs travaillant sur les diverses manières de modéliser, d'analyser, de représenter, pour agir sur des systèmes complexes aussi divers que des sociétés humaines, des procédés biotechnologiques, des milieux naturels...

1.4.3 La nature systémique de l'Analyse de Cycle de Vie

Comme présenté sur la Figure 1, l'Analyse de Cycle de Vie permet l'étude des interactions entre la *technosphère* et l'*envirosphère*. La technosphère est le système étudié et je propose de nommer son « environnement » comme l'*envirosphère*.

Plusieurs précisions sémantiques sur la signification du terme « environnement » s'avèrent nécessaires sur le terme « envirosphère ».

- Tout d'abord, en ACV, on parle classiquement d'« écosphère ». Ce terme désigne les espèces et milieux vivants, dont les êtres humains. Le terme « envirosphère » est plus large que seulement le monde vivant. Il désigne l'ensemble des objets et des interactions non décidés ni organisés par l'Homme et existants indépendamment de lui. Il s'agit donc également de la matière, des lois physicochimiques et/ou mécaniques...
- De plus, en approche systémique, le terme d'environnement a une signification différente de celle couramment utilisée lorsque l'on désigne « la protection de l'environnement ». L'environnement du système est à prendre au sens large, c'est-à-dire : « ce qui environne le système », ou encore « ce qui n'est pas dans le système mais avec lequel le système entretient des échanges ».

²⁷ René Thom, 1979. Modélisation et scientificité. *Actes du colloque Elaboration et justification de modèles – applications en biologie. Tome I*, pp. 21-29. Ed. Maloine s.a. (Paris).

²⁸ Edgard Morin, 1982. Science avec conscience. Ed. Fayard.

²⁹ RNSC, statuts, <http://rnscl.fr/tiki-index.php?page=Statuts&bl=y>, consulté en août 2011.

Ainsi, dans la suite de ce mémoire j'utiliserai le terme « environnement » au sens des approches systémiques et je parlerai d'envirosphère.

La première partie de mon mémoire présente le système de la technosphère en ACV : sa finalité, ses éléments, la nature des échanges internes à la technosphère.

Dans une seconde partie je m'intéresse à l'envirosphère, et à ses interactions avec le système technosphère.

Dans une troisième partie je m'intéresse à l'intérêt des résultats d'ACV dans la sphère décisionnelle, qui fait partie intégrante des approches systémiques comme dit plus haut. J'utilise également une approche systémique pour étudier la « décisiosphère ».

Enfin, je conclue ce mémoire sur des réflexions personnelles autour de l'ACV : ma vision d'une démarche de l'éco-conception, l'ACV en tant que méthode [transdisciplinaire](#) et de pensée structurante pour la recherche et les besoins associés. Je reviens également sur la notion de complexité, et je pose la question de l'ACV comme méthode faisant ou non partie des méthodes d'étude des systèmes complexes.

Ces diverses réflexions nourrissent mes perspectives de recherches futures que je présente à la fin de ce mémoire.

2 La technosphère

2.1 Introduction

Comme dit dans l'introduction générale, je me suis intéressée à l'exploration des fondements et des limites de la méthode ACV (Encadré 3).

Dans cette partie, je commence par établir la correspondance entre les notions de l'approche systémique et les concepts de l'ACV. Autrement dit, je décris la technosphère en tant que système.

Je présente ensuite mes travaux à partir desquels j'ai tiré des réflexions concernant les problèmes de crédibilité de la méthode ACV présentés plus haut (voir 1.2 Développement durable, décisions, recherche et Analyse de Cycle de Vie pages 17 et suivantes). J'ai ainsi exploré les sources de variabilité de l'ACV, que je classe en deux types :

- la variabilité méthodologique dont les fondements et limites relèvent de ceux propres aux approches systémiques (et donc de la méthode ACV);
- la variabilité des données en étudiant la variabilité d'un procédé en tant qu'élément du système.

A partir de l'analyse de ces diverses sources de variabilité, je propose des pistes de réflexion sur la technosphère en me basant sur les principes fondateurs des approches systémiques : la construction des frontières du système technosphère à partir d'un *lien technologique* construit sur une logique transitive, et l'allocation. Je décris également les spécificités de l'ACV appliquée au génie civil et je propose d'utiliser les sources de variabilité pour définir une démarche d'éco-conception. Enfin, je reviens sur les éléments du système et sur leur nature systémique.

2.2 Description du système technosphère et définitions

Dans cette partie, je reprends les mots de vocabulaire définis dans la partie 1.4.1 Généralités sur les approches systémiques (page 20) et je décris leur correspondance avec les concepts de l'ACV.

Dans la méthode ACV, le *système* de la *technosphère* correspond à l'ensemble des procédés permettant la fabrication du produit étudié depuis l'extraction des matières premières dans l'[envirosphère](#), ainsi que l'ensemble des activités qui concernent la vie en service du produit et à sa fin de vie. Cette démarche est communément appelée « du berceau à la tombe ».

Dans ce cadre, la *finalité* du système diffère selon le sous-système considéré. En effet, pour la partie « amont » du produit (du berceau au produit), la finalité est le produit, tandis que pour la partie « aval » (du produit à la tombe), la finalité peut s'exprimer par « maintenir la fonction du produit jusqu'à sa fin de vie », et « intégrer les conséquences de la fin de vie ».

Les éléments de la technosphère sont des activités anthropiques, pour lesquelles j'utiliserai le terme « *procédés* », dans le sens de toute activité anthropique qui utilise des moyens techniques et/ou technologiques pour la réalisation d'une tâche, la fabrication d'un matériau ou d'un produit fini. Mon utilisation de ce terme recouvre donc plus que la seule notion de « procédé de production », elle inclue par exemple les procédés de transports des produits.

Au sein de la technosphère, les *interactions* entre les éléments du système sont caractérisées par la combinaison entre :

- Un *lien physique* représenté par :
 - les flux physiques (masse, énergie) circulant entre les éléments du système, appelés en ACV, *flux de référence*,
 - les procédés de transports qui permettent la *circulation de ces flux de référence*

- Un lien que j'appelle *lien technologique d'utilité et/ou de dépendance* qui exprime la finalité de chaque procédé: Ce lien est le plus important car c'est lui qui justifie l'existence du flux de référence. Je tenterai de mieux définir ce lien plus loin dans ce mémoire.

2.3 Sources de variabilité méthodologique

2.3.1 Définir le système technosphère en ACV : un vide méthodologique

Importance de la définition des frontières

La difficulté de la définition des frontières d'un système est inhérente aux approches systémiques, et n'est donc pas un problème réservé aux ACV. Dans toutes les approches systémiques, changer les frontières du système aura une influence sur le comportement du système.

Dans cette partie je présente la première étude de système à laquelle j'ai été confrontée pendant mes travaux de thèse³⁰ : l'étude d'un système de réactions radicalaires en chaîne, où des radicaux hydroxyles sont produits par la réaction de Fenton et consommés par l'oxydation de polluants organiques. L'objectif de la thèse était de voir si la régénération des réactifs (par un dispositif électrochimique) était effective dans diverses conditions.

Le sous-système des réactions radicalaires était constitué des différentes molécules (éléments du système) en interaction via des mécanismes réactionnels (relations entre éléments du système), dans un environnement aqueux homogène (voir Annexes 8.1 page 94). Les effets étudiés étaient la dégradation des polluants par le système réactionnel (finalité du système).

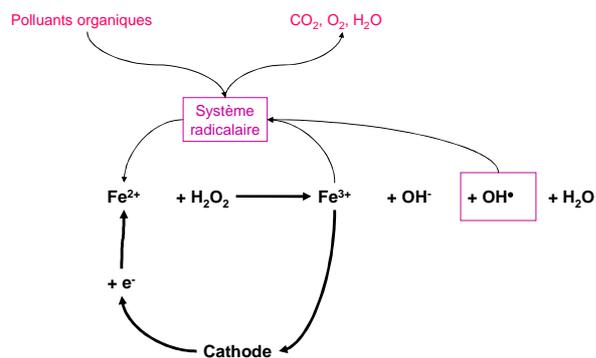


Figure 2a. Modèle de système initial

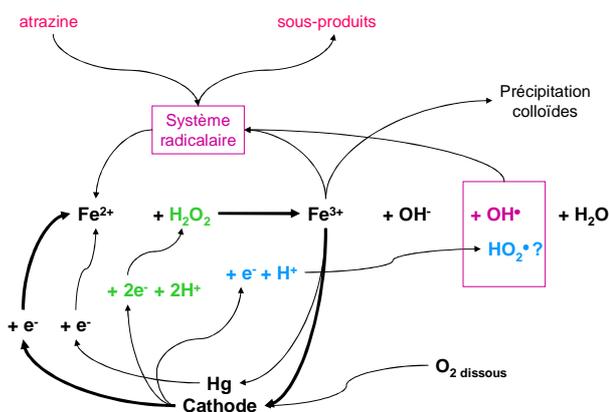


Figure 2b. Modèle de système final

Figure 2. Modèles de systèmes électro-Fenton de régénération électrochimique du fer II, d'après thèse³⁰

Le modèle systémique tel qu'il a été imaginé initialement, est représenté sur la Figure 2a. Les expérimentations réalisées ont montré certains phénomènes non expliqués par ce modèle. Celui-ci a donc été affiné grâce aux expérimentations menées, pour aboutir à un modèle systémique plus complet présenté sur la Figure 2b. En effet, l'approche expérimentale a mis en évidence une interaction entre le système de réactions initial et le dispositif expérimental : la nature chimique de la cathode (mercure) et la présence d'oxygène dissous pouvaient interférer dans le système défini initialement. Pour expliquer et maîtriser la régénération des réactifs, il fallait élargir le système en tenant compte de leur contribution.

³⁰ Ventura A. 2001. Etude des mécanismes et des performances d'un système de production électrochimique de radicaux hydroxyles pour éliminer des composés organiques dissous. Cas de l'azocarmine B et de l'atrazine. Thèse de l'Institut National Agronomique Paris-Grignon, soutenue le 5 février 2001.

Système en ACV : la part objective, la part subjective

Contrairement au modèle de système utilisé pendant mes travaux de thèse, les modèles de systèmes en ACV de type « procédés », ne peuvent pas être validés expérimentalement. Ils sont donc au choix des auteurs de l'étude. Dans le contexte des approches systémiques en général, le système est bien construit en fonction du besoin des auteurs (voir 1.4.1 page 20). Le système technosphère en ACV est donc un modèle de représentation construit par et pour les besoins de l'étude, c'est-à-dire en fonction de ses objectifs.

J'ai pu montrer³¹ dans le cas des chaussées routières, que la définition des frontières du système (voir Annexes 8.2 page 95) a une influence très sensible sur les résultats. Ces divergences constatées contribuent à la mise en cause de la fiabilité des études ACV : en effet, chaque auteur peut choisir son système et ainsi ajouter ou écarter des éléments en fonction des résultats qu'il veut obtenir.

Du fait que, de par sa nature systémique, le choix du système ACV appartienne aux auteurs d'une étude, il est couramment admis que ce choix est subjectif par définition, et ne peut donc être critiqué. Cette déduction est cependant un raccourci hâtif, car ce qui est demandé en ACV (mais également pour toute approche systémique), c'est de définir le système en fonction des objectifs. C'est le choix de la finalité de l'étude qui revêt un caractère subjectif et non le choix des objectifs et du système. Ces dernier choix doit pouvoir faire l'objet d'une démarche rationnelle et systématique.

Encadré 4. Choix du système et objectifs

Un groupe international d'experts³² a proposé plusieurs règles, au choix du praticien, pour écarter certains éléments du système :

1. écarter les procédés dont la masse produite représente moins de quelques pourcents (en général entre 1% et 5%) du produit étudié ;
2. écarter les procédés dont l'énergie de production représente moins de quelques pourcents (en général entre 1% et 5%) de l'énergie de production du produit étudié ;
3. écarter les procédés dont l'ensemble des impacts représente moins de quelques pourcents (en général entre 1% et 5%) des impacts du produit étudié.

Dans cette même logique, la norme P01010³³ préconise d'utiliser la règle n°1 avec une valeur de 2%. La règle n°2 implique un calcul préalable des énergies pour l'ensemble de la chaîne technologique. Cependant, ces deux règles présentent des limites, car un procédé peu important en masse ou en énergie peut contribuer de façon beaucoup plus importante à un effet sur l'environnement. La règle n°3 est donc sans doute la plus pertinente, mais elle implique un calcul préalable des indicateurs d'impacts, ce qui revient à mener une étude ACV complète.

Cependant, ces règles sont destinées à réduire la taille du système et supposent qu'un système plus large (en ACV : le champ d'étude) soit préalablement défini. D'autre part, elles ne tiennent pas compte du fait que certains éléments pourraient être ajoutés au système sans justification.

C'est le cas, lorsque l'objectif n'est pas suffisamment bien défini, comme je l'ai mis en évidence dans certaines études de chaussées³¹. En effet, parmi les nombreuses études recensées, beaucoup avaient pour objectif de comparer différents matériaux à base de différents liants, liants hydrauliques et liants bitumineux, dans les structures de chaussées. Or certaines de ces études incluent par exemple la construction de glissières de sécurité, ou encore des opérations de viabilité hivernale, sans rapport direct avec la question traitée, mais avec une forte influence sur les résultats du système technosphère.

Vers une démarche de définition du système en ACV « procédés »

³¹ Ventura A., Jullien A., 2009. Life Cycle Assessment applied to road pavements: an analysis of method and results relevancy. Sixth International Conference on maintenance and rehabilitation of pavements and technological control (Mairepav), July 8-10, Torino (Italy), 10p.

³² Consoli, F., D. Allen, I. Boustead, J. Fava, W. Franklin, A.A. Jensen, N. de Oude, R. Parrish, D. Postlethwaite, B. Quay, J. Siéguin and B. Vigon, 1993. (Eds.). Guidelines for life cycle assessment. A code of practice. Brussels (Belgium), Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe and North America.

³³ NF P01-010 Décembre 2004. Qualité environnementale des produits de construction - Déclaration environnementale et sanitaire des produits de construction.

J'ai réfléchi à une démarche de construction du système, au travers de l'exemple où l'objectif exprimé est la comparaison des matériaux de chaussées.

Pour pouvoir comparer des matériaux de chaussées à l'aide de l'ACV, il faut pouvoir définir leur fonction. En effet, la méthode ACV requiert de définir une unité fonctionnelle, définie par la norme³⁴ comme étant : « l'unité de référence à laquelle sont rapportées les quantités de flux répertoriées lors de l'inventaire ».

Or, si on sait assez bien définir la fonction d'une route, il est difficile d'isoler la fonction d'une couche ou d'un matériau. En effet, la fonction classique de la route est d'assurer un trafic rapide et sécurisé pour des véhicules, entre deux points géographiques, en offrant une surface plane et stable dans le temps. Parmi les contraintes auxquelles doit répondre l'infrastructure routière, on compte celle du sol support. Ses propriétés mécaniques justifient l'existence même de la route, puisqu'elle est, par définition, chargée d'en compenser les déficiences afin de rendre possible le trafic lourd. C'est ce dernier qui, en second lieu, va exercer des sollicitations répétées dans le temps et dégrader les propriétés mécaniques de la route. Enfin, la tenue dans le temps de l'infrastructure doit également tenir compte des agressions climatiques (notamment cycles gel/dégel et écarts de température) qui vont altérer la cohésion des matériaux.

Pour répondre à ces contraintes, l'ingénierie routière dimensionne la structure des routes. La structure de la route est la description des couches : ordonnancement, épaisseur, et formulation du matériau qui compose chaque couche. Cette structure, est dimensionnée pour répondre, pendant une durée donnée aux différentes contraintes (énumérées précédemment) susceptibles d'altérer ses fonctions (voir Figure 3). Chacune des couches remplit une fonction particulière, en relation avec les propriétés mécaniques des couches inférieures, les agressions climatiques et les sollicitations mécaniques du trafic lourd.

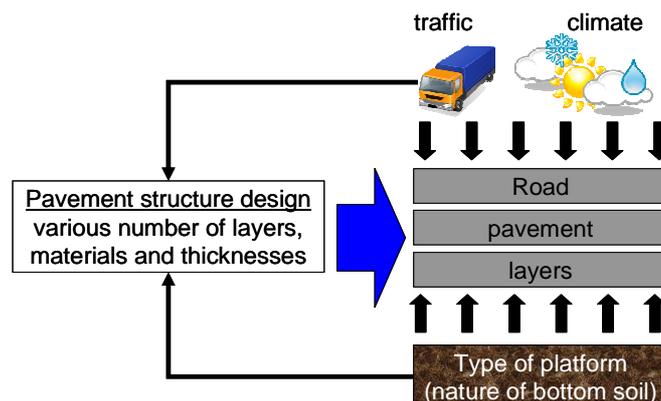


Figure 3. Schéma représentatif de la fonction de la chaussée et place des matériaux³⁵

Ainsi, pour un problème et un objectif posés à l'échelle du matériau et de sa composition, les connaissances technologiques de l'ingénierie routière imposent une unité fonctionnelle à l'échelle de la structure sur une durée donnée. La question posée initialement sur la comparaison de matériaux, doit donc être reformulée. Dans le cas contraire, on se heurte à un problème d'inadéquation entre objectifs et unité fonctionnelle, en risquant de rendre l'étude ACV non pertinente.

L'expression de l'unité fonctionnelle est la première étape pour décliner les objectifs d'une étude ACV et sa pertinence est directement liée au *lien technologique*. Ce *lien technologique* est la relation de base entre éléments de la technosphère, et il permet de définir les éléments à inclure dans le système. Je propose dans l'Encadré 5, une première réflexion permettant de définir ce *lien technologique*.

³⁴ ISO 14040, 1997. *Environmental management. Life cycle assessment. Principles and framework*. Norme ISO 14040

³⁵ Ventura A., Jullien A., Tamagny P., Dauvergne M., 2010. ECORCE : a Life Cycle Assessment tool for construction and maintenance of road pavements, Abstract book of the 20th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe, 23-27 May 2010, Seville (Spain), p. 282.

J'appelle ce lien « *technologique* » car il relie des « procédés » au sens large, c'est-à-dire toute activité anthropique qui utilise des moyens techniques et/ou technologiques pour la réalisation d'une tâche, la fabrication d'un matériau ou d'un produit fini.

Le *lien technologique* peut se décliner sous plusieurs formes selon la partie de la technosphère considérée :

- en « amont » du produit : j'ai besoin de X pour produire Y ;
- en « aval » du produit sur la vie en service : j'ai besoin de X pour maintenir la fonction de Y ;
- en « aval » du produit sur la fin de vie : je n'ai plus besoin du produit Y et/ou je n'ai plus les possibilités technologiques de maintenir la fonction du produit Y.

Le *lien technologique* a un sens (une orientation) : « avoir besoin de X pour produire Y » ne peut pas être *a priori* inversé (même si cela arrive dans le cas d'un recyclage en boucle fermée par exemple : « je peux réutiliser Y pour produire Y » qui devient « j'ai besoin de Y pour produire Y »).

Le flux secondaire représente la quantification (en unités de masse, d'énergie ou de produit fabriqué) de l'existence du *lien technologique*.

Encadré 5. Description du *lien technologique* entre éléments du système

Pour les comparaisons de matériaux routiers⁶, il n'existe pas *a priori* de *lien technologique* entre le matériau et le trafic : pour une route donnée, le trafic ne dépend pas du matériau. Cependant, certaines études expérimentales trouvent des différences de consommations des véhicules en fonction du matériau utilisé pour la couche de surface. En l'état actuel des connaissances, le lien entre matériau et consommation n'est pas démontré, mais s'il l'était à l'avenir, alors, ces matériaux offriraient une fonction supplémentaire par rapport à d'autres et il s'agirait d'un nouveau *lien technologique*. Le trafic routier devrait alors être inclus dans le système en considérant le maintien de cette fonction pendant la vie en service.

Dans le cas d'études comparatives, on peut écarter les procédés pour lesquels il n'existe pas de différences entre les solutions comparées. J'ai utilisé cette logique dans le cadre de plusieurs contrats³⁶, mais elle n'est applicable que pour des produits très proches (enrobés chauds comparés à des enrobés tièdes dans le cadre de ces contrats).

Il faut considérer que la connaissance du *lien technologique* fait appel à des connaissances disciplinaires spécifiques comme on a pu le voir sur la question de la comparaison des matériaux routiers. Ainsi de manière générale, l'étape initiale de l'ACV, à savoir la définition des objectifs et de l'unité fonctionnelle ne peut pas être pertinente sans associer les approches disciplinaires des activités concernées, à la démarche. Elles sont les seules à même de définir les *liens technologiques* aboutissant à la définition du système.

Il faut noter que cette démarche de définition du système n'est utilisable que pour une ACV de type « procédés », et pas de type IO. Cette démarche convient aux ACV de type [attributionnel](#) mais pas toujours pour celles de type [conséquentiel](#). En effet, pour ce dernier type, les comparaisons de solutions ne reposent pas toujours sur des comparaisons technologiques. Par exemple, il peut s'agir de faire des comparaisons de scénarios qui portent sur des changements de comportements de consommateurs (eux-mêmes induits par des changements technologiques). Ainsi, pour les ACV [conséquentielles](#), on utilise généralement des ACV de type IO. Je reviendrai sur ce type d'ACV en fin de mémoire.

2.3.2 Les hypothèses d'allocation en ACV

La question de l'allocation se pose en ACV lorsqu'un même procédé génère plusieurs co-produits et/ou déchets. Dans ce cas, le système doit définir la part du procédé attribuable à chacun des co-produits et/ou déchets. Les activités du génie civil sont à la fois productrices de déchets issus de la déconstruction des ouvrages, mais également consommatrices potentielles de leurs propres déchets, ainsi que de déchets issus d'autres branches industrielles. La question de l'allocation est donc particulièrement importante à considérer. Selon Finnveden³⁷ la

³⁶ Rapports de contrats

³⁷ Finnveden G. 1999. Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resource Conservation and Recycling* 26: 173-187

question de l'allocation est une question générale, aucune méthode ne peut être définie comme « la bonne méthode », il s'agit d'une problématique non résolue en ACV³⁸.

La pratique courante en ACV propose trois méthodes d'allocation :

- pas d'allocation : les impacts des procédés sont exclusivement attribués à un seul produit, mais ni aux co-produits ni aux déchets ;
- une *allocation par répartition*, énergétique, massique et/ou économique où les impacts sont alloués aux produits, co-produits et déchets au prorata de leurs contenu énergétique, masses et/ou de leurs prix de vente respectifs ;
- une *allocation par expansion de système*³⁹, où les impacts des produits remplacés par des déchets, sont soustraits des produits.

L'allocation par répartition

Dans le cadre de la thèse de Shahinaz Sayagh⁴⁰, j'ai proposé de tester la sensibilité des indicateurs ACV aux hypothèses de non allocation et d'allocation massique sur l'utilisation de laitiers de hauts-fourneaux recyclés dans des structures de chaussées⁴¹ (voir détails, Figure 39 et Figure 40 en Annexes 8.5 page 100). Cette même approche de sensibilité a ensuite été également testée dans le cadre d'une autre thèse (Cong Chen) sur l'utilisation de laitiers dans les liants hydrauliques⁴².

Dans une première publication⁴¹, nous avons montré que l'allocation par expansion de système peut amener à des incohérences entre études, notamment lorsque l'une porte sur un produit issu du procédé de production, tandis que l'autre porte sur un déchet issu de ce même procédé⁴³. Dans une seconde publication⁴², nous posons la question d'utiliser l'allocation économique comme outil de régulation du prix des déchets⁴², mais après des échanges avec des économistes, je suis revenue sur cette proposition. En effet, le prix de vente est instable et pas toujours en rapport avec le coût de production, puisqu'il dépend des lois du marché c'est-à-dire de l'offre et de la demande. Ce type d'allocation introduirait un élément non fiable et très variable à l'intérieur de la méthode ACV, qui de plus ne serait pas immédiatement visible.

Les méthodes de répartition massique et par contenu énergétique sont des méthodes stables, car elles reposent sur des phénomènes physiques stables. Cependant, elles présentent l'illusion d'être scientifiquement justifiées, car les paramètres utilisés sont physiques, alors qu'elles ne le sont pas.

L'allocation par expansion de système

Enfin, l'allocation par expansion de système est une méthode de plus en plus utilisée. Cette méthode consiste à soustraire les flux d'inventaire correspondant au(x) matériau(x) remplacé(s) par le(s) déchet(s).

Ce type d'allocation fait appel à des ACV de type *conséquentielles* en ayant recours à un scénario dans lequel un déchet D (et/ou co-produit) issu de la production du produit P, est amené à remplacer une ressource naturelle R dans une chaîne de production pour produire P'. Les systèmes de production de D et R sont comparés, et les « impacts évités » par la substitution de R par D sont calculés en soustrayant les résultats des deux systèmes. Les « impacts évités », c'est-à-dire les résultats de la différence, sont ensuite soustraits de l'impact environnemental de P.

³⁸ Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part I: goals and scope and inventory analysis. *Int J Life Cycle Ass* 2008a; 13: 290-300.

³⁹ Weidema BP. Avoiding co-product allocation in life cycle assessment. *J Ind Ecol* 2001; 4: 11-33.

⁴⁰ Sayagh S., Approche multicritère de l'utilisation de matériaux alternatifs dans les chaussées, thèse de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, soutenue le 12 décembre 2007

⁴¹ Sayagh S., Ventura A., Hoang T., François D., Jullien A., 2010. Sensitivity of the LCA allocation procedure for BFS recycled into pavement structures. *Resource, Conservation and Recycling*, Vol. 54, pp 348-358.

⁴² Chen C., Habert G., Bouzidi Y., Jullien A., Ventura A., 2010. LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: an application to mineral additions in concrete. *Resource, Conservation and Recycling*, Vol. 54, No. 12, pp. 1231-1240

⁴³ Heijungs R, Guinée JB. Allocation and 'What if' scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management* 2007; 27:997-1005

Cette opération défendue par les concepteurs de la base de données Ecoinvent⁴⁴ s'effectuera automatiquement dans la future version 3 de la base de données. Bien que mathématiquement cohérente, cette méthode soulève, selon moi, néanmoins des problèmes éthiques concernant sa transparence⁴⁵, et des problèmes concernant sa pertinence à représenter un phénomène réel.

Concernant la transparence, la méthode repose sur une hypothèse d'équivalence entre un produit et un déchet, c'est-à-dire sur l'hypothèse qu'ils remplissent la même fonction. Ce type d'approche provoque parfois des raccourcis hâtifs car la notion de « D et R ont la même fonction » est souvent traduite par « D et R ont la même masse ». Or, nous l'avons vu précédemment, la définition de l'unité fonctionnelle n'a rien d'évident. De fait, en construction routière, on ne peut pas considérer qu'un granulats de laitiers de hauts-fourneaux est équivalent à la même masse d'un granulats naturel : en effet, l'utilisation de tel ou tel matériau affectera la structure, comme on l'a vu, on ne peut pas dissocier la fonction d'un matériau de celle de la structure. Ainsi, la comparaison de structures utilisant tel ou tel matériau donne lieu à plusieurs dizaines de scénarios potentiels. J'ai même montré que dans certains cas, cette substitution peut entraîner, au lieu d'une économie, une surconsommation de granulats naturels⁴¹. Cependant, l'industrie de l'acier peut utiliser l'allocation par expansion de système et soustraire la contribution des granulats naturels aux impacts de sa production en acier, car ils sont « remplacés » par les laitiers. Ainsi, ce type de méthode fait appel à une connaissance poussée du *lien technologique* dans une branche industrielle donnée. Dans l'exemple cité, la connaissance du lien technologique aboutit à la conclusion que l'on ne peut pas procéder à ce type d'allocation. De fait, il s'agit sûrement d'un exemple parmi d'autres, car la pratique de l'ACV montre que l'on a généralement beaucoup de choix pour répondre à une même fonction. Ce type d'allocation peut donc aboutir à des simplifications hâtives, non transparentes car peu détaillées.

Cette problématique des solutions multiples est courante en ACV quel que soit le domaine d'application. Il devient alors difficile de soustraire un sous-système unique, qui représente un ensemble de solutions s'avérer probablement très dispersées.

Encadré 6. Allocation par expansion de système et multiplicité des solutions technologiques

Concernant la pertinence, la méthode par expansion de système envisage le remplacement, à long terme, d'un produit par un déchet sur le marché économique. Cependant, il s'agit d'une hypothèse prospective que l'on ne peut pas vérifier d'une part, et qui fait abstraction des autres liens économiques concernant le produit remplacé. En effet, rien ne garantit que le produit remplacé verra effectivement sa production baisser dans le long terme, car la demande du marché peut augmenter. Ainsi, on n'observera pas de diminution réelle des flux. De fait, on le constate, ce type d'allocation repose sur une ACV de type conséquentiel, dont l'utilisation pose des problèmes, et sur la quelle je reviendrai plus loin dans ce mémoire.

2.4 Sources de variabilité dans un élément de système : étude du procédé d'enrobage à chaud

2.4.1 Introduction

En participant dans un premier temps, puis en conduisant ensuite, des campagnes expérimentales de collecte de données de consommations et d'émissions du procédé d'enrobage à chaud, j'ai pu réfléchir à la question de la variabilité des données qui alimentent les bases de données d'ACV, en étudiant un procédé, c'est-à-dire un élément du système technosphère.

Dans cette introduction, je présente d'abord le contexte général des données en ACV, puis le procédé d'enrobage et le contexte des études environnementales autour de ce procédé. Puis je propose une classification des sources de variabilité sur laquelle j'ai organisée la suite de cette partie.

⁴⁴ Weidema B, 2011. Re-engineering LCA for simplicity and flexibility. 21st SETAC Europe Annual Meeting, 15th-19th May, Milano (Italy).

⁴⁵ Ce terme désigne la possibilité qu'à un lecteur/reviewer/utilisateur de l'ACV d'accéder à l'ensemble des informations et hypothèses nécessaires pour reproduire les calculs. Il s'apparente à la notion de traçabilité mais dans un sens plus large, car il s'applique à une étude (la traçabilité étant un terme plutôt réservée pour un matériau ou un produit).

Contexte de la collecte des données en ACV

Un rapport de l'Académie des Technologies⁴⁶ aborde la question des données en ACV. Il en résume clairement les contours comme suit : « *A priori, les ACV ne devraient éprouver aucune difficulté pour adopter une démarche comparative. La norme ISO 14040 est très claire sur ce point : les évaluations sont faites par comparaisons entre solutions. Ceci vaut aussi bien pour les fournisseurs des produits que pour ceux qui les mettent en œuvre [...]. Les décideurs utilisent l'ACV pour trouver "la meilleure solution", et donc raisonnent en différentiel.*

Dans la mesure où les comparaisons portent sur des processus bien maîtrisés par les auteurs de l'étude ACV, on peut penser que le passage au raisonnement en différentiel ne présentera pas de difficulté majeure. Tout naturellement, on utilisera des coûts "proportionnels" comme base de ces comparaisons, ce qui sera facilité par le fait que l'ACV repose sur une analyse complète des processus de production, de distribution, et d'utilisation. Mais le tableau change complètement si l'on doit prendre en compte des processus très "extérieurs à l'entreprise", et utiliser des chiffres qui relèvent de la macroéconomie ».

Comme j'ai pu l'aborder précédemment (voir 1.1.3 Les familles de méthodes ACV page 15), cette analyse de l'Académie des Technologies met en évidence dans la méthode ACV, la tension qui existe entre données générales et données spécifiques :

- d'un côté, toute étude ACV destinée à comparer des solutions technologiques nécessite des données de *premier-plan* adaptées et requiert souvent des approches de collecte (par questionnaire ou par expérimentations) ;
- d'un autre, l'approche par système exige des données *d'arrière-plan* plus génériques qui sortent du domaine technologique étudié.

Le rôle des bases de données, du type Ecoinvent, est de pouvoir proposer à la fois des données spécifiques, et des données moyennes. Cependant, les données d'inventaire moyennes, dans ces bases de données peuvent s'avérer être extrêmement dispersées pour un même procédé.

Enrobage à chaud : contexte technologique

Le procédé d'enrobage mélange des granulats et du bitume en vue de fabriquer de l'enrobé routier. Le procédé tambour sécheur enrobeur équicourant de la centrale d'enrobage de Blois, sur lequel j'ai le plus travaillé, est schématisé sur la Figure 4 : des granulats naturels sont acheminés à l'intérieur d'un tambour rotatif chauffé à l'aide d'un brûleur. Les granulats sont séchés et mélangés à du bitume injecté dans la partie inférieure du tambour. Des agrégats recyclés (issus des chaussées déconstruites) peuvent être injectés à la moitié du tambour. L'enrobé sort à une température donnée. Les fumées produites à l'intérieur du tambour sont acheminées vers un filtre à manche à l'aide d'un exhausteur, puis rejetées dans l'atmosphère au niveau de la cheminée.

Les enjeux environnementaux identifiés par les acteurs privés et institutionnels⁴⁷ autour des procédés d'enrobage concernent la diminution de la consommation d'énergie et des gaz à effet de serre, ainsi que le recyclage des déchets de l'industrie routière.

- En modélisant les consommations d'énergie des procédés d'enrobage, deux études^{48,49} montrent que l'on peut espérer une économie d'énergie en abaissant la température de fabrication qui est actuellement autour de 160°C. Les gains énergétiques estimés vont de 10 à 30% pour des enrobés dits « tièdes » fabriqués à 130°C, et d'environ 50% pour des enrobés dits « semi-tièdes » fabriqués en-dessous de 100°C. L'abaissement de la température, qui entraîne une viscosité plus élevée du liant hydrocarboné, doit permettre de conserver la qualité du mélange entre liant et granulats, et d'assurer une maniabilité de l'enrobé produit suffisante pour sa

⁴⁶ Caseau P., Gauthier D., Mazéas H., Lecouls H., Sidoroff S., Les Analyses du Cycle de Vie, rapport de l'Académie des Technologies, 2001. http://www.academie-technologies.fr/flipbook/homme_machine/FR/pdf/flipbook.pdf consulté le 15 février 2011.

⁴⁷ Convention d'engagement volontaire des acteurs de conception, réalisation et maintenance des infrastructures routières, voiries et espaces publics urbains, 25 Mars 2009, http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/spiproute/pdf/Convention_1_urbanisme_cle721e59.pdf, consulté en août 2011

⁴⁸ Prowell B.D., 2007. The international technology scanning program report on Warm Mix Asphalt, Report from the US Department of Transportation, Federal Highway Administration, <http://international.fhwa.dot.gov/pubs/wma/summary.cfm> consulted August 2011

⁴⁹ Harder G., LeGoff Y., Loustau A., Martineau Y., Héritier B. & Romier A., 2008. Energy and environmental benefits of warm and half-warm asphalt mix: quantitative approach. 87th annual meeting of Transportation Research Board, Washington, D.C.

mise en œuvre. Dans ce contexte général de nombreuses améliorations et/ou innovations technologiques sont proposées^{50,51,52,53} par les industriels.

- La plupart des procédés d'enrobage sont équipés pour recycler de l'enrobé provenant de la déconstruction des routes, produits à hauteur de 6,5 millions de tonnes par an, représentant environ 16% de la production totale annuelle d'enrobés (40 millions de tonnes)⁴⁷.

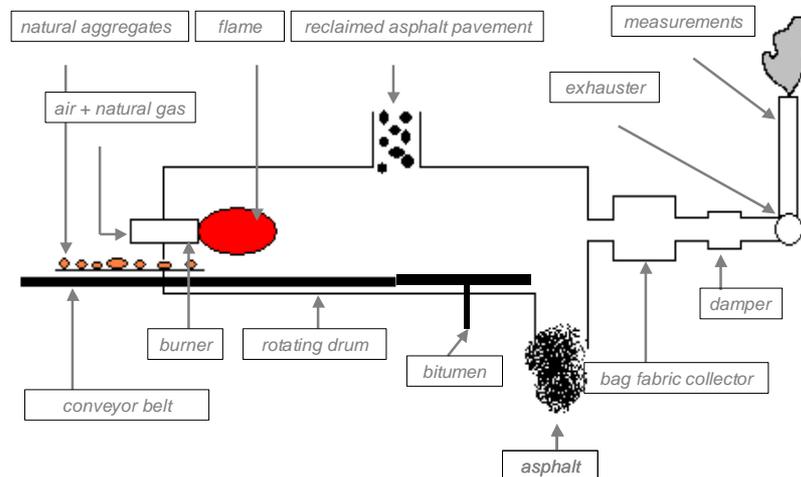


Figure 4. Schéma du procédé d'enrobage à chaud de la centrale de Blois par tambour sécheur enrobeur équicourant⁵⁴

Dans ce contexte, Agnès Jullien et Pierre Monéron ont initié au LCPC, des campagnes expérimentales de collecte de données sur le procédé d'enrobage, que j'ai utilisées pour des approches ACV^{55,56}, et que j'ai poursuivies et améliorées ensuite. Ces expérimentations avaient pour objectifs d'évaluer les améliorations et innovations technologiques permettant des économies d'énergie et/ou le recyclage d'agrégats d'enrobés. L'intérêt de l'approche ACV étant d'intégrer également des mesures et estimations des émissions atmosphériques afin de prendre en compte d'éventuels phénomènes de transferts d'impacts.

Sources de variabilité des données

Les éléments du système technosphère sont les « briques de base » avec lesquelles est construit le système. Chaque élément a ses propres interactions avec l'[envirosphère](#), flux entrants et sortants, et avec les autres éléments du système. Ce sont ces flux, dits unitaires, qui vont servir de base aux calculs ACV : bases de données d'inventaire.

⁵⁰ Kanitpong K., Sonthong S., Nam K., Martono W. & Bahia H., 2007. Laboratory study on warm mix asphalt additives. *86th annual meeting of Transportation Research Board, January 21-25, 2007, Washington DC.*

⁵¹ Jenkins, KJ., Molenaar, AAA, de Groot, JLA. & van de Ven, MFC., 2002. Foamed Asphalt Produced using Warmed Aggregates. *Journal of the Association of Asphalt Paving Technologists, USA, Vol. 71.*

⁵² A.Romier, M.Audeon, Jac David & Y.Martineau, F.Olard. Low Energy Asphalt (LEA) with Performance of Hot Mix Asphalt. 2006 TRB Annual Meeting, Washington, Transportation Research Record: *Journal of the TRB, N°1962, Transportation Research Board of the National Academies, Washington, D.C., 2006, pp. 101-112.*

⁵³ Koenders, Stockes, Bowen, de Groot, Larsen, Hardy & Wilm., 2000. Innovative processes in asphalt production and application to obtain lower operating temperature. *Proceedings of the 2nd Eurobitume & Eurasphalt Congress, Barcelona*

⁵⁴ Ventura A., Monéron P., Jullien A., 2007. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons emitted from a hot mix asphalt process: study of the influence of recycled bitumen use, *Journal of Environmental Engineering and Science, Vol. 6, No. 6, pp. 727-734.*

⁵⁵ Ventura A., Bebien S., Jullien A., Monéron P., Fraisage, balayage et mise en œuvre de la chaussée, transports associés (engins et matériaux) – Consommations et rejets par unité fonctionnelle et par sous-système, rapport n° TGCE/CDD/2003-03, 50p., 2003.

⁵⁶ Jullien A., Monéron P., Ventura A., Legret M., Demare D., de la Roche C., Schemid M., Lachet C., Gaillard D., Oudin J., Jacques J.-P., Odie L., Meriel B., Boittin R., Cabannes H., Jumontier P., Seytres S., Lacoste K., Wendling L., Bernard M., 2006. Analyse de Cycle de Vie appliquée à un chantier d'entretien routier sur la RN 76 - Evaluation technique et environnementale d'une couche de liaison d'enrobé bitumineux pour différents taux de recyclage, Ed. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Coll. Etudes et Recherches des Laboratoires des Ponts et Chaussées, 232 p. ISSN 1160-9761

Le procédé d'enrobage est donc un élément de système sur lequel j'ai pu observer diverses sources de variabilité. Pour ce mémoire, j'ai classé ces sources selon quatre origines différentes sont indépendantes du procédé étudié ici, et généralisables à l'ensemble des procédés. Elles sont les suivantes :

- la méthode de mesure des flux,
- les paramètres de fonctionnement du procédé,
- la variabilité des entrants utilisés par le procédé,
- l'environnement du procédé.

Dans les parties suivantes je détaille une à une ces sources de variabilité.

