



HAL
open science

Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre d'une analyse de cycle de vie

Bertrand Laratte

► **To cite this version:**

Bertrand Laratte. Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre d'une analyse de cycle de vie. Etudes de l'environnement. Université de Technologie de Troyes, 2013. Français. NNT : 2013TROY0033 . tel-03355935

HAL Id: tel-03355935

<https://theses.hal.science/tel-03355935v1>

Submitted on 27 Sep 2021

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

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

Thèse
de doctorat
de l'UTT

Bertrand LARATTE

**Evaluation dynamique et cumulative
des impacts environnementaux
dans le cadre d'une analyse
de cycle de vie**

**Spécialité :
Développement Durable**

2013TROY0033

Année 2013

THESE

pour l'obtention du grade de

DOCTEUR de l'UNIVERSITE DE TECHNOLOGIE DE TROYES Spécialité : **DEVELOPPEMENT DURABLE**

présentée et soutenue par

Bertrand LARATTE

le 12 décembre 2013

Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre de l'analyse de cycle de vie

JURY

M. N. PERRY	PROFESSEUR DES UNIVERSITES	Président (Rapporteur)
M. B. GUILLAUME	MAITRE DE CONFERENCES	Directeur de thèse
M. C. LONGET	DOCTEUR	Examineur
M. D. MILLET	PROFESSEUR DES UNIVERSITES	Examineur
Mme G. QUARANTA	MAITRE DE CONFERENCES - HDR	Rapporteur
Mme N. TROUSSIER	PROFESSEUR DES UNIVERSITES	Examineur

L'homme en tant qu'être vivant est indéfectiblement lié aux phénomènes matériels et énergétiques d'une des enveloppes géologiques de la Terre : la Biosphère. Et il ne peut en être physiquement indépendant un seul instant.

Vernadsky, Vladimir Ivanovitch (1863 - 1945)

Человек как живое существо неразрывно связан с материальными и энергетическими явлениями одной из геологических оболочек Земли : Биосферой. И он не может быть физически независимыми даже на мгновение.

Вернадский, Владимир Иванович (1863 - 1945)

Remerciements

Je voudrais tout d'abord remercier Bertrand GUILLAUME pour m'avoir laissé l'opportunité de réaliser ce projet de recherche au sein du CREIDD. Je te remercie pour le réel intérêt et l'ouverture d'esprit que tu as eu quand je t'ai proposé mon projet et surtout de m'avoir poussé durant ces trois années.

Merci à l'ensemble des membres du CREIDD d'avoir été présent dans des moments de doutes.

Je tiens à remercier particulièrement Babiga et Jun pour leur soutien, conseil et aide.

Merci à Charles d'avoir consacré autant de temps pour mon projet.

Merci à Réjean, Valérie et Louise pour m'avoir accueilli durant quelques semaines au sein du CIRAIG, à Polytechnique Montréal. Merci à Annie et Thomas pour votre temps et l'intérêt que vous avez eu pour travailler avec moi.

Merci à Leonid, Natalia, Anna et Albina pour votre accueil à Polytechnique Tomsk au sein du département de géologie et géochimie. J'espère que les discussions et réflexions que nous avons eu ensemble déboucheront sur de solides collaborations.

Merci à mes amis proches, en particulier Maud, Manu pour m'avoir soutenu dans ce projet de reconversion professionnelle.

Enfin, merci à celle qui m'aura supporté depuis le début et au quotidien, Natalia.

Romain, Miriam, Paulina, Guillaume, Jérémie, Charles.... vous n'avez jamais été aussi proches de la fin.

Résumé

Les méthodes d'évaluation environnementale sont de plus en plus utilisées pour mieux apprécier les impacts environnementaux générés par les activités humaines (produits, services, systèmes). L'analyse de cycle de vie (ACV) est sans doute la méthode d'évaluation la plus répandue. Elle est aussi souvent considérée comme la plus avancée, bien qu'elle comporte de sérieuses limites (elle n'intègre pas de réels indicateurs économiques ou sociaux, par exemple). Dans cette thèse de doctorat, j'examine plus particulièrement la problématique de l'intégration du temps dans les modèles d'inventaire et les calculs d'impact tout au long du cycle de vie. J'y présente une évolution de la méthodologie d'ACV traditionnelle pour le cas du réchauffement climatique, qui incorpore des aspects dynamiques et cumulatifs exprimés directement en équivalent-CO₂. Cette perspective orientée vers une meilleure prise en compte dans les pratiques de reporting et/ou les politiques publiques est ensuite déclinée sur trois cas d'application de complexité croissante pour l'analyse. L'hypothèse centrale de ce travail est que le passage d'une ACV traditionnelle à une ACV dite « dynamique » permettrait d'obtenir des résultats d'évaluation d'impacts plus proches de la réalité des phénomènes environnementaux.

Mots Clés

- Analyse du cycle de vie
- Systèmes dynamiques
- Polluants atmosphériques
- Réchauffement de la Terre
- Environnement – Études d'impact

Abstract

Environmental impact assessment methods are now widely used in order to measure environmental impacts associated with human activities (for products, services, and systems). Life-cycle assessment (LCA) is without doubt the foremost assessment method. LCA is also often thought of as the more advanced one, despite serious limitations (e.g. LCA does not include properly economical or social dimensions). In this PhD report, I explore more specifically the issue of integrating time in both inventory models and impact assessments along the life-cycle. In the case of climate change, I offer an evolution of traditional LCA towards a framework that includes dynamic and cumulative aspects as expressed directly in CO₂-equivalent. This approach, which is oriented towards reporting practices and/or public policies, is afterwards applied to three different case studies of growing complexity. The central hypothesis of this work is that switching from traditional to so-called “dynamic” LCA would allow for better results with regards to one reality of environmental processes.

Key words

- Life cycle assessment
- Dynamic system
- Atmospheric pollutants
- Climate change
- Environment-Impact studies

Table des matières

1	Introduction	15
1.1	Motivation	15
1.2	Pourquoi faire de l'évaluation des impacts?	16
1.3	Quels sont les actions et outils proposés pour réduire et/ou maîtriser nos impacts environnementaux?	17
1.4	Positionnement de mon projet de recherche	20
1.5	Bref historique de l'Analyse de Cycle de Vie	21
1.6	Articulation du manuscrit	23
2	Contexte, question de recherche	24
2.1	Principes de l'ACV	24
2.1.1	Description générale de l'ACV	24
2.1.2	La méthodologie d'ACV en détail	28
2.1.3	Positionnement et analyse critique de la méthode	41
2.2	Les bases de données, méthodes d'évaluation et logiciels d'ACV	42
2.2.1	Les bases de données	42
2.2.2	Les méthodes et indicateurs d'évaluation environnementale	45
2.2.3	Les principaux logiciels d'ACV	48
2.2.4	Synthèse	49
2.3	Limites des méthodologies d'évaluation environnementale actuelles	50

2.4	Hypothèses de recherche	51
2.5	Question de recherche	51
3	Etat de l'art	56
3.1	Synthèse bibliographique	57
3.2	Belouin-Saint-Pierre : Vers une caractérisation spatiotemporelle pour l'analyse du cycle de vie	58
3.3	Cherubini et Bright : Inventaire en cycle de vie dynamique	58
3.4	Collinge : Inventaire en cycle de vie dynamique	59
3.5	Kendall : Inventaire en cycle de vie dynamique	59
3.6	Kirkinen : Forçage radiatif pour le changement climatique	60
3.7	Levasseur : Indicateur dynamique pour le changement climatique	60
3.8	Pehnt : Scénario dynamique ou analyse de sensibilité	61
3.9	Limites des études menées	61
4	Modèle	63
4.1	Méthodologie : Plan d'étude et de recherche	63
4.2	Méthodologie d'ACV dynamique	65
4.2.1	Définition des objectifs et champ de l'étude de l'ACV	65
4.2.2	L'inventaire du cycle de vie dynamique	65
4.2.3	Le calcul d'impact environnemental dynamique	67
4.2.4	ACV dynamique et phase d'interprétation	68
4.3	Création d'un outil d'aide à l'évaluation	70
4.3.1	Structure générale de l'outil et principe de fonctionnement	70
4.3.2	Interface et prise en main	72
4.3.3	Résultats obtenus	75
4.3.4	Limites et perspectives	76

5	Cas d'application	78
5.1	Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un panneau solaire	79
5.1.1	Présentation des panneaux solaires étudiés	80
5.1.2	Inventaire des données	81
5.1.3	Calcul de l'impact	83
5.1.4	Conclusion	86
5.2	Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un système dynamique : Usage de fertilisant azoté pour la culture du blé en France depuis 1910 à aujourd'hui	88
5.2.1	Présentation	88
5.2.2	Résultats	91
5.2.3	Conclusion	95
5.3	Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un modèle électrique : passé, présent et futur mix électrique français	97
5.3.1	Présentation	97
5.3.2	Données et méthode	99
5.3.3	Résultats	106
5.3.4	Conclusions sur la méthodologie d'ACV dynamique dans ce cas d'application	109
6	Conclusion - Perspectives	111
6.1	Avancées	111
6.2	Discussion	112
6.3	Limites et perspectives	112
6.3.1	Incertitude de l'évaluation d'impact environnemental	113
6.3.2	Elaboration d'inventaires et d'indicateurs dynamiques	113
6.3.3	Intégration de la méthodologie dans un processus de conception	114
6.3.4	Hiérarchisation des indicateurs dans un processus de conception	115

6.3.5	Outil d'ACV dynamique pour la généralisation de la méthode . . .	115
6.4	Perspectives de développement	116
6.4.1	Première proposition de projet de recherche	116
6.4.2	Seconde proposition de projet de recherche	122
6.4.3	Mise en place des différents enjeux scientifiques	128
Bibliographie		129
7 Annexes		144
7.1	Annexe 1 : Epistemic and methodological challenges of dynamic environmental assessment : A case-study with energy production from solar cells	144
7.2	Annexe 2 : Modeling Cumulative Effects in Life Cycle Assessment : The Case of Fertilizer in Wheat Production	146
7.3	Annexe 3 : Projet SYNAPSE (Emergence)	147
7.4	Annexe 4 : Projet SOragO (FUI)	149

Liste des tableaux

2.1	Documents normatifs relatif à l'ACV	25
2.2	Synthèse des principales bases de données d'inventaires	44
2.3	Vue d'ensemble des principales méthodes de calcul d'impact	47
3.1	Synthèse bibliographique	57
5.1	Inventaires des substances contributrices au réchauffement climatique par technologies de panneaux	82
5.2	Inventaires des différents modèles énergétiques pour une production de 1Kwh	105
5.3	Résultats en kg <i>eq</i> – <i>CO</i> ₂ , considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique	106
6.1	Matrice Weidema (critères notés de U ₁ à U ₆)	119
6.2	Matrice Frischknecht (critère noté U _b)	120
6.3	Mise en place des différents enjeux scientifiques	128

Table des figures

1.1	Positionnement de recherche du CREIDD	21
2.1	Cadre général de la méthodologie d'ACV	27
2.2	Illustration de frontières d'un système [ISO14040 :2006, 2006]	31
2.3	Inventaire des flux élémentaires et intermédiaires en ACV	34
2.4	Interrelation entre émissions, potentiel d'impact environnemental et variations d'impacts et leurs conséquences [Wenzel et al., 2000]	36
2.5	Interrelation entre émissions, potentiel d'impact environnemental et variations d'impacts et leurs conséquences, schéma simplifié de la figure 2.4 [Laratte, 2011]	37
2.6	Concept d'indicateurs de catégorie [ISO14044 :2006, 2006]	38
2.7	Relations des éléments lors de la phase d'interprétation avec les autres phases d'une ACV [ISO14044 :2006, 2006]	40
2.8	Schématisation des liens entre bases de données, méthodes de calcul d'impacts et logiciels d'ACV	49
4.1	Méthodologie d'ACV dynamique [Laratte et al., 2012b]	65
4.2	Schéma représentant le DMFA [Müller, 2006]	66
4.3	Structure de l'architecture de l'outil	71
4.4	Interface de démarrage de l'outil	72
4.5	Création d'un nouveau projet d'évaluation environnemental sur l'outil . .	73

4.6	Enregistrement de l'inventaire sur l'outil	74
4.7	Inventaire complet	74
4.8	Résultat graphique	75
4.9	Résultat en tableur	76
5.1	Principe simplifié de fonctionnement d'un panneau solaire photovoltaïque selon Vandermersch [Vandermersch, 2009]	80
5.2	Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC à 100 ans en kg eq CO ₂	84
5.3	Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC en dyna- mique de 0 à 210 ans en kg eq CO ₂	85
5.4	Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC en dyna- mique de 0 à 210 ans en kg eq CO ₂ considérant le remplacement d'une technologie par une autre et les aspects cumulatifs engendrés	86
5.5	Production de blé en tonne par hectare depuis 1910	89
5.6	Utilisation de fertilisant azoté en kilogramme par hectare depuis 1910	89
5.7	Consommation de fertilisant azoté en kg par tonne de blé	91
5.8	GWP de 0.038 kg de monoxide dinitrogène avec un calcul d'ACV statique	92
5.9	Résultat d'ACV statique sur le réchauffement climatique à 100 ans	92
5.10	GWP de 0.038 kg de N ₂ O avec un calcul d'ACV dynamique	93
5.11	Profil d'ACV à l'horizon 2130	94
5.12	Production d'énergie primaire par type d'énergie	98
5.13	Capacité électrique installée en France par type de production en Twatt / année	100
5.14	Production d'électricité en Twh, modèle BAU	102
5.15	Production d'électricité en Twh, modèle PROG	102
5.16	Production d'électricité en Twh, modèle FAST v1	103
5.17	Production d'électricité en Twh, modèle FAST v2	103

5.18 Résultats graphiques en kg $eq - CO_2$, considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique	107
5.19 Résultats graphiques en kg eq-CO ₂ considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique en utilisant une méthode d'ACV dynamique	108
5.20 Résultats graphiques en kg eq-CO ₂ considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique en utilisant une méthode d'ACV dynamique étendue à 2100	109
6.1 Sources des substances et « routes » prises en compte par le modèle CAR-MEN	124

Liste des symboles

ACV	Analyse de Cycle de Vie
ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
AHP	Analytic Hierarchy Process
BAU	Business As Usual
CIRAIG	Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services
CREIDD	Centre de Recherche et d'Etude Interdisciplinaire sur le Développement Durable
DLCI	Dynamic Life Cycle Inventory
DLCIA	Dynamic Life Cycle Impact Assessment
ELCD	European reference Life Cycle Database
EPA	Environmental Protection Agency
ErP	Energy-related Product
GES	Gaz à Effet de Serre
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat
GRI	Global Reporting Initiative
ICD	Institut Charles Delaunay

ICMR	Institut de Chimie Moléculaire de Reims
IOA	Input Output Analysis
ISO	International Organization for Standardization
JRC	Joint Research Centre
LNIO	Laboratoire de Nanotechnologie et d'Instrumentation Optique
LRN	Laboratoire de Recherche en Nanosciences
NREL	National Renewable Energy Laboratory
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
OFEFP	Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage
PRP	Potentiel au Réchauffement Planétaire
REPA	Resource and Environmental Profile Analysis
RF	Radiative Forcing
RRFC	Relative Radiative Forcing Commitment
SAR	Second Assessment Report
SETAC	Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales
SFA	Substance Flow Analysis
SOragO	Substrats avec revêtements ORgAniques d'oriGine biOsourcée
SYNAPSE	SYnthèse de NANofils Pour la Santé et l'Environnement
TCF	Time Correction Factor
TH	Time Horizon
URCA	Université de Reims Champagne-Ardenne
VHU	Véhicule Hors d'Usage

1 Introduction

1.1 Motivation

Après avoir travaillé plusieurs années dans le monde du conseil en Analyse de Cycle de Vie (ACV), j'ai pu (comme d'autres) identifier de nombreuses limites aux méthodologies de l'évaluation environnementale dite "orientée produit". Les entreprises elles-mêmes sont d'ailleurs de plus en plus soucieuses de conduire des études d'impact environnemental robustes, l'objectif étant souvent, dans leur communication environnementale, de pouvoir s'appuyer sur des résultats solides. Il devient donc essentiel d'améliorer la méthodologie d'ACV, à la fois pour des raisons proprement scientifiques (disons le bien-fondé des méthodologies et des résultats) mais également pour des raisons stratégiques (de validité et de robustesse).

Un aspect crucial du développement d'une méthodologie d'ACV "avancée" concerne une meilleure prise en compte des aspects temporel et spatial des impacts dans les modèles d'évaluation.

En octobre 2010, j'ai eu l'opportunité de commencer une thèse de doctorat à l'UTT sur ce type de sujet, à savoir une meilleure intégration de l'aspect temporel en ACV. L'objectif de ce projet de recherche consistait, d'une part, à réaliser un premier état des lieux du problème de la résolution temporelle en ACV et, d'autre part, à développer un modèle générique pour "l'évaluation environnementale dynamique", alimenté par des cas d'application. Un objectif secondaire personnel visait à conserver le souci d'applica-

tions concrètes, et à inscrire mon questionnement scientifique et méthodologique dans la réalité du monde industriel. A l'heure de soutenir mes travaux de thèse, ce souci reste d'actualité, non seulement pour poursuivre dans ce domaine des recherches avec des entreprises dans leur démarche d'écoconception, mais aussi pour présenter des résultats d'impacts environnementaux plus fondés, plus proches de leur inscription réelle dans le temps et dans l'espace.

1.2 Pourquoi faire de l'évaluation des impacts ?

Avec le développement humain, les consommations de matières premières, d'énergie et de ressources naturelles ont considérablement augmenté au cours des dernières décennies [Muilerman and Blonk, 2001, Silver and DeFries, 1990, WCED, 1987]. Ces consommations croissantes affectent l'environnement et contribuent par exemple au changement climatique, à l'appauvrissement de la couche d'ozone, à l'érosion accélérée de la biodiversité, etc. Pour faire face à ces problèmes environnementaux, plusieurs approches fondées sur l'étude des impacts environnementaux ont été développées dans les vingt dernières années [Moberg, 1999, Jolliet et al., 2010, Reuter et al., 2011], dont chacune présente néanmoins des limites quant à sa capacité à répondre aux besoins de plus en plus opérationnels des intervenants, des experts et des décideurs, tout en étant scientifiquement fondée.

Dans le cas précis de l'analyse de cycle de vie [ISO14040 :2006, 2006, ISO14044 :2006, 2006] (ACV), par exemple, il est vraisemblable que le manque de considération temporelle puisse conduire à des sous-estimations, ou à l'inverse, à des surestimations de certains impacts environnementaux. Si, plus largement, l'amélioration des modèles, dans le sens de leur extension à des dimensions temporelles et spatiales, devient aujourd'hui un champ de recherche en évaluation environnementale, c'est que l'évaluation des impacts semble effectivement pouvoir contribuer à la mise en place concrète d'un développement plus durable par la réduction de l'empreinte matérielle des activités économiques. L'identi-

cation de nos consommations et rejets et l'évaluation des impacts associés sont en effet autant de moyens pour la mise en place de stratégies environnementales plus durables et la réduction de nos impacts par le développement de technologies nouvelles ou la conception de produits et de services plus respectueux de l'environnement.

1.3 Quels sont les actions et outils proposés pour réduire et/ou maîtriser nos impacts environnementaux ?

De manière générale, il convient d'agir à plusieurs niveaux pour faire face aux problématiques environnementales comme le réchauffement climatique (problème auquel nous sommes confrontés aujourd'hui) à l'épuisement des ressources naturelles (problème auquel nous serons confrontés demain). Même si mes travaux de thèse portent plus directement sur l'analyse environnementale dans une approche "produit", je propose ci-dessous à titre d'exemple une brève présentation de certains leviers d'action à différentes échelles.

- Actions internationales multilatérales entre Etats :
 - Protocole de Kyoto : protocole visant à réduire les effets du réchauffement climatique en limitant et réduisant certains gaz qui contribuent au réchauffement climatique [UN1, 1998],
 - Protocole de Montréal : protocole qui vise à supprimer certains gaz contribuant à la destruction de la couche d'ozone [PNU, 1997],
 - Etc.

- Mise en place de directives et réglementations communautaires ou nationales :

- Véhicule Hors d’Usage (VHU) : cette directive européenne (2000/53/CE du 18 septembre 2000) vise à imposer une conception de véhicule plus respectueuse de l’environnement (usage de matériaux recyclés, démantèlement facilité, ...) [VHU, 2000],
 - “Energy-related Product” (ErP) : cette directive européenne (2009/125/CE du 21 octobre 2009) vise à donner un cadre quant à la conception et à l’écoconception de produits liés à l’énergie tout au long de son cycle de vie [ERP, 2009],
 - Etc.
- Mise en place de procédures dans les entreprises et collectivités :
- ISO 14001 : système de management environnemental pour les entreprises [ISO14001 :2004, 2006],
 - Global Reporting Initiative (GRI) : guide aidant les entreprises à élaborer un système de management orienté vers un développement durable [GRI, 1997],
 - Agenda 21 : démarche visant à la mise en place d’un programme politique local (collectivités, établissements d’enseignement supérieur, etc) d’actions en faveur du développement durable [Agenda21, 1992],
 - Etc.
- Sensibilisation du grand public :
- Sensibilisation ADEME via des spots publicitaires,
 - Affichage environnemental : issu de l’engagement 217 du “Grenelle de l’environnement”, qui prétends que les produits de grande consommation devront comporter une information concernant son impact environnemental [AFNOR, 2011],
 - Etc.

Ces échelles d'action se déclinent sur au moins trois "cibles", à savoir les individus (comportement des consommateurs...), les organisations (stratégies et pratiques des entreprises...) et la technologie (systèmes d'énergie renouvelable...).

Dans le champ de l'évaluation environnementale et de l'écoconception, des approches comme l'analyse des flux de matières (MFA) [Brunner and Rechberger, 2004], l'analyse des flux de substance (SFA) [Kleijn et al., 2000], l'analyse input/output (IOA) [Liang et al., 2010] et l'empreinte carbone [EPLCA, 2007] ont par exemple été développées et sont aujourd'hui largement utilisées. Mais l'outil le plus connu reste sans doute l'analyse du cycle de vie (ACV) [ISO14040 :2006, 2006, ISO14044 :2006, 2006] du fait de sa légitimité normative et de sa simplicité d'application à plusieurs types d'activités économiques (produits [Roy et al., 2009], services [Graedel, 1997], systèmes et infrastructures [Oliver-Solà et al., 2009], etc.).

L'ACV est sans doute l'une des méthodologies les plus complètes et les plus utilisées dans le monde pour évaluer les impacts environnementaux [Nissen et al., 1997, Valkama and Keskinen, 2008, EPLCA, 2008, Sleeswijk et al., 2008]. Cette méthodologie est bien souvent la base de travail de programmes d'affichage environnemental [AFNOR, 2011] ou de directives imposant une réflexion sur les impacts environnementaux [ERP, 2009]. Elle propose des indicateurs en lien avec des problématiques globales et propose des indicateurs tels que le réchauffement climatique [UN1, 1998] ou encore la destruction de la couche d'ozone [PNU, 1997]. Elle établit un lien entre les différentes actions, entreprises ou réglementations mises en place pour évaluer l'impact d'un produit ou d'un service. Par exemple, le fait d'augmenter la recyclabilité d'un véhicule en fin vie réduit directement les impacts environnementaux. Au lieu d'enfouir ou d'incinérer le véhicule en fin de vie (ce qui provoquerait des émissions dans les différents milieux), on donnera une seconde vie à la matière (les impacts majeurs seront alors attribués au processus de recyclage). On peut également trouver des liens à l'échelle planétaire avec la fabrication de produit, comme par exemple la fabrication de bombe aérosol puisque, auparavant, cette

dernière contenait des gaz fluorés. Ces gaz contribuaient fortement à la destruction de la couche d'ozone. D'un simple produit d'usage quotidien, on a vu apparaître un impact global (planétaire).

1.4 Positionnement de mon projet de recherche

Ce sujet de recherche s'inscrit dans les axes de recherche de mon équipe d'accueil, à savoir le Centre de Recherche et d'Etude Interdisciplinaire sur le Développement Durable (CREIDD) qui a pour vocation de mettre en place des méthodologies de déploiement du Développement Durable à différentes échelles (Figure 1.1). Dans ce cadre, l'ACV apparaît comme un outil d'importance pour l'évaluation environnementale à l'échelle du système industriel.

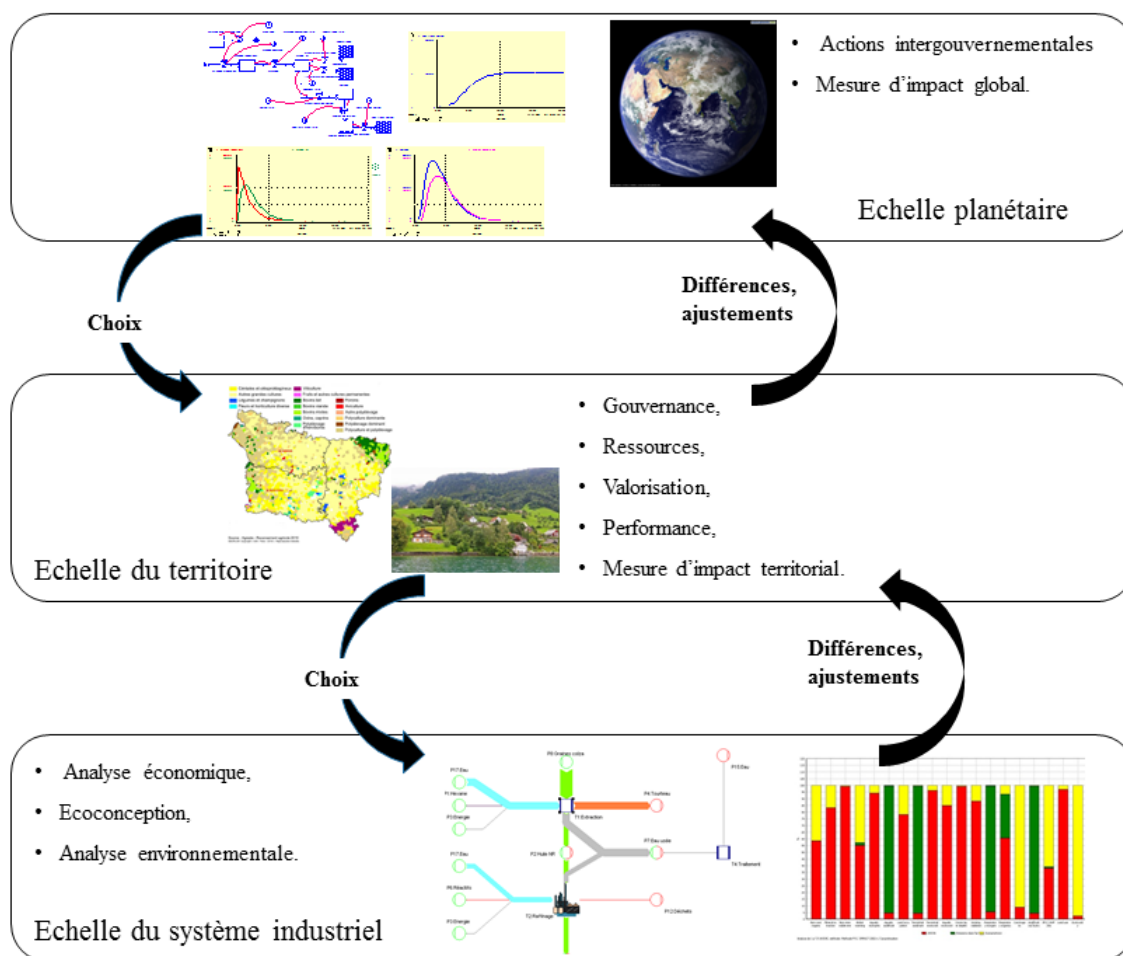


FIGURE 1.1: Positionnement de recherche du CREIDD

1.5 Bref historique de l'Analyse de Cycle de Vie

La première étude majeure apparentée à une évaluation environnementale de type ACV a été réalisée par Harry E., Teastley Jr pour le compte de Coca-Cola en 1969. Cette étude n'a jamais été publiée et seul un résumé a été présenté dans "Science Magazine" en avril 1976. Cette étude présente une évaluation environnementale (multi-critères) comparative entre la bouteille en verre et en plastique, de l'extraction de la matière

première à la fin de vie (recyclage, enfouissement ou incinération). Contre toute attente, le bilan de la bouteille en plastique présente un meilleur bilan environnemental que celle en verre.

A l'issue de cette première étude, l'Environmental Protection Agency (EPA) a édité un référentiel d'évaluation environnementale basé sur l'approche de Harry E. Teastley Jr, appelé "Resource and Environmental Profile Analysis" (REPA) [Svoboda, 1995]. Une quinzaine d'études ont été menées avec ce référentiel, ce qui a permis de l'améliorer notablement. En parallèle, la crise de 1973 a fait prendre conscience de la problématique des ressources et l'on a vu apparaître les premiers bilans matières [Leontief, 1986] et notamment énergétiques.

Courant des années 1980, les premières données de bilans écologiques sont fournies par l'OFEFP (Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage) [BUS, 1984].

Dans les années 1990, Heijungs [Heijungs, 1992] propose une première trame de ce que pourrait être les étapes d'une analyse environnementale. Dans le même temps, la SETAC (Société de Toxicologie et de Chimie Environnementales) a contribué à l'évolution de la méthode et a édité un guide pour la réalisation de l'ACV [SETAC, 1993]. La décennie a également été riche en création de logiciels (cf. partie 2.2.3) permettant de lier les inventaires (Input/Output) de matière (cf. partie 2.2.1) et les méthodes de calcul d'ACV (cf. partie 2.2.2).

Enfin, en 1997, la première norme internationale donnant un cadre structuré de l'ACV est éditée [ISO14040 :1997, 1997].

Depuis le début des années 2000, la méthodologie d'ACV poursuit ses évolutions avec une seconde version de la norme ISO 14040 et ISO 14044 [ISO14040 :2006, 2006, ISO14044 :2006, 2006]. Mais il faut noter deux orientations de l'évolution de la méthodologie. D'une part ; la méthodologie se complexifie avec l'intégration de calcul d'incertitude, l'évolution des bases de données et des méthodes de calcul, d'autre part, des méthodologies d'ACV simplifiées apparaissent, comme par exemple l'outil développé par

l'ADEME dit "Bilan Produit" [ADEME, 2011b].

1.6 Articulation du manuscrit

Parmi les futures évolutions de l'ACV, l'aspect temporel est incontournable si l'on souhaite évaluer au plus juste les impacts environnementaux. C'est pourquoi, je propose d'explorer les possibilités d'implémenter l'ACV avec des aspects temporels à tous les niveaux, d'en observer sa faisabilité, mais surtout d'identifier les étapes influencées par ce paramètre. Avant toute chose, le contexte de l'étude sera exposé avec notamment un résumé présentant les étapes actuelles de l'ACV ainsi que les outils existants aidant à la réalisation d'une étude d'ACV (bases de données, méthodes d'évaluation et logiciels). J'identifierai ensuite les limites de la méthodologie, mais également des outils. Enfin, je proposerai des questions de recherche auxquelles nous répondrons dans ce manuscrit.

Un état de l'art sera établi présentant les différents travaux sur cette thématique, ce qui me permettra de proposer une définition de ce que pourrait être l'intégration de l'aspect temporel dans l'ACV.

Je proposerai ensuite une contribution aux travaux actuels, et plus précisément sur la mise en place de l'ACV avec considération temporelle dans des modèles simples à des modèles complexes tout en proposant une révision de la norme intégrant l'aspect temporel.

La validation de la méthodologie sera alors effectuée, ce qui permettra alors de mettre en perspective les limites de mes contributions et de proposer des travaux futurs de recherche.

2 Contexte, question de recherche

2.1 Principes de l'ACV

2.1.1 Description générale de l'ACV

Comme dit précédemment, l'ACV est la méthode la plus répandue pour l'analyse environnementale d'un produit, d'un service ou d'un système tout au long de son cycle de vie [Hauschild and Wenzel, 1997, Guinée, 2002, Hendrickson et al., 2006, Horne et al., 2009, ILCD, 2010]. Elle est très utilisée pour aider à la conception et/ou la reconception de systèmes évalués afin d'en dégager des axes d'amélioration. En particulier, elle est généralement employée pour comparer différents produits ou services répondant aux mêmes fonctions, tout au long de leur cycle de vie.

Comme l'illustre le tableau 2.1 ci-dessous, la méthodologie d'ACV résulte de l'évolution continue d'une série de normes (série des normes ISO 14040), qui prescrit quatre étapes majeures :

Numéro	Type	Intitulé	Année
14040	ISO	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadre	1996, 2006
14041	ISO	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire	1998 ¹
14042	ISO	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Évaluation de l'impact du cycle de vie	2000 ¹
14043	ISO	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Interprétation du cycle de vie	2000 ¹
14044	ISO	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exigences et lignes directrices	2006 ²
14047	Rapport technique	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exemples illustrant l'application de l'ISO 14044 à des situations d'évaluation de l'impact du cycle de vie	2003, 2012
14048	Rapport technique	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Format de documentation de données	2002
14049	Rapport technique	Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exemples illustrant l'application de l'ISO 14044 à la définition de l'objectif et du champ d'étude et à l'analyse de l'inventaire	2000, 2012

¹Mise à jour en 2006 et intégrée dans l'ISO 14044

²ISO 14044 en remplacement des normes ISO 14041, ISO 14042 et ISO 14043

TABLE 2.1: Documents normatifs relatif à l'ACV

- Définitions des objectifs et champ de l'étude : on y trouvera notamment le cadre général du projet, la (ou les) problématique(s) identifiée(s), les objectifs qu'on se donne et la définition du champ de l'étude. Afin d'être suffisamment précis, on définira également certains éléments comme la fonction principale du système voire, dans certains cas, les fonctions secondaires desquelles découlera l'unité fonctionnelle, c'est-à-dire l'unité de référence et de rapport de l'ensemble des consommations et rejets. En particulier, cette étape définit les limites du système à étudier, ainsi que le (ou les) scénario(s) d'évolution du produit.

- Analyse de l’inventaire : une fois le cadre de l’étude bien défini, on passe à l’étape d’identification de l’inventaire (ou analyse de l’inventaire), qui consiste à qualifier et à quantifier les ressources consommées ainsi que les rejets émis dans les différents milieux (air, eau et sol), en d’autres termes à déterminer l’ensemble des entrants et sortants du système étudié. Dans le cas de certains produits (par exemple agricole), il est possible de prendre en compte des indications complémentaires concernant l’usage du sol.
- Evaluation de l’impact environnemental : Cette étape consiste à traduire les données d’inventaires identifiées en impacts environnementaux.
- Interprétation : cette phase est celle de l’analyse et de l’interprétation des résultats de chaque étape précédente. On y teste aussi la robustesse des hypothèses retenues dans le cadre de l’ACV en réalisant des analyses de sensibilité. Cette étape permet notamment de dégager les paramètres déterminants de l’étude, c’est-à-dire les variables motrices du système. De manière facultative, on peut également conduire une analyse d’incertitude sur les résultats obtenus, cette dernière étape étant en général réalisée sur des études comparatives.

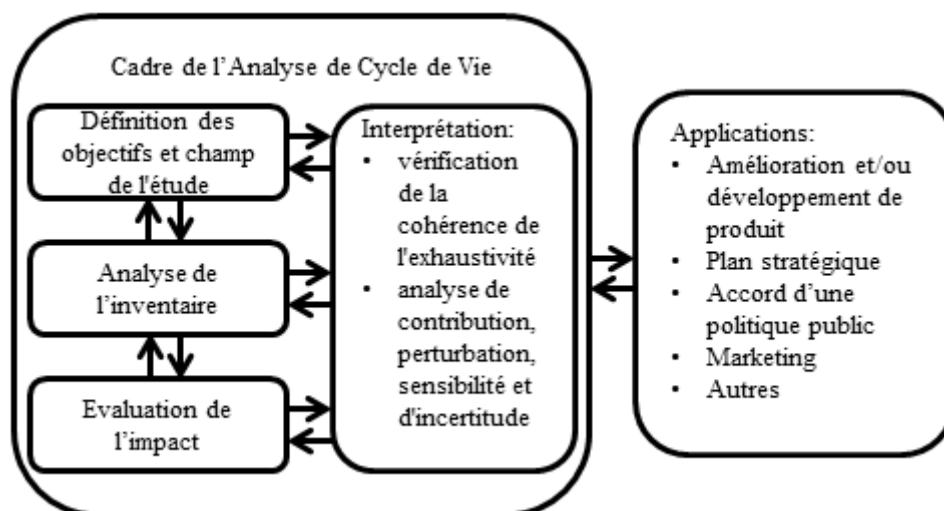


FIGURE 2.1: Cadre général de la méthodologie d'ACV

Il est important de préciser que l'ACV est une méthodologie qui ne présente les impacts considérés qu'à un instant donné. Si les paramètres d'entrées du système sont amenés à varier, il convient dès lors de réaliser une nouvelle analyse. Ce caractère itératif peut aussi s'accompagner d'une redéfinition des raisons de l'étude, à savoir révision des objectifs de l'analyse. En d'autres termes, une ACV peut être remise en cause non seulement si ses objectifs changent (ce qui paraît évident), mais aussi si les données utilisées sont anciennes, si les technologies de production ont changé, ou encore si le périmètre géographique de l'étude a évolué. Ce qui évolue d'autre part, ce sont également les méthodes d'évaluation elles-mêmes, qui prennent notamment en considération de plus en plus de substances dans les modèles de calcul. A titre d'exemple, la méthode de référence permettant d'évaluer l'impact potentiel à réchauffer le climat est celle de l'IPCC [Susan et al., 2007], dont les premières études identifiant les problématiques du réchauffement climatique datent de 1990 [Houghton et al., 1990]. En 1995, une première méthode d'évaluation est proposée, avec la méthode SAR [Houghton et al., 1995], qui identifie 27 substances comme ayant un impact sur le réchauffement climatique. Mais, dans sa version de 2007, la méthode SAR identifie [Susan et al., 2007] 85 substances,

soit près de trois fois plus qu'en 1995. Par conséquent, on voit bien qu'une étude d'ACV utilisant la première méthode d'évaluation d'impact devrait être remise à jour avec la seconde.