2.4.2 Sources de variabilité liées à la méthode de mesure

Les méthodes de prélèvement sont souvent à l'origine d'incertitudes importantes sur les valeurs de flux qui alimentent les données d'Inventaires de Cycle de Vie, et être ainsi une source potentielle de variabilité. J'ai cherché à estimer cette variabilité à travers deux études^{57,58} sur l'évaluation de ces incertitudes de mesure et sur leur propagation sur les calculs de flux d'inventaire (les détails de calcul sont présentés dans les Annexes 8.3 page 96).

Ces deux études ont mis en évidence deux sources principales d'incertitudes :

- la teneur en vapeur d'eau des gaz, calculée à partir d'une masse d'eau condensée et mesurée une seule fois à la fin de chaque modalité ;
- la vitesse des gaz, calculée à partir de la mesure de la pression dynamique et mesurée ponctuellement et manuellement de façon sporadique et irrégulière pour chaque modalité.

J'ai montré que les incertitudes sur ces mesures pouvaient générer une variabilité de 30% à 80% sur les résultats des flux d'inventaire⁵⁷.

Suite à ces deux études, des améliorations expérimentales ont été conçues et mises en place par Pierre Monéron.

- Tout d'abord un suivi en continu de la teneur en vapeur d'eau a été mis en place. Il n'était pas réalisable avec un hygromètre car la température des gaz est en général supérieure à 100°C (température d'ébullition de l'eau). Le dispositif de suivi en continu de la vapeur d'eau utilise donc deux analyseurs d'oxygène : un analyseur multigaz Horiba PG250 permettant la mesure de la fraction volumique en oxygène sur gaz secs, et un analyseur à sonde Zirconium permettant la mesure de la fraction volumique en oxygène sur gaz humides. La fraction volumique en vapeur d'eau peut ainsi être calculée de façon continue par différence, et sa variabilité est connue.
- Ensuite, un dispositif de mesure de la pression dynamique en continu a également été mis en place : *a minima* une mesure continue en un point central avec une carte des vitesses qui reste réalisée ponctuellement et manuellement. Ce dispositif peut être complété, lorsque les conditions techniques le permettent, par une mesure multipoints sur un diamètre de cheminée.

Si l'extrapolation des vitesses de gaz en un point (ou sur un diamètre) à une vitesse moyenne sur une section de la cheminée, reste une source d'incertitude importante, j'ai montré que les deux dispositifs ont néanmoins permis de réduire les incertitudes sur les calculs de flux massiques à une gamme allant de 5% à 30% selon les flux.

La méthode de calculs d'incertitude que j'ai mise en place a été systématiquement utilisée dans le cadre de contrats avec des industriels³⁶.

⁵⁷ Paranhos R., Ventura A., Monréon P., Jullien A., 2005. Smoke-stack airborne emissions of a hot mix asphalt plant for life cycle inventory available data, 2nd International Conference on Green and Sustainable Chemistry of American Chemical Society, Washington DC (USA) June 20-24, 2005.

⁵⁸ Ventura A., Monéron P., Jullien A., 2007. Données environnementales d'un procédé d'enrobage, quelles incertitudes ?, 18ème Congrès Français de Mécanique, Grenoble, 27-31 août 2007, 6p.

2.4.3 Sources de variabilité liées aux paramètres de fonctionnement du procédé

Influence de la cadence et de la température de production

Parmi différentes campagnes expérimentales menées, certaines permettent d'observer le lien entre les émissions atmosphériques canalisées (CO₂, CO, CH₄, COGM, NO_x, SO₂ et parfois HAP) et les variations de fonctionnement du procédé : cadence production et de température de fabrication (voir Tableau 2). Certains résultats sont présentés dans le Tableau 3 et la Figure 5.

Test	Asphalt plant production rate (ton/hr)	Asphalt temperature (°C)
1	120	160
2 and 5	140	160
3	160	160
4	140	140
6	140	180
7	-	190

Tableau 2. Valeurs de cadences et de températures testées^{59, 60}

L'influence de l'augmentation de la cadence peut être observée sur les tests n°1, 2 et 3. A la cadence la plus élevée, les masses horaires en HAP sont plus que doublées, et la composition chimique n'est plus la même. Les flux en CO₂, NO_x, COGM et SO₂ (Tableau 3) augmentent tandis que ceux en CO et CH₄ n'apparaissent pas reliés avec la valeur de cadence. Les HAP (Figure 5) restent constants en quantité totale et en composition chimique pour les cadences les plus basses. Les effets des variations de température de production peuvent être observés sur les tests n°4, 5 et 6.

Test	CO ₂ kg/t	CO g/t	NO _x g/t	NMGOC G eq.C/t	CH ₄ g eq.C/t	SO ₂ g/t
1	9.8	11.3	2	13.5	3.3	-
2	9.7	10.5	5.3	14.2	0	3.6
3	10.1	> 500	5.7	15.8	5.2	4.5
4	8.5	22.3	4.1	0	27.1	1.1
5	10	4.9	6.7	12.5	0.4	5.3
6	10.9	> 500	8.1	14.1	6.9	8

Tableau 3. Facteurs d'émissions obtenus⁶⁰

⁵⁹ Monéron P., Jullien A., Ventura A., Analyse de mesures d'émissions gazeuses sur le TSM 17 du Parc Routier de Blois – Inventaire de conditions de fabrication d'une grave bitume de classe 2, rapport de contrat n° TGCE/SDD/03-06 dans le cadre de la convention SETRA-LCPC-DDE44-GPB-ERMONT, 55 p. + annexes, juin 2006.

⁶⁰ Jullien A., Gaudefroy V., Ventura A., Paranhos R., de la Roche C., Monéron P., 2010. Airborne emissions assessment of hot asphalt mixing- methods and limitations, Road Material and Pavement Design, Vol. 11, No. 1, pp.149-169

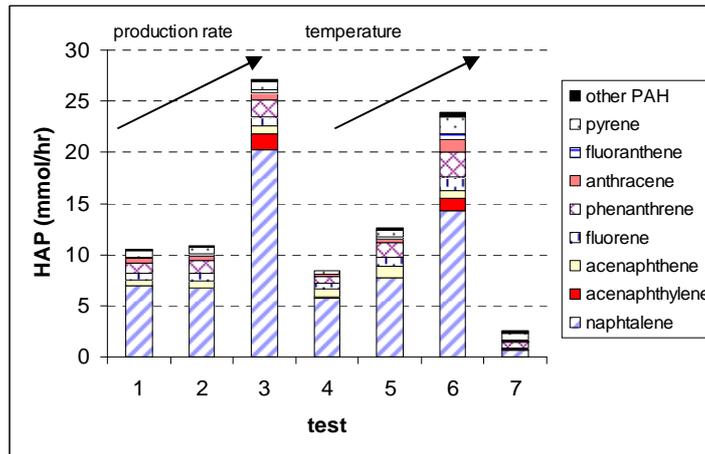


Figure 5. Influence de la température et de la cadence production sur la quantité et la composition des HAP émis⁵⁹

L'influence de la température de production peut être observée sur les tests n°4, 5 et 6. Les flux en CO₂, NO_x, COGNM et SO₂ augmentent avec la température (Tableau 3) tandis qu'une fois encore, ceux en CO et CH₄ ne présentent pas de tendance. Les HAP émis augmentent avec la température (Figure 5). J'ai pu approfondir les études de l'effet de la température de fabrication dans le cadre de contrats³⁶, sur d'autres types de technologies (procédés continus et discontinus, carburant fioul et gaz naturel, ajout d'eau et/ou d'additifs) dans le cadre de comparaison entre enrobés « chauds », « tièdes », et « semi-tièdes » (voir Enrobage à chaud : contexte technologique page 30). Les mesures réalisées ont porté sur la consommation d'énergie, d'eau et de matériaux, ainsi que les émissions atmosphériques en CO₂, CO, NO_x, SO₂, CH₄ et COGNM. Les résultats ont tous montré une baisse significative des consommations d'énergie, et des émissions en CO₂ lorsque la température de fabrication baisse, mais les flux des autres composés n'étaient pas systématiquement diminués.

Influence instantanée des phases d'arrêt et de démarrage du procédé

La mesure en continu des émissions a permis d'observer de fortes variations instantanées des concentrations de polluants émis, notamment lors des périodes de démarrage ou d'arrêt.

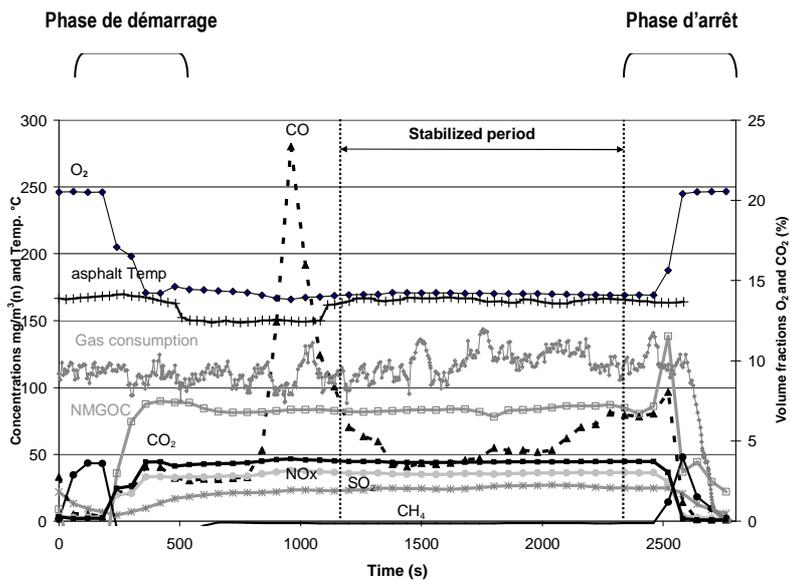


Figure 6. Exemple de résultat en continu (test 2)⁶⁰

La Figure 6 est un exemple de résultat brut, pour lequel on peut observer les phases instables du procédé lors du démarrage et de l'arrêt. La phase de démarrage qui se caractérise par deux phénomènes conjoints témoignant de la combustion du gaz naturel : une diminution de la fraction volumique en oxygène qui s'accompagne d'une augmentation de la fraction volumique en CO₂. On retrouve ces phénomènes simultanés mais en sens inverse pendant la phase d'arrêt. Durant ces périodes instables, on constate la plupart du temps, une évolution chaotique des fractions volumiques des autres gaz potentiellement liés aux mécanismes réactionnels de la combustion : NO_x, CO, CH₄, COGM, SO₂.

L'utilisation de la collecte expérimentale pour obtenir des données d'inventaire, exige de rendre ces données représentatives d'un matériau produit pour un fonctionnement « dit routinier » du procédé. Dans les études réalisées, nous avons donc considéré une période dite « stabilisée » (voir Figure 6) que nous avons définie comme étant la période pendant laquelle le fonctionnement du procédé ne nécessite que peu ou pas d'ajustements de la part de l'opérateur. Dans cette période stabilisée, la répétabilité des résultats d'inventaire a été évaluée une fois, sur deux répétitions effectuées dans des conditions similaires (voir Tableau 14 Annexes 8.3 page 96) et s'est révélée satisfaisante.

En l'état actuel de la méthode et du matériel de mesure disponibles, il n'est pas possible d'utiliser les données des phases de démarrage et d'arrêt pour calculer les flux émis pendant ces périodes instables, car ce calcul exigerait une synchronisation parfaite des mesures en continu qui n'est pour l'instant pas atteinte. En effet, la mesure de pression dynamique des gaz se fait en instantané dans le courant gazeux, tandis que celles des fractions volumiques nécessitent plusieurs minutes pour acheminer les prélèvements depuis la cheminée jusqu'aux instruments d'analyse. D'autre part, les phénomènes physico-chimiques se déroulent à l'origine des émissions atmosphériques (combustion, changements d'états, évaporation...) à l'intérieur du brûleur, tandis que les mesures sont effectuées au niveau de la cheminée (voir Figure 4). Ces multiples décalages temporels doivent pouvoir être corrigés pour permettre de faire correspondre de façon précise entre les phénomènes physico-chimiques, les fractions volumiques instantanées du flux gazeux. En l'état actuel, on ne dispose pas du dispositif expérimental adéquat pour calculer les flux d'émission instantanés pendant les périodes instables.

Influence à l'échelle pluriannuelle des phases d'arrêt et de démarrage du procédé

Pour évaluer l'influence globale des arrêts et démarrages, l'amplitude de variation de la consommation en gaz naturel a été analysée par Pierre Monéron sur une échelle pluriannuelle en fonction de la productivité horaire⁶¹. Cette dernière est un indicateur de fonctionnement qui reflète toutes les contraintes de planification et d'organisation des chantiers (quantités d'enrobés à fabriquer, nombre de formulations différentes, cadence horaire, fabrication fractionnée ou en continu). Ainsi, la productivité horaire inclue et reflète le nombre d'arrêts et de démarrages du procédé d'enrobage.

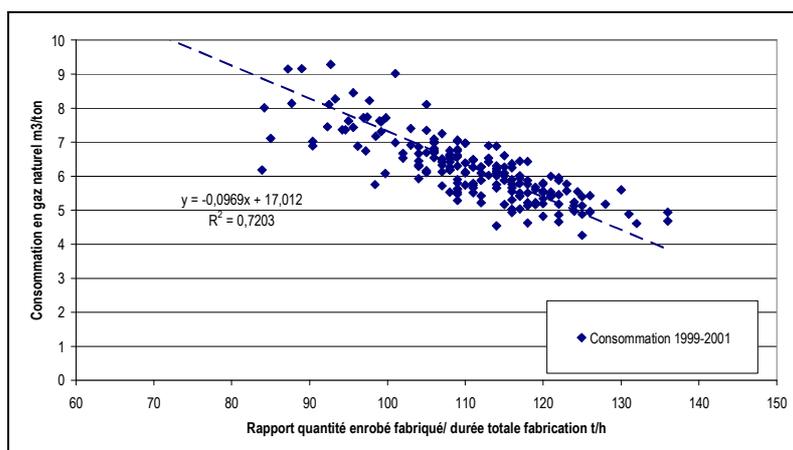


Figure 7. Relation entre la consommation et la productivité⁶¹

⁶¹ Ventura A., Monéron P., Jullien A., Paranhos R., Schemid M., 2005. Approche multi-échelle de la collecte des données sur une centrale d'enrobage, Colloque européen Orgagéc matériaux organiques pour la construction - risques sanitaires et environnementaux, Nantes, pp. 187-197, 4-5 octobre 2005.

On peut constater sur la Figure 7, que la consommation en gaz naturel décroît en fonction de la productivité horaire : la diviser par deux (de 140 à 70 tonnes/heure) entraîne une augmentation de 60% de la consommation.

L'utilisation de données pluriannuelles met donc en évidence une forte variabilité des consommations en gaz naturel. Celle-ci s'accompagne très probablement d'une forte variabilité des émissions si l'on se réfère aux nombreuses mesures en continu réalisées telles que celles montrées sur la Figure 6.

2.4.4 Sources de variabilité liées à la variabilité des entrants du procédé

Une autre source de variabilité identifiée concerne celle des matériaux utilisés par le procédé d'enrobage, c'est-à-dire d'une manière plus générale, la variabilité des entrants. Plusieurs séries de mesures ont permis d'observer l'influence du bitume sur les émissions de HAP.

Une campagne expérimentale menée en 2001⁶² (avant mon arrivée au LCPC mais pour laquelle j'ai exploité les résultats⁶²) était destinée à observer si la réutilisation de fraisats d'enrobé recyclé à différents taux de recyclage (0%, 10%, 20% et 30%). Les fraisats sont des agrégats d'enrobé obtenus lors de la déconstruction d'une couche supérieure de route en enrobé bitumineux (couche de roulement et/ou liaison). La caractéristique des fraisats, par rapport aux agrégats tout venant, est qu'ils sont de provenance routière connue, contrôlée et identique. L'expérimentation réalisée avec des fraisats permet ainsi de s'affranchir des effets éventuels de composition chimique différente du bitume (dans les agrégats, les provenances étant mélangées, les bitumes initiaux peuvent être différents). Il a été constaté que les HAP émis lors des fabrications utilisant des fraisats recyclés avaient des masses moléculaires plus élevées que ceux émis lors de la fabrication et n'utilisant pas de matériau recyclé. Ce phénomène a également été observé grâce à des mesures effectuées sur les émissions provenant directement du matériau chaud⁶⁶, confirmant l'influence du liant bitumineux. L'hypothèse émise concernant cette différence de composition chimique, est celle de l'effet de la « première chauffe » : le bitume chauffé une première fois lors de la fabrication initiale de l'enrobé, émettrait les HAP les plus légers, puis à la « seconde chauffe » ayant lieu lors du recyclage de l'enrobé, émettrait moins de HAP en quantité molaire, mais plus lourds en masse moléculaire.

Une modalité a également été réalisée sans bitume dans des conditions classiques de fonctionnement⁶⁹, c'est-à-dire avec circulation des granulats (modalité 7 Figure 5). Elle a mis en évidence une quantité molaire totale en HAP correspondant à environ 25% d'une quantité molaire émise dans des conditions classiques de fabrication (modalités 2 et 5 de la Figure 5). Ces HAP correspondent à la contribution des réactions de combustion du gaz naturel (qui peut également émettre des HAP⁶³), mais la composition chimique en HAP est logiquement trouvée différente. On peut constater dans le Tableau 4 que les flux massiques des émissions canalisées mesurées autres que les HAP, ne présentent pas de tendance en fonction du taux de recyclage : ce sont des composés directement issus des réactions de combustion. Le bitume est donc à l'origine d'émissions en HAP, avec, probablement, une influence quant à sa composition chimique en lien sa provenance (coupe de pétrole issu^{64,65} et/ou enrobé recyclé), mais que les autres émissions et la consommation paraissent plus liées aux conditions de fonctionnement (voir point précédent).

Emissions	0%	10%	20%	30%
CO ₂ (kg)	579	1 000	1 093	1 378
COG (kg)	5,8	13,2	3,4	3,7
NOx (g)	410	438	572	686
Consommation de gaz naturel (m ³ (N))	584	670	594	590

Tableau 4. Émissions atmosphériques canalisées de la centrale d'enrobage en fonction du taux de recyclage des agrégats d'enrobés⁶⁶ – COG : Composés Organiques Gazeux

Parmi les taux de recyclage testés (0%, 10%, 20% et 30%), il a été observé une tendance linéaire des résultats entre les tests à 0%, 20%, et 30%, mais avec un point remarquable cependant : la fabrication à 10% était

⁶² Ventura A., Monéron P., Jullien A., Mazri C., Guidoux Y., Schemid M., 2004. Comparaison environnementale de couches de liaisons recyclées à différents taux par la méthode ACV, Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées, N° 250-251, pp. 93-113.

⁶³ D'Anna A., Kent J.H. Aromatic formation pathways in non-premixed methane flames. *Combustion and Flame*, Vol 132, 2003, pp 715-722.

⁶⁴ Tang B., Lu X. and Isacsson U. 1999. *Asphalt Emissions – Health Aspects, Sampling and Analysis*, Royal Institute of Technology. Department of Infrastructure and Planning. Kungl Tekniska Högskolan, Stockholm.

⁶⁵ Kitto, A.M., Pirbazari, M., Badriyha, B.N., Ravindran, V., Tyner, R. and Synolakis, C.E. Emissions of Volatile and Semi-Volatile Organic Compounds and Particulate Matter from Hot Asphalts. *Environmental Science and Technology*, Vol 18, No2, 1997, pp 121-138.

responsable d'une quantité totale de HAP plus élevée que les autres⁶⁶, ce résultat étant corrélé à une augmentation conjointe de la consommation d'énergie. On peut voir en effet dans le Tableau 4, une surconsommation de gaz naturel pour le taux de recyclage à 10%, qui s'accompagne d'un pic en Composés Organiques Gazeux (COG). L'hypothèse formulée était qu'il pouvait s'agir d'une augmentation de la teneur en eau des matériaux introduits dans le tambour : des matériaux plus humides nécessitent une augmentation de l'énergie nécessaire à leur séchage, et peuvent entraîner une modification des réactions de combustion. Ce point a ensuite fait l'objet d'une expérimentation complémentaire présentée dans le point suivant.

2.4.5 Sources de variabilité liées à l'environnement du procédé

Parmi les sources de variabilité observées, je qualifie de sources « environnementales » celles qui sont dues à l'environnement du procédé, pris dans le même sens qu'en approche systémique, à savoir « ce qui environne » le procédé. Dans cette catégorie j'ai inclus des paramètres non contrôlables par l'opérateur. Je présente ici des résultats obtenus concernant l'influence de la variabilité de la teneur en eau des matériaux. Ce paramètre peut être considéré comme une source de variabilité d'un matériau entrant. Cependant, je le considère comme une source environnementale car, contrairement à la quantité et à la provenance du bitume, le taux d'humidité des granulats n'est pas contrôlable par l'opérateur, qui ne peut, le cas échéant, que suivre la valeur de ce paramètre au cours du temps et adapter le fonctionnement de son procédé. De fait, actuellement, on ne dispose pas de moyen de mesure permettant d'évaluer ce paramètre de façon continue, représentative du matériau, et instantanée. La mesure s'effectue de façon ponctuelle, une à trois fois par jour pendant les campagnes expérimentales, et une à plusieurs fois par mois durant un fonctionnement industriel routinier. La variabilité de la teneur en eau des granulats a été observée sur deux échelles : à l'échelle d'une campagne avec une variation artificielle de la teneur en eau des sables, et une échelle pluriannuelle avec une analyse des consommations en gaz naturel.

Effet de la teneur en eau des matériaux

Les résultats inexplicables de la campagne de 2001 (ci-avant) ont conduit à une seconde campagne expérimentale menée en 2003⁶⁷, destinée à observer les effets de la réutilisation d'agrégats (de provenance identique et à des taux de recyclage de 10% et 20%), mais en faisant varier artificiellement la teneur en eau du matériau pour la modalité à 10% (test nommé « 10w » dans le Tableau 5). Si on a observé précédemment que la masse de HAP émis tendait à augmenter en fonction du taux de recyclage, on l'observe également en fonction de la teneur en eau des matériaux, comme le montrent les résultats concernant la modalité 10w (Figure 8). L'effet d'augmentation de masse observé est dû à une variabilité dans la composition chimique des HAP prélevés, de poids moléculaires plus lourds lors du test 10w, car la quantité en moles était quasiment identique (voir Tableau 15 Annexes 8.3 page 96).

Pour replacer l'expérience de 2003 dans son contexte, les résultats de flux sont comparés à ceux de 2001 sur la Figure 9, en fonction des teneurs en eau des granulats mesurées. Malgré un mouillage artificiel des sables pour la modalité 10w en 2003, nous ne sommes pas parvenus à atteindre une teneur en eau comparable à celle de 2001. Les conditions météorologiques entre ces deux campagnes étaient très différentes : conditions estivales en juin 2003 (temps stable, température et pression ambiante élevées), conditions automnales en septembre 2001 (précipitations irrégulières, vent, température et pression ambiante faibles).

A ce niveau de comparaison, l'intrication entre effets « environnementaux », effets de « matériaux », effets de « fonctionnement du procédé » ne permet pas de dégager de tendance ou d'hypothèse.

⁶⁶ Ventura A., Monéron P., Jullien A., 2007. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons emitted from a hot mix asphalt process: study of the influence of recycled bitumen use, *Journal of Environmental Engineering and Science*, Vol. 6, No. 6, pp. 727-734.

⁶⁷ Nouvion S., Ventura A., Jullien A., Monéron P., Schmid M., 2005. Émissions à l'atmosphère liées à l'élaboration d'enrobés en centrale d'enrobage à chaud, *Colloque européen Orgagec matériaux organiques pour la construction - risques sanitaires et environnementaux*, pp. 177-186, Nantes, 4-5 octobre 2005.

Protocols	Asphalt mass tons	Aggregate masses		Total water content ω mass %	Bitumen masses	
		RAP Tons	natural Tons		RAP tons	new tons
0	114.70	0	114.70	0.9	0	6.01
10	113.50	11.35	102.15	1.2	0.45	5.21
10w	114.00	11.51	102.49	1.8	0.48	5.21
20	114.90	23.09	91.80	1.4	0.96	4.78

Tableau 5. Paramètres des tests réalisés^{67, 68}- RAP : Reclaimed Asphalt Pavement

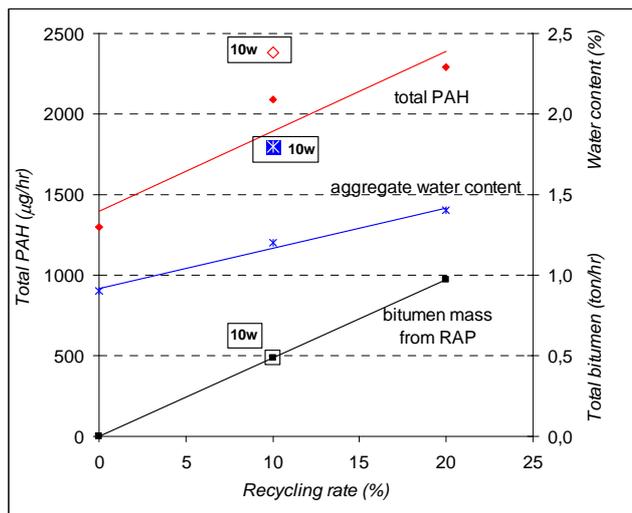
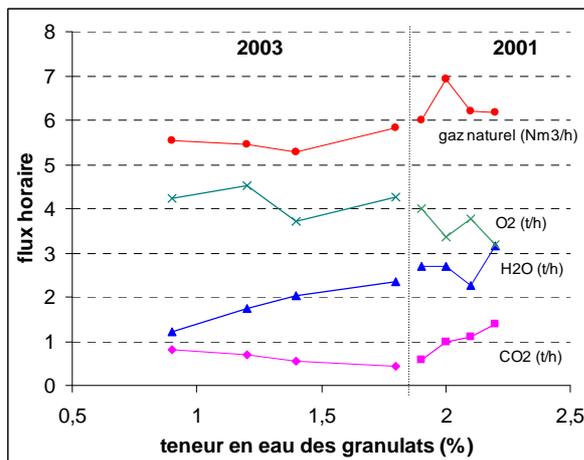
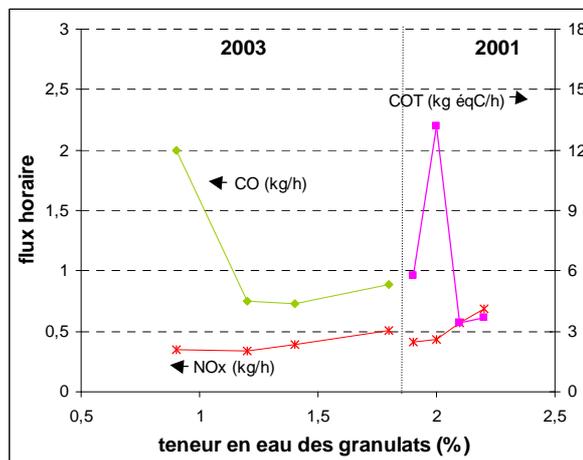


Figure 8. Lien entre teneur en eau, masse de bitume et flux total de HAP émis⁶⁸ – 10w étant une modalité à 10% de taux de recyclage et avec une teneur en eau artificiellement augmentée.



a) Effet sur la consommation en gaz naturel et les flux de gaz naturel, O₂, H₂O et CO₂



b) Effet sur les flux de CO, NOx (graduation à gauche) et COT (graduation à droite)

Figure 9. Effets de la teneur en eau des granulats sur les émissions et les consommations du procédé d'enrobage à chaud⁶⁷

⁶⁸ Ventura A., Monéron P., Jullien A., 2007. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons emitted from a hot mix asphalt process: study of the influence of recycled bitumen use, Journal of Environmental Engineering and Science, Vol. 6, No. 6, pp. 727-734.

Influence à l'échelle pluriannuelle de la teneur en eau des granulats

L'amplitude de variation en fonction de l'humidité des granulats a été analysée par Pierre Monéron à l'échelle pluriannuelle sur la consommation en gaz naturel⁶¹. La Figure 10 montre l'augmentation de la consommation en fonction de l'humidité des granulats, sur des données collectées entre 1999 et 2003. La régression observée (coefficient de corrélation $R=0,71$) a été validée par un test de Student. L'humidité est donc un paramètre influant significativement la consommation en gaz naturel.

Les amplitudes de variation observées sont fortes : la valeur minimale se situe à environ 4 m³ de gaz naturel par tonne d'enrobé produit, et la maximale à environ 9 m³. L'amplitude de variation des émissions est très probablement plus élevée.

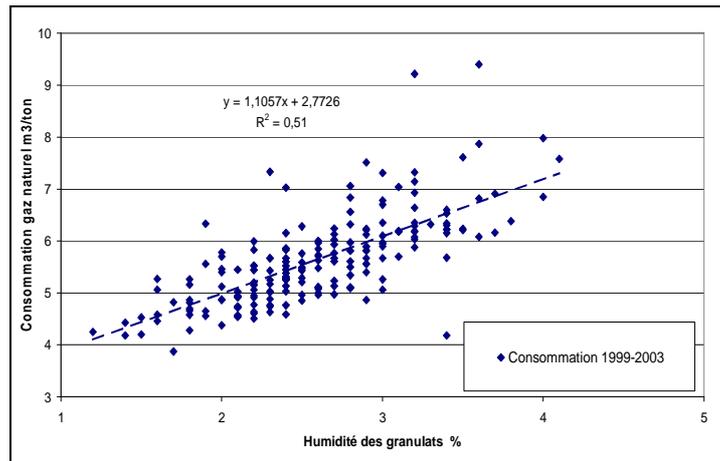


Figure 10. Relation entre consommation en gaz naturel et humidité des granulats⁶¹

2.4.6 Les procédés comme éléments du système sont aussi des sous-systèmes

Ces différentes études sur les procédés d'enrobage m'ont permis de réfléchir sur les caractéristiques des éléments d'un système technosphère en ACV. De l'ensemble de ces études, il apparaît clairement que les différentes sources de variabilité d'un même procédé ont une influence importante sur les valeurs des flux de consommations et d'émissions qui serviront de base à l'ACV.

Ceci amène une première question, la quantification du flux d'un procédé est-elle réellement proportionnelle à la quantité de produit fabriqué ?

Ceci questionne le principe de quantification du flux secondaire en ACV. En effet, dans la technosphère, le *lien technologique* entre deux procédés est quantifié sous la forme du flux secondaire, et il impose, pour rendre les impacts écologiques et sanitaires d'un procédé donné compatible avec l'ACV, d'exprimer ses flux émis et consommés en fonction de ce flux secondaire (sous la forme d'une unité de produit, de masse ou d'énergie). C'est la notion des inventaires unitaires utilisée dans les bases de données où la relation est linéaire.

Or les différentes études du procédé d'enrobage à chaud, montrent que le lien entre flux (émissions et consommations) et quantité de produit fabriqué, n'est en réalité pas linéaire : la proportionnalité entre les flux d'inventaire et l'unité de produit fabriquée est une hypothèse qui ne se vérifie pas. En effet, pour ce procédé, j'ai pu montrer que la combustion avait une influence sur les émissions. La nature chimique et la quantité des émissions des réactions de combustion sont liées à de multiples phénomènes indépendants de la quantité de produit fabriqués, tels que la forme de la flamme, la nature et le degré de pureté du carburant, la qualité du mélange comburant/carburant... Pour ce procédé, on a constaté l'influence des matériaux utilisés, ou encore des conditions climatiques.

D'autre part, j'ai montré également pour ce procédé, que la quantité d'énergie consommée par tonne d'enrobé fabriquée, dépendait de la productivité, c'est-à-dire du nombre de tonnes fabriquées par heure. En effet, les flux d'inventaires (consommations, mais également émissions) sont souvent trouvés en quantités plus importantes

aux périodes d'arrêts et de démarrage du tambour. Cette variabilité n'est pas incluse dans les calculs, car elle est censée ne pas être représentative d'un fonctionnement courant du procédé : les calculs de flux sont effectués en période stabilisée. Cependant, le regard porté sur plusieurs années, montre bien l'influence de ces périodes « instables » sur l'ensemble de la consommation du procédé. Il serait plus représentatif de la réalité d'introduire cette quantité « ignorée » dans le bilan d'inventaire en ajoutant une proportionnalité temporelle.

La proportionnalité des flux d'inventaire à l'unité de produit fabriqué est une hypothèse implicite de l'ACV couramment pratiquée, mais reste une approximation. Cette linéarisation forcée induit des incertitudes importantes. Cela pose la question de la pertinence d'introduire des paramètres non dépendants de l'unité de produit fabriquée, à l'intérieur des procédés, par exemple un paramétrage temporel.

Encadré 7. ACV et proportionnalité des inventaires à l'unité de produit

Une seconde interrogation se pose sur la nature des éléments de la technosphère en tant que sous-système en relation avec l'envirosphère. Dans le cas des procédés d'enrobage, l'influence des facteurs environnementaux sur les consommations d'énergie est montrée. Il existe des éléments technologiques à l'intérieur d'un procédé (par exemple brûleur, tambour, filtre, dans le cas du procédé d'enrobage) ayant chacun leurs influence sur les flux d'inventaire et ayant entre eux un *lien technologique*.

Les procédés sont des éléments du système ACV pouvant être chacun considéré comme un sous-système fonctionnant sur les mêmes principes que le système : une finalité (le produit), des frontières, l'existence de *liens technologiques*, des relations avec l'envirosphère. Le fonctionnement de ces sous-systèmes est lui-même complexe, et une modélisation est nécessaire pour qu'il puisse être relié aux autres procédés du système ACV. Cette simplification passe par l'hypothèse de proportionnalité au produit fabriqué, mais elle n'est pas justifiée autrement que par le besoin de la méthode actuelle.

Il serait plus rigoureux de pouvoir étudier et modéliser les procédés en tant que systèmes, d'en dégager les paramètres influents, pour permettre le changement d'échelle vers le système ACV sur des bases plus pertinentes que la seule proportionnalité à l'unité de production.

Encadré 8. Les procédés sont des sous-systèmes

2.4.7 Conclusions sur les sources de variabilité

Les mesures environnementales réalisées sur le procédé d'enrobage, ont été utilisées dans des études ACV répondant à des objectifs précis (comparaison de technologies voisines). On peut se poser la question de la représentativité de ces résultats de flux quant à un « procédé d'enrobage générique ». En effet, faute d'autres données disponibles, certains des résultats ont aussi été utilisés dans la base de données du logiciel ECORCE⁶ c'est-à-dire dans un outil dont l'objectif est générique.

Les diverses études sur le procédé d'enrobage confrontent deux types d'approches :

- une approche montante (« bottom-up »), où les données sont collectées dans des conditions maîtrisées et spécifiques, mais qui conduisent à écarter la contribution des phases d'arrêt et de démarrage, et donc à sous-estimer les flux réellement émis par le procédé ;
- une approche descendante (« top-down »), où des données annuelles sont collectées mais de façon partielle seulement (consommations d'énergie sans les émissions atmosphériques) qui ne permettent pas d'observer d'éventuelles différences entre les divers produits. C'est le cas de nombreuses données environnementales collectées pour les bases de données ACV, qui se font sous la forme de questionnaires reliant de façon globale des productions totales annuelles à des masses annuelles d'émissions ou de consommations (pour peu qu'elles soient effectivement mesurées, la plupart du temps il s'agit de mesures ponctuelles extrapolées sur une année).

Dans les deux types d'approche, l'information collectée est insuffisante pour avoir des données d'inventaire fiables. Les différentes études permettent de mettre en évidence que les valeurs de flux sont sensibles à des paramètres différents selon leur nature. Les masses et la composition des HAP sont liées à la fois au matériau

bitumineux et aux réactions de combustion, les valeurs des autres flux sont liées aux réactions de combustion. Ceci étant dit, on ne peut que constater l'existence de multiples sources de variabilité qui, bien que distinguées dans la présentation de ce mémoire, sont souvent intriquées : méthodes de mesure, fonctionnement du procédé, variation des matériaux entrants, conditions environnementales du procédé.

On a donc un procédé dont les flux de consommations et d'émissions sont dynamiques, et soumis à des influences multi-facteurs. Cette constatation, loin d'être limitée au seul procédé d'enrobage, est généralisable à l'ensemble des procédés. Elle amène à la question de la représentativité des flux lorsqu'ils sont, pour les besoins de la méthode ACV, ramenés à une unité de produit fabriqué dans le cadre des données d'inventaire.

Il existe un décalage entre l'échelle de l'étude ACV qui considère une hypothèse de continuité basée sur la proportionnalité à l'unité fabriquée, et l'échelle du procédé où les phénomènes sont dynamiques et discontinus. Ces deux approches se confrontent sans complémentarité. La question de la fiabilité des données ACV ramène à celle de la complémentarité des échelles.

Encadré 9. Fiabilité des données et complémentarité des échelles

2.5 Pistes de réflexion sur la technosphère

Dans les parties précédentes sur la technosphère en ACV, j'ai présenté et discuté des sources de variabilité liées à la méthodologie ACV elle-même, ainsi que des sources de variabilité liées à la collecte des données d'inventaire.

Concernant les sources méthodologiques, j'ai expliqué et décrit le lien étroit entre choix du système et objectifs (Encadré 4) qui est inhérent à toute approche systémique, voire à toute approche de modélisation, et j'ai tenté de définir ce lien en ACV, par ce que j'ai appelé le *lien technologique* (Encadré 5) que je considère applicable uniquement dans le cadre des ACV de type « procédé » et « attributionnel ». J'ai également discuté des problèmes de fiabilité des résultats liés aux méthodes d'allocation et du fait que le choix des méthodes dites « par partition » était politique, tandis que celui des méthodes dites « par expansion de système » peu adapté à la multiplicité des solutions technologiques (Encadré 6).

Concernant la collecte des données, j'ai exploré les différentes sources de variabilité que j'ai classées en quatre origines : les méthodes de mesure, les paramètres de fonctionnement du procédé, la variabilité des entrants, et les conditions environnementales du procédé. Bien que classées comme telles, j'ai aussi abouti au fait que ces sources de variabilité sont intriquées et que leurs influences respectives sont difficile à identifier et à quantifier séparément (Encadré 9).

Je présente dans cette partie, mes réflexions, suite à ce travail d'exploration des sources de variabilité de l'ACV dans la technosphère. Je reviens sur ces différents points :

- tout d'abord la construction du système en proposant une méthode basée sur le *lien technologique*, ce qui me permet d'affiner ce concept ;
- ensuite, l'allocation où je reviens sur un nouveau problème posé par la méthode par « expansion de système » et pose la question d'une méthode basée sur les phénomènes physico-chimiques ;
- enfin sur la fiabilisation des données relatives à un procédé, en tant qu'élément du système technosphère.

2.5.1 La construction des frontières du système technosphère

Construction à partir d'un lien technologique basé sur une logique transitive

J'ai discuté de l'importance de la définition des frontières du système qui, en approche systémique, repose sur le lien entre les éléments, ce lien a une logique transitive : si un élément B est en lien avec un élément A, et que l'élément A est à l'intérieur du système, alors l'élément B est aussi à l'intérieur du système.

En ACV de type « procédés » et « attributionnel », j'ai analysé que le lien entre les éléments du système n'est pas le flux secondaire, ce qui est couramment admis, mais ce que j'ai défini comme un *lien technologique*. Le flux

secondaire représente la quantification (en unités de masse, d'énergie ou de produit fabrique) de l'existence du *lien technologique* (voir Encadré 5).

Ainsi, la définition du système en ACV est un processus de construction itératif qui part du produit ou service étudié A, défini par l'unité fonctionnelle, et qui est d'emblée placé à l'intérieur du système technosphère. Ensuite, les *liens technologiques* relatifs à A sont examinés en posant les deux questions suivantes :

- de quelle(s) technologie(s) a-t-on besoin pour produire A ?
- de quelle(s) technologie(s) a-t-on besoin pour que A conserve sa(ses) fonction(s) ?

Les réponses à ces questions définissent des *liens technologiques* qui permettent d'inclure de nouveaux éléments dans le système sur la logique de transitivité. Les deux questions sont posées à chaque nouvel élément. Le processus se répète jusqu'aux frontières où les éléments ne sont pas rattachés à d'autres éléments. Ainsi, il existe un couple système-unité fonctionnelle, tout changement sur l'un remet l'autre en question.

Encadré 10. Démarche de construction du système en ACV : le couple système-unité fonctionnelle

Ce processus de construction du système mérite quelques commentaires.

- Tout d'abord, l'existence *a priori* d'un *lien technologique* ne permet pas toujours d'inclure l'élément concerné dans le système, car la connaissance quantifiée de ce lien n'est pas toujours connue. Notamment, lorsque certaines fonctions du produit A ne sont pas identifiées comme telles (parce que non anticipées). Par exemple, l'infrastructure routière n'a pas pour fonction initiale de faire économiser du carburant. Cependant, si l'on découvre que l'interaction de frottement entre les pneus du véhicule et la couche de roulement influe sur l'énergie consommée par les véhicules, dépend de manière significative du matériau utilisé, alors la route peut prendre une nouvelle fonction qui est celle d'économiser de l'énergie. Ainsi, dans l'étude ACV, les définitions du produit (ou service) et de sa(ses) fonctions, c'est-à-dire de l'unité fonctionnelle, sont une étape primordiale. Les fonctions d'un produit ne sont pas toujours évidentes à formuler, elles doivent être clairement exposées, et surtout être régulièrement réexaminées au cours d'une étude pour éventuellement identifier des *liens technologiques* initialement ignorés.
- Enfin, le système est construit, en fonction des besoins relatifs à un produit. Cependant, il est parfois difficile, une fois le système construit, de trouver des données appropriées. En effet, les bases de données existantes sont souvent déjà des systèmes technosphères incluant des hypothèses nombreuses d'inclusion ou d'exclusion de procédés. Les bases de données devraient donc contenir des données sur des éléments de système isolés, pour permettre à chaque étude de construire son propre système en fonction de ses propres objectifs. L'état actuel des bases de données obligent les praticiens à « faire avec », au risque d'avoir des redondances (éléments identiques inclus plusieurs fois) qui entachent les résultats d'incertitudes supplémentaires mais difficiles à évaluer.

Spécificités en génie civil

Au-delà de l'approche générique de la définition du système en ACV, il existe des spécificités en génie civil.

Le choix de l'unité fonctionnelle et son expression précise sont primordiaux : cela détermine le niveau de complexité de l'étude et du système environnemental. Cette constatation n'est pas propre au génie civil, mais, ce qui rend le choix de l'unité fonctionnelle délicat en génie civil, c'est la capacité à prendre en compte la mise en œuvre, la vie en service et la fin de vie des produits. En effet, si l'objet d'étude est un matériau (comme c'est souvent le cas), la prise en compte de l'étape de sa vie en service est indissociable de celle de la vie de l'ouvrage dans lequel il est utilisé. Ainsi la comparaison de deux matériaux implique une comparaison d'ouvrages rendant le même service : on est obligé de monter en complexité dans le choix de l'unité fonctionnelle. Il en est de même concernant sa fin de vie : il n'est pas possible de dissocier la fin de vie d'un matériau constitutif de celle de l'ouvrage. De plus, la durée de vie des ouvrages est une exigence primordiale en génie civil. La partie « vie en service » (du produit à la tombe) est donc une partie du système particulièrement importante dans le cycle de vie des produits.

Ceci a deux conséquences :

- la vie en service ne peut être prise en compte qu'à l'échelle des ouvrages, je l'ai montré dans le cas de la comparaison de matériaux de chaussées, dont la fonction ne peut pas être dissociée de la structure de la chaussée : l'existence de *liens technologiques* empêche d'isoler le matériau de la structure ;
- la vie en service est incluse dans le système à l'aide de scénarios, c'est-à-dire que sur la partie amont (du berceau au produit), on utilise une ACV de type attributionnel, tandis que sur la partie aval (du produit à la tombe), on utilise une ACV de type conséquentiel⁶⁹.

Ainsi la définition de l'unité fonctionnelle et des étapes de mise en œuvre, vie en service, et fin de vie, nécessitent d'élaborer des scénarios sur la base de la « durabilité » aux sens mécanique et physicochimique et donc aux expertises scientifiques traditionnelles du génie civil correspondantes. Le champ de recherche méthodologique sur les approches performantielles des matériaux et structures peut permettre de faire progresser l'ACV sur ces aspects, car il reste difficile de comparer différentes structures sur la base d'une fonction identique.

Encadré 11. Approche performantielle et durabilité en génie civil : le lien avec l'ACV

2.5.2 Allocation : discussion sur les fondements conceptuels des méthodes existantes

J'ai décrit précédemment les différentes hypothèses d'allocation utilisées en ACV, en démontrant la sensibilité du système à ces hypothèses, et en discutant de leur caractère « politique » au sens large, c'est-à-dire dans le sens où elles étaient laissées au libre choix des auteurs de l'étude et que ses choix pouvaient donc être orientés par les besoins des commanditaires de l'étude, comme je l'ai souligné dans deux publications^{41,42}.

Allocation et statut des sortants

Les deux types d'allocation existants, « par répartition » et « par expansion de système » reposent sur des logiques différentes ; examinons-les.

L'allocation « par répartition » suppose que pour un procédé donné, chaque sortant peut être affecté d'une partie des flux émis ou consommés par ce procédé. La méthode distingue ces sortants en « produits », « co-produits » et « déchets » pour lesquels on définit des règles de répartition, avec un coefficient d'allocation non nul affecté à chaque « produit » et « co-produit », et un coefficient nul affecté aux « déchets » (les règles de calcul des coefficients non nuls étant laissées au choix des auteurs comme on l'a vu). Ainsi, l'allocation par répartition admet que l'on peut diviser les impacts d'un seul procédé sur plusieurs sortants avec pour principe la conservation de la masse : la somme de chaque flux affecté à chaque fonction est égale à la valeur du flux total du procédé.

L'allocation « par expansion de système » distingue également « produits », « co-produits » et « déchets » mais elle repose sur le principe qu'un procédé de production est indivisible. Ainsi, toutes les étapes de traitement des « co-produits » et « déchets » sont affectées au « produit ». Si ces « co-produits » ou « déchets » occupent des fonctions initialement non remplies par le « produit », alors ces nouvelles fonctions sont attribuées au « produit ». Le système de l'étude est élargi pour intégrer ces fonctions. S'il existe d'autres systèmes dans la technosphère qui remplissent déjà ces fonctions, on émet l'hypothèse que le « co-produit » ou le « déchet » remplace ces systèmes existants, et l'on soustrait leurs flux à ceux du « produit ».

Quelque soit la méthode d'allocation, les méthodes reposent sur le statut que l'on attribue aux différents sortants.

Encadré 12. Allocation et statut des sortants

Or ce statut peut évoluer dans le temps. Ainsi, depuis 2008, l'Union Européenne permet de requalifier un « déchet » en « co-produit » si les conditions suivantes sont remplies⁷⁰ : l'utilisation future du « déchet » est

⁶⁹ Ekvall T. 2002. LCA and beyond. Journal of Cleaner Production Vol. 10, pp. 403-406

certaine (filiales établies), le « déchet » fait partie intégrante d'un procédé de production (sa production ne peut être physiquement évitée), le « déchet » peut être recyclé directement sans procédé autre que ceux d'une pratique industrielle classique, la réutilisation ou le recyclage sont légaux. Ainsi, un certain nombre de « déchets » sont susceptibles d'être requalifiés en « co-produits ».

Dans le contexte où un « déchet » serait requalifié en « co-produit » par la réglementation, on voit que la méthode « par répartition » aboutira à un changement de résultat car elle considère les « produits » et les « co-produits » dans le même ensemble, c'est-à-dire affectés d'une partie des flux du procédé⁷¹. Par contre la méthode par « expansion de système » n'aboutira à aucun changement de résultat car le « co-produit » et le « déchet » ne sont pas différenciés et leurs fonctions sont déjà intégrées dans l'étude ACV. D'ailleurs, récemment, un des concepteurs de la méthode « par expansion », a introduit la notion de « material for treatment »⁷², qui inclut et remplace les notions de « déchets », « co-produits ». Dans cette approche, les impacts environnementaux des procédés de traitement d'un matériau quel qu'il soit, sont alloués aux impacts du « produit ». Cette approche définit également un « point de substitution » ultérieur à l'étape de traitement, à partir duquel on peut faire intervenir l'expansion de système, dans le cas où le matériau traité est amené à remplacer un autre matériau.

On constate également que, dans la méthode « par expansion », il faut définir, parmi l'ensemble des produits possibles, celui qui occupera la place du « produit » par rapport à ceux qui occuperont la place de « co-produits ». Aucune définition ne permet de définir ce choix avec précision : est-ce celui des produits qui est vendu le plus cher, celui qui est vendu en plus grand nombre, celui qui apporte le plus de bénéfices, ou encore celui que l'on voulait produire à l'origine ? En effet, beaucoup adoptent cette définition de manière intuitive, mais la réalité industrielle est souvent plus complexe comme dans le cas des produits pétroliers par exemple. Ceux-ci se sont affinés au fur et à mesure du savoir-faire industriel qui a créé de nouveaux « co-produits », parfois pour s'adapter à une demande précise, parfois en créant un besoin. Doit-on dans ce cas considérer un seul des multiples « co-produits » comme « le produit principal » ? Enfin, lorsque ce « produit » est choisi, il reste encore à choisir pour les « co-produits », à quel autre « produit » ils vont se substituer parmi les multiplicités des solutions technologiques possibles (voir Encadré 6).

Enfin, on peut se poser la question du statut de « service » car celui-ci n'est pas un sortant de nature physique. Dans la méthode par répartition, la seule valeur numérique que l'on peut attribuer au service est de nature économique, car il n'est pas quantifiable physiquement. Il semblerait donc que seule une allocation nulle ou de nature économique conviendrait à la prise en compte des « services » dans ce type d'allocation. Dans la méthode par expansion de système, le « service » peut être considéré comme « le produit principal » ou comme un « co-produit », mais il n'induit pas de règle particulière.

Pour résumer :

- la méthode par répartition représente une situation donnée d'un procédé au moment de la réalisation de l'étude ACV, et conserve un potentiel d'évolution des résultats en cas de changement de statut d'un « produit », « co-produit » ou « déchet ». Ce changement de statut peut reposer sur des règles établies : pour le passage d'un statut de « déchet » à un statut de « co-produit », des règles sont déjà proposées par la réglementation européenne. Les statuts de « co-produit » et de « produit » étant traités de la même manière par l'allocation par répartition, la définition d'une règle de passage de l'un à l'autre n'est pas nécessaire. Enfin, l'allocation par répartition, même si elle scinde les flux d'un procédé en plusieurs parties, permet d'assurer le principe de conservation de la masse et possède donc un potentiel de cohérence inter-études ACV, pour peu que toutes les études adoptent la même règle de calcul pour les coefficients (ce qui n'est pas le cas actuellement, voir 2.3.2 L'allocation par répartition page 28). La prise en compte du statut de « service » implique une règle d'allocation nulle ou économique.
- la méthode par expansion de système préfigure une situation future potentielle (c'est logique car la méthode repose sur une approche conséquentielle) mais non certaine. « Déchets » et « co-produits » sont traités de manière identique par la méthode, mais il n'existe pas de règle définissant le passage d'un statut de « co-produit » à un statut de « produit ». Pour une étude donnée on choisit un « produit principal » issu d'un procédé

⁷⁰ European Union. Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council on waste and repealing certain directives. *Official Journal of the European Union*, 22.11.2008, L312: 3-30.

⁷¹ Réf PR

⁷² Weidema B. 2011. Consistent treatment of waste and by-products in LCA. 6th Conference of the International Society for Industrial Ecology, 6th-10th June 2011, Berkeley (USA)

donné est forcément unique et ne peut pas être modifié. Cependant dans une autre étude il pourra être choisi différemment pour un même procédé. Il en est de même pour les systèmes de la technosphère qui seront substitués au « produit principal ». Ainsi, cette méthode ne présente pas de cohérence potentielle inter-études ACV.

Cinq principes pour une méthode d'allocation universelle

Que devrait-on considérer si l'on souhaitait avoir une méthode d'allocation universelle ? Selon moi, cinq principes doivent être respectés que je présente ci-dessous :

1. conserver une cohérence inter-études qui garantie la fiabilité globale de l'ACV,
2. respecter le principe de conservation de la masse qui garantie la fiabilité de l'ACV d'un point de vue physicochimique,
3. avoir un statut du « déchet » qui permette d'attribuer les procédés de traitement de ces « déchets » aux procédés qui les produisent, en adéquation avec sa fonction
4. avoir une règle universelle d'allocation des flux entre les différents sortants qui est indépendante des intérêts des auteurs de l'étude,
5. avoir une règle de passage du statut de « déchet » aux autres statuts en adéquation avec sa fonction.

Encadré 13. Proposition de cinq principes pour une méthode d'allocation universelle

Aucune des deux familles de méthodes ne respecte l'ensemble de ces principes. En fin de mémoire, dans mes perspectives de recherche, je proposerai une démarche de recherche pour avancer sur cette question, que je ne détaille donc pas ici. La règle de passage (point n°5) pourrait reposer sur des critères fonctionnels et économiques, diverses propositions existent dans ce sens^{73,74}.

2.5.3 Variabilité dans la démarche ACV : vers l'éco-conception

Dans cette partie concernant la technosphère, j'ai exploré les sources de variabilité liées aux données utilisées dans l'inventaire. J'ai constaté que chacune de ces sources de variabilité peut provoquer des variations importantes des flux émis ou consommés par le procédé.

On peut donc à juste titre se poser la question de la fiabilité des résultats d'une étude ACV. En l'état actuel de la pratique ACV, les bases de données existantes ne donnent que rarement des informations sur les incertitudes et leurs sources. Il est donc difficile d'évaluer les incertitudes des résultats ACV.

Il convient mieux à mon avis de se poser la question suivante : quelles sont les informations les plus fiables que l'on peut obtenir des études ACV ? Etant donné les sources de variabilités potentielles, la démarche de fiabilisation consiste à mener des études de sensibilité. Celles-ci permettent de vérifier la robustesse des résultats et de repérer les paramètres sensibles dans un système de la technosphère, susceptibles de faire basculer les résultats d'une étude. Ainsi, l'ACV permet, à mon avis, surtout de repérer des procédés et/ou paramètres sensibles vis-à-vis de tel ou tel indicateur.

On arrive logiquement à la notion de l'éco-conception : « *l'éco-conception est une approche qui prend en compte les impacts environnementaux dans la conception et le développement du produit et intègre les aspects environnementaux tout au long de son cycle de vie* ». L'éco-conception se traduit par « minimiser les coûts et les effets négatifs sur l'environnement des produits tout au long de leur cycle de vie »⁷⁵, par exemple par le fait d'intégrer et de prévoir la fin de vie d'un produit dès sa conception⁷⁶. L'éco-conception a plutôt été décrite comme « une façon de penser » que comme « une méthode ou un outil »⁷⁷ et non réduite à la seule sphère

⁷³ Clauzade, C. Bilan environnemental des solutions de valorisation des pneus usagés non réutilisables (PNUR). Techniques de l'Ingénieur, 2011, G2043, 18 p.

⁷⁴ European Union. Directive 2008/98/EC of the European parliament and of the council on waste and repealing certain directives. *Official journal of the European Union*, 22.11.2008, L312: 3-30.

⁷⁵ Knight P., Jenkins J.O., 2009. Adopting and applying eco-design techniques: a practitioners perspective. *Journal of Cleaner Production* 17, pp. 549-558.

⁷⁶ Zwolinski et al., 2006. Integrated design of remanufacturable products based on product profiles, *Journal of Cleaner Production* 14, pp 1333-1345

⁷⁷ Karlsson R., Luttrupp C., 2006. Ecodesign : what's happening ? An overview of the subject area of Ecodesign and of the papers in this special issue. *Journal of Cleaner Production* 14, pp.1291-1298

environnementale, mais également aux sphères économique et sociale. L'éco-conception devra permettre d'améliorer un système technologique. Dans ce sens, l'étude de sensibilité ACV permettra de repérer les points présentant le plus de potentialité d'amélioration.

L'éco-conception est une des finalités possibles de la méthode ACV, et peut être retranscrite comme étant la recherche de leviers d'action au sein de la technosphère, permettant une amélioration des performances écologiques et sanitaires du système étudié. Ces leviers d'actions sont les paramètres identifiés comme sensibles vis-à-vis d'au moins un indicateur d'impact.

Encadré 14. ACV et éco-conception

L'ACV n'est pas la seule méthode utilisée en éco-conception, mais je propose ici une définition du rôle de l'ACV pour l'éco-conception. Plus loin dans ce mémoire, je proposerai une démarche d'éco-conception.

J'ai appliqué cette démarche dans deux cas :

- le premier cas est celui d'une comparaison entre deux systèmes de mélange de béton⁷⁸ ;
- le second cas se situe dans une démarche plus générale de comparaison systématique de l'ensemble des systèmes possibles pour la construction de chaussée, à l'aide de simulations réalisées avec le logiciel ECORCE⁶.

Je présente ici la démarche adoptée dans le second cas. Pour chaque famille de matériaux (enrobés hydrocarbonés, matériaux traités aux liants hydrauliques, matériaux non traités, bétons et enduits), un cas de référence est défini, puis on étudie une variante de ce cas de référence en faisant varier la valeur d'un seul paramètre dans une plage déterminée. A partir de ces deux cas (référence et variante) on calcule l'effet relatif de ce paramètre de la façon suivante.

Soit un paramètre i dont on veut étudier l'effet. On définit E_i l'effet relatif de la variation d'un paramètre sur un résultat environnemental tel que :

$$E_i = \frac{\partial r_i}{\partial v_i} \quad (1)$$

Avec : v_i est la variabilité relative du paramètre i observé (non nulle, sans unité), et r_i est la variabilité relative du résultat lié à la variation du paramètre i observé (sans unité)

L'intérêt de la grandeur E_i est qu'elle est indépendante des valeurs de référence et de variantes choisies.

On calcule v_i comme étant la variabilité relative de ce paramètre i (sans unité).

$$\partial v_i = \frac{(i_{\text{var}} - i_{\text{réf}})}{i_{\text{réf}}} \quad (2)$$

Avec : v_i est la variabilité relative du paramètre i observé (sans unité), $i_{\text{réf}}$ la valeur non nulle choisie comme référence pour le paramètre i observé (dans l'unité spécifique au paramètre observé), et i_{var} la valeur choisie comme variante pour le paramètre i observé (dans l'unité spécifique au paramètre observé).

L'influence r_i de la variation v_i sur les résultats environnementaux est calculée comme suit :

$$\partial r_i = \frac{(r_{\text{var}} - r_{\text{réf}})}{r_{\text{réf}}} \quad (3)$$

⁷⁸ Cazacliu B., Ventura A., 2010. Technical and Environmental Effects of Concrete Production: Dry Batch versus Central Mixed Plant. Journal of Cleaner Production, Vol.18, No.13, pp. 1320-1327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.04.022>

Avec : r_i est la variabilité relative du résultat lié à la variation du paramètre i observé (sans unité), $r_{réf}$ est le résultat obtenu pour le cas de référence (dans l'unité spécifique au résultat observé), et r_{var} est le résultat obtenu pour la variante lié à la variation du paramètre i observé (dans l'unité spécifique au résultat observé).

Certains paramètres sont spécifiques d'un matériau donné, tandis que d'autres sont des paramètres généraux (voir Tableau 6). Il est donc nécessaire de définir plusieurs cas de référence afin de balayer l'ensemble des paramètres. Chaque cas de référence consiste en une seule couche de chaussée.

Les différents cas de référence sont : enrobés, grave émulsion, enduit, grave hydraulique, et béton armé continu. L'ensemble des valeurs de référence et de variations utilisées pour chaque cas est précisé dans les Annexes (8.7 page 103).

Les résultats obtenus par cette étude de sensibilité réalisée avec ECORCE sont présentés dans le Tableau 7.

Dans le cas des simulations réalisées avec ECORCE, l'intérêt de l'étude de sensibilité n'est plus uniquement de tester la robustesse, mais, pour l'ingénieur routier, de repérer les leviers d'action qui lui permettront d'intégrer les effets écologiques et sanitaires potentiels dans sa conception des structures de chaussées. Le Tableau 7 permet d'identifier la longueur et la largeur de la chaussée comme des leviers d'action très efficaces sur l'ensemble des indicateurs calculés. De fait, la géométrie verticale aussi, mais celle-ci influe sur la durabilité des structures et provoquerait probablement un transfert des impacts de la construction initiale vers la vie en service.

Paramètre			Onglet définition du cas d'étude	Onglets formulations					Onglet Engins (déconstruction ou mise en œuvre)
Nom	Unité	Symbole		Mat. bitumineux	Accrochage	Enduit bitumineux	Emulsions	Mat. hydrauliques et cons.	
Longueur	m	L							
Epaisseur	cm	e							
Largeur	m	l							
Distance centrale-chantier	km	d _m							
Distance matériel-chantier	km	d _e							
Distance matériau*-centrale	km	d _g							
Distance matériau*-chantier	km	d _i							
Masse volumique en place	kg/m ³	mva							
Teneur/dosage en liant	selon matériau	T _l	%	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ²	kg/m ³		
Teneur en agrégats	selon matériau	T _a	%		L/m ²		kg/m ³		
Teneur en bitume émulsion	%	T _b							
Teneur en clinker	%	T _c							
Consommation grenaille	kg/m ²	C _g							
Consommation acier	kg/m ²	C _a							
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	C _e							
Durée totale chantier	h	D _c							

Tableau 6. Paramètre à observer pour l'étude de sensibilité et onglets de saisie concernés dans ECORCE
*matériaux : liants, granulats, consommables

Paramètre		Unité	Ei (%)						
			énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	Béton	m	100%	100%	98%	100%	101%	100%	100%
	Grave émulsion		88%	84%	82%	87%	83%	100%	100%
	GB 0/14 – EB 14 assise		99%	99%	101%	98%	100%	100%	100%
Largeur		m	98%	96%	96%	96%	106%	100%	100%
Distance centrale-chantier		km	3%	5%	9%	5%	3%	0%	0%
Distance carrière-centrale		km	6%	10%	15%	10%	5%	0%	0%
Distance liant-centrale		km	1%	2%	3%	2%	1%	0%	0%
Distance acheminement		km	1%	1%	2%	1%	0%	0%	0%
Masse volumique en place		kg/m ³	98%	96%	86%	94%	97%	100%	100%
Teneur/dosage en liant	Matériau Traité LH	%	48%	61%	20%	30%	56%	92%	100%
	Emulsion accrochage	kg/m ²	53%	44%	32%	50%	60%	100%	57%
	Grave émulsion	%	53%	44%	32%	50%	60%	100%	57%
	GB 0/14 – EB 14 assise*	%	42%	40%	46%	62%	67%	98%	67%
Teneur en agrégats**		%	-5%	-5%	-8%	-8%	-9%	-11%	-11%
Teneur en bitume émulsion		%	50%	40%	31%	45%	70%	99%	58%
Teneur en clinker		%	45%	59%	20%	25%	52%	92%	100%
Taux de grenaille recyclée		kg/m ²	-9%	-5%	-8%	-9%	-5%	-59%	-1%
Consommation acier		kg/m ²	4%	7%	10%	14%	6%	84%	1%
Durée totale chantier		h	2%	3%	9%	2%	1%	0%	0%

Tableau 7. Résultats des effets relatifs de la variation de chaque paramètre pour les différents indicateurs⁶ - Orange : Ei > 55%, jaune : 0 % < Ei ≤ 55% ; vert : Ei ≤ 0%

Dans cette démarche, on voit que le calcul de l'effet E_i , s'il est indépendant des valeurs de référence et de variante choisies, est par contre extrêmement lié au système. Il s'agit en fait de tester des perturbations à l'échelle des paramètres de conception et/ou à l'échelle des procédés, et d'observer leur effet à l'échelle du système. Il s'agit d'une première approche du changement d'échelle.

Encadré 15. Perturbation de paramètres ou d'éléments de système

3 L'environnement

3.1 Introduction

3.1.1 Quelles interactions entre technosphère et environnement ?

Comme vu précédemment (Figure 1), l'ACV est une méthode basée sur une approche systémique, et qui analyse l'interaction entre un système technologique, la technosphère, et son environnement, pris au sens large (voir 1.4 page 20), l'environnement.

J'ai discuté précédemment de la construction du système technosphère en ACV et de ses frontières (voir 2.3 page 24). Au-delà de la description de l'intérieur du système, les exigences des études ACV demandent de préciser la zone géographique et la période de temps considérées. Il s'agit donc de préciser où et quand se déroulent les interactions entre la technosphère et l'environnement.

Les interactions entre la technosphère et l'environnement sont appelées en ACV, les flux primaires. Ils sont entrants (ressources naturelles) ou sortants (produit(s), déchet(s), émissions dans les différents compartiments). Ces flux représentent le lien entre les *sources* des flux entrants/sortants, c'est-à-dire les procédés du système de la technosphère, et les *cibles*, c'est-à-dire les éléments de l'environnement susceptibles d'être atteints.

Dans cette partie, j'aborde en introduction la manière dont les indicateurs ACV tentent de représenter le lien entre la *source* et la *cible* dans l'environnement. Ensuite je regarderai comment la méthode ACV représente les échanges dits « primaires », c'est à dire les échanges qui se déroulent entre l'environnement et la technosphère. Je considérerai d'abord les entrants, puis les sortants.

3.1.2 Les indicateurs d'impact en ACV : la représentation du lien entre technosphère et environnement

Afin de faire le lien entre la *source* (c'est-à-dire les procédés qui génèrent les flux primaires circulant entre la technosphère et l'environnement), et les *cibles* (c'est-à-dire des éléments de l'environnement susceptibles d'être atteints), la méthode ACV propose de calculer des indicateurs d'impact, dans l'étape d'évaluation des impacts (ISO 14042⁷⁹), en donnant quelques règles générales:

- quantitative : un indicateur faible correspond à un impact faible,
- substantive : l'indicateur doit indiquer un phénomène pertinent.
- le nombre d'indicateurs doit être limité,
- les indicateurs doivent pouvoir être déterminés à partir des données et des modèles existants,
- les calculs doivent être réalisables en un temps limité, à un coût raisonnable.

De nombreuses méthodes de calculs d'indicateurs existent en ACV. Elles sont quasiment toutes structurées sur le concept du chemin d'impact (« impact pathway »⁸⁰) comme celui présenté sur la Figure 11. Dans cette structure générale, les auteurs distinguent l'étape d'évaluation de l'impact qui représente le lien causal entre la source et la cible, et l'étape de notation qui représente la traduction monétaire des changements induits sur la cible.

⁷⁹ AFNOR 2000. ISO 14042. *Environmental management. Life cycle assessment. Life cycle impact assessment*. Norme ISO 14042

⁸⁰ Krewitt W., Mayerhofer P., Trukenmüller A., Friedrich R., 1998. Application of the Impact Pathway Analysis in the Context of LCA – The long way from Burden to Impact. *Int. J. LCA Vol. 3, No. 2, pp. 86-94.*

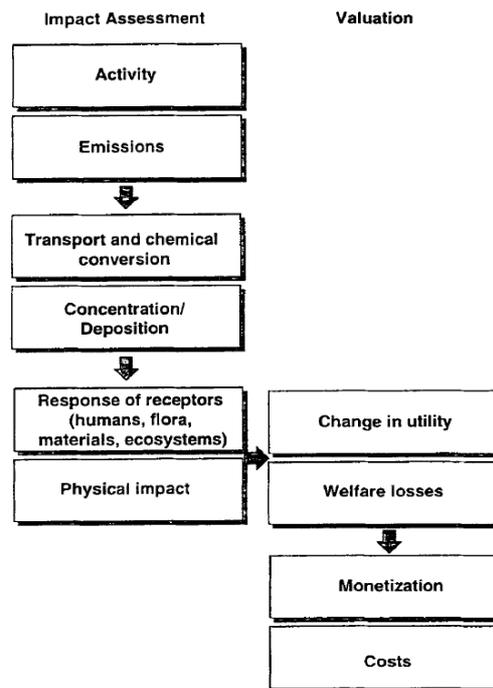


Figure 11. Structure générale du chemin d'impact⁸⁰

Depuis, ce premier schéma de chemin d'impact, d'autres structures ont été proposées, notamment pour l'étape d'évaluation des impacts. Une classification des familles d'indicateurs a été proposée⁸¹ où l'on distingue les indicateurs selon leur position dans le chemin d'impacts :

- les indicateurs « Midpoint » qui représentent un point précis de la chaîne de cause à effet entre les facteurs d'impacts (flux) et les modèles « endpoint ».
- les indicateurs « Endpoint » qui sont les éléments physiques que la société désigne comme devant être protégés. Ils sont liés à des facteurs d'impact et parfois à des « midpoint », et incorporent peu de modèles et/ou de paramètres chiffrés.
- Les indicateurs de « caractérisation des dommages » potentiellement créés par des facteurs d'impacts (flux) sur des « endpoints » agrégés en « aires de protection ». La pondération des dommages inclue toujours des paramètres de pondérations utilisés pour agréger les effets « endpoints ».
- La « Pondération » des facteurs d'impacts potentiels sur chaque « aires de protection » afin de n'obtenir qu'une seule note.

Parmi les indicateurs existants, Lynda Aissani distingue deux grandes familles⁸² : les méthodes conformistes et les méthodes scientifiques :

- les méthodes dites *conformistes*⁸³ qui utilisent, pour le calcul des indicateurs, des seuils de référence basés sur des normes, la réglementation, des objectifs propres au décideur, ou encore des calculs monétaires ;
- les méthodes *scientifiques* utilisent des modèles des chemins d'impact (« impact pathways ») pour caractériser les impacts.

Une partie de ces indicateurs ne répondent pas aux impératifs de la méthode ACV concernant la substantivité. Il s'agit, dans la première classification, des étapes de pondération qui sont souvent prédéfinies dans les bases de données, ou bien déterminées par la négociation. Ces étapes de pondération sont sujettes à débat dans la communauté scientifique de l'ACV, car il s'agit d'étapes permettant de faciliter la prise de décision et d'éviter un nombre trop important d'indicateurs. Je reviendrai sur ce point dans la partie suivante (4.1 Analyse de Cycle de Vie : la tension entre étude et action page 67). Il en est de même des méthodes conformistes, car les valeurs

⁸¹ Bare J.C., Gloria T.P., 2008. Environmental impact assessment taxonomy providing comprehensive coverage of midpoints, endpoints, damages, and areas of protection. *Journal of Cleaner Production* 16, pp. 1021-1035.

⁸² Aissani L., 2008. Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie: application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence. Thèse de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, 344 p.

⁸³ Ce terme indique que la valeur de l'indicateur est calculée par rapport à la *conformité* d'une valeur à une norme, une réglementation, des objectifs...

utilisées sont déterminées par la négociation (seuils normatifs ou réglementaires), et elles ne correspondent pas à des phénomènes pertinents.

Personnellement, j'ai choisi de travailler uniquement sur des indicateurs scientifiques, et je me suis limitée aux indicateurs « midpoint ». Les avantages de ces indicateurs résident à la fois dans la simplicité de leur calcul et la transparence de la méthode utilisée, mais également dans la minimisation des incertitudes car en se limitant à des cibles intermédiaires, le nombre d'étapes à prendre en compte dans le chemin d'impact est réduit.

Le modèle d'indicateur « midpoints » part du principe qu'un flux provoque potentiellement un impact, et qu'en réduisant les flux, les impacts le seront également. Ces indicateurs représentent donc la potentialité des effets écologiques et sanitaires provoqués par l'émission ou le prélèvement d'un flux dans l'environnement, et non l'effet effectif. Ils représentent la pression exercée sur l'environnement, mais ne modélisent pas l'effet en lui-même. C'est un des inconvénients de ce type d'indicateurs, notamment lorsque l'on s'intéresse à des impacts localisés. Mais j'aborderai ces deux questions et proposerai des pistes de réflexion ultérieurement dans ce mémoire.

Les indicateurs « midpoint » sont calculés selon l'expression générale suivante :

$$I^A = \sum_i C_i^A \cdot m_i \quad (4)$$

où A est la catégorie d'impact considérée, I^A est l'indicateur représentatif de la catégorie d'impact A (en kg d'équivalent d'une substance de référence), C_i^A est le coefficient de caractérisation représentant la contribution relative du flux i à la catégorie d'impact A par rapport à la substance de référence (sans unité), et m_i est la masse du flux i contribuant à la catégorie d'impact A (en kg).

3.2 Echanges de l'envirosphère vers la technosphère : les entrants

En ACV, les entrants primaires sont les matières premières naturelles, renouvelables ou non renouvelables, d'origines minérales, fossiles et biologiques, et qui servent à alimenter le système de la technosphère destiné à produire des services, des matériaux et/ou de l'énergie.

Il existe plusieurs types d'impacts environnementaux liés aux entrants de l'envirosphère vers la technosphère, comme la destruction de paysages, d'habitats, de terres arables... J'ai très peu abordé ce type de catégorie d'impact au cours de mes travaux de recherche, et je ne les traiterai donc pas ce sujet dans ce mémoire. J'ai également très peu abordé la question des matières premières renouvelables d'origine biologique, bien que je compte le faire par la suite.

Je ne considérerai donc dans cette partie, que la question des matières premières d'origine minérale et les matières premières d'origine fossile.

3.2.1 Les matières premières d'origine minérales : un indicateur souvent insuffisant

Le prélèvement de ressources minérales en « midpoint » est représenté par la catégorie d'impact « raréfaction des ressources naturelles » et l'indicateur ADP (Abiotic Depletion Potential). Le coefficient de caractérisation est calculé comme suit⁸⁴ :

$$ADP_i = \frac{DR_i}{R_i} \cdot \frac{R_{Sb}}{DR_{Sb}} \quad (\text{sans unité}) \quad (5)$$

où R_i est le taux de prélèvement annuel de la ressource i (kg/an), DR_i est la réserve mondiale de la ressource i (en kg), R_{Sb} est le taux de prélèvement annuel de la ressource Sb (Antimoine) (kg/an), et DR_{Sb} est la réserve mondiale de la ressource Sb (Antimoine) (en kg).

⁸⁴ Guinée JB, Gorrae M, Heijungs R, Huppes G, Kleijn R, van Oers L, Sleeswijk A, Suh S, Udo de Haes HA, de Bruijn H, van Duin R, Huijbregts MAJ. Life cycle assessment: an operational guide to the ISO Standards. Dordrecht (NL): Kluwer Academic Publishers; 2002.

Cependant, la représentativité de cet indicateur en génie civil pose de problèmes concernant les ressources en granulats. Selon Habert et al.⁸⁵, les gisements de cette ressource sont essentiellement liés à des facteurs locaux : les propriétés mécaniques des ressources géologiques, la réglementation en matière d'ouverture de carrière, le coût prohibitif du transport sur de longues distances. Ces facteurs peuvent contribuer localement à rendre cette ressource rare. Ainsi, un indicateur de gisement mondial global s'avère peu pertinent.

Il en est de même pour d'autres types de ressources, comme par exemple, les ressources en eau. Sa disponibilité dépend essentiellement de conditions locales et de sa qualité physicochimique par rapport à l'usage que l'on veut en faire. Un groupe de travail international se penche depuis plusieurs années sur la façon de traiter la question de l'eau en ACV⁸⁶.

Je n'ai pas personnellement travaillé sur ces questions mais j'ai pris l'option de ne pas calculer l'indicateur ADP dans mes différentes études, et de rester au niveau des flux massiques prélevés.^{87,6}

3.2.2 Les matières premières d'origine fossile : la prise en compte de l'énergie matière

Les différentes grandeurs de l'énergie en ACV et leur signification

La méthode ACV impose, quelque soit le point du système technosphère, de toujours revenir à la quantité d'énergie prélevée dans l'envirosphère. Il s'agit de la valeur appelée « énergie primaire ». *L'énergie primaire* est l'énergie contenue dans la matière première (pétrole, charbon, uranium...), généralement égale au pouvoir calorifique inférieur ou supérieur de la matière première.

Au sein d'un système de production, cette énergie est « découpée » selon l'utilisation de l'énergie (voir Figure 12). On distingue :

- *l'énergie secondaire* : c'est la part d'énergie primaire ayant été transformée en un type d'énergie différent (hydrogène, électricité...) qui est utilisée dans la technosphère ;
- *l'énergie matière* (feedstock energy) : c'est l'énergie contenue dans un matériau mais non utilisée comme un carburant ;
- *l'énergie de procédé* (fuel energy) : c'est l'énergie consommée pour les opérations de fabrication d'un produit, elle est forcément issue d'une source d'énergie secondaire.

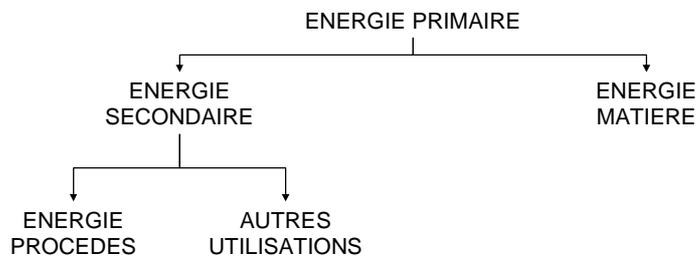


Figure 12. Représentation schématique des différentes utilisations de l'énergie en ACV

Enfin, on utilise également ce que l'on appelle *l'énergie grise* (embodied energy) : c'est l'énergie primaire totale de toute la chaîne technologique en amont d'un produit donné. Cette grandeur est utilisée lorsque l'on a recours à des données d'un inventaire ACV pour un produit qui alimente le système étudié. Cette énergie grise inclut l'énergie secondaire (dont l'énergie procédé) et l'énergie matière relatives à ce produit.

Ainsi, quelle que soit la source et/ou l'utilisation de l'énergie, l'ACV ne considère au final classiquement qu'une seule grandeur d'énergie : l'énergie primaire.

⁸⁵ Habert G., Bouzidi Y., Chen C., Jullien A. 2009. Development of a depletion indicator for natural resources used in concrete. Resources, Conservation and Recycling, Vol. 54 pp. 364-376.

⁸⁶ Kounina A., Margni M., Koehler A., Aoustin E., Humbert S., 2011. Methods addressing water use in LCA: review and recommendations. 6th Conference of the International Society for Industrial Ecology, 6th-10th June 2011, Berkeley (USA)

⁸⁷ Ventura A., Monéron P., Jullien A., Mazri C., Guidoux Y., Schemid M., 2004. Comparaison environnementale de couches de liaisons recyclées à différents taux par la méthode ACV, Bulletin des Laboratoires des Ponts et Chaussées, N° 250-251, pp. 93-113.

La problématique de l'énergie matière

Pour les ressources fossiles utilisées comme matériaux, le fait d'utiliser la seule grandeur énergie primaire pose problème à plusieurs niveaux.

L'interprétation de l'énergie primaire

Le premier problème est lié à l'interprétation de cette grandeur, car celle-ci est assimilée à une énergie consommée, ce qui, dans le cas des matériaux organiques n'est pas le cas. En effet, sur cette question, un groupe international de chercheurs a écrit, sous l'égide de la SETAC⁸⁸ que : « *la prise en compte de l'énergie contenue dans les matériaux organiques est complexe. Les matières premières organiques peuvent être utilisées comme des matériaux ou comme des carburants. Dans ce dernier cas, le matériau est brûlé, produisant une énergie utilisable et des émissions atmosphériques, et ce faisant, dissipe de façon irréversible l'énergie disponible initialement. Dans le cas des énergies fossiles (pétrole, gaz naturel...) ceci représente une diminution des ressources naturelles. A contrario, quand la matière organique est utilisée comme un matériau, l'énergie associée reste contenue dans le matériau. Le contenu énergétique de ce matériau reste disponible pour une éventuelle utilisation comme carburant une fois que le matériau aura rempli sa fonction* ». Ainsi, dans ce texte, l'énergie matière du matériau fossile est considérée comme une réserve d'énergie et non comme une énergie consommée. La réserve d'énergie sera utilisée de façon inéluctable, selon ce positionnement, en fin de vie du matériau par sa transformation en source d'énergie. Les chercheurs de la SETAC reconnaissent que cette façon de ne comptabiliser que l'énergie primaire, est perçue comme pénalisante pour les matériaux organiques comparativement à tous les autres matériaux issus de matières premières non renouvelables⁸⁹. Dans cet esprit, il a été recommandé de calculer séparément l'énergie consommée par les procédés et l'énergie matière contenue dans les matériaux⁸⁹.

Ainsi la position actuelle de l'ACV est de toujours calculer l'énergie primaire, et de distinguer la part d'énergie matière associée, celle-ci étant reconnue comme une réserve d'énergie qui sera, inéluctablement consommée en fin de vie du matériau (seul scénario envisagé).

Le concept de l'énergie matière contient donc à la fois la notion de réserve et la notion de scénario, c'est-à-dire une projection future quant au devenir du matériau organique dans la technosphère.