2.1.2 La méthodologie d'ACV en détail

2.1.2.1 Définition des objectifs et champ de l'étude de l'ACV

Généralités : Cette étape est nécessaire pour cibler et préciser l'objet même de l'étude. On y justifie la réalisation de l'ACV. Elle est aussi essentielle pour la bonne compréhension de l'ensemble de l'étude.

La norme ISO 14044 [ISO14044 :2006, 2006], et avant elle Guinée [Guinée, 2002], entend démontrer que cette première étape de l'ACV suffit à donner un cadre explicite et précis pour l'étude d'un système.

Il est vrai que la norme donne les différents critères à renseigner pour définir au mieux le système évalué.

Cela étant, comme le soutient Curran [Curran, 2012], cette première étape ne prescrit pourtant aucun contenu précis, malgré le cadre méthodologique fourni et les normes associées en vigueur.

Objectif de l'étude : D'après les termes exacts de la norme ISO 14040 [ISO14040 :2006, 2006], "La définition des objectifs d'une ACV doit indiquer sans ambiguïté les éléments suivants :

- l'application envisagée ;
- les raisons conduisant à réaliser l'étude ;

- le public concerné, c'est-à-dire les personnes auxquelles il est envisagé de communiquer les résultats de l'étude ;
- s'il est prévu que les résultats soient utilisés dans des affirmations comparatives destinées à être divulguées au public."

Le choix opéré fait à ce moment influencera l'ensemble de l'étude d'ACV. Par exemple, si l'étude est destinée à être divulguée au grand public, cela signifie qu'une revue critique tripartite devient nécessaire (notamment dans le cas d'une ACV comparative).

Domaine d'application (champ de l'étude) : La norme ISO 14040 [ISO14040 :2006, 2006] demande de prendre en compte les éléments suivants :

- "le système de produits à étudier ;
- les fonctions du système de produits ou des systèmes dans le cas d'études comparatives ;
- l'unité fonctionnelle ;
- la frontière du système de produits ;
- les règles d'affectation ;
- les catégories d'impact sélectionnées et la méthodologie de l'évaluation de l'impact, et l'interprétation ultérieure à utiliser ;
- les exigences relatives aux données ;
- les hypothèses ;
- les limitations ;
- les exigences initiales de qualité des données ;
- le type de revue critique, le cas échéant ;
- le type et le format du rapport spécifié pour l'étude."

A ce stade, on doit s'assurer que l'ensemble des éléments sont suffisamment complets (du moins que le système est suffisamment bien décrit pour que l'évaluation environnementale puisse se faire dans de bonnes conditions) pour que les résultats de l'ACV répondent aux objectifs de l'étude. Si certains points de cette étape ne permettent pas de répondre aux objectifs, on a alors la possibilité de revoir ceux-ci et/ou de reprendre le processus pour avoir suffisamment d'informations. Inversement, si on obtient beaucoup plus d'informations que prévu, il est possible d'élargir les objectifs de l'étude.

Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence : La fonction du produit ou du système étudié doit être clairement définie. Il est possible d'utiliser des méthodologies du type analyse fonctionnelle [AFNOR, 1998, De La Bretesche, 2000, Kaufman and Woodhead, 2006] pour déterminer précisément l'environnement du produit et son usage.

Dans le cas d'une étude comparative, il est essentiel de comparer les deux produits ou systèmes sur une même échelle de service rendu, cette échelle étant l'"unité fonctionnelle", en d'autres termes, les fonctions entre les deux produits ou systèmes évalués doivent être les mêmes. Une complexité peut apparaître quand un produit ou système a plusieurs fonctions (principales et/ou secondaires). Dans ce cas, les commanditaires et le réalisateur de l'étude doivent faire un choix de ce qui peut être déterminant dans l'étude, surtout lors d'une étude comparative. L'unité fonctionnelle traduit en effet les caractéristiques et performances du produit ou système évalué. la question est donc de savoir quelles limites relatives aux fonctions, caractéristiques et performances on se donne. Un exemple d'unité fonctionnelle est : "Boire 0,25 litre de café par jour pendant 5 ans".

Dans cette étape, on détermine également le flux de référence, c'est-à-dire le nombre de produits ou de systèmes nécessaires pour répondre à la fonction. Un exemple de flux de référence est (dans le cas d'une étude comparative de deux produits) : "1 cafetière versus 1,5 cafetière (durée de vie plus courte)".

Frontières du système : Les frontières du système vont nous permettre de définir le cycle de vie du produit, ainsi que les différents flux à chaque étape. On identifiera deux types de flux :

- Les flux élémentaires : “matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l’environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l’environnement sans transformation humaine ultérieure” [ISO14040 :2006, 2006]
- Les flux intermédiaires : “flux de produit, matière ou d’énergie intervenant entre des processus élémentaires du système de produits étudié” [ISO14040 :2006, 2006]

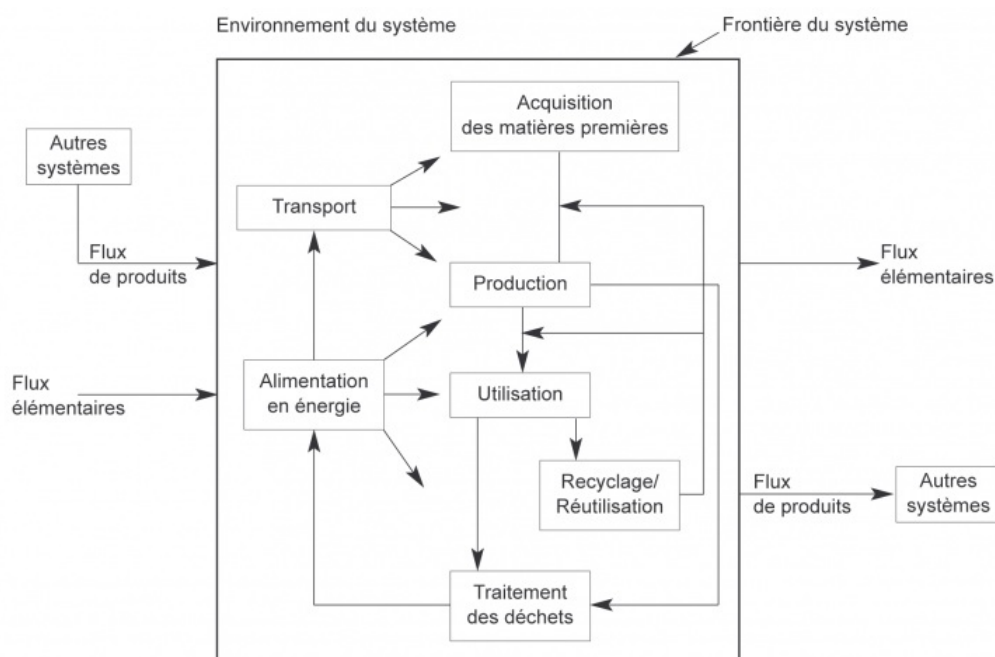


FIGURE 2.2: Illustration de frontières d'un système [ISO14040 :2006, 2006]

La définition des frontières du système impose donc de considérer plusieurs étapes du cycle de vie. On doit notamment déterminer :

- les étapes du cycle de vie ;
- les interactions entre ces différentes étapes ;
- les produits, coproduits ;
- les consommations de ressources, d'énergie à chaque étape ;
- le détail de la filière de fin de vie.

L'ensemble des quantités renseignées sont ramenées à l'unité fonctionnelle choisie ainsi qu'à son flux de référence.

Pendant cette phase, il est déjà possible d'identifier des indicateurs de flux, comme l'énergie consommée (bilan énergétique), la consommation d'eau, etc. Mais on ne parle pas encore d'indicateurs d'ACV ou d'indicateurs d'impacts.

Exigences relatives à la qualité des données : La collecte d'informations faite à ce moment dépend réellement des objectifs de l'étude. Toutefois, la norme ISO 14044 [ISO14044 :2006, 2006] donne un certain nombre de critères :

- “les facteurs temporels : âge des données et durée minimale pendant laquelle il convient que les données soient collectées ;
- la géographie : zone géographique où il convient que les données des processus élémentaires soient recueillies pour satisfaire aux objectifs de l'étude ;
- la technologie : technologie spécifique ou mélange de technologies ;
- la fidélité : mesure la variabilité des valeurs données pour chaque donnée exprimée (par exemple la variance) ;
- la complétude : pourcentage des flux mesurés ou estimés ;
- la représentativité : évaluation qualitative du degré auquel l'ensemble des données reflète la situation réelle (par exemple géographie, période de temps et de technolo-

- gie) ;
- la cohérence : évaluation qualitative de la manière dont la méthodologie de l'étude s'applique uniformément aux différents composants de l'analyse ;
 - la reproductibilité : évaluation qualitative du degré auquel les informations concernant la méthodologie et les valeurs de données permettent à un réalisateur indépendant de reproduire les résultats signalés dans l'étude ;
 - les sources de données ;
 - l'incertitude des informations, par exemple des données, des modèles et des hypothèses.”

Dans le cas d'une ACV comparative, il est impératif que l'ensemble de ces critères soient renseignés. Mais il est courant que certaines données soient manquantes. Pour tout manque, il est donc nécessaire de bien justifier la non prise en compte de certains éléments (nomenclatures, flux, ...) ou, le cas échéant, la simplification d'autres.

Bien souvent, dans les études comparatives, le niveau de collecte d'informations est différent entre les systèmes. Il existe en effet souvent une grande asymétrie d'information entre le produit du commanditaire de l'étude, pour quoi les données sont naturellement mieux connues et plus accessibles, et l'autre produit (un produit concurrent par exemple). Le problème se pose alors de la quantité et/ou de la qualité des données collectées sur le produit concurrent. Cette situation explique pourquoi l'analyste se retrouve souvent avec deux niveaux d'information : d'une part celle du commanditaire (en général l'industriel), où des données relativement exhaustives en termes de consommations, émissions, rejets, flux et cycle de vie, sont disponibles et, d'autre part des données souvent estimées pour l'autre produit grâce à des données génériques issues de bases diverses.

2.1.2.2 Analyse de l'inventaire en cycle de vie (ou ICV)

Généralités : Cette étape fait office de recueil de données. Il est nécessaire de retrouver la qualification et la quantification de chaque flux d'entrée et de sortie relatif au produit étudié. C'est un processus en général itératif, car il est rare que la collecte d'information soit satisfaisante immédiatement. Parfois, cette phase pousse même à revoir les objectifs de l'étude en fonction des résultats obtenus.

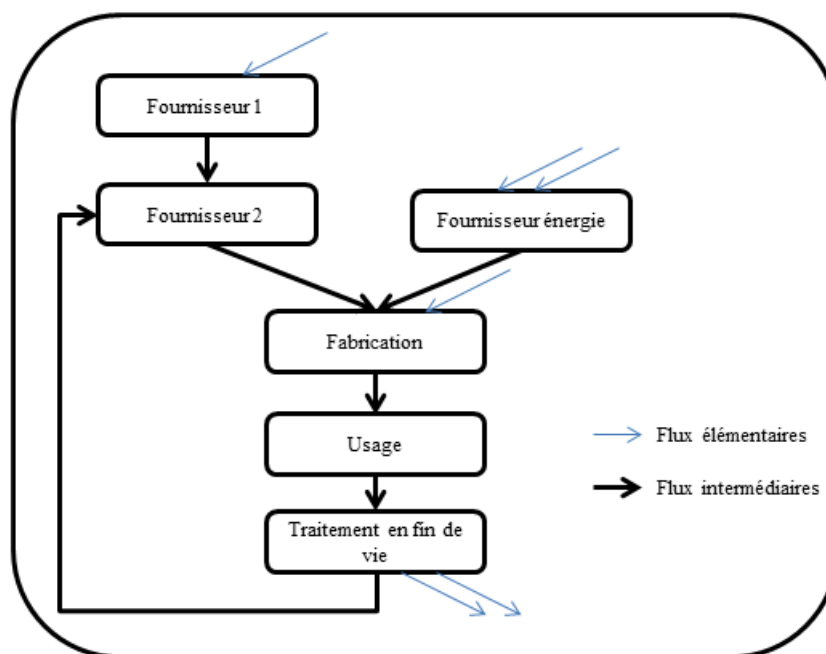


FIGURE 2.3: Inventaire des flux élémentaires et intermédiaires en ACV

Recueil des données : Les données recueillies concernent l'ensemble des flux identifiés à l'intérieur des frontières du système. On y retrouve les catégories suivantes [ISO14040 :2006, 2006] :

- “intrants énergétiques, intrants de matières premières, intrants auxiliaires, autres

- intrants physiques ;
- produits, coproduits et déchets ;
- émissions dans l’air, l’eau et le sol ;
- autres aspects environnementaux.”

En général, c’est l’une des étapes les plus complexes. Il est nécessaire de bien répertorier l’ensemble des flux, quantités, procédure d’obtention de la donnée.

Calcul des données : Le détail de l’ensemble des flux calculés doit être précisé. On doit notamment retrouver [ISO14040 :2006, 2006] :

- “la validation des données collectées,
- la relation des données avec les processus élémentaires, et
- la relation des données avec le flux de référence de l’unité fonctionnelle”.

Affectation des flux et des émissions : A ce stade, il est très fréquent de faire une affectation des flux, parce qu’il est rare qu’une industrie ne fabrique qu’un seul produit. Il est donc souvent nécessaire d’affecter les flux en fonction des produits fabriqués, cette démarche d’affectation des flux devant être précisée (quels flux pour quel produit et/ou coproduits ?).

2.1.2.3 Evaluation des impacts environnementaux (ou Analyse en Cycle de Vie des Impacts (ACVI))

Généralités : Cette étape consiste à traduire les consommations et les rejets recensés lors de l’inventaire en impacts environnementaux (effet de serre, trou dans la couche

d'ozone, smog, acidification, eutrophisation, toxicité, ...). Ces impacts doivent refléter la performance environnementale du système étudié. Selon la finesse avec laquelle la collecte des données (pour réaliser l'ICV) a été réalisée, les limitations de l'étude sont plus ou moins identifiables (l'omission de certains éléments dans l'ICV, les limites du système, etc).

A ce stade, il est important (et même obligatoire) de considérer plusieurs impacts représentant différentes catégories d'impact. On parle de multi-indicateurs.

Le fonctionnement d'une telle méthode de calcul est simple. Il a été proposé par Wenzel [Wenzel et al., 2000] et peut se représenter de la façon suivante :

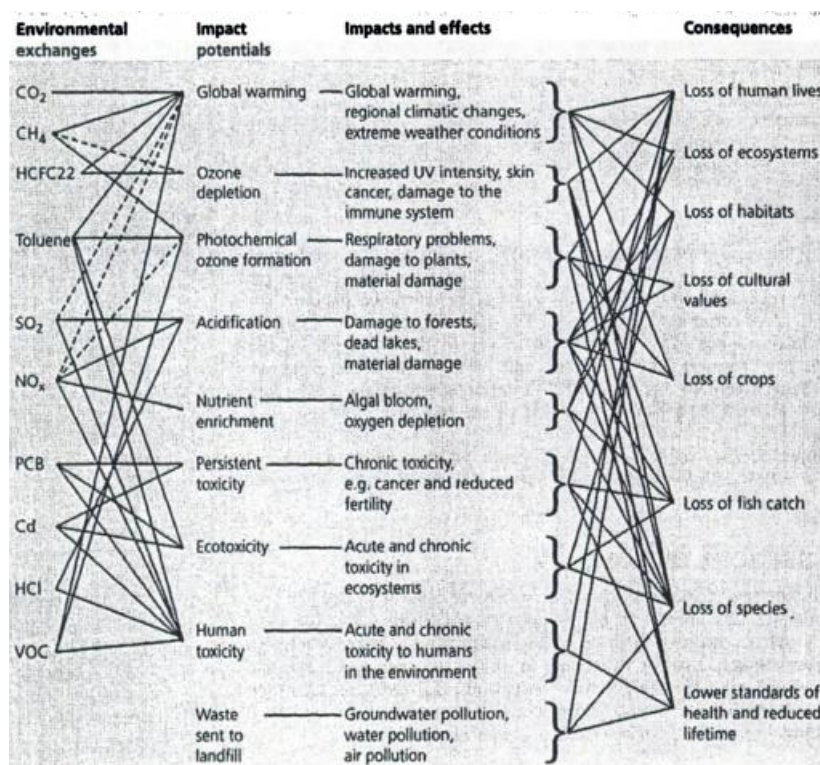


FIGURE 2.4: Interrelation entre émissions, potentiel d'impact environnemental et variations d'impacts et leurs conséquences [Wenzel et al., 2000]

La forme générale d'un calcul d'impact peut être donné par l'équation 2.1 :

$$E = \sum_i M_i \cdot P_i \tag{2.1}$$

Avec :

- E : l'impact environnemental considéré ;
- M_i : les masses des substances contribuant à l'impact E ;
- P_i : facteurs de caractérisation des substances à l'impact E .

De façon simplifiée, on peut aussi présenter la figure 2.4 et l'équation 2.1.