Encadré 16. Notions contenues dans l'énergie matière

La notion manquante dans l'énergie matière

Du point de vue des impacts du prélèvement des ressources dans l'environnement, le concept de l'énergie primaire est tout à fait logique. Mais, au-delà du problème de l'interprétation de la grandeur de l'énergie primaire (qui se résout au final par une explication), il existe un deuxième niveau de problème : le concept de l'énergie primaire peut, dans certains cas, apparaître insuffisamment représentatif de la réalité de la technosphère.

En partant des réflexions que j'ai menées dans le cas du bitume (matériau utilisé en technique routière), je me suis interrogée sur la validité de ces notions de réserve et de scénario. Le bitume est une ressource fossile utilisée comme un matériau et non comme une énergie et dont le pouvoir calorifique inférieur est d'environ 40 MJ/kg. Deux questions se posent concernant son énergie matière :

- étant donné que la méthode ACV considère que l'énergie matière est une réserve d'énergie, peut-on considérer que le pouvoir calorifique est une grandeur représentative de cette réserve ?
- D'autre part, peut-on considérer que cette réserve sera inéluctablement utilisée ?

En effet, le bitume est un matériau résiduel issu de la fabrication des procédés de fabrication de carburants pétroliers, donc de source d'énergie. Il est donc issu de procédés qui fabriquent de l'énergie secondaire, mais

⁸⁸ Consoli, F., D. Allen, I. Boustead, J. Fava, W. Franklin, A.A. Jensen, N. de Oude, R. Parrish, D. Postlethwaite, B. Quay, J. Siéguin and B. Vigon, 1993. (Eds.). Guidelines for life cycle assessment. A code of practice. Brussels (Belgium), Society of Environmental Toxicology and Chemistry – Europe and North America

⁸⁹ SETAC, 1994. *Life-Cycle Impact Assessment Data Quality : a conceptual Framework*, Ed. SETAC Foundation for Environmental Education, Florida, 1994.

n'est pas lui-même transformé, c'est un résidu lourd du pétrole brut. Les raisons de sa non-conversion en énergie sont multiples et intriquées les unes aux autres :

- sa transformation nécessite des équipements particuliers et les sites industriels ne disposent pas toujours de ce type d'équipement
- l'équipement nécessaire à la conversion du bitume en carburant représente un investissement financier considérable, pas toujours viable économiquement,
- l'origine du pétrole utilisé est plus ou moins favorable à la conversion des résidus en carburants (part plus ou moins importante d'une fraction lourde),
- la conversion du bitume en carburant est polluante et nécessite des procédés de traitement de pollution supplémentaires.

Ainsi, pour ces multiples raisons, la notion de réserve égale au pouvoir calorifique du matériau apparaît inexacte. Le bitume (mais sans doute d'autres matériaux organiques également) ne contient pas une réserve d'énergie facilement disponible. Afin de mieux représenter la réalité de la technosphère, il faudrait pouvoir introduire la notion de disponibilité de l'énergie matière.

Enfin, doit-on considérer que la réserve sera inéluctablement utilisée ? Dans le cas du bitume utilisé en technique routière, il s'agirait soit de récupérer le bitume mélangé aux granulats puis de le transformer en carburant, et/ou de l'incinérer en récupérant l'énergie. Là encore se pose la question de la disponibilité de cette réserve d'énergie.

La disponibilité de la réserve énergétique est une notion manquante à l'énergie matière pour mieux représenter la réalité de la technosphère.

Encadré 17. La disponibilité de l'énergie matière

Les procédés et l'énergie matière

On voit dans le cas du bitume, que la disponibilité de l'énergie matière est liée à des procédés qui permettront de rendre cette énergie utilisable. Si l'on se borne à la question de l'énergie uniquement, la méthode ACV va bien prendre en compte une valeur « de réserve d'énergie disponible », mais cette disponibilité faisant appel à un procédé, elle doit aussi prendre en compte les émissions de ce procédé.

Pour les matières premières organiques servant à la production d'énergie : la valeur de leur contenu énergétique est effective et les émissions liées à leur utilisation (la combustion) sont connues et systématiquement prises en compte dans les études ACV. Par contre pour les matières premières organiques servant à produire des matériaux, la valeur de l'énergie matière est une valeur théorique qui ne représente ni l'énergie qui sera effectivement disponible, ni les émissions qui seront associées au procédé de production et à la combustion. Or, la question se pose inévitablement, notamment concernant par exemple, les carbones « piégés » dans la matière organique utilisée comme matériau.

Ainsi, la notion d'énergie matière contenue dans le bitume s'avère plus compliquée qu'une seule valeur d'énergie mais fait appel à une extension du système aux procédés destinés à transformer le matériau en source d'énergie.

Or, ces procédés n'existent pas à l'heure actuelle pour le bitume : celui-ci, présent dans l'enrobé routier, est stocké puis éventuellement recyclé à nouveau en enrobé routier (c'est du moins un objectif fixé par les professionnels de l'industrie routière en France⁴⁷).

Ainsi dans le cadre de mes travaux⁶, mais d'autres travaux ont également pris cette position⁹⁰, j'ai choisi de ne pas considérer l'énergie matière du bitume, dans l'optique d'approfondir ma réflexion.

⁹⁰ Santero N., Masanet E., Horvath A., 2010. Life Cycle Assessment of Pavements: A Critical Review of Existing Literature and Research. Portland Cement Association R&D Serial No. SN3119a, 88 p.

Le concept d'énergie utile en réserve

Pour résumer ce qui précède, en ACV l'énergie matière représente une réserve d'énergie contenue dans un matériau qui sera inéluctablement disponibilisée en fin de vie de ce matériau. Le cas du bitume montre que la notion de disponibilité de l'énergie n'est pas intégrée dans la valeur de l'énergie matière et qu'elle est liée à l'existence de procédés permettant d'extraire cette énergie.

Afin de mener une réflexion sur la disponibilité de l'énergie, j'ai représenté sur la Figure 13, deux exemples de systèmes, que l'on peut considérer susceptibles de produire une énergie à partir d'une matière première organique. L'un des systèmes (Figure 13a) est destiné à produire de l'énergie A et l'autre un matériau (Figure 13b) contenant une réserve d'énergie A' susceptible d'être utilisée. Sur la Figure 13a, la chaîne technologique en bleu représente une matière première contenant de l'énergie qui est prélevée dans l'environnement et transformée en énergie utilisable. Cette dernière est moins élevée que le stock d'énergie matière initialement présent, en raison des déperditions inévitables : une part de l'énergie est dissipée (second principe de la thermodynamique). Sur la Figure 13b, la chaîne technologique en bleu représente une matière première contenant de l'énergie qui est prélevée dans l'environnement et transformée en matériau. Les procédés d'extraction de la matière première, de son transport et de sa transformation consomment de l'énergie qui peut venir d'une autre source : c'est la chaîne technologique représentée en jaune. Chacun des procédés provoque des émissions de la technosphère vers l'envirosphère.

Avec le seul concept d'énergie primaire, on constate que les expressions des valeurs de l'énergie primaire et de l'énergie grise sont identiques pour les deux systèmes, et ne permettent pas de différencier les énergies A et A' en réserve dans un matériau organique, que celui-ci soit utilisé comme matériau ou comme production d'énergie.

Je propose d'introduire les notions d'*énergie utile* et d'*énergie dissipée*.

L'*énergie utile* représente l'énergie effectivement obtenue après une chaîne de procédés de transformation de la matière première organique (que ces procédés soient destinés ou non à produire de l'énergie). L'*énergie dissipée* est la différence entre cette énergie utile et l'énergie matière initialement présente dans la matière première naturelle. C'est la part de l'énergie est dissipée de façon irréversible.

Pour un système donné, c'est-à-dire un choix d'utilisation d'une matière première organique comme source d'énergie ou comme matériau, on peut calculer l'*énergie dépensée* et l'*énergie en réserve*, parmi lesquelles on distingue l'*énergie utile* de l'*énergie dissipée*.

L'énergie effectivement disponible est donc l'*énergie utile en réserve*. Elle implique d'associer cette valeur à un ou plusieurs procédé(s), et donc de prendre en compte des émissions associées à ce procédé. La valeur est donc associée à deux inventaires d'émissions, l'un dépensé, l'autre en réserve.

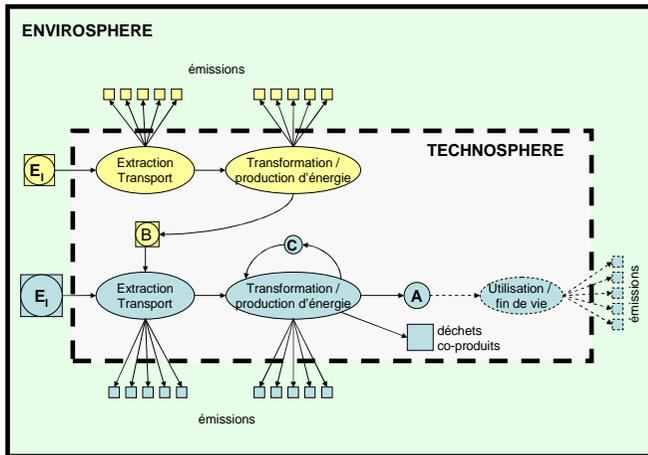
Encadré 18. Notions d'énergies utile et dissipée, dépensées et en réserve

Les valeurs sont calculées pour chaque exemple de système sur la Figure 13. On voit que les grandeurs reflètent le système, mais également chaque matière première naturelle de façon indépendante.

L'énergie utile en réserve : commentaires

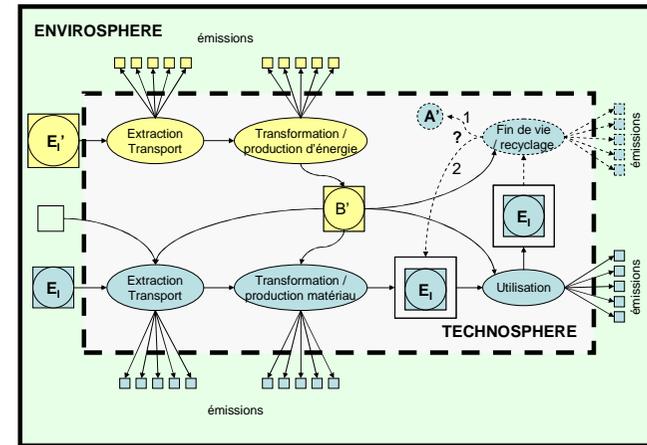
Alors que l'énergie primaire et l'énergie matière sont des grandeurs qui représentent des éléments de la technosphère, l'*énergie utile en réserve* représente une relation entre l'envirosphère et la technosphère. Elle représente un *lien technologique* entre les deux sphères.

SYSTEME



Légende

- E_1 : énergie primaire
- matière
- énergie
- Scénarios futurs
- procédés



GRANDEURS CLASSIQUES ACV

$$E_{1 \text{ totale}} = E_1 + E_1'$$

$$E_{\text{grise}} = E_1 + E_1'$$

$$E_{\text{procédé}} = E_1 + E_1^C$$

$$E_{1 \text{ totale}} = E_1 + E_1'$$

$$E_{\text{grise}} = E_1 + E_1'$$

$$E_{\text{procédé}} = E_1'$$

$$E_{\text{matière}} = E_1$$

UTILITE ET DISSIPATION

ENERGIE (production d'énergie)		Dépendée	En réserve
Utile	Matière première jaune	B	
	Matière première bleue	C	A
Dissipée	Matière première jaune	$E_1 - B$	
	Matière première bleue	$E_1 - C$	$E_1 - C - A$

ENERGIE (production matériau)		Dépendée	En réserve
Utile		B'	A
Dissipée		$E_1' - B'$	$E_1 - A$

a) Exemple d'un système de production d'énergie à base de matière première fossile

b) Exemple d'un système de production de matériau à base de matière première fossile

Figure 13. Energie utile : le bon concept pour représenter la réserve d'énergie matière ?

D'autre part, le concept d'*énergie utile* est à rapprocher de ceux d'exergie (énergie utilisable pour un travail), tandis que celui d'*énergie dissipée* de celui de l'anergie (énergie dissipée qui contribue à l'augmentation de l'entropie). Exergie et anergie ont un sens précis en thermodynamique ; des travaux de bilans ACV d'exergie existent^{91,92,93} et il serait intéressant d'approfondir la relation entre ces différentes notions, appliquée à la prise en compte de l'énergie matière.

Enfin, le concept d'*énergie dissipée* me paraît important du point de vue du principe de la conservation de l'énergie et du fait qu'il reflète l'augmentation de l'entropie créée par un système de la technosphère vers l'envirosphère.

Cette réflexion concernant la prise en compte de l'énergie matière a été approfondi et développé dans un article soumis en 2012⁹⁴.

3.3 *Echanges de la technosphère vers l'envirosphère : les sortants*

Les sortants de la technosphère représentent les flux émis dans les différents compartiments de l'environnement issus de l'inventaire, et qui, dans la méthode ACV sont agrégés sous la forme d'indicateurs.

Le fait de pouvoir calculer un indicateur d'impact à partir des émissions de flux d'inventaire renvoie directement à la connaissance de l'effet de ces flux sur les différentes cibles de l'envirosphère. On retrouve dans les flux d'émissions des inventaires des valeurs (par exemple les « métaux totaux ») qui sont non pertinentes⁶ car ils ne peuvent être reliés à un indicateur. Ainsi, bien qu'arrivant en fin de méthode dans la chronologie de l'ACV, la pertinence des flux d'inventaire à collecter pour chaque procédé doit être considérée d'emblée, afin d'adapter la mesure au calcul ultérieur des indicateurs. En effet, en chimie analytique on ne sait, dans la plupart des cas, rechercher et quantifier ce que l'on s'attend à trouver.

Une fois les flux sortants mesurés, l'indicateur permet de faire le lien entre cette source de pollution et la cible de l'envirosphère concernée. Comme je l'ai écrit en introduction de cette partie, l'utilisation d'indicateurs « midpoint », si elle présente l'avantage de la simplicité, ne permet pas de prendre en compte les impacts localisés. Or, j'ai été confrontée, en génie civil, à la problématique des ouvrages localisés, même si cette problématique dépasse largement le cadre du génie civil et fait l'objet de nombreuses recherches en ACV.

Dans cette partie sur les sortants, je développe ces deux aspects : l'importance d'une mesure environnementale spécifique et adaptée, puis le développement d'indicateurs dont l'impact est relié au lieu d'émission.

3.3.1 Adapter la mesure aux impacts écologique et/ou sanitaire

Mes activités de recherche m'ont confrontée deux fois à la mise en place de méthodes de mesures pertinentes du point de vue du devenir et de l'effet dans l'envirosphère, des émissions :

- l'étude d'un procédé à échelle expérimentale de régénération électrochimique de radicaux hydroxyles (électroFenton), permettant de dégrader des composés organiques,
- l'étude des émissions atmosphériques canalisées d'un procédé d'enrobage des granulats au bitume, à échelle industrielle.

⁹¹ Beccali G., Cellura M., Mistretta M., 2003. New exergy criterion in the "multi-criteria" context: a life cycle assessment of two plaster products. *Energy, Conversion and Management* Vol. 44, No. 17, pp. 2821-2838.

⁹² Dewulf J., Bösch M.E., De Meester B., Van der Vorst G., Van Langenhove H., Hellweg S., Huijbregts M.A.J. 2007. Cumulative exergy extraction from the natural environment (CEENE): a comprehensive life cycle impact assessment method for resource accounting. *Environmental Science and Technology* Vol. 41, No. 24, pp. 8477-8483.

⁹³ De Meester B., Dewulf J., Janssens A., Van Langenhove H., 2006. An improved calculation of the exergy of natural resources for exergetic life cycle assessment (ELCA). *Environmental Science and Technology* Vol. 40, No. 21, pp. 6844-6851

⁹⁴ Ventura A., Santero N., 2012. Organic materials for construction: questioning the concept of feedstock energy. *International Symposium on Life Cycle Assessment and Construction, July 10th-12th, Nantes (France)*, in press.

Pendant mes travaux de thèse³⁰, j'ai travaillé sur la mise en place d'un procédé électrochimique, visant à dégrader des polluants organiques. Pour tester son efficacité, j'ai étudié la dégradation d'un pesticide courant à l'époque : l'atrazine, reconnu comme toxique. Ce pesticide est non seulement très stable dans l'environnement, mais ses sous-produits d'oxydation (Figure 14) sont également stables et toxiques. Le suivi analytique du seul composé atrazine, ne permettait donc pas d'être pertinent en termes d'effets sur l'environnement. La mise en place d'une méthode analytique permettant de suivre les sous-produits réactionnels, était donc nécessaire. Une méthode d'analyse de divers pesticides (dont l'atrazine) par Chromatographie Liquide Haute Performance couplée à un spectromètre de masse avec une interface ionspray a été mise en place⁹⁵, puis adaptée ultérieurement aux sous-produits d'oxydation de l'atrazine. En effet, l'analyse de ces composés par la technique plus classique de Chromatographie Gazeuse couplée à la Spectrométrie de Masse (GC-MS), s'avérait difficile à mettre en œuvre en raison de la polarité croissante des sous-produits d'oxydation.

Grâce à ce suivi, j'ai pu mettre en évidence la dégradation de la dééthylatrazine et de l'acide cyanurique, par le procédé ElectroFenton⁹⁶, alors qu'ils restaient des produits ultimes non dégradés par une réaction de Fenton classique et d'autres méthodes d'oxydation.

Ainsi, un suivi analytique approprié, pensé dès le début de l'étude a permis de mettre en évidence, non pas un gain sur la dégradation d'un composé donné, mais un gain sur la diminution de l'effet toxique de l'atrazine en intégrant son devenir chimique.

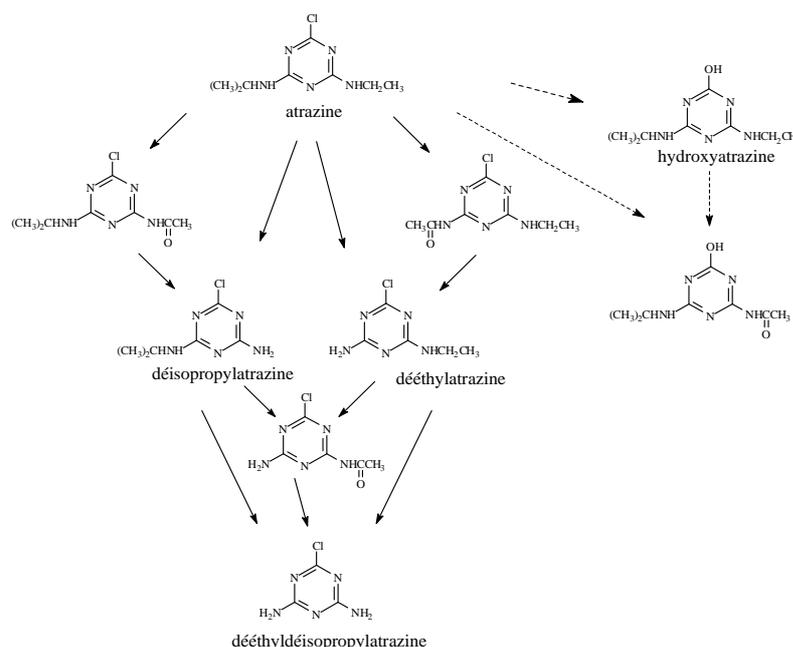


Figure 14. L'atrazine et ses sous-produits d'oxydation⁹⁶

J'ai mis à profit cette approche dans le cas de mesures d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sur sites industriels.

La pertinence des mesures d'émissions atmosphériques canalisées de HAP

La question des méthodes de mesures appropriées s'est posée concernant les émissions canalisées d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP). Les HAP sont une famille de composés dont certains sont avérés toxiques, et qui sont présents dans les liants bitumineux. Ils sont donc émis lorsque le bitume est chauffé. Cependant, ils sont également émis comme sous-produits de toutes les réactions de combustion. L'évaluation des effets écologiques et sanitaires potentiels des émissions canalisées d'une centrale d'enrobage, passe donc par une mesure des HAP émis.

⁹⁵ Giraud D., Ventura A., Camel V., Bermond A., Arpino P., Determination of traces pesticides in water by solid-phase extraction and liquid chromatography ionspray mass spectrometry, Journal of Chromatography A, Vol. 777, pp. 115-125, 1997.

⁹⁶ Ventura A., Jacquet G., Bermond A., Camel V., 2002. Electrochemical generation of the Fenton's reagent : application to atrazine degradation, Water Research, Vol. 36, pp. 3517-3522.

Lors de différentes campagnes expérimentales où la mesure des HAP faisait appel à une société sous-traitante, j'ai pu me familiariser avec les méthodes de prélèvement et l'analyse des HAP tels qu'elles sont réalisées conformément à la réglementation (voir Annexes 8.8 page 110).

J'ai pu constater que ce type de prélèvement et d'analyse ne permettent pas de faire la distinction entre HAP gazeux et HAP particulaires. Or cette propriété physique joue un rôle important dans la manière dont ces molécules sont susceptibles d'être transférées dans l'environnement, et *in fine* être absorbées par l'Homme. Ainsi, la quantification des HAP en utilisant la méthode de prélèvement réglementaire n'est pas en soi satisfaisante pour la prise en compte de leur effet dans l'environnement : il faut pouvoir disposer des informations pertinentes permettant de traduire les quantités mesurées en effets écologiques et sanitaires, c'est-à-dire connaître spéciation chimique des HAP émis.

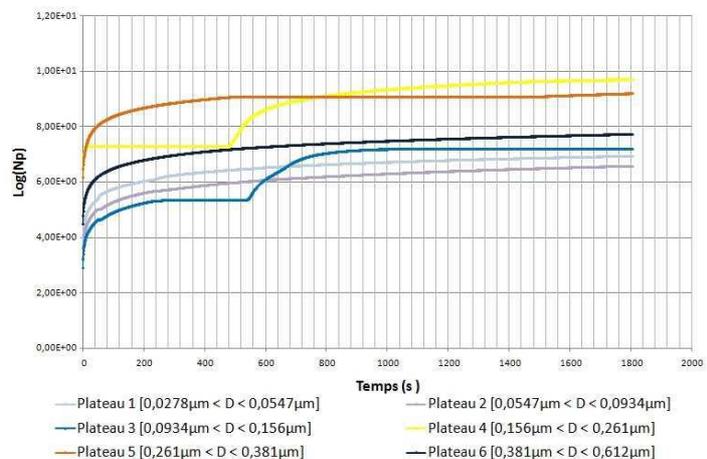
J'ai proposé une nouvelle méthode de prélèvement, et recherché des pistes d'améliorations dans les analyses. Mon choix s'est porté sur un Impacteur Electrique à Faible Pression (ELPI) pour lequel j'ai mis en place un nouveau dispositif de prélèvement en cheminée. Les principes de l'ELPI et du dispositif de prélèvement sont détaillés en Annexes 8.9 (page 111). J'ai piloté une première campagne d'essai sur le site industriel de Blois en juin 2009⁹⁷ en collaboration avec le laboratoire AD²EM d'Aix-en-Provence, spécialisé dans les analyses de HAP des pétroles bruts. Cette collaboration permettait, une fois le prélèvement effectué, de procéder à une identification exploratoire (par spectrométrie de masse) des HAP présents dans les différentes fractions particulaires et gazeuses collectées.

Les premiers résultats obtenus montrent que les diamètres des particules émises sont inférieurs à 0,6 µm avec des évolutions différenciées selon les plateaux (Figure 15). Des améliorations d'organisation et des ajustements techniques (étanchéité, procédures de réglage des pompes, pièces de prélèvement inox, méthode d'extraction...) restent à fiabiliser pour profiter pleinement des avantages espérés de ce dispositif.

Au-delà de la mesure, un travail ultérieur sur un coefficient de caractérisation des particules selon leur taille et leur nature chimique sera ensuite nécessaire.

Figure 15. Premiers résultats de la collecte des HAP particulaires⁹⁷

Evolution du logarithme du nombre cumulé de particules par cm³ (Np), impactées sur chaque plateau au cours du temps



3.3.2 L'indicateur comme lien entre la source et à la cible

Si certains indicateurs ACV peuvent permettre la prise en compte de paramètres localisés dans leurs calculs, il s'agit d'indicateurs « endpoint » reposant sur des méthodologies dont les paramètres localisés sont considérés constants à des échelles continentales^{98,99,100,101,102}. Je me suis posée la question de pouvoir conserver des indicateurs « midpoint » tout en introduisant un paramétrage local.

⁹⁷ Maillard A., Mesure de particules dans les rejets canalisés d'une centrale d'enrobage – méthode avec couplage ELPI-EVA », 36p. soutenu en octobre 2009

⁹⁸ Webster E., Mackay D., Di Guardo A., Kane D., Woodfine D., 2004. Regional differences in chemical fate model outcome. *Chemosphere* 55, pp. 1361-1376.

⁹⁹ Reid L., MacKay D., 2008. Local and distant residence times of contaminants in multi-compartment models. Part I: A review of the theoretical basis. *Environmental Pollution* 156, pp. 1182-1189.

¹⁰⁰ Potting J., Hauschild M., 2005. Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology. *Environmental Project No. 996 2005, Danish Ministry of the Environment*. www2.mst.dk/Udgiv/publications/2005/87-7614-581-6/pdf/87-7614-582-4.pdf.

D'un point de vue restreint au domaine de l'ACV, l'étape de classification est l'étape qui permet de distribuer les flux entre les catégories d'impact. Deux possibilités existent :

- l'assignation, où la totalité de la masse des flux est assignée à l'ensemble des catégories d'impact,
- la répartition où la masse d'un flux qui contribue à plusieurs catégories d'impacts, est répartie entre ces catégories.

La seconde solution est conforme au principe de conservation de la masse tandis que la première ne l'est pas. Cependant, faute de méthode de répartition existante, c'est l'assignation qui est retenue actuellement, et cette question reste un point méthodologique à améliorer¹⁰³.

Cette répartition dépend à la fois des conditions d'émissions liées au procédé, mais également des conditions locales. J'avais abordé cette question au cours de différentes études^{62,41}, mais de façon partielle.

De cette double problématique, j'ai proposé un nouveau cadre conceptuel pour permettre de réaliser l'étape de classification des flux de polluants, en lien avec le compartiment d'émission et la localisation des sources¹⁰⁴.

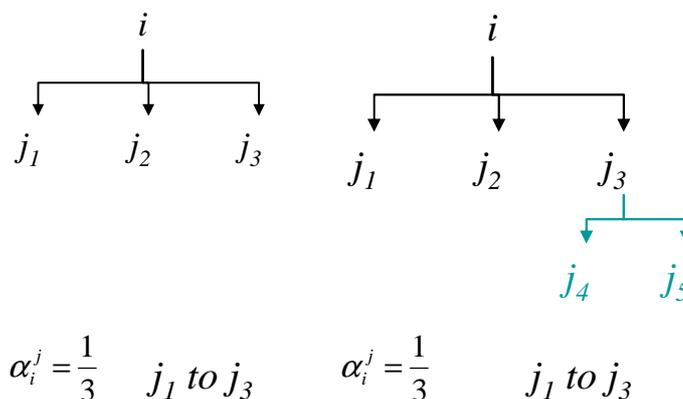
Le principe de la méthode consiste à ajouter un coefficient de classification α_i^A dans la formule classique des indicateurs « midpoint » (voir page 3.1.2 page 49) :

$$I^A = \sum_i \alpha_i^A \cdot C_i^A \cdot m_i \quad (6)$$

Puis on compare les probabilités qu'a un polluant donné de contribuer à l'une ou l'autre des catégories d'impact, en fonction de la zone impactée et de la présence de sa cible.

Introduction aux différents de type de contribution à une catégorie d'impact

Afin d'expliquer le calcul du coefficient de classification, je décline ci-après un exemple servant de support pour définir les concepts nécessaires au calcul. Dans cet exemple (Figure 16), on suppose que la répartition des masses d'un flux i , est équiprobable.



¹⁰¹ MacKay D., Reid L., 2008. Local and distant residence times of contaminants in multi-compartment models. Part I: A review of the theoretical basis. *Environmental Pollution* 156, pp. 1196-1203.

¹⁰² Jolliet O, Margni M, Charles R, Humbert S, Payet J, Rebitzer G, Rosenbaum R. IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *Int J LCA* 2003; 8: 324-330.

¹⁰³ Reap J, Roman F, Duncan S, Bras B. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part II: impact assessment and interpretation. *Int J Life Cycle Ass* 2008b; 13: 374-388.

¹⁰⁴ Ventura A., 2011. Classification of chemicals into emission-based impact categories: first approach for equiprobable and site specific conceptual frames. *International Journal of Life Cycle Assessment*, Vol. 16, pp. 148-158.

$$\sum_j \alpha_i^j = 1$$

Cas a

$$\alpha_i^j = \frac{1}{3} \cdot \frac{1}{2} \quad j_4, j_5$$

$$\sum_j \alpha_i^j \neq 1$$

Cas b

Figure 16. Exemple de calcul d'un coefficient de classification par équiprobabilité

Dans le premier cas (Figure 16a), on considère trois catégories d'impacts, et on calcule donc un coefficient égal à 1/3. La somme des coefficients de classification est égale à 1.

Dans le second cas (Figure 16b), on suppose que le produit j_i issu de la catégorie d'impact n°3, participe lui-même à deux catégories d'impacts. Ce phénomène peut se produire lorsque :

- i est chimiquement transformé en un sous-produit qui contribue lui-même à une catégorie d'impact,
- i n'est pas chimiquement transformé mais il reste disponible pour une autre catégorie d'impact.

Dans ce cas, les coefficients de classification de j_4 et j_5 sont équiprobables entre eux (et égaux à 1/2), mais ils sont multipliés par la valeur du coefficient de classification de la catégorie d'impact précédente. Et la somme des coefficients de classification est différente de 1.

De cet exemple on comprend que le calcul soit fait différemment selon le type de contribution de i aux différentes catégories d'impact. Ainsi, j'ai introduit plusieurs définitions caractérisant le type de contribution. Une contribution d'un flux à une catégorie d'impact est définie comme :

- *réactive*, lorsque le polluant est transformé par une réaction chimique quand il contribue à un effet environnemental, il existe une cible chimique pour ce type de contribution,
- *suspensive* lorsque le polluant n'est pas transformé chimiquement, il n'existe pas de cible chimique pour ce type de contribution,
- *directe* lorsque l'effet environnemental est directement du au polluant considéré,
- *indirecte* lorsque l'effet environnemental est du à un polluant issu d'une transformation chimique après contribution réactive, ou d'un même polluant après une contribution suspensive.

Sur la Figure 17, je présente les cas du méthane et de l'ammoniaque émis dans l'air¹⁰⁵ et de leurs différents types de contribution aux catégories d'impacts concernées.

¹⁰⁵ Ventura A., 2011. Conceptual frame for classification of pollutants into emission based impact categories: a site specific approach for civil engineering applications, 6th International Conference of the International Society for Industrial Ecology, 7-10 June 2011, Berkeley (USA).

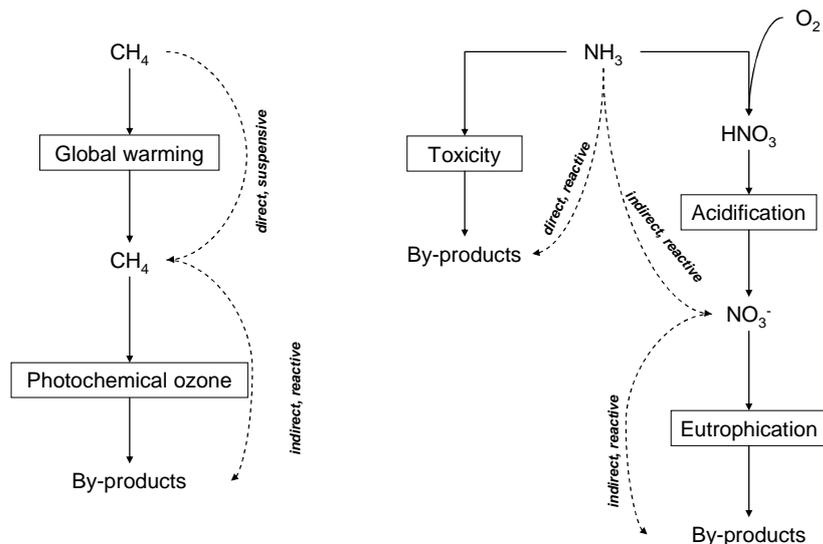


Figure 17. Exemples types de contributions pour des flux de méthane (CH₄) et d'ammoniaque (NH₃)¹⁰⁵

Calcul du coefficient de classification en lien avec le lieu d'émission

Cependant, dans la réalité, la répartition massique du flux i n'est pas équiprobable. Dans ce cas, en l'absence de modèle précis, on peut considérer que la masse se répartira en fonction de sa probabilité à rencontrer, dans sa zone de dispersion, l'évènement qui provoquera l'impact. Ainsi cette probabilité dépend du nombre de cibles chimiques présentes dans la zone de dispersion (Figure 23), la *cible chimique* étant définie comme l'évènement qui provoque simultanément la dégradation d'un polluant et l'effet sur l'environnement

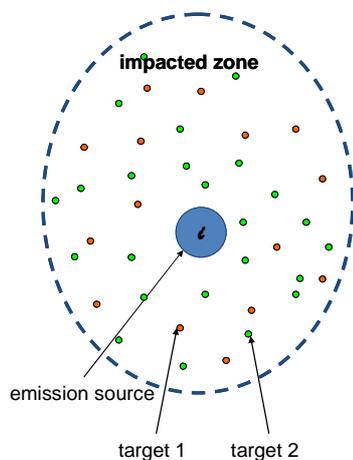


Figure 18. Représentation schématique de la probabilité d'un impact sur une cible dans une zone de dispersion donnée d'un flux¹⁰⁶

Ainsi, le calcul du coefficient de classification se déroule en quatre étapes :

1. la définition de la zone d'impact selon le compartiment d'émission,
2. le choix de la cible chimique pour chaque catégorie d'impact,
3. le comptage d'un score proportionnel au nombre de cibles chimiques pour chaque zone et chaque catégorie d'impact,
4. le calcul du coefficient de classification.

Pour la première étape, j'ai proposé¹⁰⁴, selon le type de compartiment, des ordres de grandeurs pour des zones de dispersion, présentés dans le Tableau 8. Ces zones peuvent être approximées à l'échelle des pays (la

¹⁰⁶ Ventura A., 2011. Classification of pollutants into emission based impact categories: a site specific conceptual frame. 21st Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe, 16-20 May 2011, Milano (Italy).
 Ventura A., 2011. Approche multi-nuisances – indicateurs environnementaux, Vers des indicateurs ACV localisés par l'étape de classification des polluants dans les catégories d'impact: problématique et proposition d'un cadre conceptuel. Séminaire connaissance réciproque de l'IFSTTAR, Atelier 1-1 : pollutions aux échelles locales et régionales, Nantes, 22-23 mars 2011.

connaissance précise du point d'émission et de la zone de dispersion n'est pas nécessaire). Cela nécessite par contre de définir des sous-compartiments d'émission, ce qui requiert un niveau de détail supplémentaire pour les données d'inventaire ; l'existence de ces sous-compartiments est prévue, voire déjà existante, dans les formats d'inventaire Ecospol et de la plateforme européenne de l'ACV.

Emission Compartments and Shapes	Type of the emission spot	Dimension of the impacted zone	Order of magnitude of the impacted zone
Air	Other	Surface	1 km ²
	Stack		10 to 1,000 km ²
Water	Rainwater		10 to 1,000 km ²
	Stagnant water		m ² to km ²
	Quick current water		Downstream length
Soil (point source)	Ocean	Surface	1 to 100 km ²
	Permeable	Depth	m
Soil (surface source)	Impermeable	Surface	m ²
	Permeable	Depth under surface	m ³
	Impermeable	Surface	m ²

Tableau 8. Zones impactées selon le compartiment d'émission¹⁰⁴

Pour la deuxième étape, le choix des cibles chimiques est détaillé dans le Tableau 9. Le nombre de cibles chimiques est une information supplémentaire nécessaire, par rapport aux indicateurs « midpoints » existants. Je les ai choisies comme étant des données facilement disponibles dans la base de données géographiques couramment utilisées.

Emission-based impact category	Chemical target (CT)	Unit
Toxicity	Population density	people/km ²
Ecotoxicity	surface area % of wild nature and cultivated	%
Photochemical ozone	Annual hours of sunshine duration	hr/yr
Acidification (airborne only)	Annual hours without sunshine	hr/yr
Acidification (other compartments)	surface area % of water and humid zones	%
Eutrophication	surface area % of water and humid zones	%

Tableau 9. Cibles chimiques par catégorie d'impact¹⁰⁴

En troisième étape, on calcule un score qui est proportionnel au nombre de cibles chimiques (Figure 19). Une première étape permet le calcul par compartiment et par catégorie d'impact, puis une seconde étape agrège les différents compartiments pour obtenir un score par catégorie d'impact uniquement. De la même manière que pour l'exemple d'une répartition équiprobable (voir Introduction aux différents de type de contribution à une catégorie d'impact page 60), les scores sont d'abord calculés pour les contributions directes, puis pour les contributions indirectes en lien avec la catégorie dont elles sont issues. Le calcul du score, comme on le voit sur l'exemple (Figure 19), est le rapport entre le nombre de cibles chimiques dans la zone considérée et la valeur maximale existante. Ce rapport à une valeur maximale présente l'avantage de positionner les zones les unes par rapport aux autres de façon absolue.

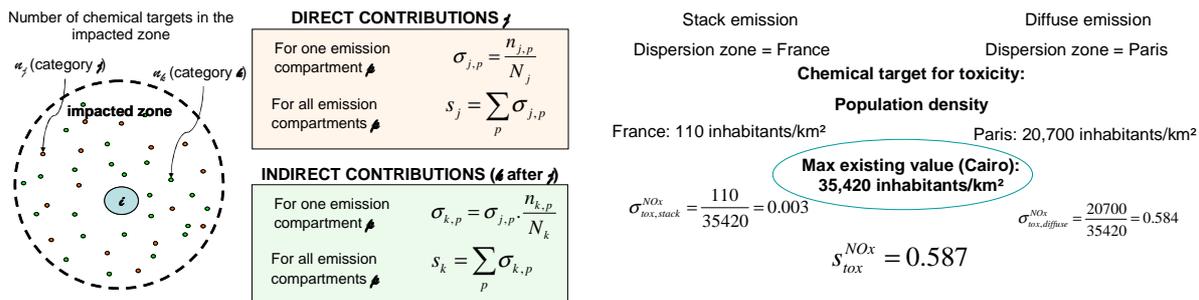


Figure 19. Calcul d'un score proportionnel au nombre de cibles chimiques et déclinaison sur un exemple¹⁰⁶

Enfin, la quatrième étape est le calcul du coefficient de classification proprement dit qui est défini comme le rapport entre le score d'une catégorie sur la somme des scores de toutes les catégories (voir Figure 20).

Impact category j (chemical target)					
	Compartment (taxonomy)				
		S _j	S = ∑ _j S _j		

Classification coefficient of one impact category is the ratio between :

the score of the considered category (all compartments)
the total score (all compartments, all categories)

$$\alpha_j^i = \frac{S_j}{S}$$

Figure 20. Calcul du coefficient de classification¹⁰⁶

Cette méthode de calcul présente à la fois des limites et des avantages.

Les limites que j'y vois sont les suivantes :

- les indicateurs ne sont pas complètement indépendants mathématiquement,
- il n'existe pas de catégorie « pas d'impact » et c'est une piste d'amélioration possible,
- la prise en compte des polluants à longue durée de vie est problématique car la définition des zones de dispersion n'apparaît plus si évidente, et le transfert entre compartiments n'est pas pris en compte,
- la méthode requiert des données supplémentaires par rapport à la méthode classique, voire des bases de données adaptées.

Cependant la méthode présente aussi certains avantages :

- elle permet d'inclure les transformations chimiques dans le calcul des indicateurs, ce qui n'était pas fait jusqu'alors,
- cette méthode présente un cadre conceptuel (ce n'est pas un modèle) et elle permet ainsi une certaine flexibilité en incluant des modèles déterministes pour le calcul de zones de dispersion, selon les besoins de l'étude,
- le recours à des valeurs maximales pour les cibles chimiques permet une prise en compte de la sensibilité potentielle d'une zone donnée,
- le recours à une méthode probabiliste est peut-être la voie vers le calcul d'indicateurs incluant les phénomènes de synergie entre réactifs chimiques.

Ce travail m'a permis de poser un cadre, mais on voit que celui-ci reste à remplir. Ainsi, la définition des zones impactées et le choix des cibles restent encore sujets à améliorations futures.

D'un point de vue plus large, ce cadre permet de prendre en compte l'interface entre la technosphère et l'envirosphère, sans toutefois entrer dans les interactions complexes de l'envirosphère, puisqu'il se borne à définir des probabilités de rencontre entre une source et une cible.

Si l'on revient aux fondements des approches systémiques, où les objectifs sont de caractériser les interactions entre un système et son environnement, ce cadre apparaît cohérent même si sa mise en pratique reste à tester.

La localisation revêt une grande importance en génie civil, mais aussi dans tous les systèmes dont les produits sont localisés. Ainsi une étude ACV utilisant la classification pourrait aboutir à des résultats comme présentés sur la Figure 21. Un des avantages du cadre de la classification que je propose, pour intégrer de la localisation dans le calcul des indicateurs, est sa souplesse en matière de précision. En effet, pour l'arrière-plan du système (les éléments de système éloignés du produit ou du service étudié), il est possible de calculer des coefficients d'allocation de manière très grossière (zone de dispersion approximative), tandis que pour le premier-plan, cette méthode est compatible avec des approches très fines de transferts, de dispersion, de devenir chimique, et de choix des cibles. Le cadre proposé permet d'articuler approches locales et approches globales.

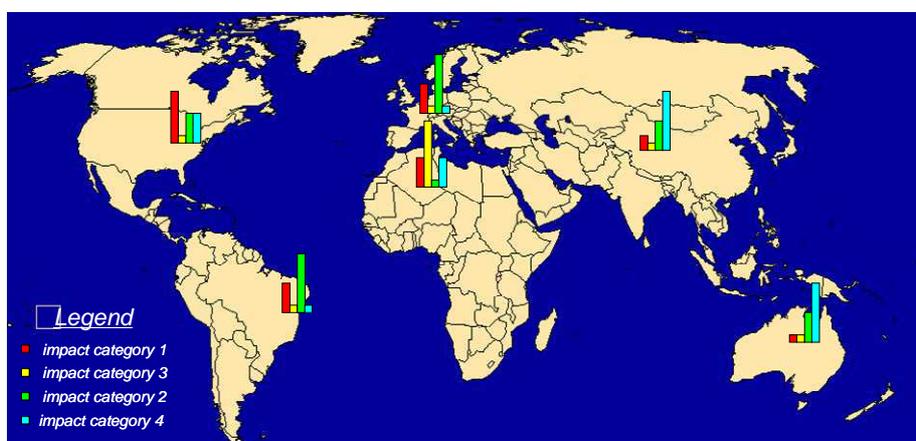


Figure 21. Exemple de résultat qui pourrait être obtenu en utilisant la classification

Enfin, beaucoup de recherche sur des indicateurs ACV localisés existe, mais aucune de ces gammes d'indicateur n'a recours à la classification. Ainsi, les critères locaux utilisés dans ces indicateurs sont très génériques et difficiles à affiner selon les conditions. Cependant, j'ai entamé un travail d'analyse de diverses gammes d'indicateurs, et de leur compatibilité avec l'étape de classification.

3.4 Commentaires

Au regard des parties précédentes, on peut constater qu'il existe une différence de traitement entre les flux entrants et sortants.

Concernant les flux entrants, seul le *lien technologique* justifie leur prise en compte, car ils se situent sur la frontière entre l'extérieur et l'intérieur de la technosphère, ils appartiennent à la fois à l'envirosphère et à la technosphère, donc ils respectent les liens définis pour la technosphère.

Concernant les flux sortants du système technosphère, ils sont « traduits » sous forme d'indicateurs d'impact qui représentent la conséquence de ces sorties de flux primaires sur l'envirosphère, ou plutôt sur des éléments de l'envirosphère, les cibles. A l'intérieur de l'envirosphère les natures des éléments et des interactions ne sont ni uniques, ni aussi simples que le *lien technologique* dans la technosphère. Les liens entre la source issue de la technosphère et la cible dans l'envirosphère, sont complexes, c'est l'objet du calcul des indicateurs de les représenter. L'exigence de substantivité de l'ACV conditionne la nature des liens pris en compte dans le système envirosphère : ils reposent sur des considérations de causalité scientifique et sur des approches disciplinaires : sciences physicochimiques, sciences de la vie. Ainsi, lorsqu'elle s'intéresse aux interactions entre les flux

sortants primaire et les cibles à l'intérieur de l'envirosphère, la méthode ACV dépasse ses attributions : elle s'intéresse à l'envirosphère en tant que système en intégrant dans sa démarche une partie des liens de l'envirosphère, ceux qui relient la source d'un impact, à l'impact lui-même.

La raison d'être des indicateurs reflète la finalité de la méthode ACV elle-même, qui comme toutes les méthodes systémiques, sert à orienter les actions (voir 1.4 page 20) en informant sur les conséquences écologiques et sanitaires. Le calcul des indicateurs doit servir à la décision, il permet d'agréger les nombreuses valeurs de l'inventaire, qui peuvent se compter en plusieurs milliers, en un nombre de valeurs réduit, qui facilite l'analyse et la prise de décision. Leur calculs sur des approches scientifiques (et non sur des approches conformistes) garantissent l'objectivité de la démarche jusqu'à l'obtention des indicateurs. Sous l'angle des fondements systémiques, l'envirosphère est « l'environnement » de la technosphère et n'a pas de finalité. Cependant, les cibles en ACV sont définies comme étant des éléments de l'envirosphère à protéger, car utiles à l'Homme : ressources, écosystèmes, santé humaine. Ils représentent donc une projection humaine qui traduit une certaine vision de la finalité de l'envirosphère pour la technosphère (et/ou pour les sphères économiques et sociales).

4 La décisio-sphère

4.1 Analyse de Cycle de Vie : la tension entre étude et action

Comme je l'ai souligné en introduction de ce mémoire (voir 1.4.1 page 20), les approches systémiques sont orientées sur l'action et la décision.

J'ai pu constater lors de la première étape de développement du logiciel ECORCE, où j'avais fait diffuser un questionnaire (voir Annexes 8.11 page 115), que l'ACV pouvait permettre de répondre à certaines des questions exprimées, mais pas toutes (ou pas encore toutes). Les réponses obtenues⁶ montrent que les acteurs du [RST](#) s'interrogent sur la qualité des données utilisées et leur validation, sur la nécessité de ne pas limiter l'évaluation à un seul indicateur mais encouragent l'exhaustivité, et affirment l'importance d'intégrer la vie en service de la structure. Au-delà de ces questions, ils expriment leur préoccupation de voir intégrées dans l'outil les technologies innovantes qui répondent aux grands enjeux écologiques et sanitaires, mais dont il est actuellement difficile de vérifier la pertinence : retraitement en place, enrobés coulés à froid, matériaux recyclés...

Le décideur doit recueillir des éléments lui permettant d'appuyer ses décisions. Il n'est pas un expert, ses objectifs sont d'avoir des réponses simples à une question posée, à un coût raisonnable et en un temps raisonnable, alors que le problème est souvent complexe (en ACV comme dans d'autres domaines).

Il existe donc une tension entre les exigences scientifiques et décisionnelles, et cette tension est d'autant plus importante actuellement que le monde politique européen a clairement placé cette méthodologie au cœur de sa réflexion depuis le livre vert sur la Politique Intégrée des Produits en 2001¹⁵.

Comme j'ai pu le décrire tout au long des parties précédentes, la méthode ACV doit répondre à des exigences scientifiques, dont une des principales est l'exhaustivité : exhaustivité des systèmes qui doivent comprendre toutes les activités concernées, et exhaustivité des données qui doivent comprendre l'ensemble des flux pertinents d'une manière harmonisée pour l'ensemble des activités du système. D'autre part, dans mes approches, j'ai fait le choix de ne pas intégrer d'étape de « pondération » visant à ne donner qu'une seule note finale. En général, l'étape de pondération se déroule en deux phases :

- une étape de « normalisation » où chaque résultat d'indicateur est transformé en une valeur sans dimension, exprimée en pourcentage par rapport à une valeur de référence de cet indicateur (par exemple la valeur française annuelle),
- une étape d'agrégation, où l'on effectue une somme pondérée de l'ensemble des valeurs sans dimensions.

Tout comme les indicateurs dits « conformistes », les étapes de normalisation et d'agrégation, imposent de choisir des valeurs de référence ou des coefficients plus ou moins importants. Cela aboutit arbitrairement à plus ou moins réduire l'intensité de telle ou telle catégorie d'impact. Dans ces étapes, les choix, à la fois des valeurs de références et des coefficients de pondérations reposent sur des considérations politiques, techniques, économiques ou sociales et il appartient aux spécialistes de ces différentes disciplines de développer des méthodes de choix. Ce type de démarche existe *via* les approches d'aide à la décision multicritères. Si celles-ci ne permettent pas de s'affranchir des coefficients de pondération subjectifs, ces coefficients restent néanmoins lisibles dans les jeux d'acteurs (et les étapes de négociation). Chevalier et Rousseaux¹⁰⁷ ont notamment proposé dix étapes garantissant la construction cohérente d'une famille de critères à partir des résultats de l'ACV.

L'intérêt que j'ai porté à cet aspect de l'ACV est justifié, à la fois par la nature de l'ACV mais aussi par la position du rôle de chercheur dans un EPST (au service de l'Etat), et m'a conduit à mener une réflexion sur les processus de prise de décision et sur le rôle que pouvait y jouer la méthode ACV. Ce faisant, je me suis vraiment éloignée de ma compétence disciplinaire, et j'ai donc abordé les questions en suivant une logique d'approche systémique. Je ne prétends donc pas traiter ces questions de manière satisfaisante d'un point de vue académique, c'est-à-dire en maîtrisant les concepts. Je souhaite que ce travail puisse permettre de susciter des questionnements, car pour beaucoup de praticiens de l'ACV, l'accompagnement aboutissant à la prise de décision n'est pas assez considéré comme faisant partie de la méthode.

¹⁰⁷ Chevalier J. and Rousseaux P. 1999. Classification in LCA : building a coherent family of criteria. *International Journal of LCA* Vol. 4, No. 6, pp. 352-356.

Je me suis intéressée à la pertinence des informations apportées par l'ACV par rapports aux préoccupations de décideurs, à la manière dont on pouvait conserver l'information et la fiabilité apportée par la gamme d'indicateurs, tout en apportant des éléments utiles dans un processus décisionnel. Pour cela, je conçois le processus décisionnel avec la vision systémique qui fonde l'ensemble de ce mémoire (éléments, relations, finalité), dans une sphère particulière que je définis comme étant la « décisiosphère », et en m'intéressant à son articulation avec la technosphère et l'envirosphère.

4.2 La décision : résultat d'un système décisionnel

Dans le cas des infrastructures en génie civil, les décisions sont toujours complexes car elles impliquent un ensemble diversifié d'acteurs, ainsi que des éléments d'appréciation liés à la fois au coût financier, au rôle économique de l'infrastructure, à la sécurité publique, au cadre de vie, à la préservation de l'environnement... L'infrastructure finale est l'aboutissement d'un ensemble de décisions successives suivant une procédure réglementée, depuis le stade de la conception jusqu'à la réalisation des travaux. Le décideur et les acteurs partenaires sont à la fois publics et privés, leur implication ainsi que les décisions à prendre peuvent différer à chaque étape du processus décisionnel.

Je me suis intéressée au processus décisionnel dans le cadre des projets routiers¹⁰⁸ afin de voir, au sein de ce processus, si l'ACV pouvait apporter des éléments pertinents sur :

- son adéquation aux objectifs du processus décisionnel tel qu'il est défini par la réglementation,
- son adéquation avec ses propres besoins méthodologiques, les besoins de la décision, et les résultats qu'elle peut fournir.

J'ai initié et piloté le travail, réalisé pendant la thèse de Shahinaz Sayagh⁴⁰, qui a consisté notamment à analyser le processus décisionnel et les acteurs impliqués, à partir de l'ensemble des procédures et instructions d'élaboration de projets routiers fixés par la réglementation (voir Figure 22).

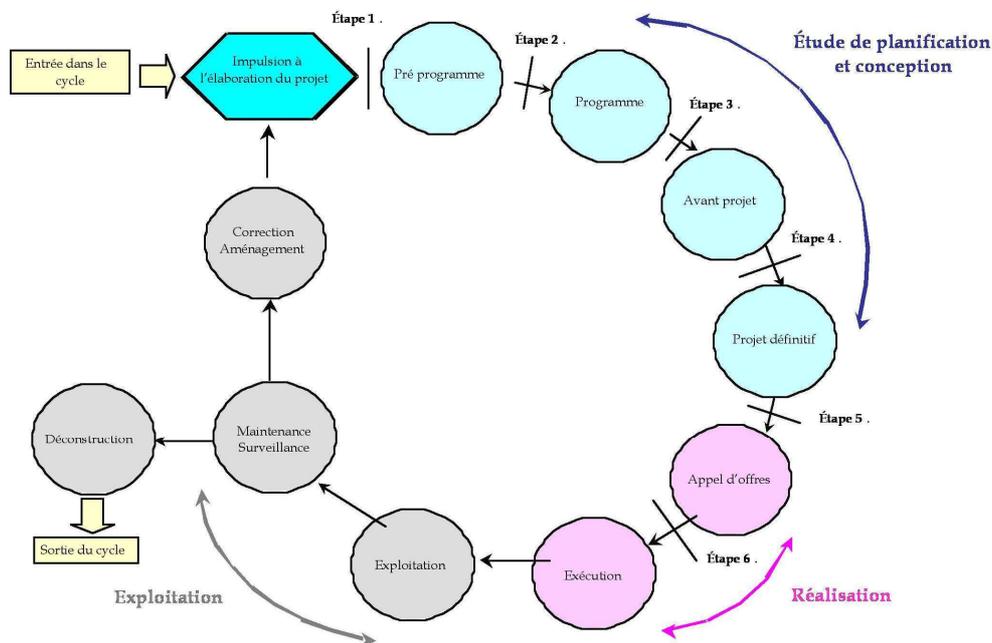


Figure 22. Processus décisionnel d'un projet routier¹⁰⁸

¹⁰⁸ Sayagh S., Jullien A., Ventura A., 2008. Rôle des acteurs dans le processus d'élaboration des projets routiers : analyse de l'approche opérationnelle et recherche de critères décisionnels, Développement Durable et Territoires, 18p.

La Figure 22 représente le processus décisionnel d'un projet routier. Il peut se découper en quatre grandes étapes durant lesquelles les décisions à prendre diffèrent :

- A. au stade de l'impulsion du projet se pose la question de la pertinence même de l'infrastructure routière, ainsi que la comparaison sur les plans écologique et sanitaire de différents modes de transport, ces questions ne sont cependant pas prévues par la réglementation, puisque les procédures s'enclenchent à partir du moment où la décision de construire une route est prise ;
- B. des pré-programmes au projet définitif (planification et conception), la question du tracé et des mesures de compensation et aménagements sont les enjeux principaux des décisions à prendre ;
- C. du projet définitif à l'exécution des travaux (réalisation), les décisions à prendre concernent le choix des prestataires et des différentes solutions technologiques ;
- D. enfin, dans les dernières étapes (exploitation) se décide la politique de maintenance de la route et de ses aménagements.

A l'époque de ce travail, les aspects environnementaux des projets routiers étaient essentiellement pris en compte dans le cadre des études d'impacts. L'ACV permettait d'apporter par rapport aux études d'impacts, des informations différentes et complémentaires (voir Tableau 10).

	Analyse de Cycle de Vie	Etudes d'impact
Objets considérés	Fonctions remplies par un produit ou un service	Site
Etapes du cycle de vie	Du berceau à la tombe (voire au berceau)	Phases de transformation (construction) et d'utilisation du site
Echelle géographique	Globale, régionale	Régionale, locale
Scénarios	Technologiques	Localisations (tracés)
Approche	Comparative entre technologies	Comparative entre sites Comparative entre « avant » et « après »
Indicateurs	Quantitatifs	Qualitatifs (majoritairement)

Tableau 10. Comparaison entre ACV et études d'impact d'un projet routier¹⁰⁹

L'analyse du processus décisionnel¹⁰⁸ a mis en évidence que, globalement, la prise en compte des enjeux écologiques et sanitaires est fortement liée à celle des enjeux de la concertation. Quel que soit le projet concerné, c'est l'initiative de la maîtrise d'ouvrage ou de la maîtrise d'œuvre qui permet d'aller au-delà de la réglementation (comme c'est le cas pour les études ACV qui ne sont pas réglementaires). En lançant un processus de concertation où interviennent des autorités publiques ou associatives compétentes au regard des enjeux économiques, sociaux ou écologiques et sanitaires concernés, la maîtrise d'ouvrage assure la prise de compte de tous les aspects en amont du projet, et une meilleure acceptabilité *in fine*. Cependant, pour engager des concertations, il faut pouvoir disposer de méthodes reconnues et acceptées par tous les acteurs.

L'ACV est-elle une méthode support pertinente et acceptable dans ce processus décisionnel ? A partir des grandes étapes distinguées sur la Figure 22, est-il possible d'utiliser la méthode ACV pour chaque type de décision à prendre ?

Concernant l'étape A (impulsion du projet), une étude ACV porterait sur la comparaison de modes de transports (incluant la solution « non transport »), au sein d'un réseau existant. L'ACV seule ne peut pas répondre à ces questions, car la partie la plus importante concerne la définition et le choix des solutions à comparer, ainsi que leur apport en termes de service de transport dans un réseau donné sur un horizon temporel éloigné : la définition de l'unité fonctionnelle apparaît complexe.

¹⁰⁹ Ventura A., Liénard S., « Indicateurs : vers une approche globale », pp. 62-64. Séminaire approches des impacts des infrastructures de transport sur l'environnement – Quelles données ? Quels Indicateurs ? – Recueil des résumés - 16 et 17 novembre 2004, Ed. Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Coll. Etudes et Recherches des Laboratoires des Ponts et Chaussées – Actes des journées scientifiques du LCPC, 64 p.

Pour l'étape B (planification et conception), la connaissance d'un tracé avec le détail des types de sols et des profils (en long et en travers) devrait permettre de comparer les impacts potentiels des travaux de terrassement, puis du trafic, pour chacun des tracés envisagés. Cependant, la comparaison de tracés impose également de traiter de certains impacts écologiques et sanitaires d'une façon localisée (notamment biodiversité, prélèvement de ressources en eau et pollution des eaux), ce qui pose des problèmes méthodologiques, car l'ACV n'est pas une méthode traitant d'impacts localisés. Il s'agit cependant d'un des axes importants de la recherche actuelle dans le domaine pour lequel j'ai proposé une nouvelle approche (voir 3.3.2 L'indicateur comme lien entre la source et à la cible page 59).

Les étapes C et D, sont les plus faciles à traiter avec l'ACV car elles portent directement sur des comparaisons technologiques. L'évaluation recouvrant l'ensemble des étapes de construction et séquences d'exploitation et entretien chaque acteur pourrait y voir une justification particulière de ses choix. Certains des indicateurs ACV pourraient être utilisés pour proposer des critères décisionnels quantitatifs permettant de compléter les approches existantes à chaque étape du processus décisionnel.

Il est possible de représenter le processus décisionnel comme un système, constitué d'éléments qui sont représentés sur la Figure 22 par les étapes du processus. Entre ces étapes, circule de l'information. La finalité du système est d'aboutir à un choix « route » global, et chacun des éléments (étapes) est un sous-système, que j'appellerais « contexte décisionnel » avec une finalité (décision plus réduite).

Encadré 19. Représentation du processus décisionnel en approche systémique

4.3 *Le sous-système « contexte décisionnel »*

En effet, nous avons pu montrer que¹⁰⁸, dans le processus décisionnel, le fait de sortir du cadre réglementaire, comme cela serait le cas en utilisant des résultats d'ACV, restait à l'initiative du décideur. Ainsi, je me suis intéressée au sous-système « contexte décisionnel », et à la manière dont circulait l'information non réglementaire entre les acteurs d'un contexte donné.

Malgré l'existence d'outils comme support, lorsque la prise de décision est le fruit d'un processus de réflexion collective, elle est avant tout, selon Fixmer et Brassac¹¹⁰, un « *mécanisme collaboratif, éminemment imprévisible, où la relation est au premier plan* » requérant un langage commun, nécessairement unique, qui existe si un ou plusieurs critères décisionnels sont partagés¹¹¹. C'est cette relation à laquelle que je me suis intéressée. J'ai cherché à comprendre comment les grands enjeux écologiques et sanitaires pouvaient ou non être compris, pris en compte ou ignorés, en fonction des relations entre les différents acteurs susceptibles d'utiliser la méthode sous la forme d'un outil ACV :

- soit dans une relation d'exécutant de décisions prises par d'autres acteurs,
- soit dans une relation de décideur entraînant des conséquences sur des acteurs exécutants.

Si dans chaque contexte du processus décisionnel, la (ou les) décision(s) à prendre ainsi que l'acteur décideur peuvent être différents, j'ai représenté (Figure 23) de manière générale les interactions du sous-système « contexte décisionnel », entre les éléments que sont le décideur et les autres acteurs (société civile, services de l'Etat, partenaires économiques).

La notion de décideur est à prendre au sens large. Le décideur est celui qui a une décision à prendre, qu'elle soit technique ou politique, mais il n'est pas *a priori* scientifique, ni spécialiste. Si les buts, les objectifs, les intérêts et les valeurs du décideur sont infiniment variables d'une personne à l'autre, le choix des alternatives et de leurs conséquences restent des éléments qui peuvent être modélisés et évalués de façon rationnelle. Ainsi, le décideur est envisagé comme un acteur rationnel au sens d'Allison et Zelikow¹¹². Dans cette conception de la décision, le décideur rationnel :

¹¹⁰ Fixmer P., Brassac C., 2004 « La décision collective comme processus de construction de sens » In C. Bonardi, N. Grégori, J.-Y. Menard, N. Roussiau (éds), *Psychologie sociale appliquée. Emploi, travail, ressources humaines*. Paris : InPress, 111-118.

¹¹¹ Thoenig J.-C., 2006. « L'action organisée, acquis et usages » Conférence « *les outils pour décider ensemble. Nouveaux territoires, nouveaux paradigmes* » à l'Université Paris Dauphine, 2 novembre 2006.

¹¹² Allison G.T., Zelikow P.D., 2000 « L'essence de la décision. Le modèle de l'acteur rationnel » *Cultures & Conflicts* No. 36. *Rationalités et Relations Internationales* Vol. 1.

1. poursuit un but et des objectifs, ses décisions pèsent l'utilité des actions au regard de ses intérêts et de ses valeurs,
2. peut identifier les alternatives possibles,
3. peut évaluer les conséquences suivant chaque alternative,
4. opte pour l'alternative dont les conséquences sont les mieux placées dans sa fonction d'utilité.

La Figure 23a représente les relations identifiées entre les différents acteurs au sein du processus décisionnel, où l'on voit qu'à côté des interactions formalisées, existent des interactions informelles : échanges oraux, culture commune... Dans ce modèle, il est clair qu'un outil de représentation de résultats ACV permettrait de répondre aux étapes 2 et 3 précitées et on peut se demander s'il pourrait permettre de donner une information formelle et utile aux échanges (Figure 23b).

J'ai impulsé l'idée d'une enquête par questionnaires dans le cadre de la thèse de Shahinaz Sayagh⁴⁰. Les acteurs interrogés sont des acteurs professionnels auxquels est destiné l'outil ACV. Afin de mettre en évidence leurs liens informels relationnels, les acteurs professionnels ont été interrogés à l'aide de questionnaires visant à faire exprimer la vision que chaque acteur avait de l'opinion des autres sur des enjeux écologiques et sanitaires, dont un exemple type est montré sur la Figure 24. Les questions de la Figure 24 sont répétées plusieurs fois par questionnaire en fonction du type d'acteur interrogé. En effet, on lui demande d'exprimer ce qu'il pense des préoccupations de chacun des autres acteurs avec lesquels il peut se trouver en contact lors des différentes étapes du processus décisionnel. Ainsi, des questionnaires distincts ont été construits pour les différentes catégories d'acteurs de la route : maîtrise d'ouvrage (MO), maîtrise d'œuvre (Moe), entreprise routière (E), terrassier (T) et fournisseur de matériaux de construction (F). Pour chacun d'eux, il est demandé, en accord avec le type de relation indiqué sur la Figure 23, la perception qu'il a de son décideur au sein du processus décisionnel, de la société civile, des services de l'état, et à titre personnel. Le décideur est variable pour chaque catégorie d'acteur.

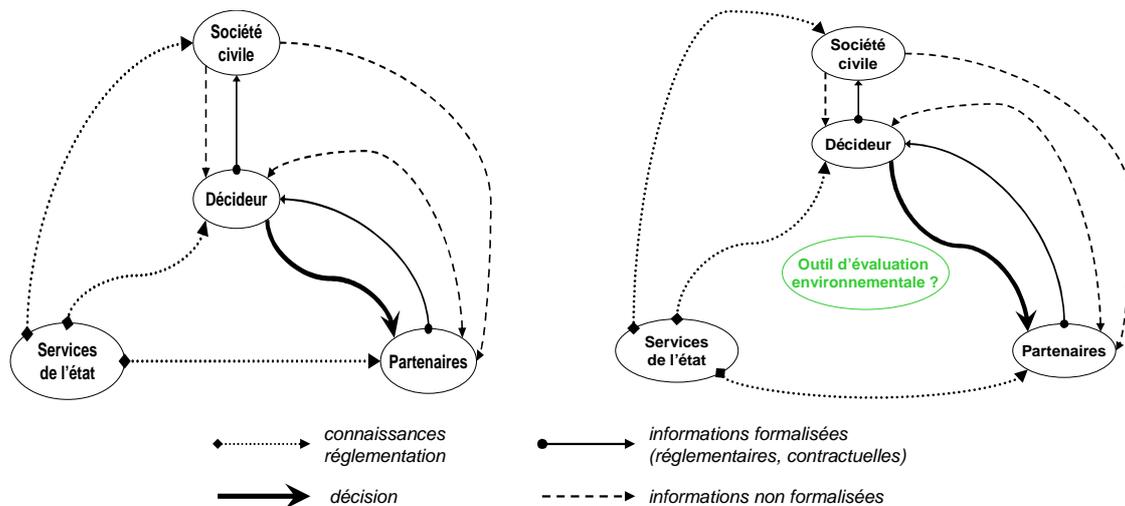


Figure 23a. la situation sans outil

Figure 23b. quelle situation future avec un outil ?

Figure 23. Représentation schématique des interactions entre un décideur et les autres acteurs d'un projet routier (d'après une publication soumise à la revue Développement Durable et Territoires)

Parmi les considérations environnementales suivantes, lesquelles vous semblent intervenir dans les préoccupations de l'acteur ?

Aspects environnementaux	Jamais	Rarement	Régulièrement	Fréquemment	Très fréquemment	Ne connaît pas
économies des ressources naturelles non renouvelables						
augmentation de la valorisation des déchets (tri sélectif)						
protection de la biodiversité						
insertion dans le paysage						
diminution de la pollution de l'air						
diminution des risques sanitaires						
diminution de la mise en décharge des déchets						
diminution des émissions de gaz à effets de serre						
diminution de la pollution des eaux						
diminution de nuisances : sonores, vibratoires, poussières						
économie d'énergie						
autres (à préciser) : _____						
autres (à préciser) : _____						

Figure 24. Modèle de questionnaire (d'après une publication soumise à la revue Développement Durable et Territoires)

Le Tableau 11 synthétise les réponses obtenues. On constate que de leur avis personnels les personnes interrogées se préoccupent de presque tous les aspects écologiques et sanitaires de manière fréquentes ou très fréquente, excepté pour les gaz à effet de serre où l'on ne constate pas de tendance nette. Les riverains par contre sont perçus comme ne se préoccupant jamais ou rarement des autres impacts écologiques et sanitaires. La réglementation est perçue comme se préoccupant régulièrement à fréquemment de tous les aspects écologiques et sanitaires, même si pour certains acteurs, les perceptions peuvent être contrastées comme la protection de la biodiversité, où sans tendance nette comme les risques sanitaires.

Enfin, les décideurs sont perçus comme se préoccupant rarement des aspects écologiques et sanitaires, avec toutefois des perceptions contrastées concernant les nuisances, l'insertion paysagère et la pollution des eaux. La perception des décideurs par les autres acteurs, sur l'importance qu'ils accordent aux divers enjeux écologiques et sanitaires est donc trouvée globalement au-dessous de celle qu'y accorde la réglementation. On peut en déduire que la réglementation reste le moteur principal de la prise en compte de l'environnement par les acteurs d'un projet routier. Le « bon vouloir environnemental » des décideurs, qui permettrait peut-être d'aller au-delà de la réglementation pour répondre à des enjeux écologiques et sanitaires, n'apparaît pas comme évident. Ceci peut paraître en contradiction avec les réponses données à titre personnel par tous les acteurs, d'où ressort fortement un intérêt pour tous les problèmes écologiques et sanitaires en général. L'effet d'un biais introduit par le fait de poser la question, à laquelle l'acteur connaît la réponse qui serait jugée (politiquement ?) « correcte », est tout à fait envisageable concernant l'expression des opinions et valeurs individuelles.

Bien que les méthodes ACV soient développées pour servir de support rationnel à une mise en œuvre concrète des principes de développement durable, la seule approche du calcul et du modèle scientifiques s'avère insuffisante. En effet, si un outil existe, il doit être utilisé, et pour cela être compris et accepté par ses utilisateurs potentiels (Figure 25). Or, selon Schneider¹¹³, « un décideur est un acteur social: par conséquent, il partage une grande partie de son savoir avec d'autres personnes. L'interaction raisonnable entre individus et la coordination de leurs actions ne pourraient pas exister si le savoir individuel sur le monde social et physique ne reflétait pas ses objets et leurs relations d'une façon similaire ». Autrement dit, il faut que les différents acteurs aient suffisamment de connaissances communes pour se coordonner efficacement. L'enquête par questionnaire fait ressortir que le socle commun de connaissances en impacts écologiques et sanitaires est essentiellement basé sur celui de la réglementation. Ainsi la pertinence de l'utilisation d'un outil fournissant des résultats d'indicateurs ACV différents des approches purement réglementaires, proposé comme socle commun de réflexion entre les différents acteurs, dépendra de la compréhension qu'en auront les futurs utilisateurs.

¹¹³ Schneider D.K., 1994 « Modélisation de la démarche du décideur politique dans la perspective de l'intelligence artificielle » Thèse de l'Université de Genève, 309 p.

49). Cependant, ce choix s'oppose aux besoins du décideur non expert qui ne peut pas considérer facilement une multiplicité de critères.

4.4 *L'intelligibilité des résultats par la réponse à l'enjeu décisionnel*

Je me suis intéressée à savoir comment on pouvait, sans perdre ni information, ni fiabilité, et sans introduire de facteurs de pondération subjectifs (du moins arbitrairement en dehors des méthodes de concertation), améliorer l'intelligibilité des résultats, c'est-à-dire leur compréhension par les décideurs.

La notion de compréhension repose sur la connaissance de références, c'est-à-dire, pour les indicateurs, l'unité choisie pour les exprimer. Ainsi, j'ai proposé, dans deux cas, d'avoir recours à une solution de référence, pour laquelle j'ai exprimé les résultats de l'ACV en différentiel, et en les rapportant à un levier d'action pertinent par rapport aux préoccupations du décideur.

Pour traduire, ces indicateurs de façon à les rendre intelligibles sans utiliser de pondération subjective ni d'indicateurs « endpoint », j'ai proposé une méthode en plusieurs étapes :

- exprimer la décision à prendre par comparaison avec une solution de référence
- définir l'enjeu ou la possibilité d'action pertinents du décideur par rapport à cette référence,
- exprimer les résultats d'indicateurs en différentiels par rapport à la référence,
- exprimer les différentiels obtenus pour chaque indicateur sous la forme d'un équivalent du paramètre d'action ou du critère choisi.

Encadré 20. Amélioration de l'intelligibilité des résultats ACV pour le décideur

J'ai appliqué cette méthode dans deux types d'étude : la comparaison de deux procédés de malaxage du béton⁷⁸ et la comparaison de deux procédés d'enrobage bitumineux¹¹⁵.

4.4.1 Comparaison de procédés de fabrication du béton

Pour le malaxage du béton⁷⁸, il s'agissait d'une approche préliminaire pour laquelle la comparaison s'est faite de façon partielle sur quelques flux d'inventaire ; mais le principe peut être utilisé avec des indicateurs de catégories d'impact.

Dans le cas traité :

- la référence est une solution de mélange du béton sans malaxeur (les matériaux sont introduits directement dans un camion toupie) ;
- la possibilité d'action (et l'enjeu) du décideur est l'achat d'un malaxeur (voir Figure 41 et Figure 42, page 102), où les matériaux sont mélangés avant leur introduction dans un camion toupie (cette technologie permettant de mieux contrôler le mélange, permet une économie de ciment) ;
- j'ai défini un indicateur EADT (Environmental Amortization Duration Time) a été défini comme le rapport entre les flux consommés ou émis correspondant à l'investissement, et ceux consommés ou émis correspondant au fonctionnement.

¹¹⁵ Ventura A., Monéron P., Jullien A., Tamagny P., Olard F., 2009. Environmental comparison at industrial scale of hot and half-warm mix asphalt manufacturing processes, Transport Research Board Annual Meeting, Washington DC (USA), January 2009, paper #09-1274, 12 p.

		Initial steel production (for mixing equipment)	
EADT particules (years)		Min	Max
Annual cement concrete production	Min	< 0.1	5.8
	Max	< 0.1	< 0.1
EADT SO ₂ (years)			
Annual cement concrete production	Min	na	na
	Max	0.1	2.2
EADT NO _x (years)			
Annual cement concrete production	Min	0.8	11.5
	Max	< 0.1	0.2
EADT CO ₂ (years)			
Annual cement concrete production	Min	0.1	2.0
	Max	< 0.1	0.2
EADT energy (years)			
Annual cement concrete production	Min	< 0.1	0.4
	Max	< 0.1	< 0.1

Tableau 12. EADT pour les émissions de particules, de SO₂, NO_x et CO₂, et la consommation d'énergie⁷⁸

Le résultat est exprimé en années (voir Tableau 12). Dans cette étude, l'investissement écologique de la fabrication d'un malaxeur correspond au procédé aciérie, et le fonctionnement correspond à la centrale de fabrication du béton. L'EADT est calculé pour des valeurs extrêmes de ces deux procédés, trouvées dans la littérature, afin de tester la robustesse des résultats.

On voit que la performance écologique et sanitaire du système étudié, dépend des performances comparées des procédés. Même si dans la plupart des cas, on obtient un retour sur investissement assez court, on voit que :

- pour un procédé aciérie « trop » performant, on n'atteint la rentabilité qu'au bout de 11,5 ans pour les émissions de NO_x,
- avec un procédé cimenterie « trop » performant, on n'atteint jamais de rentabilité pour le SO₂.

Ces résultats ne signifient pas que l'on ne doit pas avoir de procédés performants, ils explicitent la marge d'amélioration potentielle que donne l'investissement consenti (le malaxeur), en fonction des performances du système.

4.4.2 Comparaison de procédés de fabrication d'enrobé bitumineux

Pour les procédés d'enrobage¹¹⁵ :

- la référence est une solution d'enrobage à chaud,
- la possibilité d'action (et l'enjeu) du décideur est le choix entre un procédé à chaud et un procédé semi-tiède, potentiellement localisés à des endroits différents,
- un indicateur kilométrique traduisant, par catégorie d'impact, la distance maximale de transport admissible pour que les avantages écologiques du procédé semi-tiède restent significatifs sur l'ensemble du système technosphère.

Des résultats obtenus en utilisant cette méthode¹¹⁵ sont présentés dans le Tableau 13. Le décideur peut comparer deux procédés d'enrobage qui lui sont proposés : il n'a qu'une marge de 4 km sur le transport pour que le procédé tiède reste avantageux par rapport à la référence, sur l'ensemble des indicateurs. Si le décideur ne s'intéresse en priorité qu'à la consommation d'énergie ou à l'effet de serre, il peut tolérer une marge de 83 km maximum. Cette méthode a été utilisée dans le cadre de nombreux contrats.

Impact category		Greenhouse effect	Energy Equivalent	Summer smog	Acidification	Eutrophication
Indicator		GWP	EE	POCP	AP	EI
Unit		kg eq. CO ₂	MJ	kg eq. ethylene	kg eq. H ⁺	kg eq. PO ₄
Hot	Asphalt mixing	5 034	105 870	3,00	0,53	0,049
	Road works	324	6 060	0,26	0	0
	TOTAL	5 360	111 930	3,26	0,53	0,049
Warm	Asphalt mixing	1 800	49 120	1,91	0,15	0,014
	Road works	330	6 160	0,22	0	0
	TOTAL	2 130	55 280	2,13	0,15	0,014
Δ = (Hot – Warm)		3 230	56 650	1,13	0,38	0,035
Transport (1 km)		39,25	516,4	0,026	0,088	0,008
Δ (km)		83	109	44	4	4

Tableau 13. Expression de la différence à une référence en équivalent indicateurs transport routier kilométrique – exemple d'application à la comparaison de deux procédés d'enrobage¹¹⁵

4.5 L'éco-conception : à l'interface entre technosphère, envirosphère et décisiosphère

4.5.1 Une démarche d'éco-conception qui intègre le processus décisionnel

Avec toutes les sources d'incertitudes et de variabilités mises en évidence dans ce mémoire, on peut se poser, à juste titre, la question de la fiabilité que l'on peut accorder aux résultats fournis par l'ACV.

J'ai montré que les études de sensibilité permettaient de mettre en évidence des leviers d'action (voir 2.5.3 Variabilité dans la démarche ACV : vers l'éco-conception page 45), et c'est selon moi, l'intérêt principal de la méthode, c'est-à-dire son utilisation pour l'éco-conception. Je propose ici de donner du sens à ce mot, en détaillant ce que j'appellerais une démarche d'éco-conception, que je détaille sur la Figure 26, comme une démarche itérative.

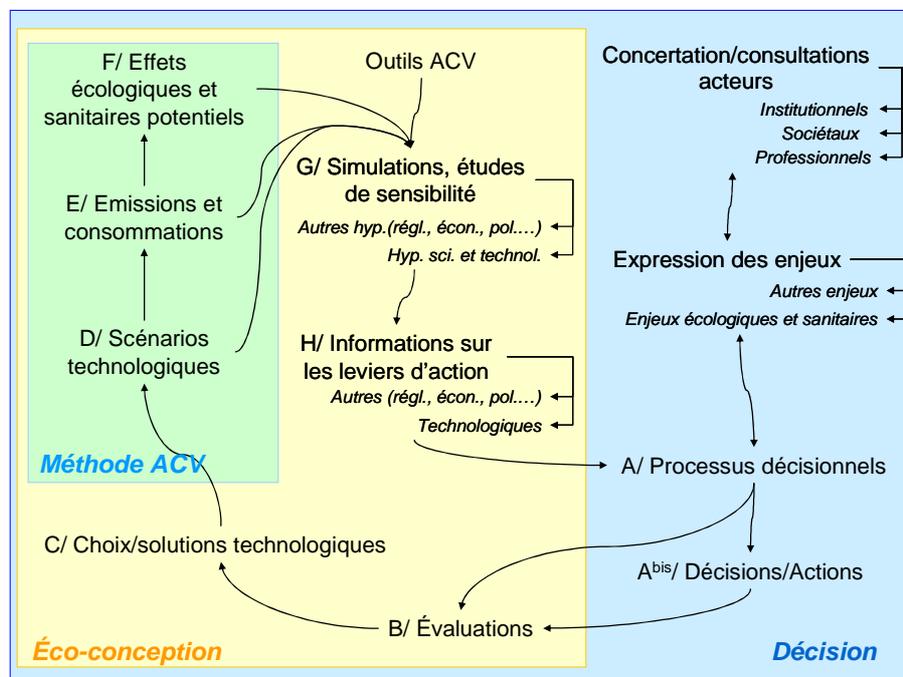


Figure 26. Démarche d'éco-conception

Un processus décisionnel (A) est alimenté par une démarche de concertation d'où ressort une expression des enjeux, avec parmi eux des enjeux écologiques et sanitaires, nécessitant une évaluation (B). Parmi les réponses

à ces enjeux, sont proposées des solutions technologiques (C). C'est à cette condition que l'ACV pourra convenir potentiellement à l'évaluation. Le choix des solutions technologiques (C) à comparer est un point à la fois délicat et crucial dans la conduite de l'éco-conception : il est à l'origine du choix des scénarios technologiques (D) à considérer : unité fonctionnelle et construction du système qui sont reliés l'un à l'autre (voir Encadré 10). Les étapes (E) et (F) correspondent à la conduite de l'étude ACV avec les étapes d'inventaire et d'évaluation de l'impact. L'utilisation d'outils paramétrés permet ensuite d'effectuer l'étude de sensibilité (G) qui permettra de dégager mettre en évidence des leviers d'action. Ces leviers d'action sont réintégrés dans le processus décisionnel, de décisions/actions (A^{bis}) et/ou font de nouveau l'objet d'une concertation et/ou d'une éventuelle réexpression des enjeux. Lorsque certains leviers sont d'ordre technologique, les effets écologiques et sanitaires des décisions peuvent être réévalués dans une seconde itération qui permet d'affiner l'évaluation.