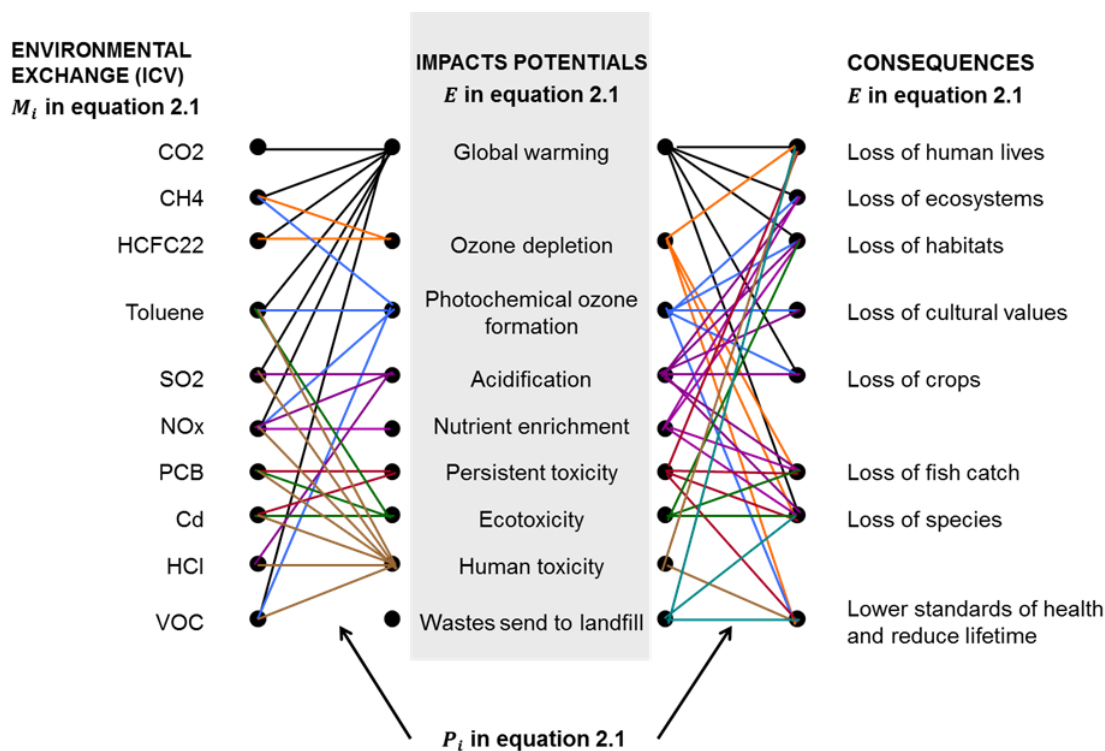


FIGURE 2.5: Interrelation entre émissions, potentiel d'impact environnemental et variations d'impacts et leurs conséquences, schéma simplifié de la figure 2.4 [Laratte, 2011]

Suivant le choix de la méthode d'évaluation des impacts, on obtient soit des indicateurs

dits “Impacts Potentials” soit des indicateurs dits “Consequences”. Les impacts E sont caractérisés par la masse des substances identifiées M_i et leurs potentiels à avoir un effet sur un indicateur donné via le facteur caractérisation P_i .

Eléments obligatoires de l’ACVI : De manière générale, cette phase d’évaluation procède par étapes, comme l’indique la norme ISO 14044 [ISO14044 :2006, 2006] :

- “sélection des catégories d’impact, des indicateurs de catégorie et des modèles de caractérisation ;
- attribution des résultats de l’ICV aux catégories d’impact sélectionnées (classification) ;
- calcul des résultats d’indicateurs de catégorie (caractérisation)”

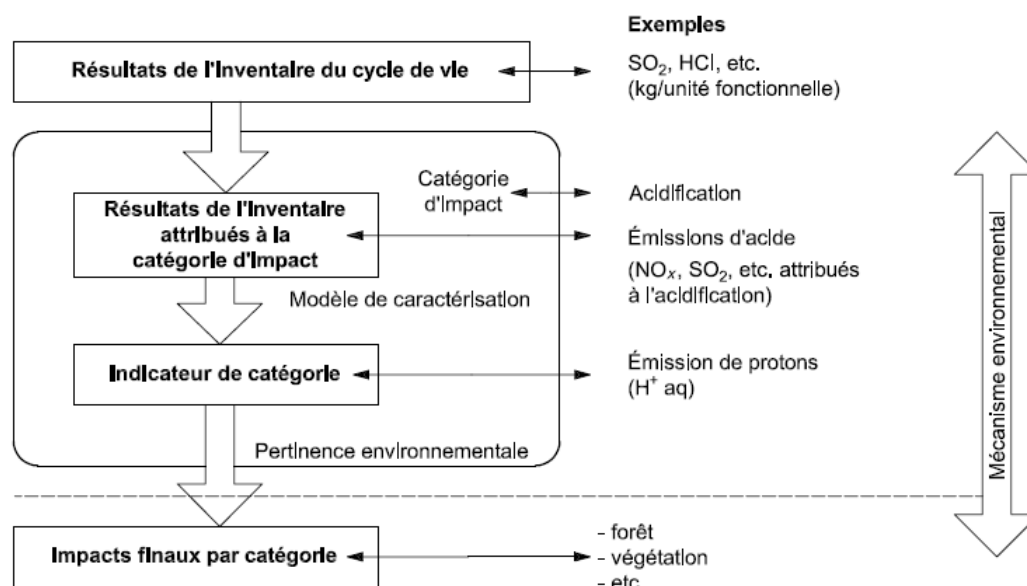


FIGURE 2.6: Concept d’indicateurs de catégorie [ISO14044 :2006, 2006]

Éléments facultatifs de l'ACVI : Pour aller plus loin, et dans certaines situations, il est possible d'intégrer d'autres éléments à cette étape, comme la normalisation des indicateurs (calcul des indicateurs de catégorie par rapport à une donnée de référence), la pondération des résultats (conversion et/ou agrégation des résultats d'indicateurs dans des catégories d'impacts par le biais de facteurs numériques basés sur des choix de valeurs) ou encore l'analyse de la qualité des données.

Ces éléments peuvent avoir une importance particulière selon les objectifs de l'étude et dans certains cas, de sorte que ce qui est jugé facultatif par la norme devient en pratique essentiel pour répondre à la problématique de l'étude.

Par exemple, dans le cas d'une étude divulguée au grand public, une analyse de la qualité des données est de fait obligatoire. Pour ce faire, on peut utiliser différents outils (l'analyse de gravité, analyse d'incertitude et l'analyse de sensibilité) pour tester les hypothèses, consolider le modèle et justifier les recommandations.

2.1.2.4 Interprétation

L'étape d'interprétation, enfin, consiste à faire diverses analyses à différents niveaux. Elle doit répondre aux objectifs de l'étude identifiés dans la première étape afin de proposer des recommandations qui leur soient appropriées. A cette étape, il est également primordial d'identifier les solutions pertinentes pour reconcevoir le produit en fonction de la qualité des données (possibilité de faire des analyses de sensibilité sur les hypothèses fortes).

Il s'agit donc :

- d'analyser les résultats ;
- d'expliquer les limites des étapes précédentes : inventaire et/ou évaluation des impacts.

A ce stade, il faut répondre à certaines questions pour s'assurer que les recommandations soient pertinentes :

- quels sont les principaux contributeurs d'impact ?
- quelle est la sensibilité des résultats ?
- les systèmes modélisés sont-ils complets (complétude, par exemple sur l'ensemble du cycle de vie) ?
- sont-ils cohérents (entre produits comparés, par exemple) ?

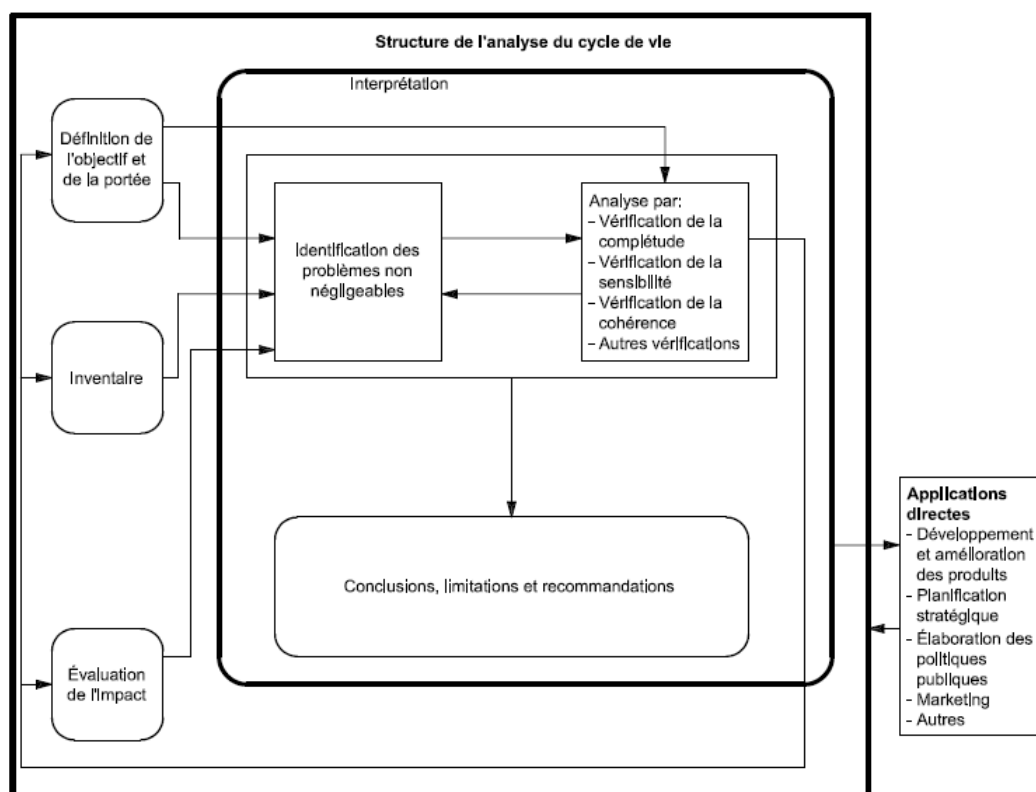


FIGURE 2.7: Relations des éléments lors de la phase d'interprétation avec les autres phases d'une ACV [ISO14044 :2006, 2006]

2.1.3 Positionnement et analyse critique de la méthode

La méthodologie d'ACV est aujourd'hui largement utilisée [Nissen et al., 1997, Valkama and Keskinen, 2008, EPLCA, 2008]; elle permet une approche relativement exhaustive d'évaluation environnementale des systèmes, avec notamment la prise en compte de plusieurs critères environnementaux tout au long de leur cycle de vie; les normes ISO 14040 et ISO 14044, enfin, donnent un cadre pour son application.

Malgré tout, l'ACV comporte plusieurs limites théoriques et pratiques. Ces principales limites pratiques concernent sa réalisation (données indisponibles, indicateurs environnementaux négligés, etc.) et son exploitation (fiabilité des résultats, exhaustivité de l'étude, application des résultats, etc). Par ailleurs, la norme ne donne qu'un cadre général à la méthodologie, mais il appartient à chacun de réaliser son étude d'ACV en choisissant son champ d'étude, ses bases de données et ses indicateurs. Sur le plan théorique, une limite majeure de l'ACV est sans nul doute son manque de considération des dimensions temporelle et spatiale, à la fois pour les données et pour les impacts. Les bases de données d'inventaire utilisées sont en quelque sorte des "photographies" à un temps "t" d'ensembles de données pourtant hétérogènes dans le temps, et qui ne sont par ailleurs pas représentatifs de l'évolution possible des données au moment de la réalisation de l'étude [Owens, 1997a, Owens, 1997b, Levine et al., 2007]. Concernant les impacts, une limite des méthodes de calcul est qu'elles considèrent un facteur d'impact P_i fixe [Zamagni et al., 2009, Levasseur, 2011, Laratte et al., 2012a, Laratte et al., 2012b] sans résolution temporelle. De même, elles ne prennent pas en compte la distribution spatiale des impacts de telle ou telle substance émise. Enfin, les logiciels ne proposent que des modèles de calcul linéaire (calcul matriciel).

2.2 Les bases de données, méthodes d'évaluation et logiciels d'ACV

Dans cette partie, les bases de données, méthodes de calcul et logiciels d'ACV sont présentés, avec pour objectif de décrire les outils mis en place pour aider à la réalisation d'une ACV, mais aussi de mesurer leurs limites, en particulier pour ce qui concerne l'aspect temporel.

Au vu de la norme, la méthodologie est particulièrement exigeante quant à la qualité des données et des méthodes d'évaluation. La collecte des données (ICV) est souvent difficile à réaliser et constitue un point névralgique de la méthodologie. Afin de faciliter la collecte d'informations, plusieurs bases de données d'ICV ont donc été élaborées au fil du temps.

De même, les méthodes de calcul ont été développées sur plusieurs indicateurs et par différents organismes.

Quant aux logiciels créés depuis un vingtaine d'années, en intégrant dans un seul outil les différentes bases de données ainsi que les méthodes de calcul, ils permettent d'alléger le travail de l'analyste. Ces logiciels sont (et ont été) d'une grande importance pour la diffusion de l'ACV. Car si cette méthodologie semble simple sur le papier, et même avec des calculs d'impact linéaire (cf. équation 2.1), une donnée d'inventaire peut comporter plus de 400 flux d'entrées/sorties! De ce point de vue, recourir à des logiciels facilite grandement la modélisation en cycle de vie des produits et processus (l'assemblage de plusieurs matériaux...) en considérant plusieurs impacts.

2.2.1 Les bases de données

Les principales bases de données ont été élaborées par des laboratoires publics ou privés, par des fédérations professionnelles liés à un secteur d'activité. Bien souvent, ces bases de données ont été réalisées pour répondre à une problématique environnementale

(pressions réglementaires, communication à destination du public, ...). Il n'existe pas de recommandations particulières quant à l'usage d'une base plutôt qu'une autre, ce choix dépendant en définitive des limites et frontières du système étudié. En Europe, la base de données Ecoinvent s'est imposée pour devenir aujourd'hui incontournable. Toujours au niveau européen, le Joint Research Centre (JRC) [JRC, 2009] travaille à la mise en place d'une base de données gratuite (ce qui n'est pas le cas d'Ecoinvent).

On présente ci-dessous, quelques bases de données et un tableau de synthèse :

- Ecoinvent v.3 [Ecoinvent, 2013] : cette base compte plus de 4000 processus industriels dans différents secteurs : énergie, transport, matériaux de construction, produits chimiques, détergents, papier et carton, agriculture et traitement des déchets. Il est possible d'obtenir les données sous deux formes différentes, soit sous forme de flux de ressources et d'émissions (données "System"), soit sous forme de données détaillées par processus (données "Unit"). Le calcul de l'incertitude y est possible pour les données "Unit" avec la méthode "Monte Carlo" [Hammersley and Handscomb, 1964]. Dans cette base, la qualité de chaque donnée est renseignée selon la méthode de Weidema avec la matrice Pedigree [Weidema and Wesnaes, 1996] et complétée par le facteur d'incertitude développé par Frischknecht [Frischknecht and Jungbluth, 2003]. Ces données sont développées par le centre Ecoinvent basé en Suisse avec essentiellement des données européennes.
- ELCD [JRC, 2013] : cette base compte plus de 300 processus sur des données européennes concernant les matériaux, énergie, transport et management des déchets. Les données sont le fruit d'un travail collaboratif entre différentes associations d'industriels et coordonné par le JRC, la DG environnement EU et la Commission Européenne.
- US LCI [NREL, 2009b, NREL, 2009a] : cette base compte plus de 400 processus de différents secteurs d'activités comme l'énergie, transport et production de ma-

tière (agricole, chimique, plastique, métal, bois). Les données sont développées pour l'Amérique de nord par le NREL aux USA.

A ce jour, plusieurs bases de données sont développées dans le monde afin de répondre au mieux à différents critères locaux comme par exemple le modèle de transport, le mix énergétique, etc. Ces bases sont pour la plupart payantes, ce qui garantit la continuité de leurs mises à jour. Le tableau de synthèse présenté ci-dessous met en relief quelques bases de données en fonction de leur date de création, de leur mise à jour et de leur périmètre géographique.

Base de données	Création	Dernière mise à jour	Périmètre
Ecoinvent	2000	2013	Europe
ELCD	2006	2013	Europe
Industry Data	2007	2012	Europe
LCA Food	2004	2012	Europe
US LCI	2001	2011	Amérique du nord

TABLE 2.2: Synthèse des principales bases de données d'inventaires

Cette liste n'est pas exhaustive, mais reflète le panorama de ce qui est utilisé par la communauté des utilisateurs à ce jour. On peut s'apercevoir d'un écart plus ou moins important entre la date de création de la base de données et la dernière mise à jour. Cela met en avant un aspect de la problématique temporelle des données évoqué précédemment. La question que l'on peut se poser est la suivante : faut-il refaire une ACV réalisée en 2005 sur un produit ou un service avec des données actualisées ? Quand on regarde en détail les données, on s'aperçoit que certaines d'entre-elles n'ont pas évolué depuis le début des années 2000, ce qui signifie que même avec des mises à jour régulières, toutes les données ne sont pas homogènes à une même échelle de temps. Un autre critère important, que l'on ne détaillera pas dans la présente thèse, mais qui constitue un axe de développement de nos travaux, concerne l'aspect spatial. On trouve certes des données au niveau européen, mais celles-ci sont-elles suffisantes, ou significatives, pour un produit

élaboré et assemblé en France ? Certaines données, comme les processus de la plasturgie, sont similaires en France et dans le reste de l'Europe. En revanche, les données agricoles peuvent être très différentes, d'une région française à l'autre et à fortiori de la France à un autre pays ou à la moyenne européenne.

2.2.2 Les méthodes et indicateurs d'évaluation environnementale

Les méthodes d'évaluation regroupent en général plusieurs indicateurs environnementaux, eux-mêmes issus de différents programmes de recherche.

Il existe deux types de méthode de calcul (voir Fig.2.4) qui proposent respectivement :

- des impacts “Midpoint” (cause ou effet),
- des impacts “Endpoint” (conséquence).

Chacune propose aussi différents niveaux d'évaluation en termes de caractérisation, normalisation, pondération et score unique.

Le calcul de caractérisation permet de transformer une substance émise dans un milieu en un impact exprimé en kg-équivalent d'une substance de référence. Par exemple, le potentiel de réchauffement climatique est exprimé en kg-équivalent CO_2 , celui de la destruction de la couche d'ozone exprimé en kg-équivalent $CFC11$, etc. Cette transformation se fait par le biais de l'équation 2.1.

Le processus de normalisation permet de ramener les impacts à une valeur de référence. Habituellement, cette référence est ramenée à une entité géographique (par exemple l'Europe). A partir de l'équation 2.1, la normalisation s'exprime sous la forme :

$$E_N = \frac{\sum_i M_i \cdot P_i}{RN_E} \quad (2.2)$$

Avec RN_E la référence de normalisation de l'impact normalisé E_N .