L'ACV n'est donc pas à elle seule une méthode d'éco-conception : elle en constitue la base mais s'insère dans une démarche plus large en interface avec le processus décisionnel.

4.5.2 Les outils : des simulateurs nécessaires pour la concertation et l'éco-conception

Le développement d'outils présente un intérêt à la fois dans une optique opérationnelle, mais également pour la recherche.

D'une part, il permet d'offrir un support de concertation commun à tous les acteurs du processus décisionnel, sur la base d'une information scientifique que l'on veut transparente dans ses limites, tangible et fiable. Dans le cas du logiciel ECORCE, les experts de la route peuvent eux-mêmes évaluer les conséquences écologiques et sanitaires de leurs choix technologiques, et les intégrer dans leurs décisions finales, parmi d'autres critères : économiques, techniques et sociaux. Ainsi le passage de la méthode à l'outil est une démarche permettant de relier des expertises différentes (Figure 27) et de traduire le concept du développement durable en une démarche décisionnelle. Ainsi, l'outil ECORCE est dédié aux experts « chaussées », les entrées sont donc celles attendues par un expert chaussées : les choix de données, de systèmes et d'indicateurs sont imposés (dans la mesure où les informations existent), tandis que les paramétrages technologiques sont au choix de l'utilisateur.

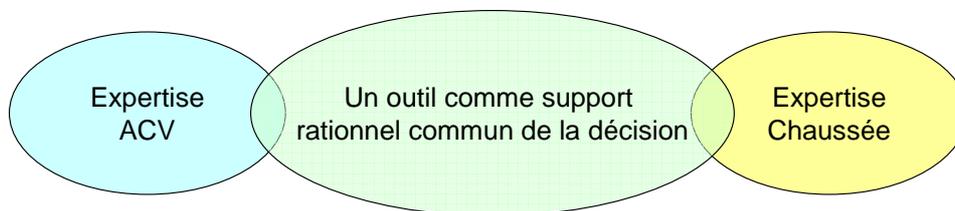


Figure 27. L'outil comme support de concertation commun⁶

D'autre part, dans la démarche d'éco-conception (Figure 26), les outils de simulation s'avèrent nécessaires, car, comme toutes les approches systémiques, il n'est pas possible de « mettre le système en équation », il n'est possible que de modéliser les interactions entre les éléments du système.

4.6 Conclusions

Mes réflexions concernant l'ACV utilisée dans un contexte décisionnel montrent tout d'abord que les préoccupations des utilisateurs potentiels des outils ACV peuvent être en partie traitées par cette méthode, même si dans certains, c'est le manque de connaissance qui fait défaut, et non la méthode elle-même.

Ainsi, l'ACV ne permet pas d'intégrer toutes les préoccupations exprimées, il n'existe pas notamment d'indicateurs concernant les nuisances ou encore l'insertion paysagère, ces impacts intégrant une dimension de perception. Il existe une difficulté pour prendre en compte les innovations technologiques, pour lesquelles les procédés sont mal connus ou instables, et la prise en compte du long terme forcément hasardeuse, en particulier pour des applications en génie civil.

Bien que reconnue nécessaire, l'utilisation de l'ACV n'apparaît cependant pas envisageable sans un accompagnement des acteurs vers un socle commun de connaissances sur la méthode ACV, ses intérêts et ses limites, et ses indicateurs. Le choix de facteurs de pondération et de références de normation sont des démarches subjectives, ce sont donc des points méthodologiques qui, s'ils s'avèrent nécessaires, doivent être traités par des processus de concertation, en accord avec les démarches méthodologiques de l'aide à la décision^{116,117}, et ne doivent pas relever d'une décision du scientifique ou des autres acteurs seuls qui sortiraient alors, à mon avis, de leur rôles respectifs. En effet, s'il est possible d'améliorer l'intelligibilité des résultats d'indicateurs en les rapportant à une référence et en les exprimant en fonction des enjeux du décideur, de la même manière que pour la concertation, traiter les étapes ultérieures implique de la part des différents acteurs une appropriation de la méthode et en particulier des phénomènes représentés par les indicateurs.

Personnellement, je me positionne contre l'utilisation de notes agrégées entre plusieurs indicateurs : l'ACV doit rester une méthode donnant des résultats multicritères qui correspondent à des phénomènes existants d'impacts écologiques et sanitaires. Ces phénomènes, en tant que tels, doivent être connus, et donc expliqués au moins dans leurs grandes lignes aux non-experts (décideurs ou autres). L'agrégation, au-delà de son seul aspect subjectif, aboutit à empêcher la conscientisation des impacts écologiques et sanitaires par les non-experts, car de ce fait, ils ne connaissent par leur existence.

En partant du principe que l'existence des impacts écologiques et sanitaires est comprise, les décideurs restent néanmoins préoccupés par les enjeux qui engagent leur responsabilité et par les actions qui relèvent de leur champ décisionnel, c'est-à-dire leurs propres leviers d'action. Prendre en compte ce contexte décisionnel, c'est donner aux décideurs de l'information sur les conséquences des actions dont ils sont en charge.

Dans le cas de décideurs publics, c'est notamment pouvoir intégrer les enjeux locaux par des indicateurs qui intègrent les spécificités du territoire administré. C'est dans cette perspective que le développement d'indicateurs localisés présente le plus grand intérêt, si toutefois il peut, à terme, être intégré dans des outils facilement utilisables.

¹¹⁶ Benoit V., Rousseaux P., 2003. Aid for aggregating the Impacts in Life Cycle Assessment. *International Journal of LCA*, Vol. 8, No. 2, pp. 74-82

¹¹⁷ Benetto E., Dujet C., Rousseaux P., 2008. Integrating fuzzy multicriteria analysis and uncertainty evaluation in Life Cycle Assessment. *Environmental modelling and softwar*, Vol. 23, No. 12, pp. 1461-1467.

5 Perspectives de recherche

Après avoir balayé mes activités de recherche, je développe dans cette partie, la manière dont je conçois les grandes directions de mon activité dans les années à venir. Je souhaite les orienter selon deux axes qui correspondent aux niveaux d'échelles inférieur et supérieur de la chaîne technologique classiquement étudiée en ACV.

- Au niveau inférieur, je veux m'intéresser à l'échelle de l'élément du système, c'est-à-dire le procédé industriel, en articulation transdisciplinaire avec les disciplines du génie des procédés. C'est selon moi, au vu des réflexions menées dans ce mémoire, l'échelle adaptée pour fiabiliser la méthode ACV et traiter des questions de données, d'allocation et d'incertitudes.
- L'échelle supérieure à celle de la méthode ACV est celle du réseau de technologies sur un territoire : c'est-à-dire l'articulation des systèmes technologiques entre eux et avec les infrastructures de ce territoire (transports, alimentation en énergie et en eau, réseaux de traitement des déchets et d'assainissement, réseaux de communication...).

Dans les parties suivantes, je détaille chacun de ces axes. Néanmoins, je souhaite pouvoir développer de l'activité de recherche à des échéances différentes, l'axe « procédés » tout d'abord, puis l'axe « systèmes technologiques territorialisés » ensuite. En effet, si je ne doute pas de l'intérêt de regarder ce dernier axe, ma réflexion sur le sujet en est encore à ses débuts.

5.1 Fiabilisation de l'Analyse de Cycle de Vie et modélisation des procédés

Nous l'avons vu dans ce mémoire, les procédés sont au cœur de la méthode Analyse de Cycle de Vie (Figure 31a), ils sont les éléments du système de la *technosphère*, et ils sont eux-mêmes des systèmes dont les éléments sont des « opérations unitaires » (Figure 31b), reliées par un *lien technologique* (voir 2.4.6 Les procédés comme éléments du système sont aussi des sous-systèmes page 39). Ils peuvent être modélisés selon la même logique.

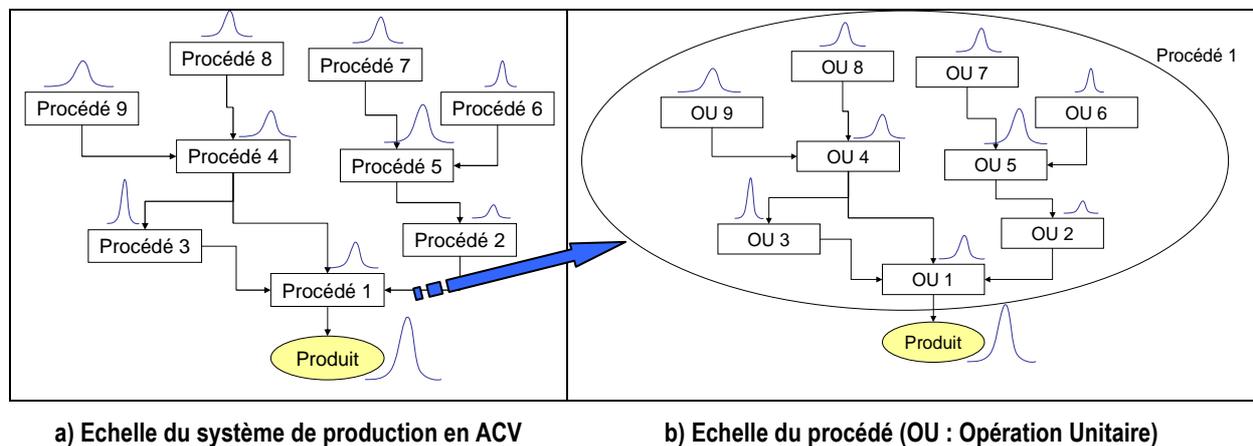


Figure 28. Approche systémique à l'échelle de l'ACV et des procédés

5.1.1 Modélisation systémique des procédés

Je souhaite orienter mes activités sur une modélisation systémique des procédés, en vue de fiabiliser, à la fois les données, mais aussi la méthode ACV. Il s'agit de partir de modélisations environnementales d'Opérations Unitaires (Figure 29a) qui permettront de dégager les paramètres influents sur les différents flux d'inventaire (consommations, émissions). Ces différentes Opérations Unitaires seront ensuite assemblées (Figure 29b) en

système « procédé de production » dont on pourra modéliser les propriétés émergentes : paramètres influents à l'échelle du procédé sur les différents flux émis ou consommés.

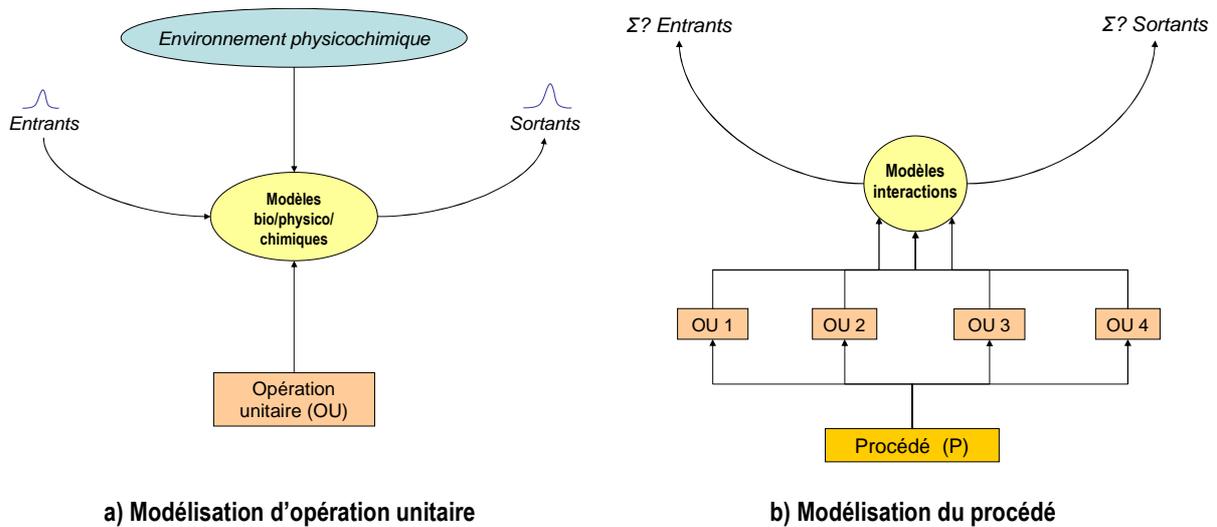


Figure 29. Modélisation des opérations unitaires et des procédés¹¹⁸

5.1.2 Apports de la modélisation systémique des procédés

Fiabilisation des données, éco-conception et innovations technologiques

Nous l'avons vu précédemment, les données d'inventaire sont, dans l'ACV, linéarisées en fonction de l'unité de production, ce qui peut générer une importante variabilité (Encadré 7). La modélisation systémique doit permettre de produire des données d'inventaire, et de fournir des classifications de procédés selon la nature et la gamme des flux qu'ils émettent et consomment et des paramètres qui influent sur leur variabilité.

Développer des outils de simulation utilisant ces modèles permettrait d'utiliser la démarche d'éco-conception, telle que je l'ai présentée dans ce mémoire (voir Figure 26) tant à l'échelle de la chaîne de production que du procédé. Disposer de modèles d'opérations unitaires et de leur assemblage, doit permettre de modéliser des systèmes de production qui n'existent pas sous une forme industrielle. Cette possibilité permettrait d'évaluer et d'améliorer *a priori* les effets sur l'environnement des innovations technologiques, en tant que procédé, et au sein d'une chaîne technologique, avant leur réalisation. En effet, les nouvelles technologies, les nouveaux matériaux, sont souvent proposés comme des solutions apportées à des préoccupations écologiques. L'évaluation de leurs apports effectifs par l'ACV pose cependant des problèmes méthodologiques. En effet, dans un contexte de filières innovantes et instables, il est illusoire de vouloir produire des résultats d'ACV stables. Ainsi, un des enjeux scientifiques de ce travail est de développer et de mettre en œuvre une approche d'éco-conception permettant au sein de ces filières innovantes de production, d'identifier les leviers d'action qui assureront leur performance écologique et sanitaire par rapport aux technologies plus traditionnelles.

¹¹⁸ Ventura A., 2011. Le couplage entre ACV et Génie des procédés : perspectives de recherche. Séminaire annuel du GEPEA, Piriac, 16-17 juin 2011.

Fiabilisation de la méthode

Nous avons vu également dans ce mémoire que l'allocation restait une source de variabilité méthodologique importante de la méthode ACV et j'ai proposé cinq principes pour définir une méthode d'allocation « universelle » (voir Encadré 13).

La modélisation systémique des procédés doit permettre de définir des vecteurs d'allocation (un coefficient par donnée d'inventaire) basés sur les lois mécaniques et/ou physicochimiques. Je me risque à proposer un exemple pour illustrer cette proposition, sachant qu'il mériterait d'être approfondi avec des spécialistes du domaine, celui de la raffinerie de pétrole. Une tour de distillation permet une première séparation de coupes pétrolières selon leurs températures d'ébullition, chacune de ses coupes est un co-produit. Ensuite, les différentes fractions sont acheminées vers d'autres types de traitement, par exemple une nouvelle tour de distillation sous vide qui permettra de poursuivre la séparation. L'existence de cette deuxième tour, matérialise l'existence du *lien technologique*, et les fractions pétrolières issues de la première tour de distillation sont donc bien des co-produits qui endossent une part des impacts écologiques et sanitaires générés. Sur la tour initiale, l'allocation peut se calculer en fonction de la température d'ébullition de chaque coupe (co-produit) car c'est bien le paramètre physique en jeu dans le procédé de production : c'est la température d'ébullition de la coupe la plus lourde qui justifie la température de la tour. Cette répartition me paraît conforme au *lien technologique* et à la finalité du procédé.

5.1.3 La cohérence des échelles : vers une méthode du changement d'échelle

La cohérence d'échelle permet de réfléchir à une méthode du changement d'échelle. Développer une telle méthode contribuera à la fiabilisation de l'ACV.

Avoir une modélisation systémique cohérente entre l'échelle des procédés et celle de l'ACV attributionnelle, c'est avoir un lien identique entre les éléments du système quelle que soit l'échelle. En se basant sur le *lien technologique* aux deux échelles, cela revient à considérer que les systèmes et les sous-systèmes ont chacun des finalités mais que la finalité du système doit intégrer celles de ses éléments.

Encadré 21. Notion de cohérence d'échelle

La Figure 30 représente la propagation d'une perturbation à l'échelle d'un sous-système. Les études de la variabilité peuvent être généralisées à toutes les échelles. La propagation des perturbations à un système d'échelle supérieur, signifie que le paramètre perturbé est significatif aux deux échelles.

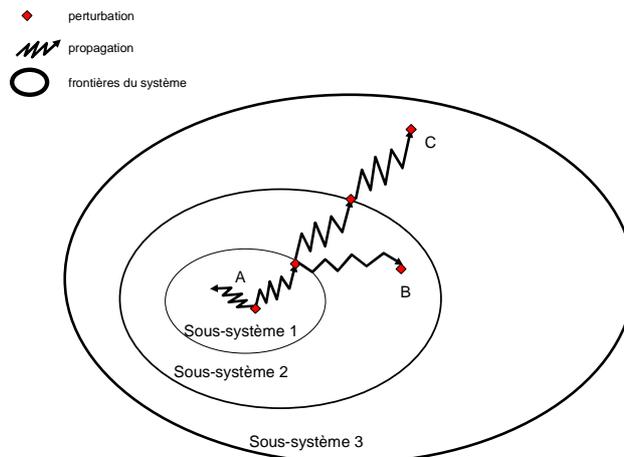


Figure 30. Schéma de l'influence d'un paramètre entre différentes échelles

Un paramètre peut être considéré comme influant lorsque le système d'échelle supérieur est sensible aux variations de ce paramètre à l'intérieur d'un sous-système. Sur la Figure 30, la configuration A n'est pas influente, la configuration B est influente à l'échelle supérieure, la configuration C est influente à deux niveaux d'échelle.

Encadré 22. Perturbations de systèmes et changement d'échelles

La complexification des modèles représentant les procédés ne se justifie que si la variabilité constatée à l'échelle du procédé s'avère significative dans le système *technosphère*.

5.1.4 Résumé de la démarche de recherche

Classiquement, on pourrait dire que l'ACV sert aux disciplines du génie des procédés en tant que méthode d'évaluation environnementale. Mais dans une démarche de recherche transdisciplinaire, on peut retourner la flèche de l'utilité et se poser la question des apports du génie des procédés pour l'ACV (Figure 31).

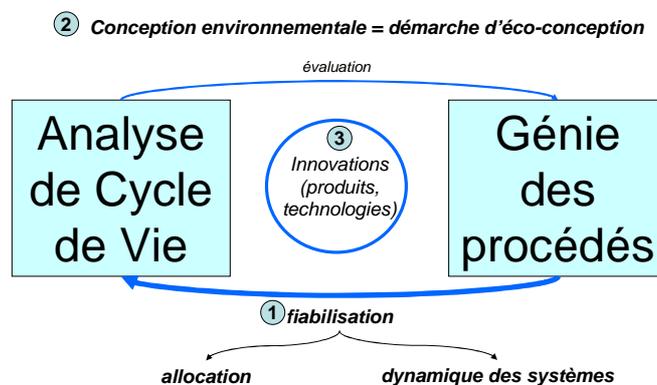


Figure 31. Les trois enjeux de l'apport transdisciplinaire du génie des procédés

La démarche de recherche à suivre peut se résumer en plusieurs étapes détaillées ci-dessous :

1. Classification des opérations unitaires par fonction et par phénomènes bio/physico/chimiques associés
2. Modélisation environnementale des opérations unitaires
 - a) Conditions courantes
 - b) Conditions limites : domaines de variabilité des consommations et des émissions
 - c) Base expérimentale
 - d) Modèles d'allocation pour les procédés de séparation et de co-production
3. Assemblage des opérations unitaires
 - a) Modélisation des interactions à l'intérieur du système
 - b) Modélisation des interactions avec l'extérieur du système (conditions aux bornes)
 - c) Dynamique des systèmes, ABM...
4. Détermination des réponses observées pour le système
 - a) Inventaire des consommations et des émissions
 - b) Indicateurs environnementaux (ACV)
 - c) Indicateurs économiques (coûts)
 - d) Vecteur d'allocation
5. Changements d'échelles
 - a) Etudes de sensibilités produits/fonctionnement (MonteCarlo)
 - b) Simulations de variations de systèmes technologiques
 - c) Paramètres pertinents à l'échelle supérieure (système ACV)

5.2 Analyse de Cycle de Vie et systèmes technologiques territorialisés

La question de l'implantation des systèmes technologiques me paraît importante en termes de performance environnementale. Je propose ici des pistes de réflexion, qui sont encore loin d'être abouties, mais sur lesquelles je souhaite me pencher à plus longue échéance.

Je souhaite réfléchir à cette question en deux parties :

- Une approche qui conserve le principe du *lien technologique*, sur le type de l'écologie industrielle, où les flux de matières premières, déchets, co-produits de différents systèmes technologiques, s'articulent entre eux dans un même environnement.
- Une approche qui réfléchit aux méthodes de l'ACV conséquentielle, où les liens ne sont plus seulement technologiques mais prennent d'autres formes (voir 6.2.2 Les différents types d'Analyse de Cycle de Vie et les effets « rebond » page 88), et à la manière de les intégrer dans la démarche ACV, et de les fiabiliser.

5.2.1 ACV et écologie industrielle

L'écologie industrielle est un concept qui représente les systèmes industriels à la manière des écosystèmes. Un des cas d'application le plus connu se trouve au Danemark : la symbiose industrielle de Kalundborg¹¹⁹. Dans cet exemple (Figure 32), les déchets issus d'un procédé sont utilisés comme ressources par un autre, dans un fonctionnement cyclique qui mime celui des écosystèmes.

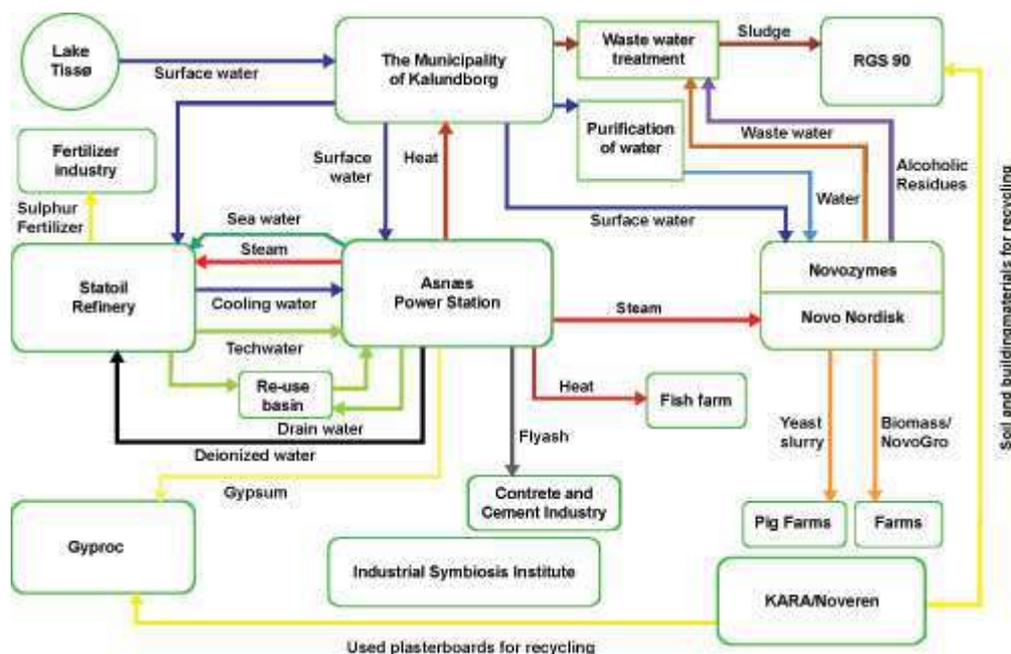


Figure 32. Symbiose industrielle de Kalundborg (Danemark)¹¹⁹

Je souhaite examiner comment on peut appliquer la méthode ACV à ce type de système. Cependant, il devient difficile de mener une telle démarche en définissant *a priori* une (ou plusieurs) unités fonctionnelles. L'approche est inévitablement territoriale : il s'agit de caractériser les territoires sous la forme d'un système comprenant des activités industrielles et leurs relations avec les infrastructures propres au territoire (transport, alimentation en eau et en énergie, de traitement des déchets et des eaux...).

Après la modélisation du système technologique global et territorialisé, il s'agit de pouvoir tester des modifications d'infrastructures, d'échanges de services/matières, et d'évaluer les effets écologiques et sanitaires de ces modifications.

¹¹⁹ Kalundborg and the industrial symbiosis, <http://www.symbiosis.dk/industrial-symbiosis.aspx>, consulté en août 2011.

Comme on a pu le voir dans ce mémoire, l'ACV traite mal des objets implantés car les indicateurs classiques ne sont pas localisés (voir 3.3.2 L'indicateur comme lien entre la source et à la cible page 59). Il s'agit donc de poursuivre également des recherches pour mieux prendre en compte les spécificités territoriales dans les indicateurs. Cette question méthodologique concerne l'ensemble des praticiens de l'ACV qui s'intéressent à des objets implantés : de la production agricoles aux objets construits (infrastructures de génie civil et bâtiments).

5.2.2 Les ACV conséquentielles

Lorsque l'on se place au niveau d'un territoire, la prise en compte du seul *lien technologique* est insuffisante. Les conséquences de l'implantation d'un site de production ou d'activité ne sont pas seulement technologiques, mais en relation avec les sphères sociales et économiques. Ignorer celles-ci pourrait aboutir à ignorer des impacts écologiques et sanitaires importants.

Je souhaite pouvoir réfléchir à ce type d'ACV, et je propose en fin de mémoire un premier cadre conceptuel, qui doit être encore approfondi (voir 6.2.2 Les différents types d'Analyse de Cycle de Vie et les effets « rebond » page 88).

6 Pour finir... quelques réflexions personnelles sur l'Analyse de Cycle de Vie

Dans cette partie, je présente un ensemble de réflexions personnelles sur la méthode ACV qui ont une dimension générale et ne sont pas liées à un travail ou article particuliers.

6.1 Analyse de Cycle de Vie et Recherche

6.1.1 Un cadre structurant pour la recherche

Pour contribuer à des améliorations méthodologiques, et pour alimenter mes réflexions sur la méthode, je me suis appuyée sur ma vision disciplinaire (l'analyse chimique), complétée par mes interactions de recherche avec les disciplines du génie civil (de par mon poste au LCPC IFSTTAR).

Plus généralement, l'articulation de l'ACV avec les disciplines de la chimie et de la toxicologie est illustrée par le travail de la [SETAC](#), centré sur l'évaluation des impacts, c'est-à-dire le lien entre la source et la cible dans l'environnement.

Par contre, l'étape de l'ACV souvent négligée est celle des choix technologiques qui amène à la définition de l'unité fonctionnelle. Cette étape est directement liée à des disciplines, potentiellement multiples, qui traitent du domaine d'activité considéré par l'étude. Ainsi, en technique routière, j'ai pu constater qu'il était particulièrement difficile de trouver une solution de référence à laquelle comparer une variante technologique. J'ai montré, au début de ce mémoire, la facilité à décrire la fonction d'une route, mais la difficulté qu'il y a à décrire la fonction d'une couche, et *a fortiori* d'un matériau dans une structure de chaussée. Il en est de même pour tout type d'ouvrage, où les *liens technologiques* entre matériau et structure ne sont pas totalement explicités par les connaissances actuelles, car ils nécessitent un changement d'échelle. De même, une autre spécificité du génie civil, est la difficulté à prendre en compte la durée. Beaucoup d'études de durabilité portent sur des propriétés de matériaux (physicochimiques, mécaniques...), mais, en l'état actuel des connaissances, elles ne peuvent être transposées sur un scénario de vie en service. Il y a donc des champs de recherche à développer pour articuler ACV et génie civil.

Egalement, j'ai montré à travers l'étude d'un procédé d'enrobage à chaud, que le procédé est l'élément central de la technosphère. L'ACV s'articule parfaitement bien avec les disciplines du génie des procédés et génie chimique, qui intègrent les approches ACV depuis longtemps, mais qui, si l'on considère la notion de *lien technologique* et sa relation avec les hypothèses d'allocation, ou encore la notion de variabilité technologique, ont encore un rôle central à jouer pour améliorer la méthode.

Un autre exemple d'articulation est celui des activités primaires destinées à exploiter les ressources biologiques (agriculture, sylviculture, pisciculture...) qui font partie au sens large de la technosphère (car il s'agit de procédés faisant intervenir de la technologie, même s'ils ne la créent pas). On voit que la méthode ACV est également utilisée dans ces activités, avec des apports méthodologiques importants, notamment sur des indicateurs de ressources renouvelables, une réflexion la prise en compte des cycles biogéochimiques (cas du carbone)...

Enfin, dans la Figure 26, je propose ma vision de l'articulation avec des approches socio-économiques dans la démarche d'éco-conception. Les approches socio-économiques ne doivent pas être intégrées à l'intérieur de la méthode ACV elle-même, car celle-ci est complexe, et les acteurs du processus décisionnel ne sont pas des experts. L'intégration à l'intérieur de l'ACV, d'hypothèses non liées au *lien technologique*, sur lesquels ils n'ont pas de regard, altère la transparence et la fiabilité de la méthode. En effet, ces hypothèses causent des incohérences inter-études : plusieurs études ACV portant sur les mêmes objectifs et avec la même unité fonctionnelle, sont susceptibles de fournir des résultats différents. Ainsi, pour répondre aux enjeux du développement durable, la méthode ACV doit donc être complétée par d'autres approches similaires, aussi basées sur la technologie et le cycle de vie. C'est que désigne le concept de « Life Cycle Thinking » prôné par la plateforme européenne de l'ACV¹⁶. Des méthodes existent : l'Analyse du Coût de Cycle de Vie pour les

approches économiques, qui est pratiquée depuis longtemps, et l'Analyse Sociale du Cycle de Vie pour les approches sociologiques qui est une méthode nouvelle, initiée par l'[UNEP-SETAC](#)¹²⁰.

Ainsi, l'ACV est une méthode [transdisciplinaire](#) car elle n'agrège pas les savoirs, elle les articule dans un cadre commun pour un objectif commun qui dépasse chacune des disciplines. C'est une méthode structurante pour la recherche elle-même.

Encadré 23. L'ACV, une méthode [transdisciplinaire](#) et structurante pour la recherche

6.1.2 Les besoins de la recherche en Analyse de Cycle de Vie en France

En France, l'Académie des technologies¹⁸ avait, dans son rapport de 2001 sur l'ACV, fait notamment l'état de la recherche et des besoins en France. Le rapport mentionne que « l'ACV est encore peu étudiée au niveau universitaire et tout particulièrement en France, si on en juge par le faible nombre d'équipes, leur petite taille et leur isolement relatif. » Les auteurs constatent également « que, globalement, la communication et les collaborations scientifiques se font à l'intérieur de la communauté de praticiens et de chercheurs du domaine ACV, ou des praticiens de l'ACV vers un public concerné par un secteur d'application particulier (chimie, bois, électronique...). Les échanges entre les praticiens de l'ACV et les scientifiques issus de disciplines traditionnelles paraissent nettement moins développés. »

J'ai expliqué la fonction structurante de l'ACV pour la recherche. Il s'avère que les recherches apportant des contributions méthodologiques sont issues d'approches disciplinaires, car souvent centrées sur un domaine particulier : agriculture, agroalimentaire, génie des procédés, génie civil, mécanique... Ces domaines des sciences de l'ingénieur, ne se côtoient pas ou peu, leurs apports méthodologiques restent confinés à leur discipline. De même, les sciences humaines travaillent sur l'ACCV et sur l'ACV sociale (beaucoup de chercheurs francophones sont à l'origine du premier guide¹²⁰), mais communiquent peu avec les chercheurs en ACV.

En lien avec la création de réseaux de chercheurs autour des approches ACV, il faut espérer que l'on se trouve actuellement au début d'une structuration en réseau de la recherche française, recherche qui, bien qu'active, n'est pas représentée en tant que telle aux niveaux européen et international. Contrairement à d'autres pays, la France ne dispose que de peu de laboratoires dont la recherche est centrée sur l'ACV. Seul le fonctionnement en réseau permettra de créer de l'échange méthodologique.

Si la recherche en ACV est souvent restée centrée sur les indicateurs d'impacts, on le voit dans ce mémoire, l'application de l'ACV à des domaines d'activités amène à soulever des questions méthodologiques particulières, telles que la prise en compte de la vie en service, ou encore le lien au territoire pour les objets du génie civil. Des contacts réguliers entre les communautés de l'ACV et les communautés concernées par son application, sont absolument nécessaires. Dans cet esprit, j'ai proposé à l'Ifsttar, avec Chantal de la Roche et l'aide de Kristel Hermel (animatrices de l'axe économie d'énergie et de ressources naturelles à l'Ifsttar), d'organiser, conjointement avec le CSTB, un symposium international sur l'ACV et la construction (bâtiments et génie civil).

6.2 ACV et développement durable : où est la technosphère ?

Pour revenir à l'introduction de ce mémoire, j'avais mentionné que l'Analyse de Cycle de Vie est reconnue par les pouvoirs publics comme une méthode fondamentale permettant de conduire une politique du développement durable. Le fondement systémique de la méthode ACV basé sur les interactions entre envirosphère et technosphère (Figure 1) se trouve cependant absent du concept de développement durable classique.

¹²⁰ Andrews E.S, Barthel L.-P., Beck T., Benoît C., Ciroth A., Cucuzzella C., Gensch C.-O., Hébert J., Lesage P., Manhart A., Mazeau P., Mazijn B., Methot A.-L., Moberg A., Norris G., Parent J., Prakash S., Reveret J.-P., Spillemaeckers S., Ugaya C. M. L., Valdivia S., Weidema B., Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, United Nations Environment Programme, 104 p. <http://www.unep.fr/scp/publications/details.asp?id=DTI/1164/PA> consulté en avril 2011.

6.2.1 Une nouvelle représentation du concept de développement durable

Ainsi je propose une nouvelle représentation du concept permettant d'inclure une partie importante des systèmes d'organisation humains : les systèmes technologiques (Figure 33). Les trois sphères économie, technologie, société sont les sphères organisées par l'Homme, toutes se trouvent à l'intérieur d'un « environnement naturel » c'est-à-dire non organisé par l'Homme.

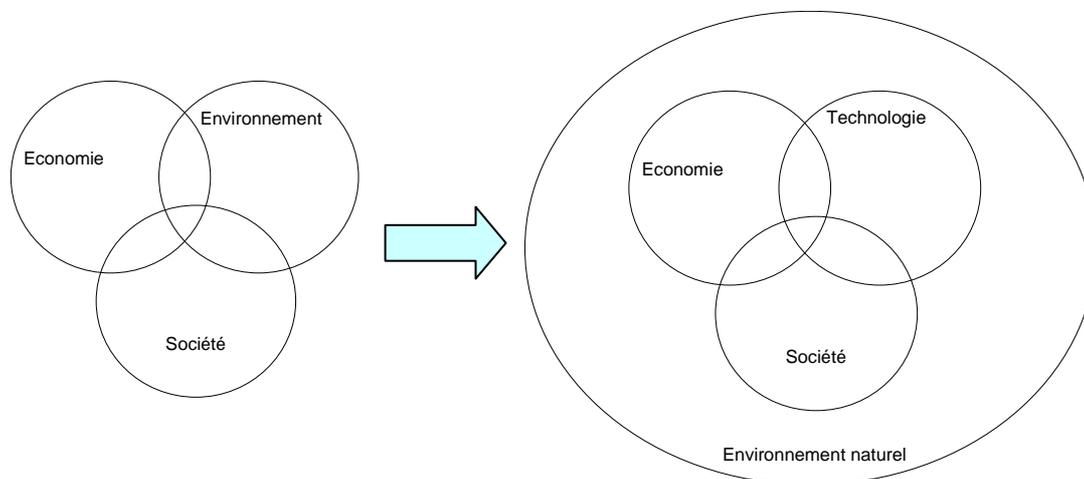


Figure 33. Représentation du développement durable incluant la technosphère

Cette représentation replace la technologie dans le concept de développement durable d'où elle était absente de façon tout à fait surprenante. En effet, il n'est pas besoin d'être un historien pour dire que de tout temps l'Homme a cherché à construire, à modifier et à maîtriser son environnement pour le rendre plus facile à vivre. Pour cela il a inventé des outils. La technologie et les activités industrielles qui en découlent, ont même été à l'origine de la structuration du système économique avec la Révolution Industrielle au XIX^{ème} siècle. La technologie a contribué et contribue toujours, à modifier, à la fois les comportements humains et l'environnement.

Cette représentation rappelle aussi aux scientifiques de la technologie, que la technologie n'est pas tout : elle n'est pas au centre. Elle occupe sa place dans l'anthroposphère, mais l'image montre que des solutions et moyens d'actions existent aussi en dehors de la technosphère et sont en interaction avec elle. La technosphère existe au même titre que « l'éconosphère » et que la « sociosphère », et toutes ces anthroposphères sont situées dans « l'envirosphère » qu'elles modifient mais également dont elles dépendent, par leurs nombreuses interactions.

Cette représentation est également indéniablement anthropocentrée, tout comme la méthode ACV, qui ne voit l'envirosphère qu'au travers des services que celle-ci rend à l'Homme. La méthode conserve ce positionnement même dans les travaux concernant la protection de la biodiversité, en cherchant à analyser les services rendus à l'Homme par les écosystèmes¹²¹. Ce positionnement étant reconnu, il ne doit pas faire oublier que la méthode elle-même doit être habitée du souci de l'objectivité propre à la démarche scientifique et que dans cette optique, beaucoup de progrès restent à faire. Dans l'attente de plus de fiabilité et de robustesse, il est toutefois possible d'utiliser l'ACV à bon escient, c'est-à-dire en étant conscient de ses limites et essentiellement pour dégager des leviers d'action vers une meilleure performance écologique et sanitaire des activités technologiques.

Ce concept pourrait être qualifié d'anthropocentriste par rapport au concept classique des trois sphères entrecroisées. Anthropocentriste ne signifie pas ici d'affirmer la supériorité de l'Homme, ni de vouloir le placer au centre de l'Univers, mais d'affirmer sa responsabilité car « l'Homme crée et gouverne son monde », et également d'admettre que nous sommes une espèce qui appartient à l'envirosphère, et qui, modestement, ne peut voir et concevoir qu'à travers ses propres yeux.

¹²¹ Millenium Ecosystem Assessment, <http://www.maweb.org> consulté en août 2011

Cette représentation repositionne la méthode ACV dans le concept du développement durable. La méthode ACV, mais également d'autres méthodes [transdisciplinaires](#) telles que l'Analyse de Risque, doivent permettre à la technologie d'être moins aveugle sur ses conséquences, et d'évoluer elle-même en intégrant avec conscience, ses interactions avec l'Homme et l'environnement.

Cette conception anthropocentriste, qui s'applique bien à l'ACV, n'est pas cependant pas propre à la méthode, puisqu'elle est à la base de toutes les modélisations. René Thom, mathématicien français, fondateur de la théorie des catastrophes, lauréat de la médaille Fields en 1958, affirmait déjà en 1973²⁷, que tout modèle ne pouvait être conçu qu'en réponse à une question, et il mettait en garde contre l'utilisation de modèles pour répondre à des questions pour lesquelles ils n'avaient pas été conçus. Les représentations systémiques sont une forme de modélisation dont la spécificité est de s'intéresser aux interactions entre les éléments d'un système. Minati²⁶ a aussi écrit dans ce sens : « *la vision systémique n'est pas un nouvel instrument, une autre méthode éventuellement plus efficace : son statut implique la centralité théorique irremplaçable de l'Homme, générateur de toute existence [au sens où l'Homme crée son propre système de connaissances]* ».

6.2.2 Les différents types d'Analyse de Cycle de Vie et les effets « rebond »

Pour résumer le contenu de ce mémoire, je peux dire qu'en m'appuyant sur les fondements systémiques de l'ACV, je propose une vision cohérente de la méthode, basée sur le *lien technologique* et la finalité de la technosphère. Comme je l'ai mentionné en introduction, ce travail a été focalisé uniquement sur l'ACV de type « procédés » et attributionnel.

Ce type d'ACV couple des évaluations écologique et sanitaire avec la technologie. Le couplage entre technosphère et envirosphère, est assuré par le *lien technologique* celui-ci doit rester de façon cohérente à l'intérieur de la méthode, aux échelles du système et de ses sous-systèmes. Ce type d'ACV ne doit pas introduire d'autres considérations, de type économique notamment, comme c'est le cas pour les hypothèses d'allocation.

Qu'en est-il alors des autres types d'ACV ?

Regardons tout d'abord les ACV qualifiées de conséquentielles. La définition de ce type d'ACV est encore en discussion et n'est pas bien établie (voir 1.1.3 Les familles de méthodes ACV page 15). Si l'on prend en compte le nouveau concept de développement durable introduit plus haut (Figure 33), et le fait que l'ACV attributionnelle ne considère que le *lien technologique*, alors on peut considérer qu'une ACV conséquentielle est une ACV qui fait appel à un autre type de lien. C'est une ACV qui « fait un rebond » : elle considère que la technologie génère des changements dans les sphères économiques et sociales, qui se répercutent en impacts sur l'envirosphère et/ou génèrent de nouveaux changements dans la technosphère. Dans le cas des objets du génie civil, la prise en compte de la durabilité des infrastructures requiert des ACV conséquentielles d'un autre type : l'objet est en relation constante avec l'envirosphère, dont il subit les aléas qui ont des conséquences sur sa durée de vie, à intégrer comme un scénario technologique. Il s'agit d'un « rebond » entre technosphère et envirosphère. On peut donc définir trois types d'ACV conséquentielles selon l'endroit où se situe le « rebond » (voir Figure 34):

- les conséquentielles économiques
- les conséquentielles sociales
- les conséquentielles environnementales

Mon avis est que les ACV conséquentielles ne doivent pas être incluses à l'intérieur d'une ACV attributionnelle, mais doivent être traitées comme des scénarios. Avec ce type de représentation, et la notion d'approche systémique, il est possible d'identifier rapidement un lien non technologique et de définir précisément le type d'ACV conséquentielle, et les besoins de compétences scientifiques associés à l'étude. Ces compétences interviennent au niveau des étapes préliminaire à la réalisation de l'ACV (étapes C et D de la Figure 26).

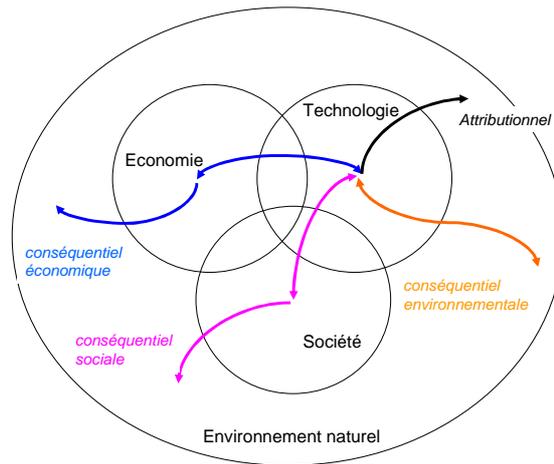


Figure 34. Représentation des ACV conséquentielles dans le nouveau concept du développement durable

Les autres approches cycle de vie sont les ACV sociales et les Analyses du Coût de Cycle de Vie (ACCV). Ces méthodes s'intéressent aux impacts économiques et sociaux des choix technologiques et non aux impacts écologiques et sanitaires.

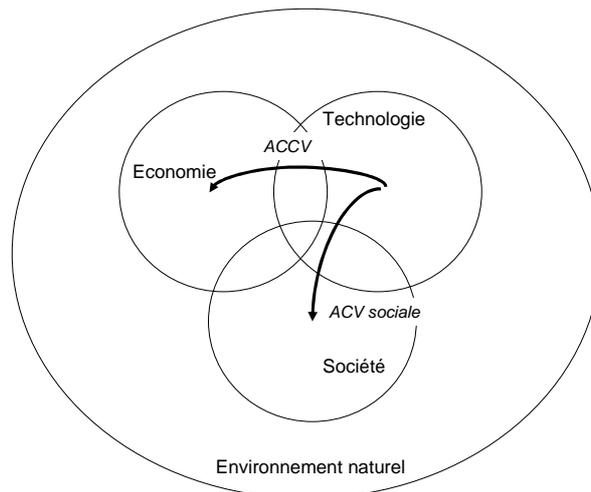


Figure 35. Représentation des ACV sociales et Analyse du Coût de Cycle de Vie dans le nouveau concept du développement durable

6.2.3 L'Analyse de Cycle de Vie permet-elle de représenter la complexité ?

L'ACV de type procédés ne peut pas être qualifiée de méthode de la complexité, car elle permet de construire des systèmes à partir d'éléments liés par un seul type de lien, le *lien technologique*, et d'expliquer le comportement du système à partir de celui de ses éléments et de leurs interactions supposées linéaires. Dans ce cadre, c'est une méthode compliquée, mais non complexe, au sens où celle-ci repose sur le principe qu'un système complexe n'est pas la somme de ses éléments.

Cependant, nous avons vu dans ce mémoire que les éléments de système, les procédés, pouvaient avoir des fonctionnements internes non linéaires, de même que peuvent l'être les lois d'interactions entre la technosphère et l'envirosphère. D'autre part, lorsque l'on s'intéresse aux ACV de type conséquentiel, d'autres types de liens s'ajoutent au lien technologique. Ce type d'ACV peut être qualifié de méthode de la complexité.

7 Glossaire

7.1 Concepts et Définitions

Inventaire de Cycle de Vie

Modélisation attributionnelle cadre de modélisation de l'Inventaire de Cycle de Vie qui liste les flux entrants et sortants de tous les procédés d'un système, tels qu'ils se produisent.¹²²

Modélisation conséquentielle principe de modélisation qui identifie et modélise les effets des conséquences de décisions concernant les procédés de premier-plan d'un système sur tous les procédés d'arrière-plan de ce même système¹²².

Envirosphère concept défini pour ce mémoire. Comme présenté sur la Figure 1, l'Analyse de Cycle de Vie permet l'étude des interactions entre la *technosphère* et l'*envirosphère*. La technosphère est le système étudié et j'ai nommé l'envirosphère comme étant son « environnement ».

Une précision sémantique sur la signification du terme « environnement » s'avère nécessaire car en approche systémique, le terme d'environnement a une signification différente de celle couramment utilisée lorsque l'on désigne « la protection de l'environnement ». L'environnement du système est à prendre au sens large, c'est-à-dire : « ce qui environne le système », ou encore « ce qui n'est pas dans le système mais avec lequel le système entretient des échanges ». Ainsi, le mémoire j'utilise le terme « environnement » au sens des approches systémiques et je parle d'envirosphère. En ACV, l'envirosphère n'est pas un terme utilisé, on parle plutôt de l'éco-sphère pour désigner les espèces et milieux vivants, dont les êtres humains. Mon terme envirosphère désigne l'ensemble des objets et des interactions non décidés ni organisés par l'Homme et existants indépendamment de lui.

Evaluation de l'Impact de Cycle de Vie

Interdisciplinarité *L'interdisciplinarité a une ambition différente de celle de la pluridisciplinarité. Elle concerne le transfert des méthodes d'une discipline à l'autre. On peut distinguer trois degrés de l'interdisciplinarité :*

- a) *un degré d'application.* Par exemple, les méthodes de la physique nucléaire transférées à la médecine conduisent à l'apparition de nouveaux traitements du cancer ;
- b) *un degré épistémologique .* Par exemple, le transfert des méthodes de la logique formelle dans le domaine du droit génère des analyses intéressantes dans l'épistémologie du droit ;
- c) *un degré d'engendrement de nouvelles disciplines.* Par exemple, le transfert des méthodes de la mathématique dans le domaine de la physique a engendré la physique mathématique, de la physique des particules à l'astrophysique - la cosmologie quantique, de la mathématique aux phénomènes météorologiques ou ceux de la bourse - la théorie du chaos, de l'informatique dans l'art - l'art informatique.

Comme la pluridisciplinarité, l'interdisciplinarité déborde les disciplines mais *sa finalité reste aussi inscrite dans la recherche disciplinaire*. Par son troisième degré, l'interdisciplinarité contribue même au big bang disciplinaire²¹.

Pluridisciplinarité *La pluridisciplinarité concerne l'étude d'un objet d'une seule et même discipline par plusieurs disciplines à la fois.* Par exemple, un tableau de Giotto peut être étudié par le regard de l'histoire de l'art croisé avec celui de la physique, la chimie, l'histoire des religions, l'histoire de l'Europe et la géométrie. L'objet sortira ainsi enrichi du croisement de plusieurs disciplines. La connaissance de l'objet dans sa propre discipline est approfondie par un apport pluridisciplinaire fécond. La recherche pluridisciplinaire apporte un *plus* à la discipline en question (l'histoire de l'art ou la philosophie, dans nos exemples), mais ce "plus" est au service exclusif de cette même

¹²² Handbook of the International Reference Life Cycle Data System, General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance – 1st Edition, 2010. European Commission Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability. 414 p.

discipline. Autrement dit, la démarche pluridisciplinaire déborde les disciplines mais sa *finalité* reste inscrite dans le cadre de la recherche disciplinaire²¹.

Transdisciplinarité La transdisciplinarité se distingue ainsi de la [pluridisciplinarité](#) et l'[interdisciplinarité](#) en ce sens qu'elle déborde les disciplines d'une part, mais surtout d'autre part que sa finalité ne reste pas inscrite dans la recherche disciplinaire proprement dite. Ainsi, comme l'indique son préfixe «trans», la transdisciplinarité est la posture scientifique et intellectuelle qui se situe à la fois entre, à travers et au-delà de toute discipline. Ce processus d'intégration et de dépassement des disciplines a pour objectif la compréhension de la complexité du monde moderne et présent, ce qui constitue déjà, a priori, un premier élément de légitimité (ou de légitimation).

Y a-t-il quelque chose entre et à travers les disciplines et au delà de toute discipline ? Du point de vue de la pensée classique il n'y a rien, strictement rien. L'espace en question est vide, complètement vide, comme le vide de la physique classique. Même si elle renonce à la vision pyramidale de la connaissance, la pensée classique considère que chaque fragment de la pyramide, engendré par le big bang disciplinaire, est une pyramide entière ; chaque discipline clame que le champ de sa pertinence est inépuisable. Pour la pensée classique, la transdisciplinarité est une absurdité car elle n'a pas d'objet. En revanche pour la transdisciplinarité, la pensée classique n'est pas absurde mais son champ d'application est reconnu comme étant restreint.

La structure discontinue des niveaux de Réalité détermine *la structure discontinue de l'espace transdisciplinaire*, qui, à son tour, explique pourquoi la recherche transdisciplinaire est radicalement distincte de la recherche disciplinaire, tout en lui étant complémentaire. *La recherche disciplinaire concerne, tout au plus, un seul et même niveau de Réalité* ; d'ailleurs, dans la plupart des cas, elle ne concerne que des fragments d'un seul et même niveau de Réalité. En revanche, *la transdisciplinarité s'intéresse à la dynamique engendrée par l'action de plusieurs niveaux de Réalité à la fois*. La découverte de cette dynamique passe nécessairement par la connaissance disciplinaire. La transdisciplinarité, tout en n'étant pas une nouvelle discipline ou une nouvelle hyperdiscipline, se nourrit de la recherche disciplinaire, qui, à son tour, est éclairée d'une manière nouvelle et féconde par la connaissance transdisciplinaire. Dans ce sens, les recherches disciplinaires et transdisciplinaires ne sont pas antagonistes mais complémentaires²¹.

Réseau Scientifique et Technique (RST) Il constitue un réseau de seize mille experts rattachés au ministère de l'équipement, présents sur tout le territoire national et intervenant dans de très nombreux domaines (urbanisme, gestion du patrimoine et des infrastructures, exploitation de la route, sécurité routière, environnement, prévention des risques...). Ce réseau permet l'articulation entre recherche et applications au service de la collectivité.

7.2 Liste des acronymes

ACCV	Analyse du Coût de Cycle de Vie
ACV	Analyse de Cycle de Vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
ADP	Abiotic Depletion Potential
AFNOR	Association Française de Normalisation
AP	Acidification Potential
CECP	Centre d'Etude et de Conception des Prototypes
CETE	Centre d'Étude Technique de l'Équipement
COGNM	Composés Organiques Gazeux Non Méthaniques
CP	Constantes Pivots
DDGC	Démarches Durables en Génie Civil (LCPC)
EBT	Enrobés Bitumineux à Tiède
ECORCE	Eco-COMparateur Routes Construction Entretien
EI	Eutrophication Index
EPFL	Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne
EPLCA	European Platform on Life Cycle Assessment
GEPEA	Génie des Procédés, Environnement, Agroalimentaire
GWP	Global Warming Potential
HAP	Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
IO	Input-Output
ISO	International Standard Organization
LCA	Life Cycle Assessment
LCPC	Laboratoire Central des Ponts et Chaussées
LRPC	Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées
ODP	Ozone Depletion Potential
PIP	Politique Intégrée des Produits
PM	Particules de Matière
POCP	Photo Chemical Ozone Potential
REACH	Règlement sur l'Enregistrement, l'Évaluation, l'Autorisation et les restrictions des substances Chimiques
RST	Réseau Scientifique et Technique
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SETRA	Service d'Études sur les Transports, les Routes et leurs Aménagements
SPOLD	Society for the Promotion of LCA Development

TP Toxicity Potential
UNEP United Nations Environment Programme

8 Annexes

8.1 Système électro-Fenton

Le réactif principal est le radical hydroxyle qui est un oxydant puissant qui permet de dégrader la matière organique polluante. Cette réaction initiale entraîne une suite de réactions en chaîne, soit de propagation radicalaire, soit de terminaison, dont certaines permettent de régénérer les réactifs initiaux. Le fonctionnement d'un tel système de réactions a été modélisé dans la littérature à l'aide de concentrations des réactifs de fenton, des constantes cinétiques et des constantes d'équilibres.

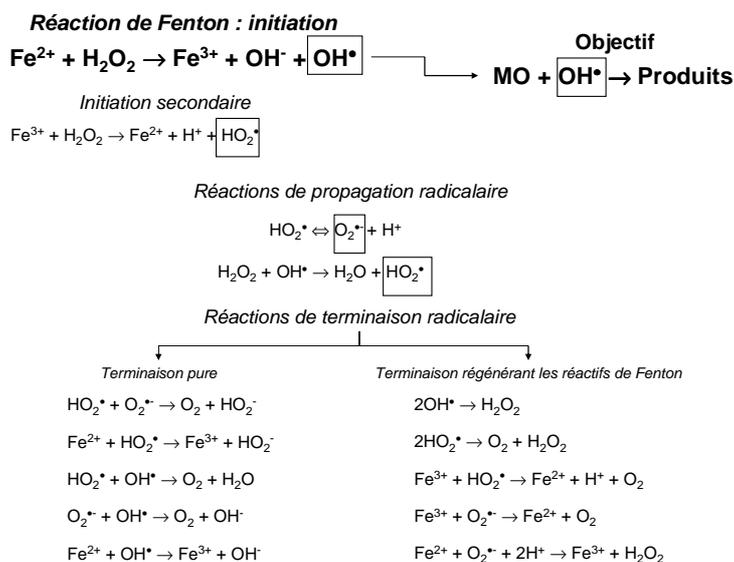


Figure 36. Système des réactions chimiques radicalaires issues de la réaction de Fenton³⁰

8.2 Variabilité des frontières du système sur différentes études de chaussées routières

D'après ³¹

Reference N°	Processes of natural resources extraction						Processes of materials production						Processes of recycled materials production			Other connected processes				
	Crude oil	Limestone	Clay	Aggregates	Cuts and fils	Iron ore	Bitumen	Lime	Cement	Chemical additives	Asphalt concrete	Cement concrete	Steel	Recycled binders	Recycled concrete	Recycled steel	Energy production	Equipment	Waste water	Solid wastes treatment
LCPC1	●			●			●								● ⁽⁵⁾					● ⁽⁵⁾
LCPC2	●	●	●	●	●		●	●	●		●	●	●							
1	●	●		●			●	●	●	●	●	●					●			
2	●	●		●			●			●	●	●			● ^(b)		●			
3	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●	●	● ^(c)		● ^(d)					
4	●	●		●			●	●	●	●	●	●					●			
5	●	●	●	●			●	●	●	●	●	●	● ^(a,c)		● ^(b)	●	●			
6				●					●		●	●					●			●
7	●	●	●	●			●			●	●	●								
8	●	●	●	●			●			●	●	●					●			

(a) : BFS - (b) : RAP - (c) : FA, granulated BFS - (d) : crushed BFS, crushed concrete, foundry sand

“From cradle to product” (upstream) production processes included in the system

Reference N°	Initial construction						Exploitation						Other connected activities				
	Road		Other equipment				Structural maintenance		General maintenance			General installations					
	Earthworks	Pavement	Functional	Anti-noise walls, fences	Wildlife fences, tunnels	Decantation	Roadworks	Induced traffic congestion	De-icing and snow clearance	Sweeping, washing	Verges (vegetation,	Signage	Lightings	Security	Traffic	Users and employees	Road end of life
LCPC1							●										
LCPC2	●	●					●	●									
1		●					●	●	●				●		●		
2		●					●						●				
3	●	●															
4	●	●			●		●		●	●	●	●	●	●	●		
5							●						●		●		
6		●					●										●
7		●		●			●							●	●		
8		●		●			●							●			●

“From product to grave” (downstream) road life cycle steps included in the system

8.3 Propagation des incertitudes liées à la mesure dans un calcul de flux d'inventaire

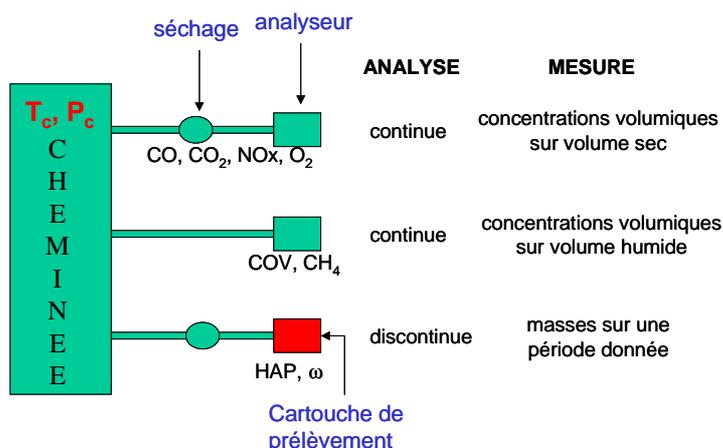


Figure 37. Système de prélèvement et d'analyse des émissions canalisée⁵⁸

Sur la Figure 38, l'équation n°1 présente le lien entre flux (masse de composé émis) et fraction volumique. Celle-ci est suivie en continu grâce aux analyseurs présentés plus haut. Le débit utilisé pour calculer le flux dépend des conditions de fonctionnement de l'analyseur. Si celui-ci requiert des gaz séchés (Figure 38), alors le débit utilisé sera celui du mélange gazeux séché (équation n°2), sinon, ce sera le débit du mélange gazeux total (vapeur d'eau comprise). L'équation n°3 établit le lien entre le débit qui est obtenu dans les conditions de mesure et le débit dans les conditions normales de température et de pression. L'équation n°4 détaille le calcul du débit effectué à partir de la vitesse des gaz et du diamètre du conduit de la cheminée. L'équation n°5 détermine la vitesse moyenne de circulation du mélange gazeux total en fonction de la vitesse au centre de la conduite ($x = 0$), le régime d'écoulement étant supposé turbulent. L'équation n°6 détaille la relation entre la vitesse du mélange gazeux total au centre de la conduite et la pression dynamique mesurée en ce point. Cette relation nécessite de connaître la masse volumique du mélange gazeux total dans les conditions de mesure. L'équation n°7 permet de lier les masses volumiques du mélange gazeux total dans les conditions de mesure et dans les conditions normales. Enfin l'équation n°8 permet de calculer la masse volumique du mélange gazeux total dans les conditions normales, à partir des mesure des fractions volumiques des d'oxygène et de dioxyde de carbone. La fraction volumique de l'azote est calculée par l'équation n°8 sur la base de la composition classique de l'air sec (f_{CO_2} et f_{O_2} étant mesurées sur gaz sec). La teneur en eau des gaz est obtenue en utilisant l'équation n°10, issue du procédé de mesure de vapeur d'eau par condensation.

L'équation n°11 détaille le calcul du volume de vapeur d'eau correspondant aux conditions normales, à partir de la masse d'eau prélevée lors de la mesure. Les équations n°12 et 13 détaillent le calcul du volume de gaz prélevé pour la mesure de l'eau condensée, à partir des mesures de débit et de durée de prélèvement.

Les calculs d'incertitudes sont effectués de façon statistique lorsque les mesures sont répétées. Pour des raisons techniques ou pratiques, certaines mesures ne peuvent être effectuées qu'une seule fois par fabrication, voire une seule fois pour l'ensemble des fabrications. Dans ces différents cas, l'incertitude est assimilée à celle de l'erreur de mesure liée à la précision de l'appareillage. L'ensemble des ces incertitudes est propagé dans les calculs de la Figure 38.

Pour les mesures de fractions volumiques f_i , de pressions dynamique P_{dyn} et statique P , et de température T , l'échantillonnage est effectué en continu avec un intervalle inférieur à la minute (sauf P_{dyn} , dont seulement une dizaine de valeurs sont recueillies par fabrication). Pour un suivi s'étalant sur 30 minutes, les tailles de population sont considérées suffisantes pour établir des valeurs moyennes et des écarts-types. Les valeurs utilisées dans les formules de la Figure 38, sont donc des moyennes calculées sur une période qualifiée de phase stabilisée (désignée t_i sur la Figure 38). Il s'agit d'une phase considérée représentative du processus de fabrication. Une phase stabilisée a été définie comme une période où les enrobés fabriqués correspondent à la formule désirée, sont à la température de consigne, avec une cadence horaire stable, et pendant laquelle la consommation est aussi stable. Parmi les critères de sélection des phases stabilisées, la température des enrobés est l'indicateur, portant sur une des caractéristiques de l'enrobé fabriqué, qui traduit rapidement toute variation importante d'une

ou plusieurs conditions de fonctionnement de la centrale, et qui constitue de ce fait le critère de sélection de ces phases stabilisées. La zone est ainsi considérée stabilisée lorsque la température des enrobés reste dans la tolérance de $\pm 5^{\circ}\text{C}$ fixée dans la norme NF P 98-150.

Pour les incertitudes mentionnées dans la colonne « mesure » de la Figure 38, les incertitudes sont assimilées à celles de l'appareillage. Il s'agit donc du diamètre interne du conduit de la cheminée D , de la masse d'eau condensée $m_{\text{H}_2\text{O}}$, du débit Q_p et de la durée t_p de prélèvement de l'eau condensée.

Les incertitudes des différentes grandeurs calculées sont propagées, selon le principe suivant :

Pour $y = f(x_0, \dots, x_i, \dots, x_n)$, $dy = \sum_{i=0}^n \frac{\partial y}{\partial x_i} . dx_i$, et :

$$\Delta y = \sum_{i=0}^n \left| \frac{\partial y}{\partial x_i} \right| \Delta x_i$$

Dans les cas où y est de la forme simple : $y = \prod_{i=0}^n x_i$, on utilise :

$$\frac{\Delta y}{y} = \sum_{i=0}^n \left| \frac{\Delta x_i}{x_i} \right|$$

m_i : flux du composé i ($\text{kg}\cdot\text{s}^{-1}$)
 $f_{i \text{ ou } j}$: fraction volumique du composé i ou j (ppm ou %vol)
 V_i^0 : volume du composé i dans les conditions normales (Nm^3)
 V^0 : volume molaire normal ($22,4 \cdot 10^{-3} \text{ Nm}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$)
 P^0 : pression normale (101 325 Pa)
 T^0 : température normale (0 K)
 Q^0 : débit gazeux dans les conditions normales ($\text{Nm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
 Q_{total}^0 : débit du mélange gazeux total dans les conditions normales ($\text{Nm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
 Q_{sec}^0 : débit du mélange gazeux séché dans les conditions normales ($\text{Nm}^3 \cdot \text{s}^{-1}$)
 D : diamètre intérieur de la cheminée (m)
 T : Température (K)
 P : pression statique dans le conduit (Pa)
 v_{total} : vitesse moyenne du mélange gazeux total dans la cheminée ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
 $v_{\text{total}}(x)$: vitesse du mélange gazeux total au point x ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
 $v_{\text{total},x=0}$: vitesse du mélange gazeux total au point $x = 0$ (centre de la conduite) ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)
 x : abscisse du point de mesure de vitesse dans le conduit de cheminée
 V_p^0 : volume de prélèvement de vapeur d'eau dans les conditions normales (Nm^3)
 $m_{\text{H}_2\text{O}}$: masse de vapeur d'eau prélevée (kg)
 $\rho_{\text{H}_2\text{O}}^0$: masse volumique de la vapeur d'eau dans les conditions normales ($\text{kg}\cdot\text{Nm}^{-3}$)
 $M_{\text{H}_2\text{O}}$: masse molaire de l'eau ($18 \cdot 10^{-3} \text{ kg}\cdot\text{mol}^{-1}$)
 P_{dyn} : pression dynamique au point de mesure (Pa)
 ρ_{total} : masse volumique du mélange gazeux total dans les conditions de mesure ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)
 ρ_{total}^0 : masse volumique du mélange gazeux total dans les conditions normales ($\text{kg}\cdot\text{Nm}^{-3}$)
 M_j : masse molaire du composé j ($\text{kg}\cdot\text{mol}^{-1}$)

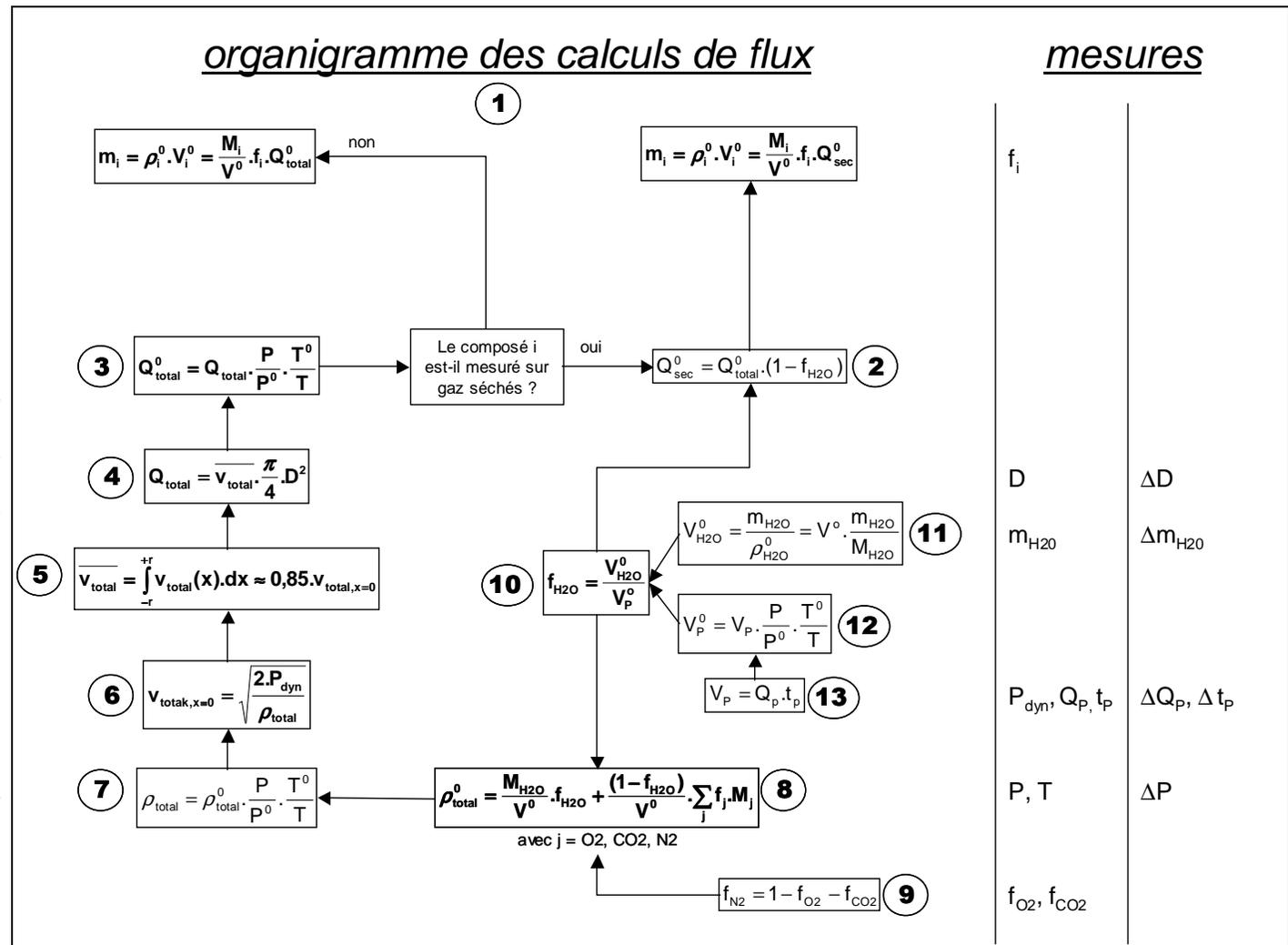


Figure 38. Méthode de calcul des flux et de propagation des incertitudes à partir des concentrations mesurées⁵⁸

8.4 Variabilité technologique d'un procédé d'enrobage à chaud

Parameter	Unit	Test 2			Test 5		
		Mean	SD	CV	Mean	SD	CV
CO	mg/m ³ (n)	56.5	12.79	22.6	33.8	3.09	9.1
CO ₂	%	3.7	0.03	0.8	3.7	0.02	0.5
SO ₂	mg/m ³ (n)	25.2	1.22	4.8	35.3	0.79	2.2
NO _x	mg/m ³ (n)	35.8	0.48	1.3	44.7	0.83	1.9
NMCOG	mgC/m ³ (n)	83.6	2.04	2.4	71.3	0.81	1.1
CH ₄	mgC/m ³ (n)	0	0	0	2.6	0.14	5.4
Asphalt temperature	°C	165	1.6	0.97	160	4.4	2.8

Tableau 14. Répétabilité des résultats de flux d'émissions atmosphériques canalisées⁶⁰ – SD : Standard Deviation, CV : Coefficient of Variation, NMCOG : Non Methanic Gaseous Organic Compounds

PAH	Molar weight (g/mol)	10		10w	
		(mmol/hr)	%	(mmol/hr)	%
TOTAL		29.61	99.2	30.54	98.7
naphtalene	128.16	17.71	59.3	17.23	55.7
acenaphthylene	152.20	0.76	2.5	0.58	1.9
acenaphthene	154.21	2.23	7.5	2.16	7.0
fluorene	166.20	2.93	9.8	3.10	10.0
phenanthrene	178.23	3.69	12.4	4.21	13.6
anthracene	178.23	0.34	1.2	0.34	1.1
fluoranthene	202.26	0.77	2.6	1.19	3.8
pyrene	202.26	1.18	3.9	1.73	5.6

Tableau 15. Variabilité des compositions chimiques des HAP analysés pour des enrobés à 10% de taux de recyclage – 10w étant une modalité à 10% de taux de recyclage et avec une teneur en eau artificiellement augmentée⁶⁸

8.5 Variabilité liée aux hypothèses d'allocation

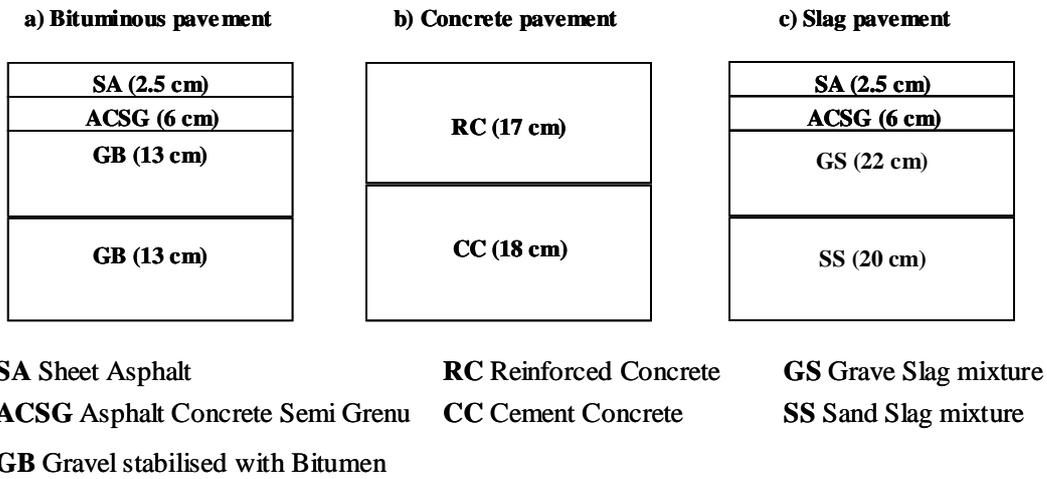


Figure 39. Cas de structures de chaussées étudiés⁴¹ utilisant des laitiers

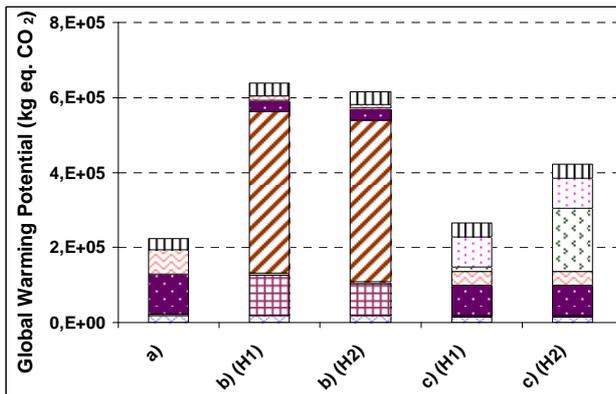


Figure 40a

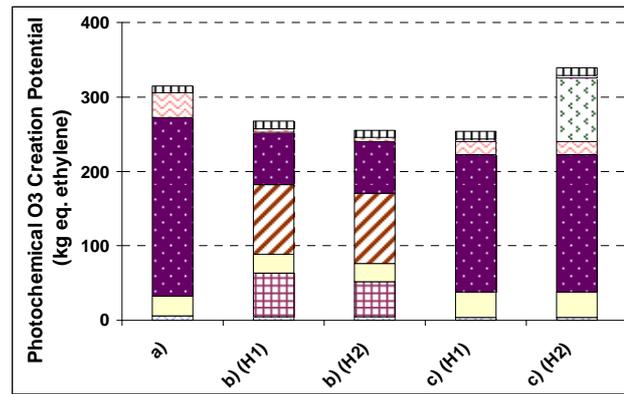


Figure 40b

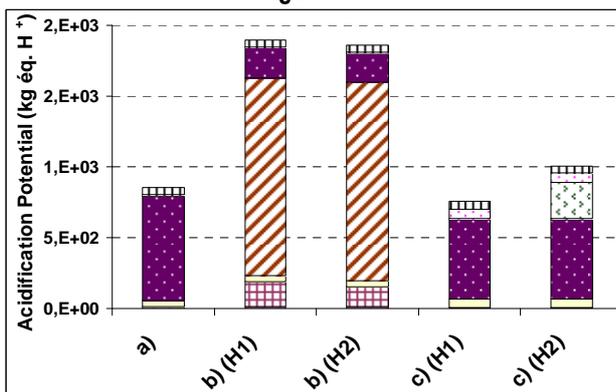


Figure 40c

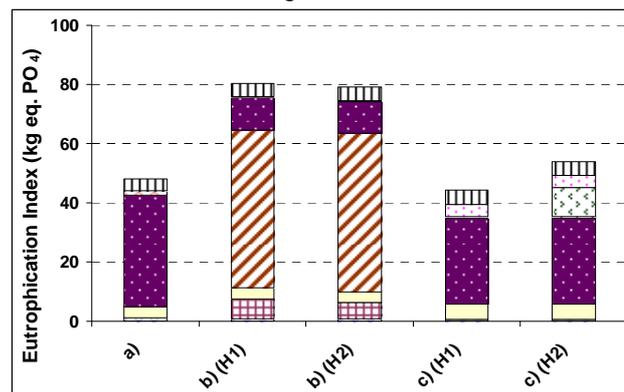


Figure 40d

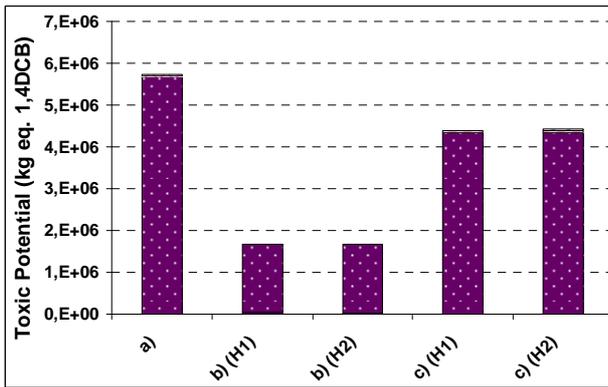


Figure 40e

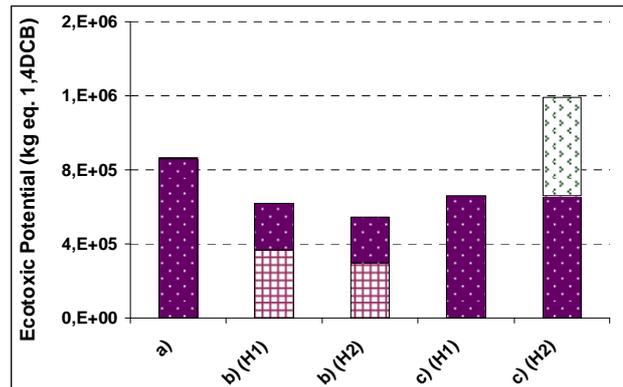


Figure 40f

Légende

H1 : les laitiers sont des déchets (pas d'allocation)
H2 : les laitiers sont des co-produits (allocation massique de 20%)



Figure 40. Indicateurs ACV pour les différents cas de structures de chaussées de la Figure 39 (1 km, 30 ans, 1 voie)⁴¹

8.6 Inclusion de la variabilité dans la comparaison de systèmes de mélange du béton

Une étude concernant deux procédés de fabrication du béton (présentés sur la Figure 41) a été réalisée⁷⁸ : un premier procédé (Figure 41a) consiste à mélanger les composants dans un malaxeur en centrale, tandis que le second (Figure 41b) consiste à les intégrer directement dans un camion toupie qui effectue le mélange. Il est montré que le pré-mélange permet de mieux contrôler la formulation et d'économiser du ciment. Cependant cette économie de ciment, présente-t-elle des intérêts écologique et/ou sanitaire sachant qu'un équipement supplémentaire (malaxeur) est nécessaire ? Pour cette étude, le système utilisé est présenté sur la Figure 42.