La pondération permet de donner une importance plus ou moins grande à un indicateur plutôt qu'un autre. Même si Udo de Haes [Udo de Haes et al., 2002] propose des recommandations quant aux bons usages de la pondération, cette phase est parfois critiquée pour son manque d'objectivité. La pondération intègre effectivement des données sociales ou encore politiques qui sont bien souvent qualitatives et subjectives [Finnveden, 1997].

$$E_P = \frac{\sum_i M_i \cdot P_i}{RN_E} \cdot F_P \quad (2.3)$$

Avec F_P le facteur de pondération.

Enfin, le score unique permet de regrouper les impacts d'un même système dans une seule mesure (le "Point"). L'intérêt majeur consiste à pouvoir alors comparer facilement différents produits entre eux. Après l'étape de normalisation, les indicateurs perdent en effet leurs unités pour être tous ramenés en un "Point" d'impact. Là encore, la possibilité d'additionner les impacts liés au réchauffement climatique à ceux de la destruction de la couche d'ozone, par exemple, est critiqué. Toutefois cette agrégation des résultats a peut-être son utilité pour communiquer auprès du grand public.

Le tableau de synthèse 2.3 présenté ci-dessous récapitule les principales méthodes d'évaluation, le type d'impacts qu'elles proposent ("Midpoint" ou "Endpoint") et leurs niveaux d'évaluation.

Méthodes européennes	Midpoint	Endpoint	Caractérisation	Normalisation	Pondération	Score Unique
ILCD 2011	X		X			
CML 2001	X		X	X		
EDIP 2003	X		X	X	X	X
ReCiPe	X	X	X	X	X	X
IMPACT 2002+	X		X	X	X	X
EcoIndicator 99		X	X	X	X	X
Méthodes nord américaines	Midpoint	Endpoint	Caractérisation	Normalisation	Pondération	Score Unique
BEES	X		X			
TRACI 2.1	X		X			
Méthodes monocritères	Midpoint	Endpoint	Caractérisation	Normalisation	Pondération	Score Unique
Ecological Footprint		X	X		X	X
IPCC 2007	X		X			
USEtox	X		X			

TABLE 2.3: Vue d'ensemble des principales méthodes de calcul d'impact

2.2.3 Les principaux logiciels d'ACV

Comme rappelé ci-dessus, la plupart des bases de données regroupent une grande quantité de données d'inventaires (en général plusieurs centaines entrées/sorties) qui servent à calculer les impacts environnementaux. Par conséquent l'utilisation de ces bases de données avec des logiciels standards comme Microsoft Excel peut s'avérer compliquée. Ainsi, plusieurs logiciels ont été développés dans les vingt dernières années, qui permettent d'intégrer les bases de données, les méthodes de calcul et de modéliser en cycle de vie un produit afin d'en extraire des impacts environnementaux.

Depuis 2002, la normalisation ISO [ISO/TS14048 :2002, 2002] impose un format particulier qui réduit l'offre de logiciels spécifiques à quelques-uns :

- GaBi, Allemagne ;
- SimaPro, Pays-Bas ;
- Umberto, Allemagne
- KCL ECO, Finlande.

Il existe d'autres logiciels qui sont utilisés de façon plus marginale (REGIS, par exemple).

Il n'y a pas réellement de règle qui prescrive définitivement l'usage d'un logiciel plutôt qu'un autre [Pons, 2008]. Chaque logiciel présente en effet des différences, quoique tous répondent aux exigences des normes : modélisation en cycle de vie, import/export des bases de données au format ISO 14048, évaluation des impacts environnementaux, etc. Ce qui justifie en définitive l'utilisation d'un logiciel plutôt qu'un autre, ce sont ses options et ses fonctionnalités, ainsi que la capacité de l'éditeur à intégrer divers ensembles de données et /ou méthodes de calcul.

Dans le cadre de l'intégration des aspects temporels en ACV, il n'est en général pas possible d'utiliser les logiciels standards, dans la mesure où ils ne proposent que des modèles de calcul linéaire. Il apparaît toutefois que le logiciel Umberto propose des

modules de programmation (Python, VBScript, JScript et PerlScript) susceptibles de permettre le codage de méthodes de calcul spécifiques, mais cette voie n'a pas été explorée dans cette thèse faute de moyens.

2.2.4 Synthèse

Le lien entre bases de données, méthodes et outils peut être schématisé de la façon suivante :

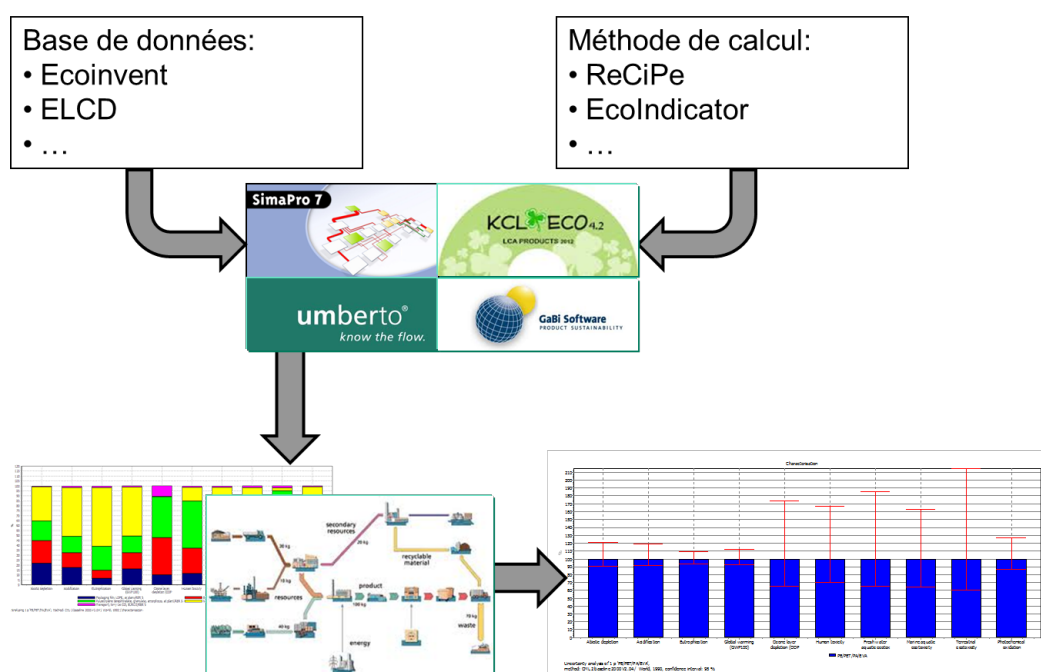


FIGURE 2.8: Schématisation des liens entre bases de données, méthodes de calcul d'impacts et logiciels d'ACV

L'usage d'un logiciel dépend souvent de sa capacité à intégrer les dernières méthodes de calcul, les dernières bases de données et leurs mises à jour. On peut aussi relever que certains éditeurs de logiciels fournissent directement leur base de données propre.

2.3 Limites des méthodologies d'évaluation environnementale actuelles

Après une trentaine d'années d'existence et malgré la normalisation du cadre d'analyse, la disponibilité d'outils, de bases de données et le développement continu des méthodes de calcul, la méthodologie d'ACV présente encore plusieurs limites. Par exemple, l'approche standard ne prend en compte : (i) ni la dimension sociale autour de la production des biens et des services ; (ii) ni la complexité concrète des flux environnementaux ; (iii) ni l'incertitude des données et des processus.

Zamagni [Zamagni et al., 2009] et Finnveden [Finnveden et al., 2009] présentent plusieurs avantages et inconvénients de chaque étape de l'ACV. Au final, le manque de résolution temporelle est l'une des limites les plus importantes qu'ils identifient. De fait, la plupart des études d'ACV n'ont, jusqu'à aujourd'hui, pas tenu compte de la résolution temporelle de l'évaluation environnementale (distribution temporelle des émissions, par exemple). Mais avec les flux de matière et d'énergie consommés aujourd'hui et leurs conséquences prévisibles à long terme, il semble évident que la méthodologie de calcul doit être améliorée. Dans cet esprit, plusieurs améliorations ont été proposées dans les dernières décennies, comme le développement de modèles hybrides Input/Output ou l'amélioration de l'analyse d'incertitude en ACV [Bilec et al., 2006, Sharrard et al., 2008, Suh, 2003, Kytzia, 2009, Finnveden et al., 2009, Rowley et al., 2009, Lenzen and Crawford, 2009, Williams et al., 2009, Mattila et al., 2010, Wiedmann et al., 2011].

Owens [Owens, 1997b, Owens, 1997a] reste malgré tout très critique à l'égard de la méthodologie elle-même et va jusqu'à soutenir que l'ACV n'est pas représentative des impacts environnementaux réels parce qu'elle échoue à prendre en compte les aspects temporels et spatiaux des phénomènes (bassin versant dans ce dernier cas, par exemple).

On peut ajouter une autre limite importante à l'ACV, à savoir que la norme impose certes de sélectionner plusieurs indicateurs environnementaux [ISO14040 :2006, 2006,

ISO14044 :2006, 2006], mais qu'elle ne propose en revanche aucune méthode pour hiérarchiser clairement ces indicateurs. Or, cette hiérarchisation est essentielle pour la prise de décision et l'orientation des améliorations à donner au produit ou au service étudié.

Enfin, toutes les bases de données aujourd'hui disponibles présentent plusieurs limites, en particulier du fait que leurs données d'inventaire ne sont que des agrégats moyens sur différentes substances [Jolliet et al., 2010, Owens, 1997b, Owens, 1997a]. Pour la plupart de ces données d'inventaire, les résultats obtenus sont même des agrégats moyens de processus, d'étapes de production hétérogènes voire même de plusieurs sites industriels dans le cas où la donnée est une moyenne des flux d'entrées. La non prise en compte des interactions chimiques secondaires des substances engendre aussi de grandes incertitudes quant à l'évaluation des impacts réels [Owens, 1997b, Owens, 1997a, Jolliet et al., 2010].

2.4 Hypothèses de recherche

Dans ce travail, l'hypothèse de recherche consiste à supposer qu'une évolution de la méthodologie d'ACV vers un modèle d'évaluation environnementale avancée qui intégrerait mieux les dynamiques temporelles doit permettre de calculer des résultats d'impacts environnementaux plus pertinents, et dans tous les cas plus représentatifs des impacts réels. On rappelle que l'intégration de l'aspect temporel dans ce type d'analyse est notamment présentée comme un frein important de la méthodologie, de sorte que l'hypothèse de recherche présente au moins un intérêt théorique.

2.5 Question de recherche

Le calcul même de l'impact (voir équation 2.1) considère aujourd'hui un facteur de caractérisation fixe, ce qui peut apparaître limitant. En effet, la contribution d'une substance donnée à un impact évolue dans le temps, et il n'y a pas de raison particulière pour que le calcul d'impacts (artificiellement) intégrés coïncide avec la réalité physique

d'une série temporelle d'impacts instantanés. Avec la méthodologie d'ACV actuelle, le résultat de l'impact d'une émission ponctuelle est ainsi obtenu à un horizon temporel donné (la référence temporelle pour le réchauffement climatique est typiquement calculée à 100 ans, par exemple). Or, dans une démarche d'écoconception où l'ACV vient en support pour évaluer les impacts environnementaux et identifier les processus et/ou étapes du cycle de vie les plus impactants, il est essentiel que les impacts et les effets qu'ils peuvent engendrer soient estimés dans un cadre qui se rapproche le plus possible de la réalité des phénomènes. Une telle modélisation avancée permettrait, d'autre part, d'analyser le véritable potentiel de décisions de conception intéressantes en première approche, mais qui auraient des impacts considérables sur le long terme, ou inversement. Dans ce cadre, la vision de scénarii prospectifs intégrant de véritables indicateurs environnementaux temporels est primordiale pour s'assurer des avantages d'une technologie par rapport à une autre. Pour continuer avec l'exemple du réchauffement climatique, on sait que différents gaz à effet de serre contribuent différemment au réchauffement climatique, notamment en fonction de leur durée de vie. Certains gaz fluorés peuvent par exemple avoir des durées de vie supérieures à 1000 ans ! Dans ce cas, la référence habituelle de 100 ans ne doit-elle pas être remise en cause ? Cette question de la prise en compte du temps dans les évaluations environnementales est importante. Elle n'est de surcroît pas neuve, ayant été proprement identifiée depuis plus de vingt ans. Owens [Owens, 1997b, Owens, 1997a] identifie le défaut de résolution temporelle (notamment dans l'élaboration de l'ICV) comme l'une des limites « clés » de l'ACV, avec pour conséquence de limiter la capacité à évaluer certaines problématiques environnementales avec pertinence. On imagine facilement que dans certains cas il soit alors difficile d'estimer les impacts et les risques associés sur l'homme ou l'environnement avec toute la rigueur scientifique requise. Owens n'hésite pas à conclure que l'ACV est trop largement simplifiée pour être capable de donner des indicateurs d'évaluation environnementale suffisamment robustes.

Aggregation of emissions “assumes a single, overall global exposure that never occurs in reality. (...) These losses of temporal and spatial considerations lead to an inability to deal with exposure and ambient concentrations, which, in turn, leads to an inability to deal with thresholds, critical loads, or dose-response characteristics.”, [Owens, 1997a].

Udo de Haes [Udo de Haes et al., 1999, Udo de Haes et al., 2004] remarque également le manque de résolution temporelle, tant dans le calcul des impacts d’ACV que dans l’élaboration de l’ICV. Jusqu’alors, l’ACV est une méthode à l’échelle globale et linéaire. Ceci est dû notamment à la difficulté d’inclure des variables spatiales et temporelles pour l’ensemble des processus.

“LCA essentially integrates over time. This implies that all impacts, irrespective of the moment that they occur, are equally included. There are also other options, however. Thus we may approximate infinite time by a given time period. (...) A quite different option is that we want to attach a lower weight to events in the far future, i.e. to perform some type of discounting.”, [Udo de Haes et al., 1999].

Enfin, plus récemment, Levine [Levine et al., 2007] identifie la limite temporelle comme importante, notamment dans le cas de substances qui peuvent avoir des durées de vie différentes. La méthode d’ACV actuelle additionne en effet les données d’inventaire et calcule les impacts environnementaux de la même façon pour l’ensemble des substances (sans différenciation de durée de vie de celle-ci). Cependant, ces approches ne comprennent pas l’aspect temporel de la méthode ACV. D’autres études ont mis au point une méthode dite “ d’ACV dynamique ”, mais en mettant l’accent sur l’impact de l’effet de serre [Levasseur et al., 2008]. Levasseur propose un indicateur intégré sur le temps et

difficilement utilisable pour restituer des résultats au grand public, puisque les valeurs sont exprimées en W/m^2 et non en équivalence de CO_2 (tel qu'exprimé dans le rapport IPCC).

Reap et al. [Reap et al., 2008a, Reap et al., 2008b] scrutent l'ensemble de la méthode ACV et identifient à chaque étape les limites de la méthode. Ils font apparaître clairement le manque de prise en compte de l'aspect temporel dans l'ACV.

“Lacking dynamic representations or historical data, traditional life cycle assessment cannot account for environmental and industrial dynamics. Changes in pollution profiles as well as ecosystem responses are averaged, and impacts with sufficiently long delays may even be ignored.”, [Reap et al., 2008b]

Il est donc nécessaire d'utiliser cette méthodologie en implémentant les indicateurs environnementaux ainsi que les données d'inventaire en dynamique (facteurs identifiés comme limitant de cette méthodologie [Zamagni et al., 2009, Finnveden et al., 2009]).

Les logiciels actuels ne peuvent calculer des impacts variants dans le temps. D'une part, les bases de données intégrées à ces outils ne prennent pas en considération cet élément et d'autre part, les méthodes de calcul ne proposent que des facteurs de caractérisation statiques dans le temps. Les logiciels ne font que de simples calculs matriciels statiques ; c'est pourquoi il est primordial de proposer une évolution de la méthode ACV actuelle en intégrant les aspects dynamiques manquant à différents niveaux.

En se basant sur la méthodologie d'ACV actuelle et ses évolutions récentes, une implémentation de celle-ci devrait être incontournable si l'on souhaite intégrer l'aspect temporel dans des futures évaluations. Nos questions de recherche clés sont les suivantes :

- Comment intégrer des données d'inventaire collectées à travers le temps ?
- Comment, dans certains cas, l'interface de l'aspect temporel d'un système (intrants,

processus, extrants) peut être intégrée à l'évaluation environnementale ?

- Quelles sont les difficultés d'application de l'ACV dynamique à des cas d'études réels ?

3 Etat de l'art

Une revue bibliographique de l'ensemble des études d'évaluation dynamique dans le cadre de l'ACV a été réalisée afin de déterminer la pertinence de chacun de ces travaux par rapport aux normes ISO14040 :2006 et ISO14044 :2006 [ISO14040 :2006, 2006, ISO14044 :2006, 2006].

Plusieurs études récentes proposent une approche d'ACV dynamique. Un tableau de synthèse 3.1 est présenté pour mettre en relief l'influence de chacune de ces approches par rapport aux cadres stricts des normes nommées précédemment. Jusqu'à présent, on peut trouver plusieurs études (articles, thèses de doctorat) traitant des aspects temporels dans l'ACV. Pour chacune des études identifiées, les limites du système considéré sont différentes et la notion de point de vue temporel pourrait être également différente. L'analyse bibliographique suivante est présentée par ordre alphabétique.

3.1 Synthèse bibliographique

Nom	Année	Thématique	DLCI / DLCIA	Avancées scientifiques majeures
D.Belouin-Saint-Pierre	2012	Collecte de données d'inventaire dynamique	DLCI	Mise en place d'une méthodologie d'inventaire dynamique
W.Collinge	2011	Collecte de données d'inventaire dans le secteur du bâtiment	DLCI	Mise en place d'un réseau de capteur dans les bâtiments pour la collecte de données (consommation d'énergie et d'eau, qualité de l'eau intérieur,...)
F.Cherubini	2010	Cycle de carbone dans le cas des bio-énergies	DLCIA	Forçage radiatif dynamique pour le réchauffement climatique
R.M.Bright	2012	Cycle de carbone dans le cas des bio-énergies	DLCIA	Forçage radiatif dynamique pour le réchauffement climatique
A.Kendall	2004 / 2009	Réchauffement climatique lié à l'usage des sols	DLCI	Correction du facteur de temps pour le calcul du réchauffement climatique
J.Kirkinen	2010	Développement du calcul de forçage radiatif	DLCIA	Adaptation du calcul du forçage radiatif en dynamique pour le calcul du réchauffement climatique (cas d'étude : production de biocarburant)
A.Levasseur	2010 / 2011	Considération du cycle du dioxyde de carbone dans le calcul de l'évaluation de l'impact réchauffement climatique	DLCIA	Impact du réchauffement climatique en dynamique
M.Pehnt	2006	Energie renouvelable	N.A.	Scénario d'évaluation de l'impact de l'énergie renouvelable

TABLE 3.1: Synthèse bibliographique

L'analyse ci-dessus montre les principales études d'analyse de cycle de vie intégrant un aspect dynamique. Dans l'ensemble, il est difficile d'estimer que ces études englobent entièrement l'ensemble des étapes de l'ACV. Pour envisager pleinement la réalisation d'une ACV dynamique, il est nécessaire de prendre en compte toutes les étapes de la norme 14040.

3.2 Belouin-Saint-Pierre : Vers une caractérisation spatiotemporelle pour l'analyse du cycle de vie

Belouin-Saint-Pierre [Belouin-Saint-Pierre, 2012] discute du vocabulaire utilisé pour définir les considérations temporelles dans l'ACV. Il identifie plusieurs références proposant des modèles d'ACV dynamique à deux niveaux différents (système et calcul d'impact). Ces références ne proposent cependant pas d'une réelle définition de ce que pourrait être une ACV dynamique. Les travaux de Belouin-Saint-Pierre portent sur la mise en place d'une méthodologie d'élaboration d'inventaire en cycle de vie considérant les aspects spatial et temporel. Belouin-Saint-Pierre identifie et propose une démarche sur deux axes (spatial et temporel). Au travers de ces travaux, l'élaboration de ma méthode est claire, mais une définition précise de ce que pourrait être une ACV dynamique n'est pas donnée.

3.3 Cherubini et Bright : Inventaire en cycle de vie dynamique

Cherubini [Cherubini and Ulgiati, 2010] et Bright [Bright et al., 2012] discutent le facteur d'impact pris en compte dans l'ACV habituellement utilisé dans le secteur de la bioénergie. Ils ont identifié des méthodologies différentes pour examiner l'incidence du carbone et de son cycle pour les combustibles fossiles et de la biomasse. Ils comparent trois méthodes pour assurer un nouveau facteur de caractérisation. Une méthodologie proposée par l'OCDE élimine les émissions de CO₂ biogéniques de l'atmosphère par la

croissance de la biomasse localement (approche VIRF). Dans la seconde approche, ils proposent d'étudier l'influence des océans et la végétation puits de CO₂ (OVIRF). Et enfin, la 3ème approche qu'ils considèrent porte sur le captage du CO₂ par la biosphère terrestre (FIRF). Les principaux résultats de cette étude est d'obtenir un facteur d'impact différent sur l'indicateur du changement climatique à TH = 20 ans, TH = 100 ans et TH = 500 ans. Ce n'est pas une réelle évaluation de dynamique de l'impact, car il est proposé une évaluation trois horizons de temps différents, et non un calcul continu au fil du temps.

3.4 Collinge : Inventaire en cycle de vie dynamique

Collinge [Collinge et al., 2011] explique les limites de l'ACV dans les bâtiments. Il propose l'installation de capteurs pour mesurer les variations de différents paramètres dans le bâtiment tout au long de sa durée de vie. Il a identifié et sélectionné certaines variables telles que la consommation d'énergie en fonction des saisons et des conditions internes (utilisation de la vapeur pour le chauffage, utilisation d'eau froide, ...). L'idée de Collinge est de recueillir des données avec des capteurs pendant la durée de vie du bâtiment et de générer un ICV dynamique. Collinge identifie le modèle mathématique général pour l'ACV dynamique proposé par Mutel [Mutel and Hellweg, 2009] et Heijungs [Heijungs and Sun, 2002], mais, dans ce travail, il montre une simulation sur des indicateurs de qualité de l'air et de consommation d'énergie primaire. Les travaux futurs de Collinge ont pour objectif de mettre en œuvre cette collecte de données et fournir un véritable inventaire dynamique pour l'ACV.

3.5 Kendall : Inventaire en cycle de vie dynamique

Kendall [Kendall, 2004] a mené une recherche sur les outils d'ACV dynamique pour comparer des modèles de tabliers de ponts. Dans cette étude, les deux alternatives de

conception ont été évaluées sur un horizon de 60 années. Le système d'ingénierie de la dalle à base de ciment composite a été modélisé pour une durée de vie de 60 ans, tandis que le système conventionnel nécessite une maintenance du tablier tous les 30 ans. Kendall [Kendall et al., 2009] a également proposé un facteur de correction du temps (TCF) pour mieux tenir compte des effets temporels des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) dans le cas particulier de l'usage et le cycle des terres utilisées pour les biocarburants. Le TCF a été développé en utilisant le forçage radiatif cumulé qui est la base de calcul de l'impact relatif des émissions de GES dans la méthodologie la plus répandue du potentiel au réchauffement planétaire (PRP) au sein du GIEC. La méthode et l'approche de ces recherches peut être une étape de base et notamment dans l'approche d'ICV et ACV dynamiques.

3.6 Kirkinen : Forçage radiatif pour le changement climatique

Kirkinen [Kirkinen, 2010] travaille sur le forçage radiatif (RF exprimée en W/m^2) pour les changements climatiques. Elle a mis au point une nouvelle méthodologie appelée "Relative Radiative Forcing Commitment" (RRFC exprimé en W/m^2). Cette méthode examine le modèle de RF et propose un modèle dynamique de RF en fonction de l'absorption de certaines émissions dans l'air par des bioressources (dans le sens des biocarburants). Cette étude ne propose pas directement d'ACV dynamique, mais un facteur d'impact dynamique pour le réchauffement climatique en fonction de la prise en compte des émissions puits.

3.7 Levasseur : Indicateur dynamique pour le changement climatique

Les recherches les plus avancées dans le domaine de l'ACV dynamique sont celles de Levasseur [Levasseur, 2011, Levasseur et al., 2010]. L'objectif de son projet est de dé-

velopper une méthodologie d'ACV dynamique où les résultats de l'inventaire seraient fonction du temps au lieu des valeurs agrégées et où l'évaluation d'impact tiendrait compte du profil dynamique de l'inventaire. Mais ce travail a porté uniquement sur l'étape d'évaluation de l'impact et sur l'indicateur du réchauffement climatique en proposant un indicateur intégré (le Dynamic Characterisation Factor ou DCF) et non un indicateur d'impact potentiel. Cette méthode découpe le cycle de vie en pas d'une année et cumule le DCF d'une année sur l'autre.

3.8 Pehnt : Scénario dynamique ou analyse de sensibilité

Pehnt [Pehnt, 2006]a mené une recherche sur la performance environnementale du cycle de vie dynamique et l'approche des systèmes de technologie de l'énergie renouvelable et en particulier en vue des développements futurs. Ce document de recherche montre que l'utilisation d'une dynamique plutôt qu'une approche statique permet d'identifier les goulots d'étranglement inhérents à l'environnement. Ici, "dynamique ne signifie pas nécessairement que le développement du système de produit et le fond est modélisé en considérant les caractéristiques futures de l'arrière-plan et le système modèle". Dans cette étude, l'approche dynamique de l'ICV et de l'ACV n'ont pas été appliquées sur un réel cas d'étude. Une proposition de test est cependant envisagé dans le domaine du développement des énergies renouvelables et du bâtiment. Différents scénarii d'usage (liés aux saisons) et leurs impacts environnementaux qui peuvent être engendrés seront calculés au fur et à mesure du temps.

3.9 Limites des études menées

L'ensemble des études identifiées ne présentent que des études dynamiques d'ACV partielles.

La plupart des études présentent des résultats d'ACV sur un indicateur (en dyna-

mique) et sans prise en considération de l'aspect temporel dans l'ICV. Il est à noter que seul le travail de Collinge [Collinge et al., 2011] présente un ICV dynamique, mais cela reste à ce jour sans résultat concret. Il est donc difficile d'identifier l'ensemble de ces études comme étant de réelles ACV dynamiques, car cela sous-entendrait que l'ensemble des étapes de l'ACV seraient pris en considération avec une dimension temporelle, ce qui n'est pas le cas dans l'ensemble des études publiées à ce jour.

Afin de réaliser une réelle étude d'ACV dynamique, une évolution du cadre méthodologique de la norme est proposée avant d'être validée par des cas d'études. Après analyse bibliographique, j'ai pu relever que la plupart des études d'ACV dites dynamiques ne considèrent pas l'ensemble des étapes du cycle de vie ; c'est pourquoi, afin de tester une réelle méthode de ce type, une implémentation de la norme actuelle est nécessaire.

L'une des limites importantes de ces études, c'est qu'elles sont difficilement généralisables pour un usage répandu. Les méthodologies proposées et les outils pour réaliser ce type d'étude ne sont pas encore suffisamment vulgarisés pour répondre à la demande des praticiens de l'ACV et à la diffusion au grand public de ce type de résultats.

4 Modèle

A partir de la méthodologie d'ACV décrite dans la partie 2.1.2 , je propose une définition de l'analyse du cycle de vie dynamique pouvant être régie par : l'ACV dynamique doit considérer l'ensemble des aspects temporels à chaque étape de l'ACV traditionnelle et ne peut être limitée qu'à l'étape de DLCI ou DLCIA. Les limites du système peuvent en être élargis et notamment couplés avec de l'ACV conséquentielle lorsqu'au fur et à mesure du temps les fonctions du système évalué ont évoluées (périmètre géographique et temporel).

Afin de lever au mieux les verrous identifiés, une proposition de la norme révisée intégrant les aspects temporels est primordiale. Au vu des études observées, plusieurs pistes sont identifiées, mais en dehors du cadre normatif. En reprenant les termes et étapes de la norme, on peut implémenter la norme décrite dans la partie suivante.

4.1 Méthodologie : Plan d'étude et de recherche

Par la suite, trois cas d'études sont présentés avec différentes échelles d'application. Je propose, du premier cas d'étude au troisième, d'ajouter des paramètres dynamiques, ce qui permettra de valider et surtout d'observer la faisabilité de la méthodologie à grande échelle.

Le premier cas d'étude concerne des technologies de panneaux solaires. Les différentes technologies seront évaluées sur l'indicateur du réchauffement climatique avec une méthodologie d'ACV statique et d'ACV dynamique. La considération temporelle sera au

niveau du calcul d'impact et également au niveau de l'inventaire. L'apparition de ces différentes technologies s'étant déroulées sur plusieurs décennies, il ne semblait pas pertinent de les évaluer sur une même échelle temporelle. Cette étude de cas permettra de valider la faisabilité de la méthodologie sur l'aspect du calcul d'impact et intégrant un cas simple d'inventaire dynamique.

Le second cas d'étude portera sur un processus récurrent (chaque année) afin de valider la répétitivité du processus, mais surtout l'aspect cumulatif de l'impact au travers du temps. Pour cela, un cas d'étude sur une culture de céréales en France est réalisée. Nous considérerons l'usage d'engrais azoté de synthèse depuis le début de l'aire industrielle et observerons les impacts du N_2O (contributeur à 80% sur le réchauffement climatique dans cette application) sur 120 années d'usage. Un comparatif sera établi entre ACV statique et ACV dynamique.

Enfin, un troisième cas d'application concernant le mix électrique français passé, présent et futur sera évalué sur le réchauffement climatique (et sur quatre substances CO_2 -biogénique, fossile et issu de l'exploitation des terres-, N_2O , CH_4 -biogénique et fossile- et SF_6) . Cette évaluation permettra d'observer les tendances et impacts de scénarii futurs. Plusieurs études existent proposant des scénarii prospectifs du mix électrique français ; là encore, est-ce que les conclusions seraient les mêmes entre ACV statique et ACV dynamique ? Ce cas d'étude permettra de valider ou non la corrélation entre les deux méthodes.

Basé sur la figure 2.1, je propose d'intégrer l'aspect temporel à différents niveaux.

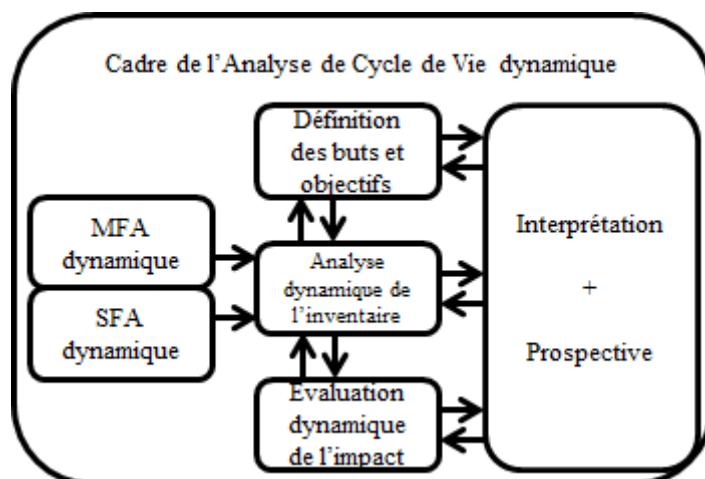


FIGURE 4.1: Méthodologie d'ACV dynamique [Laratte et al., 2012b]

4.2 Méthodologie d'ACV dynamique

4.2.1 Définition des objectifs et champ de l'étude de l'ACV

Comme expliqué dans la norme, cette étape donne le cadre général de l'étude et le but de l'évaluation environnementale du système étudié. Habituellement, l'étude concerne un système de référence à un instant et à un état donné. Dans le cas d'une ACV dynamique, il sera donc nécessaire de prévoir et d'intégrer les scénarii possibles dès cette phase.

4.2.2 L'inventaire du cycle de vie dynamique

La phase d'inventaire collecte les informations nécessaires à l'évaluation environnementale du système étudié. On y relèvera notamment les consommations dépensées (par exemple : ressources, énergie, eau, ...) ainsi que les émissions émises dans les différents compartiments (air, eau et sol) au cours des différentes étapes du cycle de vie du système. L'une des limites importantes dans l'ACV traditionnelle est le fait que traditionnellement, l'inventaire va différencier les étapes du cycle de vie, mais la considération temporelle n'est pas réalisée. C'est-à-dire que lors du calcul de l'impact environnemental,

on ne fera pas la différence d'une consommation ou d'une émission émise lors de la phase de fabrication et la phase de fin de vie. Jusqu'à ce jour, le seul moyen d'identifier les étapes contributrices à un impact environnemental est de faire une analyse de gravité (des substances et des processus).

L'intégration de l'aspect temporel n'est donc pas mis en relief à juste titre. Pour une meilleure prise en compte de cet aspect, l'utilisation du Dynamic Material Flow Analysis (DMFA) [Hu et al., 2010, Müller, 2006] et/ou du Dynamic Substance Flow Analysis [Kleijn et al., 2000] pourrait fournir un inventaire dynamique.

Nous proposons donc d'implémenter cette étape avec le modèle issu des travaux de Mueller [Müller et al., 2004, Müller, 2006] sur les aspects dynamiques.

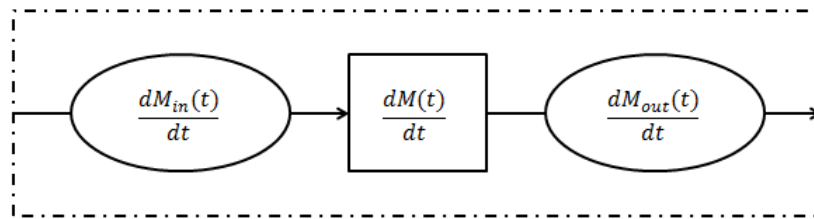


FIGURE 4.2: Schéma représentant le DMFA [Müller, 2006]

Avec :

$dM_{out}(t)/dt$: flux d'émissions sortant (produit fini, émissions dans les différents compartiments, ...),

$dM_{in}(t)/dt$: flux entrants de matière M ,

$dM(t)/dt$ accumulation de matière M .

Et :

$$dM(t)/dt = dM_{in}(t)/dt - dM_{out}(t)/dt \quad (4.1)$$

$$dM_{out}(t)/dt = \int_{t_0}^t L(t, t') \cdot (dM_{in}(t')/dt) \cdot dt' \quad (4.2)$$

Les équation 4.1 et 4.2 représentent le flux de sortie, déterminé par les entrées avec la considération temporelle, où $L(t, t')$ est la loi de passage fonction du temps.

4.2.3 Le calcul d'impact environnemental dynamique

Müller [Müller et al., 2004] a évalué dynamiquement des quantités de substances (Substance Flow Analysis ou SFA et Material Flow Analysis ou MFA), mais pas spécifiquement pour des indicateurs d'ACV. Cette étude ne présente pas de résultats concrets en terme d'indicateurs environnementaux. Malgré tout, plusieurs améliorations ont été proposées depuis quelques années, comme le développement de l'analyse hybride IO-LCA ou d'incertitude [Finnveden et al., 2009]. Cependant, l'ACV dynamique n'est pas incluse dans ces développements. D'autres études ont mis au point cette approche, mais en mettant l'accent sur l'impact restreint du réchauffement climatique [Kendall et al., 2009, Levasseur et al., 2010]. Récemment, Kirkinen [Kirkinen, 2010] a essayé d'améliorer la qualité de forçage radiatif (RF), et peu d'études ont été présentées à la conférence «Cycle de vie d'évaluation IX" [Boston, 2009], à Boston. Laratte [Laratte et al., 2012b] en 2012, propose une implémentation plus complète de la méthodologie présentée Fig.4.1.

Le MFA dynamique [Park et al., 2011] et le SFA dynamique [Kleijn et al., 2000] peuvent alimenter l'inventaire dynamique, c'est-à-dire qu'une mise à jour des données utilisées dans le modèle est effectuée afin de réduire l'incertitude sur les données d'entrées. Vient ensuite l'évaluation dynamique de l'impact ; pour cela, nous proposons donc de faire évoluer le facteur de caractérisation en fonction du temps, comme le montre l'équation suivante :

$$E(t) = \sum_i M_i(t) \cdot P_i(t) \quad (4.3)$$

Avec :

M_i : les masses des substances considérées dépendant de t ;

P_i : les facteurs de caractérisation d'impact considérés de t .

Alors, en utilisant l'équation 4.3 nous pouvons écrire :

$$E(t) = \sum_i dM_{out}(t)/dt.P_i(t) \quad (4.4)$$

Avec l'Equation 4.2, l'inventaire s'en trouve évolutif et suit de façon plus rigoureuses les sorties potentielles à un processus que l'on doit évaluer.

L'objectif de la partie suivante va donc être de mettre en application la méthode d'ACV en y intégrant à deux niveaux une dimension temporelle, tout d'abord, au niveau de l'inventaire, puis au niveau du calcul d'impact.

4.2.4 ACV dynamique et phase d'interprétation

Lors de la phase d'interprétation, deux éléments sont réalisées :

- des analyses de sensibilité
- une analyse de gravité de l'inventaire et des processus

L'analyse de sensibilité devient plus complexe, car des scénarii doivent être établis dans le temps et non pas un à un comme il est traditionnellement effectué. En effet, cela permettrait d'observer à quelle échelle de temps un système devient bénéfique ou non. De plus, l'intérêt d'avoir des scénarii à différentes échelles de temps permettrait d'observer l'aspect cumulatif des impacts et de voir à quel horizon de temps on aurait une stagnation de l'impact.