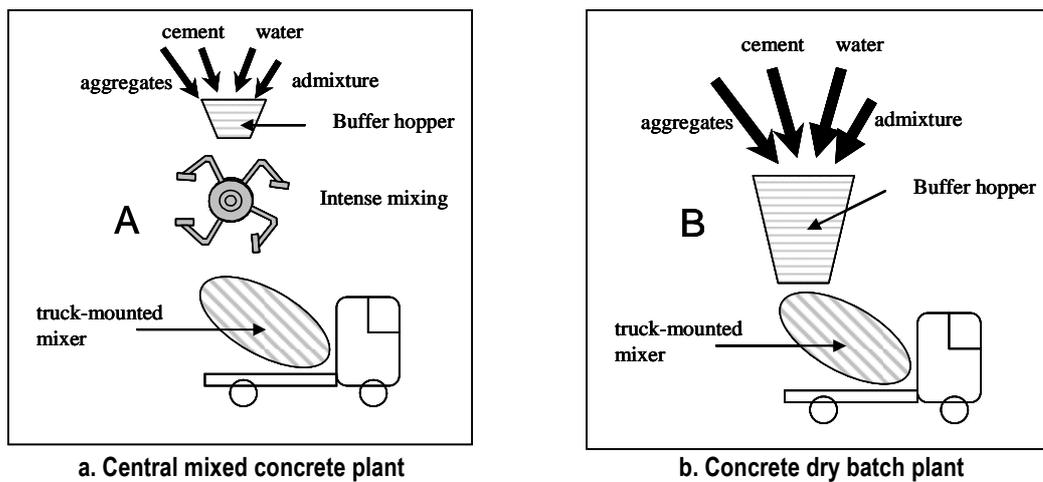
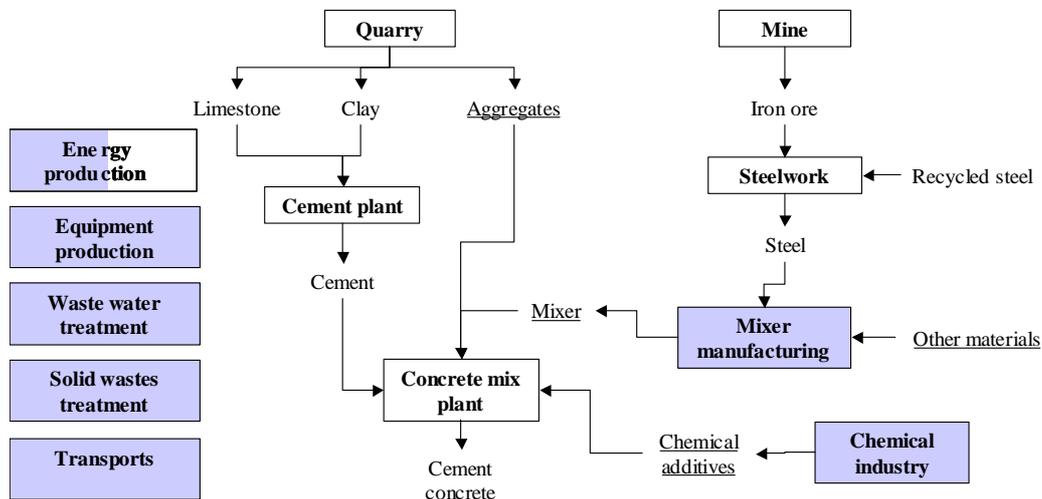


Figure 41. Procédés de fabrication du béton prêt à l'emploi⁷⁸



L'étude a été réalisée sur la comparaison des valeurs d'inventaire des flux en particules, SO₂, NO_x, CO, CO₂ et énergie consommée, en fonction de la variabilité des différentes sources de données concernant la fabrication du ciment et celle de l'acier (composant principal du malaxeur de la solution a (Figure 41). Les données minimales et maximales utilisées sont présentées dans le Tableau 16.

Les résultats concernant les particules, le CO₂, et la consommation d'énergie, sont trouvés favorables au procédé avec malaxeur (Figure 41a) au bout de durées variant de 1 à 6 ans. Par contre, les résultats concernant les NOx et le SO₂, sont trouvés très sensibles aux données d'inventaire du procédé de fabrication de l'acier.

Process		Steel plant	Cement plant	Electricity production
Reference unit		ton of steel	ton of cement	kWh
Particulates (kg)	min. value	0.02	0.03	0.0004
	max. value	48.00	1.00	
SO ₂ (kg)	min. value	0.14	0.23	0.0015
	max. value	144.00	7.83	
NOx (kg)	min. value	0.55	1.04	0.0016
	max. value	300.00	5.64	
CO (kg)	min. value	0	0.02	0.0002
	max. value	7,200	5.05	
CO ₂ (kg)	min. value	120	150	0.6117
	max. value	2,200	1,060	
Energy (MJ)	min. value	1,130	1,550	3.6
	max. value	60,225	5,800	

Tableau 16. Variabilité des données d'inventaire pour l'étude d'un procédé de mélange du béton⁷⁸

8.7 Descriptif détaillé des valeurs de référence, de variation et des résultats par indicateur

8.7.1 Couche en GB 0/14 EB 14

Paramètres		<i>i_{réf}</i>	<i>i_{var}</i>
Nom	Unité	valeur de référence	valeur de variation
Longueur	m	1000	1100
Epaisseur	cm	12	13
Largeur	m	7,5	8
Distance centrale-chantier	km	20	30
Distance carrière-centrale	km	40	50
Distance liant-centrale	km	150	200
Masse volumique en place	kg/m ³	2350	2400
Teneur/dosage en liant	%	5	4,8
Teneur en agrégats**	%	10	20
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	15	30
Durée totale chantier	h	100%	110%
Distance acheminement	km	20	30

Tableau 17. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas GB 0/14 EB 14 assise

<i>r_{réf}</i>						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
1 267 357	60 817	10,9	170,3	82,1	533 205	10 112

Tableau 18. Résultats du cas de référence GB 0/14 EB 14 assise sans agrégats recyclés

<i>r_{réf}</i>						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
1 207 077	57 844	10,1	157,0	75,7	480 701	9 127

Tableau 19. Résultats du cas de référence GB 0/14 EB 14 assise avec 10% d'agrégats recyclés

Paramètres		r_{var}						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	1 393 284	66 837	12,0	187,0	90,3	586 526	11 123
Epaisseur	cm	1 370 552	65 701	11,9	183,9	88,9	577 639	10 954
Largeur	m	1 349 913	64 725	11,6	181,2	87,9	568 752	10 785
Distance centrale-chantier	km	1 289 028	62 466	11,4	174,9	83,3	533 205	10 112
Distance carrière-centrale	km	1 287 944	62 384	11,3	174,7	83,2	533 205	10 112
Distance liant-centrale	km	1 272 775	61 229	11,0	171,4	82,4	533 205	10 112
Masse volumique en place	kg/m ³	1 293 704	62 064	11,1	173,7	83,8	544 551	10 327
Teneur/dosage en liant	%	1 246 261	59 852	10,7	166,1	79,9	512 204	9 839
Teneur en agrégats**	%	1 146 796	54 870	9,3	143,7	69,1	428 196	8 143
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	1 276 795	61 535	11,1	172,3	82,6	533 205	10 112
Durée totale chantier	h	1 269 507	60 981	11,0	170,7	82,2	533 205	10 112
Distance acheminement	km	1 271 292	61 116	11,0	171,1	82,3	533 205	10 112

Tableau 20. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas GB 0/14 EB 14

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	99%	99%	101%	98%	100%	100%	100%
Epaisseur	cm	98%	96%	110%	96%	99%	100%	100%
Largeur	m	98%	96%	96%	96%	106%	100%	100%
Distance centrale-chantier	km	3%	5%	9%	5%	3%	0%	0%
Distance carrière-centrale	km	6%	10%	15%	10%	5%	0%	0%
Distance liant-centrale	km	1%	2%	3%	2%	1%	0%	0%
Masse volumique en place	kg/m ³	98%	96%	86%	94%	97%	100%	100%
Teneur/dosage en liant	%	42%	40%	46%	62%	67%	98%	67%
Teneur en agrégats**	%	-5%	-5%	-8%	-8%	-9%	-11%	-11%
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	1%	1%	2%	1%	1%	0%	0%
Durée totale chantier	h	2%	3%	9%	2%	1%	0%	0%
Distance acheminement	km	1%	1%	2%	1%	0%	0%	0%

Tableau 21. Effet relatif de la de la variation pour le cas GB 0/14 EB 14
Orange : Ei > 55%, jaune : 0 % < Ei ≤ 55% ; vert : Ei ≤ 0%

8.7.2 Couche en Grève émulsion

Paramètres		$i_{réf}$	i_{var}	V_i
Nom	Unité	valeur de référence	valeur de variation	variabilité relative du paramètre
Longueur	m	1000	1100	0,10
Epaisseur	cm	3	3,3	0,10
Distance centrale-chantier	km	25	27,5	0,10
Distance carrière-centrale	km	15	16,5	0,10
Distance raffinerie-	km	150	165	0,10
Distance liant-centrale	km	150	165	0,10
Masse volumique en place	kg/m ³	2000	1900	-0,05
Teneur/dosage en liant	%	4,12	4,532	0,10
Teneur en bitume émulsion	%	69	62	-0,10
Durée totale chantier	h	8,3	9,2	0,11
Distance acheminement	km	30	33	0,10

Tableau 22. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas Grève émulsion

$r_{réf}$						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
102 342	5 827	1,6	21,9	8,4	50 854	1 143

Tableau 23. Résultats du cas de référence Grève émulsion

Paramètres		r_{var}						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	112 134	6 376	1,7	24,0	9,2	55 939	1 257
Epaisseur	cm	111 336	6 315	1,7	23,8	9,1	55 938	1 257
Distance centrale-chantier	km	102 844	5 897	1,6	22,1	8,4	50 854	1 143
Distance carrière-centrale	km	102 844	5 865	1,6	22,0	8,4	50 854	1 143
Distance raffinerie-	km	102 500	5 839	1,6	22,0	8,4	50 854	1 143
Distance liant-centrale	km	102 570	5 845	1,6	22,0	8,4	50 854	1 143
Masse volumique en place	kg/m ³	98 465	5 614	1,5	21,0	8,0	48 311	1 086
Teneur/dosage en liant	%	107 779	6 082	1,6	23,0	8,9	55 936	1 208
Teneur en bitume émulsion	%	97 170	5 588	1,5	20,9	7,8	45 772	1 075
Durée totale chantier	h	107 779	6 225	1,7	23,0	8,6	50 856	1 143
Distance acheminement	km	107 212	6 198	1,7	23,0	8,6	50 855	1 143

Tableau 24. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas Grève émulsion

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	96%	94%	95%	96%	95%	100%	100%
Epaisseur	cm	88%	84%	82%	87%	83%	100%	100%
Distance centrale-chantier	km	5%	12%	13%	9%	0%	0%	0%
Distance carrière-centrale	km	5%	7%	6%	5%	0%	0%	0%
Distance raffinerie-	km	2%	2%	0%	5%	0%	0%	0%
Distance liant-centrale	km	2%	3%	0%	5%	0%	0%	0%
Masse volumique en place	kg/m ³	76%	73%	76%	82%	95%	100%	99%
Teneur/dosage en liant	%	53%	44%	32%	50%	60%	100%	57%
Teneur en bitume émulsion	%	50%	40%	31%	45%	70%	99%	58%
Durée totale chantier	h	49%	63%	58%	46%	22%	0%	0%
Distance acheminement	km	48%	64%	63%	50%	24%	0%	0%

Tableau 25. Effet relatif de la de la variation pour le cas Grave émulsion
Orange : Ei > 55%, jaune : 0 % < Ei ≤ 55% ; vert : Ei ≤ 0%

8.7.3 Couche en enduit

Paramètres		<i>i_{réf}</i>	<i>i_{var}</i>
Nom	Unité	valeur de référence	valeur de variation
Longueur	m	1000	1100
Largeur	m	7,5	8,25
Distance carrière-chantier	km	25	27,5
Distance raffinerie-	km	100	110
Distance liant-chantier	km	150	165
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	11,5	12,65
Durée totale chantier	h	0,5	0,55
Distance acheminement	km	20	22

Tableau 26. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas enduit

<i>r_{réf}</i>						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
46 094	2 447	0,6	9,8	4,3	33 413	563

Tableau 27. Résultats du cas de référence enduit

Paramètres		<i>r_{var}</i>						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	50 172	2 652	0,7	10,7	4,8	36 754	622
Largeur	m	50 178	2 652	0,7	10,7	4,8	36 754	620
Distance carrière-chantier	km	46 309	2 464	0,6	9,8	4,4	33 413	563
Distance raffinerie-	km	46 194	2 455	0,6	9,8	4,4	33 413	563
Distance liant-chantier	km	46 198	2 455	0,6	9,8	4,4	33 413	563
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	46 263	2 460	0,6	9,8	4,4	33 413	563
Durée totale chantier	h	46 263	2 460	0,6	9,8	4,4	33 413	563
Distance acheminement	km	46 625	2 488	0,6	9,9	4,4	33 413	563

Tableau 28. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas enduit

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	88%	84%	167%	92%	116%	100%	105%
Largeur	m	89%	84%	167%	92%	116%	100%	101%
Distance carrière-chantier	km	5%	7%	0%	0%	23%	0%	0%
Distance raffinerie-	km	2%	3%	0%	0%	23%	0%	0%
Distance liant-chantier	km	2%	3%	0%	0%	23%	0%	0%
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	4%	5%	0%	0%	23%	0%	0%
Durée totale chantier	h	4%	5%	0%	0%	23%	0%	0%
Distance acheminement	km	12%	17%	0%	10%	23%	0%	0%

Tableau 29. Effet relatif de la variation pour le cas enduit
Orange : Ei > 55%, jaune : 0 % < Ei ≤ 55% ; vert : Ei ≤ 0%

8.7.4 Couche d'accrochage

Paramètres		$i_{réf}$	i_{var}
Nom	Unité	valeur de référence	valeur de variation
Longueur	m	1000	1100
Largeur	m	7,5	8,25
Distance raffinerie-	km	100	110
Distance liant-chantier	km	150	165
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	11,5	12,65
Durée totale chantier	h	0,5	0,55
Distance acheminement	km	20	22

Tableau 30. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas accrochage

$r_{réf}$						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
10 219	536	0,1	2,0	0,9	7 709	102

Tableau 31. Résultats du cas de référence accrochage

Paramètres		r_{var}						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	11 064	576	0,1	2,2	1,0	8 480	112
Largeur	m	11 087	578	0,1	2,2	1,0	8 480	112
Distance raffinerie-	km	10 231	537	0,1	2,0	0,9	7 709	102
Distance liant-chantier	km	10 266	540	0,1	2,1	0,9	7 709	102
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	10 361	547	0,1	2,1	0,9	7 709	102
Durée totale chantier	h	10 361	547	0,1	2,1	0,9	7 709	102
Distance acheminement	km	10 396	550	0,1	2,1	1,0	7 709	102

Tableau 32. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas accrochage

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	83%	75%	73%	78%	85%	100%	100%
Largeur	m	85%	78%	81%	83%	85%	100%	100%
Distance raffinerie-	km	1%	2%	0%	0%	0%	0%	0%
Distance liant-chantier	km	5%	7%	8%	5%	0%	0%	0%
Consommation d'un engin	Lgasoil/h	14%	21%	24%	15%	0%	0%	0%
Durée totale chantier	h	14%	21%	24%	15%	0%	0%	0%
Distance acheminement	km	17%	26%	32%	20%	11%	0%	0%

Tableau 33. Effet relatif de la variation pour le cas accrochage
Orange : $Ei > 55\%$, jaune : $0\% < Ei \leq 55\%$; vert : $Ei \leq 0\%$

8.7.5 Couche matériau hydraulique

Paramètres		$i_{réf}$	i_{var}
Nom	Unité	paramètre	paramètre
Teneur/dosage en liant	%	3,5	4,5
Teneur en clinker	%	35	45
Longueur	m	1000	vno
Epaisseur	cm	15	vno
Largeur	m	7,5	vno
Distance centrale-	km	40	vno
Distance carrière-	km	10	vno
Distance liant-centrale	km	150	vno
Masse volumique en	kg/m ³	2350	vno

Tableau 34. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas grave hydraulique (vno : variation non observée)

$r_{réf}$						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
567 963	52 301	8,6	99,3	47,0	3 422	1 103 270

Tableau 35. Résultats du cas de référence grave hydraulique

Paramètres		r_{var}						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Teneur/dosage en liant	%	645 200	61 447	9,1	107,8	54,4	4 317	1 417 449
Teneur en clinker	%	641 565	61 174	9,1	106,3	53,7	4 319	1 417 496

Tableau 36. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas grave hydraulique

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Teneur/dosage en liant	%	48%	61%	20%	30%	56%	92%	100%
Teneur en clinker	%	45%	59%	20%	25%	52%	92%	100%

Tableau 37. Effet relatif de la variation pour le cas grave hydraulique
Orange : $Ei > 55\%$, jaune : $0\% < Ei \leq 55\%$; vert : $Ei \leq 0\%$

8.7.6 Couche béton armé continu

Paramètres		$i_{réf}$	i_{var}
Nom	Unité	paramètre	paramètre
Longueur	m	1000	1100
Grenaille recyclée	%	95	99
Consommation en acier	kg/m ²	6,8	7,8
Epaisseur	cm	15	vno
Largeur	m	7,5	vno
Consommation en grenaille	kg/m ²	5	vno
Distance centrale-chantier	km	40	vno
Distance carrière-centrale	km	10	vno
Distance liant-centrale	km	150	vno
Distance acier-chantier	km	500	vno
dosage en ciment du béton	kg/m ³	330	vno
dosage en eau du béton	kg/m ³	150	vno
dosage en granulats du	kg/m ³	1870	vno
Teneur en clinker	%	85	vno

Tableau 38. Valeurs de références et de variation des paramètres pour le cas béton armé continu

$r_{réf}$						
énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
3 322 680	352 681	28,9	373,5	309,0	234 388	10 884 778

Tableau 39. Résultats du cas de référence grave béton armé continu

Paramètres		r_{var}						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	3 654 949	387 950	31,8	410,9	340,1	257 827	11 973 256
Grenaille recyclée	%	3 309 504	351 945	28,8	372,1	308,4	228 611	10 880 000
Consommation en acier	kg/m ²	3 340 142	356 360	29,4	381,0	311,8	263 273	10 908 671

Tableau 40. Résultats en fonction des valeurs de variation pour le cas béton armé continu

Paramètres		Ei (%)						
Nom	Unité	énergie	GWP	EI	AP	POCP	TP	EP
Longueur	m	100%	100%	98%	100%	101%	100%	100%
Grenaille recyclée	%	-9%	-5%	-8%	-9%	-5%	-59%	-1%
Consommation en acier	kg/m ²	4%	7%	10%	14%	6%	84%	1%

Tableau 41. Effet relatif de la variation pour le cas béton armé continu
 Orange : $Ei > 55\%$, jaune : $0\% < Ei \leq 55\%$; vert : $Ei \leq 0\%$

8.8 Dispositif réglementaire de prélèvement des émissions atmosphériques de HAP

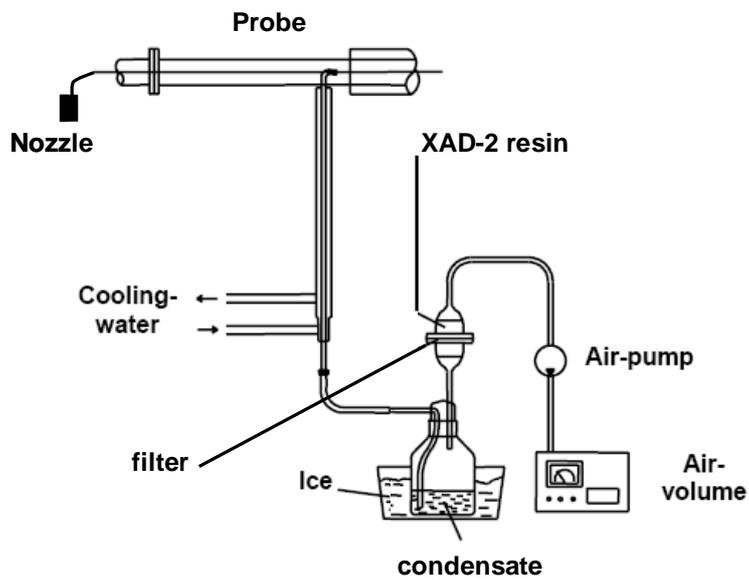


Figure 43. Dispositif réglementaire de prélèvement des HAP⁵⁴

8.9 Dispositif de prélèvement des émissions atmosphériques de HAP gazeux et particulaires

8.9.1 Principe de l'Electrical Low Pressure Impactor

Ce dispositif permet de collecter les particules et de les séparer selon leur diamètre aérodynamique, en 11 étages allant de $10\ \mu\text{m}$ à $7\ \text{nm}$. Les particules collectées étant préalablement chargées, leur impaction sur un plateau métallique provoque un signal électrique qui est enregistré en continu. Les plateaux peuvent être récupérés en fin d'expérience pour en analyser et quantifier le contenu chimique. Selon le type de support utilisé, l'analyse chimique peut être conduite sur des composés minéraux (poussières issues des matériaux ou métaux lourds), ou organiques. Le dispositif de prélèvement imaginé est un couplage de la méthode réglementaire avec un ELPI (Figure 45).

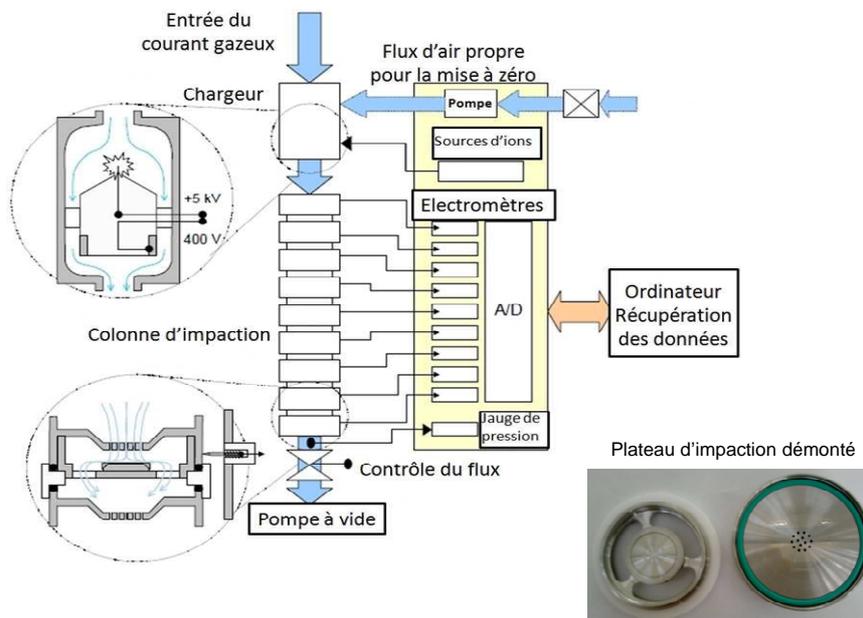


Figure 44. Principe de l'Impacteur Electrique à Faible Pression (ELPI)

8.9.2 Nouveau dispositif de prélèvement

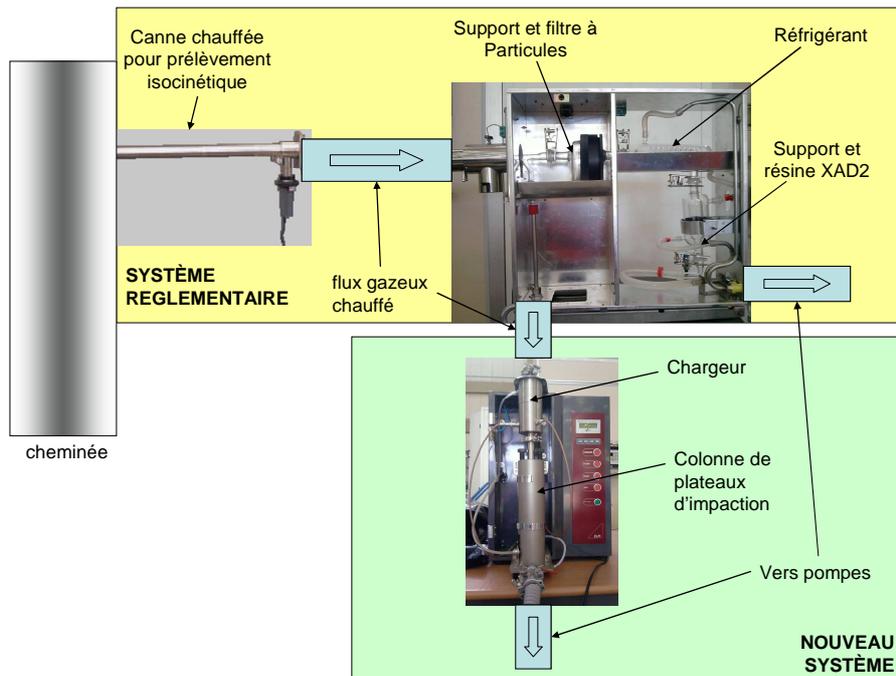


Figure 45. Nouveau dispositif de prélèvement de HAP⁹⁷



Figure 46. Campagne d'essai juin 2009⁹⁷

8.10 Méthode de calcul des coefficients de classification pour des indicateurs « midpoint » localisés

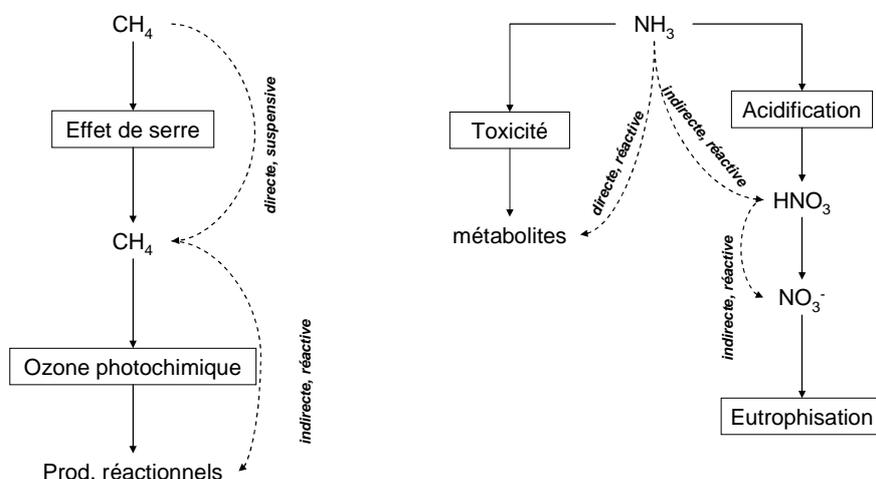


Figure 47. Exemple de contributions réactives, suspensives, directes et indirectes aux catégories d'impact

Compartiment d'émission	Type de lieu d'émission	Dimension de la zone impactée	Ordre de grandeur de la zone impactée	Score concernant le polluant ι et la présence de la cible chimique dans la zone impactée \mathcal{K} (contributions directes et réactives)			
				Catégorie 1	Catégorie \mathcal{K}		Catégorie \mathcal{Z}
Air	Canalisée	Surface	10 à 10 000 km ²	Si pas de cible chimique dans la zone impactée: $\sigma_{i,k}^{\min} = 0$ Si les cibles chimiques atteignent la valeur maximale N_k connue $\sigma_{i,k}^{\max} = 1$ Si le nombre de cibles chimiques $n_k < N_k$ $\sigma_{i,k} = \frac{n_k}{N_k}$			
	Autre de surface		1 km ²				
Eaux	stagnantes	du m ² au km ²					
	cours d'eau	distance avale	1 à 100 km				
Sols (émission ponctuelle)	perméable	profondeur	m				
	imperméable	surface	m ²				
Sols (émission surfacique)	perméable	Profondeur sous la surface	m ³				
	imperméable	surface	m ²				

Tableau 42. Méthode de calcul des scores par type d'émission et périmètres impactés¹⁰⁴

Dans le cas des contributions directes réactives, on calcule un score qui représente la probabilité pour un polluant ι de rencontrer la cible chimique de la catégorie d'impact \mathcal{K} dans la zone impactée. Pour cela on définit N_k comme le nombre maximal de cibles chimiques possibles correspondant à la catégorie d'impact \mathcal{K} , et n_k comme le nombre de cibles chimiques trouvées dans la zone impactée. Le calcul du score est présenté dans le Tableau 42.

Le coefficient de classification $\alpha_{i,k}^{direct}$ se calcule alors pour chaque catégorie d'impact comme suit :

$$\alpha_{i,k}^{direct} = \frac{S_{i,k}}{\sum_{k=1}^K S_{i,k}}$$

Dans le cas des contributions indirectes (route A Figure 48), on a :

$$\alpha_{i \rightarrow j, k_2}^{indirect} = \alpha_{i, k_1}^{direct} \cdot S_{j, k_2}$$

Et pour les contributions suspensives (route B Figure 48) on a :

$$\alpha_i^{suspensive} = 1$$

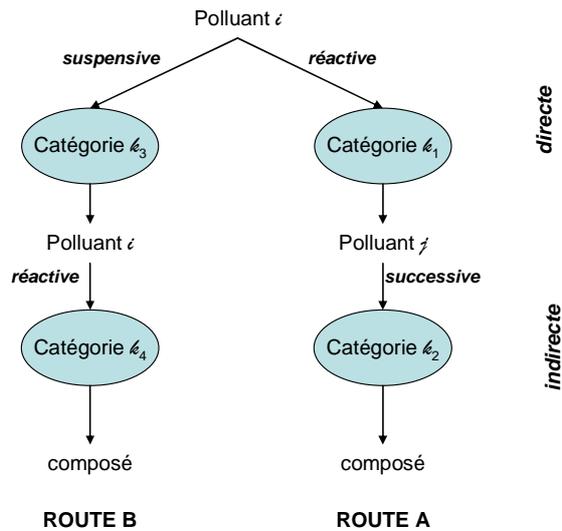


Figure 48. Schéma de chemins d'impacts directs et indirects¹⁰⁴

Des cibles chimiques sont proposées par catégorie d'impact dans le Tableau 43 avec des exemples de calculs de scores en prenant Paris et la France comme exemples de zones impactées.

Catégorie d'impact	Cible chimique (CC)	unité	Valeur maximale existante	Exemples			
				France		Paris	
				CC	score	CC	score
Toxicité	Densité de population	habitant/km ²	35 420	110	0,003	20 700	0,584
Écotoxicité	Surface naturelle ou cultivée	%	100	80	0,800	0	0
Ozone photochimique	Nombre d'heures annuelles d'ensoleillement	heure/an	8 760	1 750	0,200	2 500	0,285
Acidification (air)	Nombre d'heures annuelles sans ensoleillement	heure/an	8 760	7 010	0,800	6 260	0,715
Acidification (autres compartiments)	Surface de zones humides	%	100	nc	nc	nc	nc
Eutrophisation		%	100	5	0,050	0,100	0,001

Tableau 43. Proposition de cibles chimiques par catégorie d'impact et exemple de scores¹⁰⁴ -nc : non concerné

8.11 Questionnaires destinés aux utilisateurs potentiels de l'outil logiciel ECORCE⁶

8.11.1 Questions sur les objectifs de l'outil

Le Tableau 45 présente les réponses aux questions 1a à 1d, ainsi qu'une synthèse des commentaires recensés.

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
1a	Un outil permettant des comparaisons environnementales à priori de variantes de couches de chaussées serait-il utile ?	19	96%	« Vérifier » les publicités des entreprises Avoir une aide aux différentes phases d'un projet (APS, DCE, AO, DET)
1b	L'outil a-t-il vocation à être utilisé par les services de l'Etat, RST et DIR en particulier ?	19	96%	Prévoir à terme une diffusion plus large Conserver l'outil dans le RST si possible
1c	A quelle fréquence pensez-vous avoir l'usage d'un tel outil ?	18		Une à plusieurs fois par semestre
1d	Pensez-vous que l'usage d'un tel outil nécessite une formation ?	18	100%	

Tableau 44. Synthèse des réponses au questionnaire préliminaire concernant les objectifs de l'outil

Concernant la question 1a, toutes les variantes sont possibles dans ECORCE, à l'exclusion de certains procédés comme les enrobés tièdes, les graves émulsions, les enrobés froids pour lesquels les données de flux de polluants sont indisponibles.

Les commentaires relatifs à la question 1b montrent des avis contradictoires. ECORCE a été diffusé au sein du [RST](#) (groupes chaussées) dans une version β en octobre 2008, puis dans une version consolidée et qualifiée en avril 2009. Il a été appliqué par le [RST](#) à un certain nombre d'études de terrain avec un retour détaillé des utilisateurs, ce qui a permis de détecter et corriger quelques erreurs résiduelles.

Les réponses à la question 1c montrent que la demande d'éco-comparateurs est grandissante.

8.11.2 Questions sur le principe général de fonctionnement

Le Tableau 45 présente les réponses obtenues concernant les questions 2a à 2d.

Les utilisateurs réclament à la fois transparence et validation du LCPC sur les données utilisées dans l'outil. La possibilité de compléter les données manquantes par des données propres à l'utilisateur ou propres aux entreprises, ne reçoit pas l'unanimité des réponses (63% de pertinence), et les commentaires précisent que cette possibilité doit être encadrée par un certain nombre de précautions.

La version 1 d'ECORCE ne permet pas à l'utilisateur d'ECORCE d'ajouter ses propres données, et utilise des données publiées.

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
2a	Certaines valeurs issues de la bibliographie ou d'études particulières devront-elles être disponibles dans l'outil lorsque l'entreprise ne sera pas en mesure de fournir les informations (par exemple dans le cas où l'entreprise ne connaît pas les données de ses fournisseurs) ?	18	92%	Oui sinon on sera vite bloqué Il faut des valeurs « défaut » ou « moyenne » partout Les valeurs « défaut » contenues doivent être pénalisantes pour pénaliser l'entreprise qui n'en fournirait pas
2b	Les indicateurs d'impacts pourraient-ils être calculés à partir de données fournies par l'entreprise et dont elle a la responsabilité ?	19	63%	Ce sont des données sensibles De préférence, piocher dans une base de données consensuelle* Oui dans un premier temps pour avancer l'outil Oui pour impliquer l'entreprise et pour vérifier l'actualité de nos valeurs A utiliser avec précaution A condition de citer les sources
2c	L'outil devra-t-il proposer une base de référence permettant de confronter les valeurs des données fournies par les entreprises à des cas déjà connus ?	19	91%	
2d	La base de données de l'outil pourra-t-elle être complétée par les utilisateurs au fur et à mesure de l'utilisation de l'outil ?	17	63%	Avec contrôle Sous réserve de validation Utilisateurs référents d'abord puis restitution à l'ensemble du réseau Veille technologique indispensable Oui pour la première version mais centralisation et validation par équipe responsable de l'outil A condition de transmettre un minimum d'infos sur l'obtention des données

Tableau 45. Synthèse des réponses au questionnaire préliminaire concernant les principes généraux de l'outil

8.11.3 Questions sur les sorties de l'outil

Le Tableau 46 présente les réponses obtenues concernant les questions 3a à 3d.

Le fait d'avoir un outil fournissant des indicateurs autres que consommation d'énergie et contribution au changement climatique, est exprimé comme majoritairement souhaitable.

Bien que souhaité également par les utilisateurs, le fait de proposer des « équivalents parlants » (question 3c) n'a pas été retenu dans ECORCE.

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
3a	Dans un premier temps, les sorties pourraient-elles être limitées à des indicateurs d'impact sur la consommation en énergie et les gaz à effet de serre ?	17	93%	Mieux dans un premier temps si les autres indicateurs ne sont pas suffisamment documentés Il faut bien démarrer par quelque chose Oui mais le risque est qu'on s'arrête là
3b	Indiquez la pertinence que vous accordez aux indicateurs suivants :			Autres indicateurs proposés : Nuisances (sonores, délais d'exécution, temps de renouvellement) Fragilité de la chaussée Proximité des matériaux Recyclage Consommation de matières premières
	Potentiels d'eutrophisation (milieux naturels)	14	76%	
	Potentiels d'acidification (milieux naturels et urbains)	14	70%	
	Formation d'ozone à basse altitude (smog)	13	75%	
	Potentiels d'écotoxicité (espèces vivantes)	11	84%	
3c	L'outil doit-il traduire chaque indicateur de la comparaison finale en un « équivalent parlant » pour un non initié (par ex : équivalent à X km	17	71%	Propositions d'équivalents : Graduation A à E Equivalent produit classique

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
	parcourus avec un camion			Tonne équivalent carbone Classement indiciaire alpha numérique Energie équivalent proposée pour une famille de quatre personnes Litres de gazole
3d	L'outil doit-il permettre des sorties graphiques ? si oui, précisez-les ci-après :	13	73%	Histogrammes, histogrammes cumulés Camembert avec la part de chaque indicateur Export vers un tableur Diagramme comparant énergie consommée en fonction de la variante

Tableau 46. Synthèse des réponses au questionnaire préliminaire concernant les sorties de l'outil

8.11.4 Questions sur les cas traités par l'outil

Le Tableau 47 présente les réponses obtenues concernant les questions 4a à 4d.

Actuellement, ECORCE dans sa version 1, ne répond pas à la demande concernant les enrobés tièdes, graves émulsions et enrobés froids, pour lesquels des données consolidées de flux de polluants sont indisponibles. Pour les mêmes raisons, les agrégats d'enrobés sont les seuls déchets intégrés dans la première version. Le retraitement en place n'est pas inclus en tant que procédé à part entière, même si le calcul des impacts liés au chantier est possible si l'on connaît les consommations des engins concernés.

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
4 a	L'outil doit-il viser les variantes pour une même couche de chaussée (par exemple, une couche de roulement en enrobés chauds, tièdes, basse température, froids...) ?	19	93%	
4 b	L'outil doit-il viser l'emploi de solutions intégrant des agrégats d'enrobés, en prenant en compte différents scénarii de rabotage, collecte des agrégats, conditionnement des agrégats ?	17	97%	Quid du retraitement en place ? Il pourrait être intéressant de noter les différentes structures selon leur recyclabilité.
4 c	L'outil doit-il viser l'emploi de solutions intégrant des déchets d'autres provenances que la route ? Si vous avez coché >50% indiquez les déchets qui vous intéressent.	19	89%	MIOM cités 15 fois Laitiers cités 6 fois Sables de fonderies cités 5 fois Béton concassé cité 5 fois Déchets ou coproduits industriels cités 2 fois Déchets du BTP cités 2 fois Schistes houillers cités 2 fois Cendres citées 2 fois Déchets inertes de centre de recyclage cités 1 fois Sols traités pour assise de chaussées cités 1 fois
4 d	L'outil doit-il viser le choix de différentes structures de chaussées ?	19	96%	

Tableau 47. Synthèse des réponses au questionnaire préliminaire concernant les cas traités par l'outil

8.11.5 Questions sur les limites de l'évaluation

Le Tableau 48 présente les réponses obtenues concernant les questions 5a à 5d.

Question		Nombre de réponses	Pertinence	Commentaires
N°	Intitulé			
5 a	L'outil doit-il prendre en compte l'élaboration et l'acheminement des matières premières (bitume, ciment, granulats...) ?	19	93%	Oui mais sans prendre en compte l'élaboration des machines Pas évident de définir à priori d'où viennent ces matières L'acheminement des matières premières complique l'évaluation, dans un premier temps, une approche à partir de données génériques validées pourrait être utilisée A terme, d'autres moyens de transport que le seul routier
5 b	L'outil doit-il prendre en compte les transports routiers pour l'acheminement des matériaux ou des matériels (centrale chantier, agence chantier) ?	19	92%	Certaines infos sont difficiles à obtenir pour de grands chantiers
5 c	L'outil doit-il intégrer les durées de vies des solutions dans son calcul, à partir d'hypothèses sur la stratégie d'entretien ?	18	82%	Si on veut cette précision, il faut intégrer certaines spécificités (temps d'attente avant remise en circulation, déviation, itinéraire de contournement pour certains trafics...) Aspect mécanique vu par ailleurs ! L'aspect « durée de vie » pourrait se faire dans un deuxième temps pour ne pas retarder la sortie de l'outil

Tableau 48. Synthèse des réponses au questionnaire préliminaire concernant les limites de l'évaluation ACV

L'élaboration des principales matières premières est incluse dans ECORCE, mais pas la fabrication du matériel (engins, sites industriels...). L'acheminement des matériaux et matières premières est paramétrable, mais le transport routier est le seul mode possible.

Enfin, il est possible de prendre en compte la durée de vie de la chaussée en définissant des opérations d'entretien.

8.11.6 Bilan des avis recueillis sur ECORCE

Les résultats recueillis auprès de non experts en ACV, montrent cependant que les avis convergent avec les questionnements scientifiques autour de la méthodologie. En effet, les réponses montrent que les utilisateurs futurs s'interrogent sur la qualité des données utilisées et leur validation, sur la nécessité de ne pas limiter l'évaluation à un seul indicateur mais encourage l'exhaustivité, et affirment l'importance d'intégrer la vie en service de la structure.

Au-delà de ces questions, ils expriment leur préoccupation de voir intégré dans l'outil les technologies innovantes qui répondent aux grands enjeux écologiques et sanitaires, mais dont il est actuellement difficile de vérifier la pertinence : retraitement en place, enrobés coulés à froid, matériaux recyclés... ECORCE ne permet pas d'intégrer l'ensemble de ces technologies, mais doit rester évolutif pour permettre à terme de les comparer aux solutions classiques.