L'analyse de gravité de l'inventaire et des processus doivent se faire au fil du temps également. Chaque substance ayant des contributions aux impacts en fonction du temps, il est nécessaire de faire cette analyse de façon temporelle. On peut noter à titre d'exemple que le réchauffement climatique est calculé avec une référence à 100 ans, ce qui correspond à la durée de vie du CO_2 . Ce gaz a un pic de contribution au réchauffement climatique à environ 10 ans. En revanche si l'on prends le gaz SF_6 , sa contribution majeure est aux

alentours de 800 ans et a une durée de vie de l'ordre de 4000 ans [Susan et al., 2007].

De la même façon, l'analyse de gravité de l'inventaire devient temporelle, puisque des consommables, rejets ou autres, peuvent se dérouler tout au long du cycle de vie du produit. A titre d'exemple, si l'on prend le cas d'une voiture, on trouvera l'étape de conception, fabrication, entretien/maintenance et fin de vie. Les impacts du véhicule sont donc étalés tout au long de son cycle de vie.

4.3 Création d'un outil d'aide à l'évaluation

Les modèles traités dans les exemples précédents n'ont pu être réalisés par des logiciels standards, c'est pourquoi, un outil a été développé pour fournir les résultats. Le principe est de tirer un inventaire issu d'une base de données standard et de rentrer manuellement ces données d'inventaires dans l'outil. Celui-ci calculera donc l'impact environnemental en dynamique et non pas en statique comme un traditionnel logiciel.

4.3.1 Structure générale de l'outil et principe de fonctionnement

Le prototype de l'outil ne propose qu'un indicateur à ce jour (réchauffement climatique).

L'élément central est le scénario dans lequel on va choisir un impact. Cet impact est calculé sur la base d'une liste de substances et de la masse de cette substance émise. Il est possible de construire plusieurs scénarii dans un projet et ce, à des dates différentes, si cela est nécessaire.

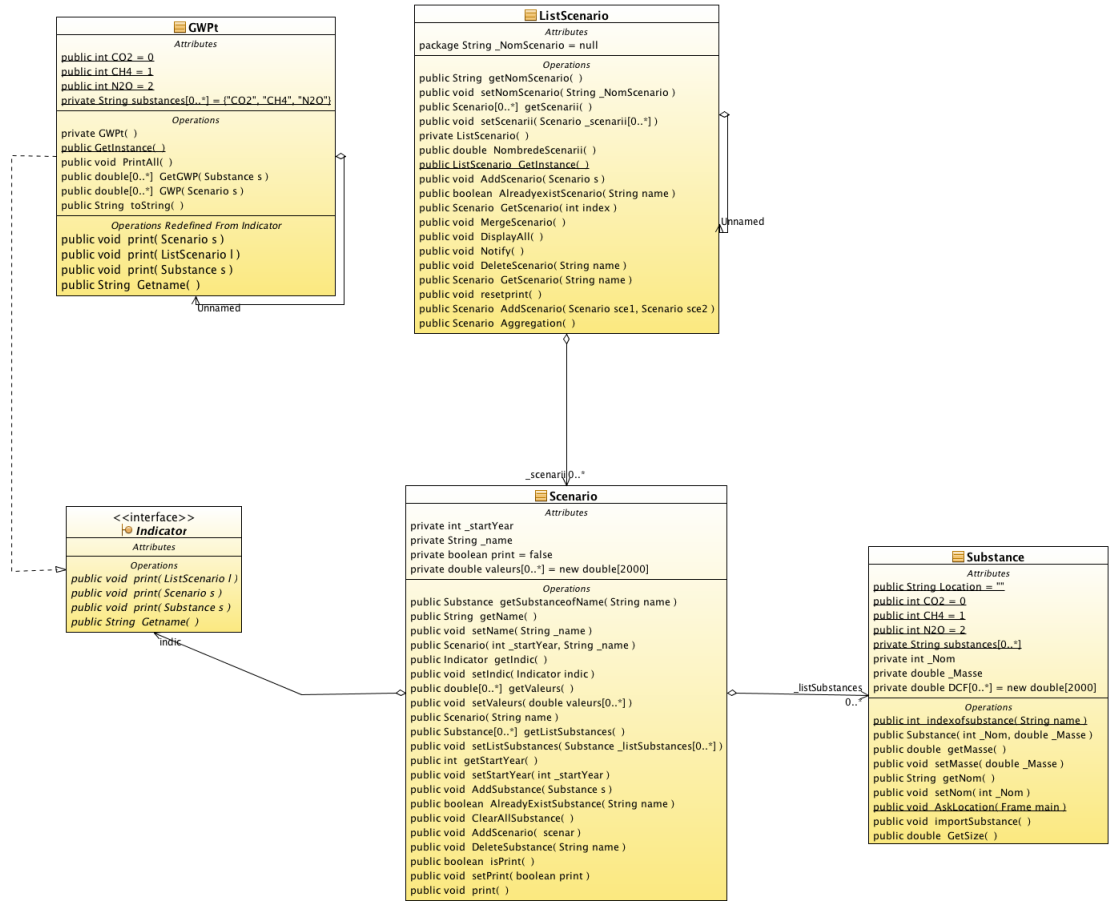


FIGURE 4.3: Structure de l'architecture de l'outil

4.3.2 Interface et prise en main

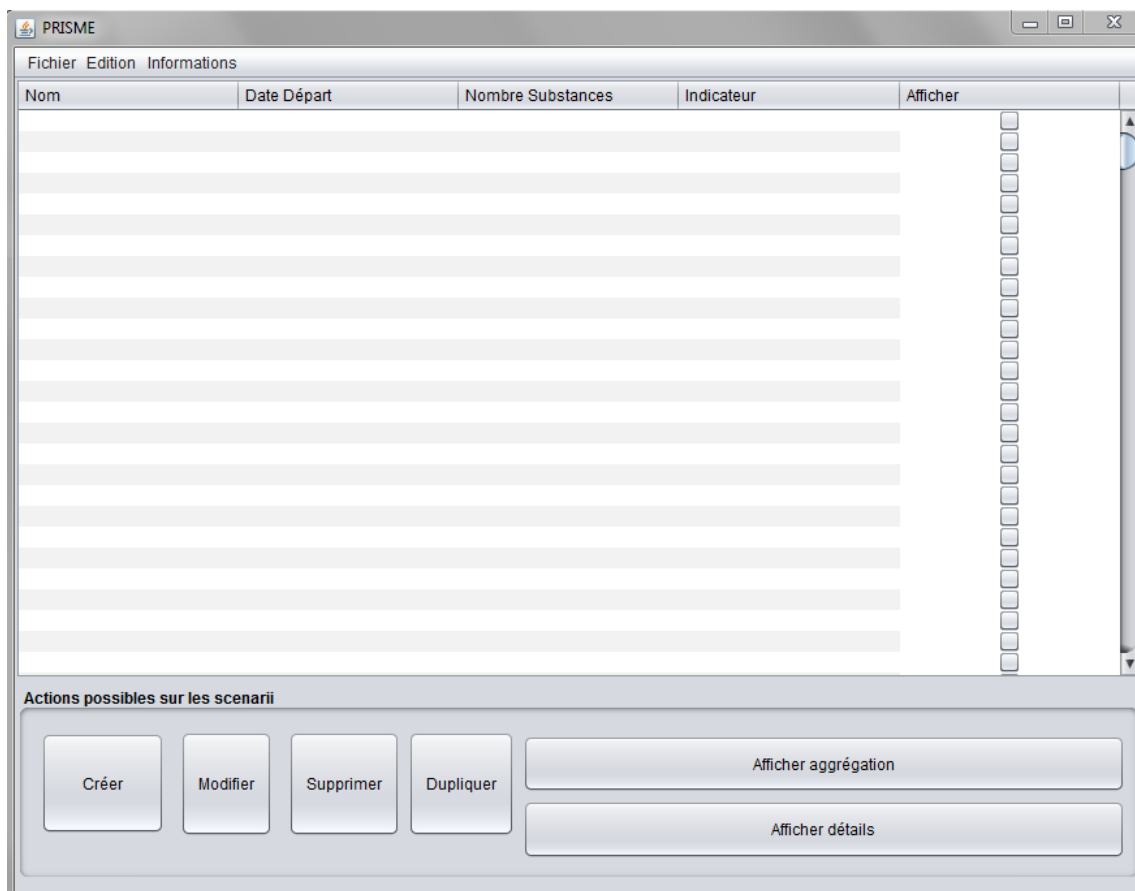


FIGURE 4.4: Interface de démarrage de l'outil

A l'interface de démarrage, seule la création (bouton créer) d'un projet est possible. En appuyant sur le bouton "Créer", la fenêtre présentée Figure 4.5 s'ouvre.

Il est alors possible de donner un nom au scénario, de donner une date de départ, de choisir un indicateur et d'ajouter des données d'inventaire à ce scénario.

Gestion d'un Scenario

Nom du scenario:

Date de départ:

Indicateur:

Liste de substances:

Substance	Masse

Actions sur les substances

FIGURE 4.5: Création d'un nouveau projet d'évaluation environnemental sur l'outil

Lorsqu'un indicateur est choisi, une présélection des substances contributrices à cet indicateur est proposée. Il suffit alors d'ajouter les différentes substances ainsi que leurs masses respectives (en kg) (Figure 4.7).

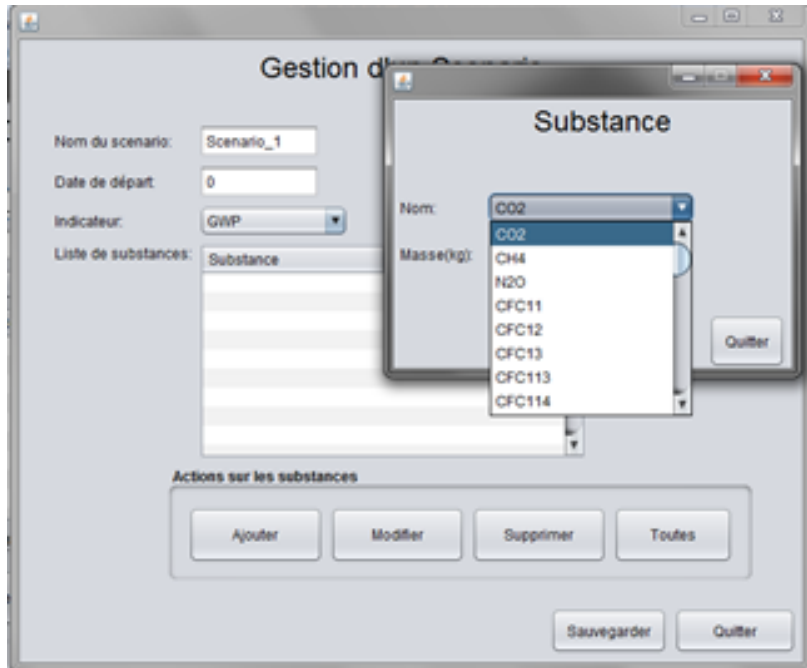


FIGURE 4.6: Enregistrement de l'inventaire sur l'outil

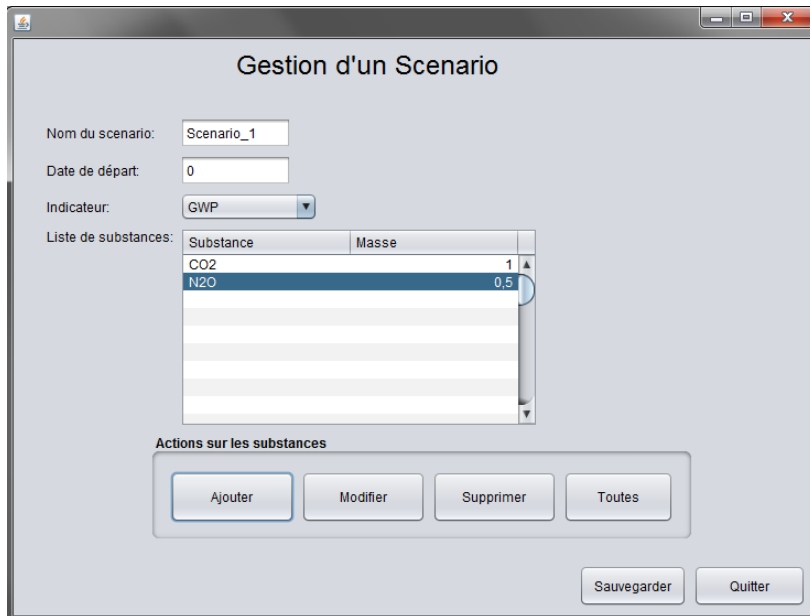


FIGURE 4.7: Inventaire complet

4.3.3 Résultats obtenus

Les premiers résultats restitués sont présentés sous forme graphique (Figure 4.8). Dans le cas du réchauffement climatique, l'échelle de temps est de 2000 années. Cette échelle de temps permet d'observer l'impact de gaz ayant une longue durée de vie (gaz fluorés notamment).

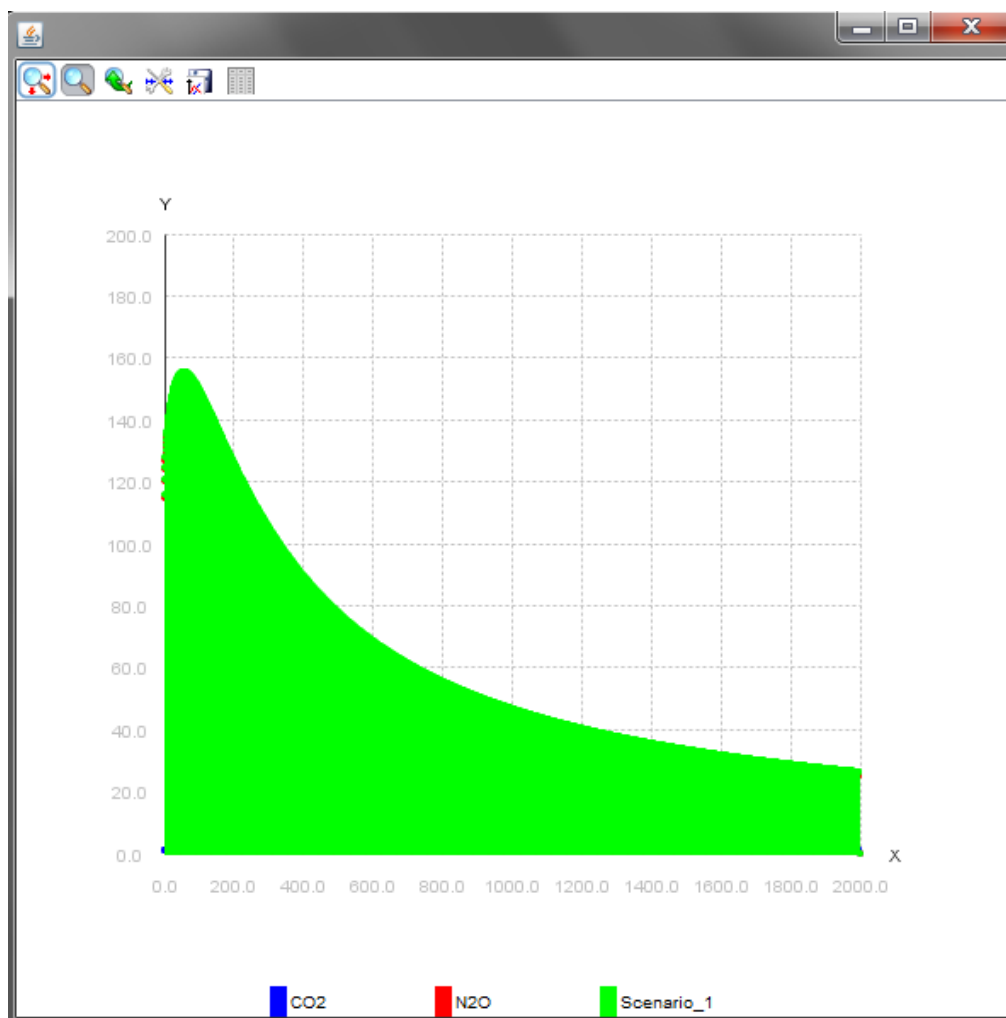
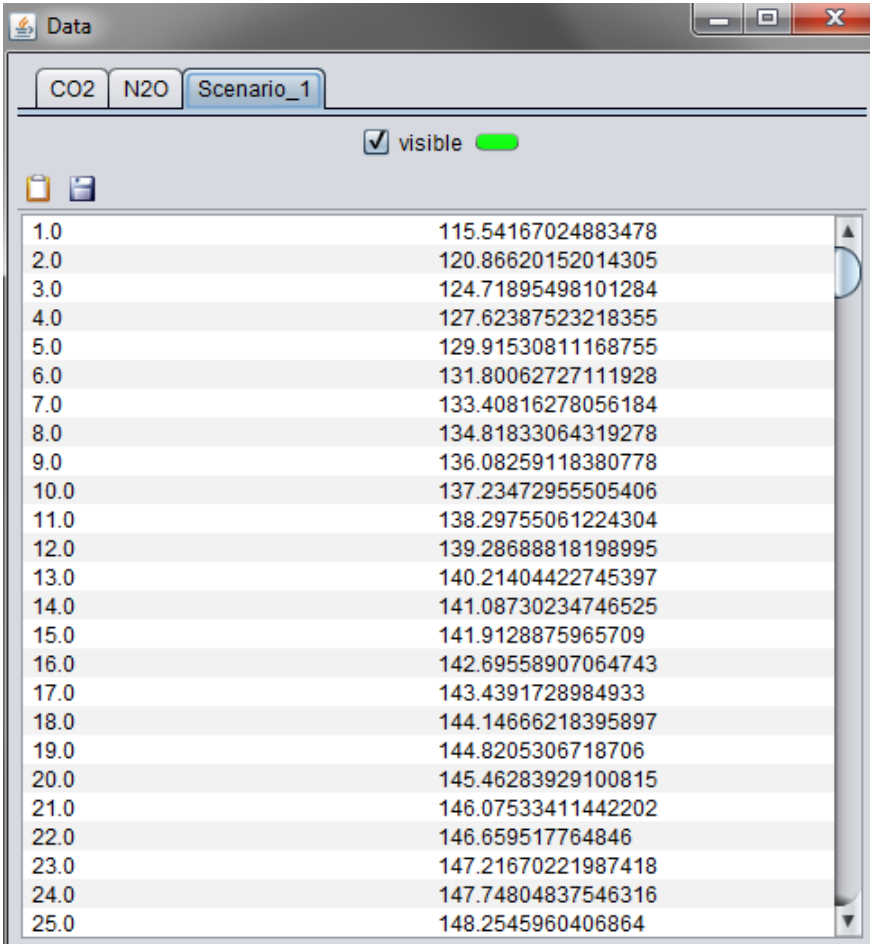


FIGURE 4.8: Résultat graphique

Grâce à l'onglet représentant un tableau, il est possible d'obtenir les valeurs réelles d'impacts (en $kgeq-CO_2$ dans cet exemple) à chaque échelle de temps. On peut également

observer la contribution à l'impact de chaque gaz en sélectionnant l'onglet voulu (ici, CO₂, N₂O ou Scenario_1). Ce tableau est exportable dans un tableur, ce qui permet un meilleur traitement des données si nécessaire et plus particulièrement la réduction de l'échelle temporelle.



Index	Value
1.0	115.54167024883478
2.0	120.86620152014305
3.0	124.71895498101284
4.0	127.62387523218355
5.0	129.91530811168755
6.0	131.80062727111928
7.0	133.40816278056184
8.0	134.81833064319278
9.0	136.08259118380778
10.0	137.23472955505406
11.0	138.29755061224304
12.0	139.28688818198995
13.0	140.21404422745397
14.0	141.08730234746525
15.0	141.9128875965709
16.0	142.69558907064743
17.0	143.4391728984933
18.0	144.14666218395897
19.0	144.8205306718706
20.0	145.46283929100815
21.0	146.07533411442202
22.0	146.659517764846
23.0	147.21670221987418
24.0	147.74804837546316
25.0	148.2545960406864

FIGURE 4.9: Résultat en tableau

4.3.4 Limites et perspectives

A ce jour, ce prototype ne propose qu'un seul indicateur, celui du réchauffement climatique. Des travaux sont en cours pour intégrer l'indicateur d'eutrophisation (méthode issue du modèle ReCiPe [Goedkoop et al., 2013]) et une exploration sur la possibilité

d'intégrer l'indicateur d'épuisement des ressources abiotiques est commencée.

Même si le calcul des impacts est automatisé, l'insertion des données reste encore manuelle. Une réflexion est lancée sur un système d'import des données d'inventaire via un format HTML.

L'analyse des résultats est un point limitant pour les novices de la méthode d'ACV. En effet, l'analyse de gravité de l'inventaire ou des processus devient relativement complexe, car l'analyse porte maintenant sur une période et ne nous fournit pas seulement une valeur à un instant t . Une bonne connaissance de l'ACV est donc essentielle avant la généralisation de ce type d'outil.

5 Cas d'application

Basée sur la méthodologie traditionnelle d'ACV, cette méthodologie sera implémentée avec des données d'inventaire dynamique (dépendante du temps) et proposant des indicateurs dynamiques. Seule la caractérisation sera utilisée ; c'est en effet le seul élément obligatoire dans l'étape d'évaluation des impacts dans la norme ISO 14040.

La méthodologie est testée sur plusieurs cas d'application avec des complexités croissantes. Ceux-ci ont pour but d'observer les capacités et la robustesse de la méthodologie à différentes échelles. Quel que soit le cas d'application, les travaux suivront tous la même méthodologie d'ACV proposée dans le chapitre précédent.

Le premier cas d'application porte sur l'analyse de différentes technologies de panneau solaire. Cette étude permettra de valider, sur un modèle simple, la faisabilité de la méthode en considérant trois inventaires à trois échelles de temps différentes.

Le second cas concerne l'impact que peut générer la culture de blé depuis 1910. Cet exercice ne considérera que les émissions de N_2O émises d'engrais azoté. D'un point de vue global, le CO_2 est responsable en majorité du réchauffement climatique, mais si on fait un focus sur le domaine agricole, 70% de l'impact au réchauffement climatique de la production de blé est dû au N_2O . La difficulté est, dans ce cas, de traiter un inventaire dynamique (production de 1910 à 2010) et de calculer en dynamique l'impact sur le réchauffement climatique. L'intérêt majeur de cette étude est de tester la méthodologie d'ACV dynamique sur un phénomène répétitif et d'observer l'effet cumulatif de l'impact généré à un instant t . Cela permettra par ailleurs de valider à un certain niveau (seule

une substance considérée) la généralisation de la méthode sur un cas d'étude complexe.

Enfin, le dernier cas porte sur le mix électrique français depuis 1980. Ce cas d'étude a permis de valider l'ensemble de la méthode avec un inventaire dynamique établi avec quatre substances (CO_2 , N_2O , CH_4 et SF_6), de 1980 à 2012 et de proposer différents scénarii à l'horizon 2050. Ce travail a permis d'identifier les limites à la généralisation de la méthode d'ACV dynamique.

5.1 Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un panneau solaire

L'application de la méthodologie proposée va porter sur les technologies de panneaux solaires. Depuis plusieurs années, les technologies évoluent et les performances s'améliorent. Les panneaux photovoltaïques sont des systèmes permettant la transformation d'une partie du rayonnement solaire en courant électrique continu à l'aide des cellules dites photovoltaïques et qui sont regroupées sous forme de modules.

Les panneaux photovoltaïques sont composés de deux couches, à savoir, la couche supérieure appelée couche semi-conductrice du type N et la couche inférieure appelée couche semi-conductrice du type P. Dans la première couche, on trouve du silicium dopé par des électrons en quantité supérieure à celle du silicium pur ; par contre, dans la seconde couche, la quantité de silicium pur est supérieure aux électrons. Le contact des deux couches se réalise lorsque la lumière de soleil arrive sur la surface des panneaux. Cette jonction PN conduit au passage des électrons d'une partie à l'autre à force d'une réaction physique qui permet la création d'un courant électrique.

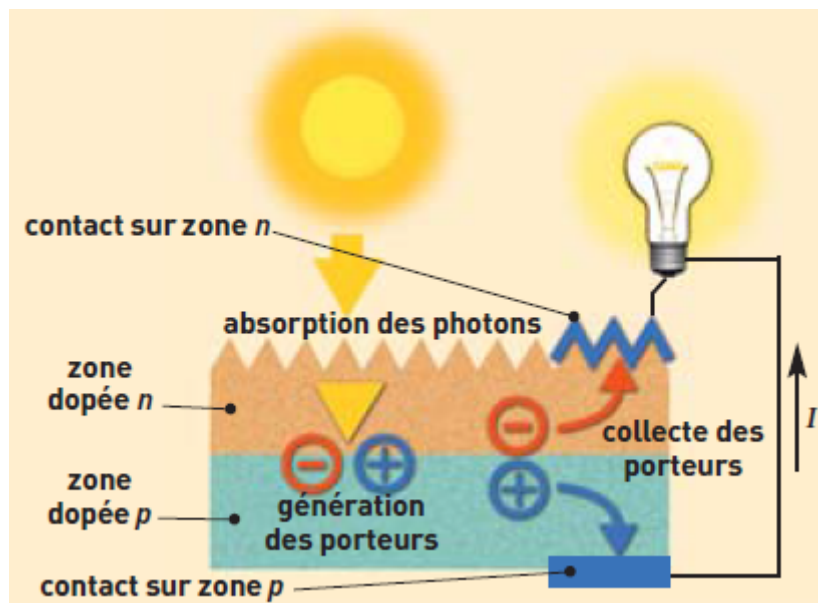


FIGURE 5.1: Principe simplifié de fonctionnement d'un panneau solaire photovoltaïque selon Vandermersch [Vandermersch, 2009]

5.1.1 Présentation des panneaux solaires étudiés

Dans cette étude de cas, nous nous proposons d'évaluer trois types de technologies concernant les panneaux à base de silicium cristallin. Ceux-ci sont les plus répandus et on peut le trouver sous trois formes différentes [Labouret and Villoz, 2006] :

- Les cellules monocristallines : mise au point dans les années 60, rendement d'environ 15,4% ;
- Les cellules multicristallines : mise au point dans les années 70, rendement d'environ 13,5% ;
- Le silicium ruban : mise au point en 2000, rendement d'environ 15,4%.

Chaque technologie présente des processus de fabrication différents et des rendements différents [25]. Donc pour répondre à une demande précise, la superficie à installer sera

différente et les impacts générés seront différents. Dans notre cas d'application, et en tenant compte des rendements de chaque technologie, on peut estimer que pour une demande de 1 Kwh/jour, 0,77 panneau de multicristallin = 0,67 panneau de monocristallin = 0,67 panneau de silicium ruban. L'évaluation environnementale du produit ne portera que sur la partie de la fabrication du produit. Cette simplification est proposée pour plusieurs raisons : tout d'abord, l'objectif premier de ces travaux est de tester une méthode de calcul en dynamique, et le second point est que les informations nécessaires pour notamment considérer la fin de vie de ce type de produit sont très mal connues. Nous ne disposons pas à l'heure actuelle de données dans les bases d'inventaire. L'objet ne fera donc pas de faire une ACV complète au sens strict de la norme, mais une évaluation environnementale reposant sur la démarche proposée par la norme.

5.1.2 Inventaire des données

Les données d'inventaire sont collectées auprès d'une base de données couramment utilisées pour réaliser des ACV et seront extraites de la base Ecoinvent [Ecoinvent, 2000, Ecoinvent, 2007]. Cette base de données fournit des inventaires très complets et pour chacune des technologies évaluées nous obtenons plus de 700 flux d'entrées/sorties. Pour la partie évaluation nous allons nous concentrer sur le seul indicateur du réchauffement climatique issu de la méthode IPCC 2007 [Susan et al., 2007](Intergovernmental Panel for Climate Change).

Les émissions contributrices au réchauffement climatique générées par les panneaux solaires sont représentées dans le Tableau 5.1.

Substances contributrices au réchauffement climatique	Unité	Cellules monocristallines	Cellules multicristallines	Silicium ruban
Carbon dioxide, fossil	kg	97,14	80,72	51,56
Carbon dioxide, land transformation	g	7,72	6,60	4,04
Chloroform	mg	64,08	74,00	63,23
Dinitrogen monoxide	g	4,85	4,23	2,62
Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a	mg	17,45	19,96	16,03
Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140	ng	151,56	100,89	86,11
Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113	ng	199,60	220,80	88,19
Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a	µg	44,88	26,49	23,67
Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114	µg	608,65	368,31	322,85
Ethane, hexafluoro-, HFC-116	mg	80,95	92,95	80,76
Methane, bromo-, Halon 1001	pg	1,65	1,89	1,45
Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211	mg	1,02	1,04	0,57
Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	µg	133,32	119,83	58,17
Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22	mg	222,14	255,82	217,53
Methane, dichloro-, HCC-30	mg	1,91	2,21	1,89
Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12	mg	5,09	5,87	5,02
Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21	µg	43,77	50,55	43,19
Methane, fossil	g	291,62	294,76	167,53
Methane, monochloro-, R-40	µg	31,24	33,95	24,57
Methane, tetrachloro-, CFC-10	mg	8,39	9,88	7,28
Methane, tetrafluoro-, CFC-14	mg	179,11	205,10	177,43
Methane, trichlorofluoro-, CFC-11	µg	71,06	82,07	70,12
Methane, trifluoro-, HFC-23	mg	13,93	16,08	13,74
Sulfur hexafluoride	mg	8,18	5,12	4,38

TABLE 5.1: Inventaires des substances contributrices au réchauffement climatique par technologies de panneaux

5.1.3 Calcul de l'impact

La méthode de calcul utilisée pour le calcul d'impact sur le réchauffement climatique sera la méthode IPCC [Susan et al., 2007], méthode mise en place par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement et sur laquelle un consortium existe. L'unité de référence lorsque l'on exprime cet impact est l'équivalent kg CO_2 à 100 ans.

Dans le cas du potentiel à réchauffer le climat (méthode développée par l'IPCC), P_i est calculé avec la valeur du forçage radiatif (RF), exprimé dans l'unité de référence équivalent CO_2 , et peut être interprété comme la puissance de chauffage de l'atmosphère [Kirkinen, 2010]. On peut utiliser la formule suivante pour obtenir P_i :

$$P_i = \frac{\int_0^{TH} RF_i}{\int_0^{TH} RF_{CO_2}} \quad (5.1)$$

Avec :

TH : l'horizon de temps ;

RF_i : le forçage radiatif de la substance i en W/m^2 ;

RF_{CO_2} : le forçage radiatif du CO_2 en W/m^2 .

Ou :

$$\int_0^{TH} RF_i = \int_0^{TH} a_i \cdot C_i(t) dt \quad (5.2)$$

Avec :

a_i : le forçage radiatif instantané cause par kilogramme de gaz dans l'atmosphère, exprimé en $W/m^2/kg$;

$C_i(t)$: Abondance de la substance i en fonction du temps (exprimé par $e^{(-t/\tau_i)}$, avec τ_i la durée de vie de la substance i) ;

Tous les indicateurs sont indépendants les uns des autres et chaque méthode pour obtenir le facteur de caractérisation est différente. En effet, un indicateur d'impact environnemental comme la « Toxicité humaine » développée par USEtox [USEtox, 2009],

ne prendra pas en considération le forçage radiatif, mais plutôt les effets toxiques sur l'homme, la dégradation de ces substances, ...

Si l'on fait un comparatif des impacts environnementaux des trois technologies, on obtient la Fig.5.2 :

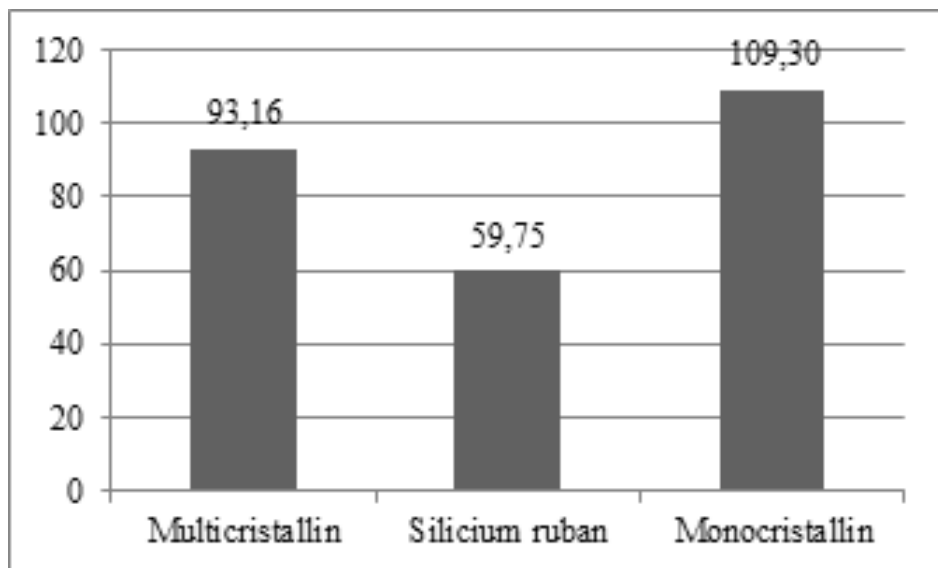


FIGURE 5.2: Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC à 100 ans en kg eq CO₂

Graphiquement, on observe très clairement les avantages écologiques d'une technologie par rapport à une autre.

Cependant, comparons maintenant les différents panneaux avec la méthode d'ACV dynamique en utilisant l'équation 4.3 et en considérant un intervalle de temps allant de 0 à 210. Il aurait été possible de prendre un intervalle de temps plus grand, mais l'observation serait une asymptote tendant vers 0. Au lieu d'avoir un graphe histogramme, nous obtiendrions donc une courbe fonction du temps.

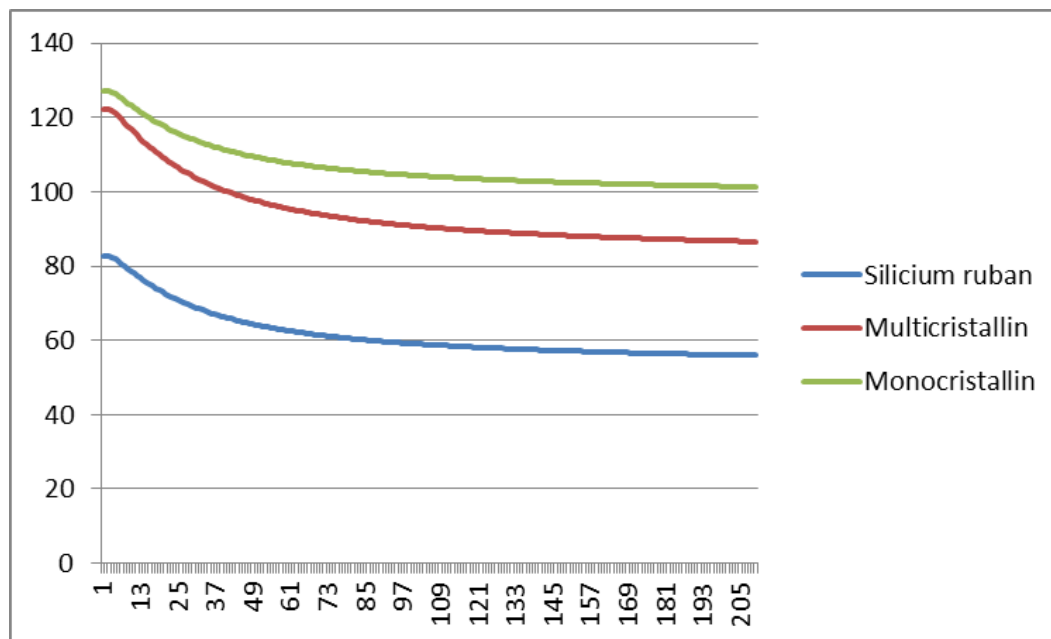


FIGURE 5.3: Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC en dynamique de 0 à 210 ans en kg eq CO₂

A 100 ans on observe exactement la valeur que sur la Fig.5.2 (méthode traditionnelle à 100 ans). En revanche, l'intérêt de visualiser les résultats en dynamique nous permet d'observer les impacts sur une plus longue échelle et de voir la dégradation des substances contributrices à l'impact au fur et à mesure des années. On observe une contribution plus importante au moment de l'émission de la substance dans l'air (à $t=0$) ; ceci s'explique par le fait que sa contribution à réchauffer le climat est plus important au début de la vie de la substance, puis décroît au fur et à mesure du temps. Les courbes dépendent du forçage radiatif et de la durée de vie de la substance, exprimée par 5.2 ; c'est pourquoi nous observons un impact dégressif en fonction du temps.

De plus, cette méthodologie permet d'observer les effets cumulatifs de l'association de plusieurs technologies. Basiquement, on pourrait par exemple échelonner l'aspect cumulatif des impacts en fonction de l'apparition des technologies.

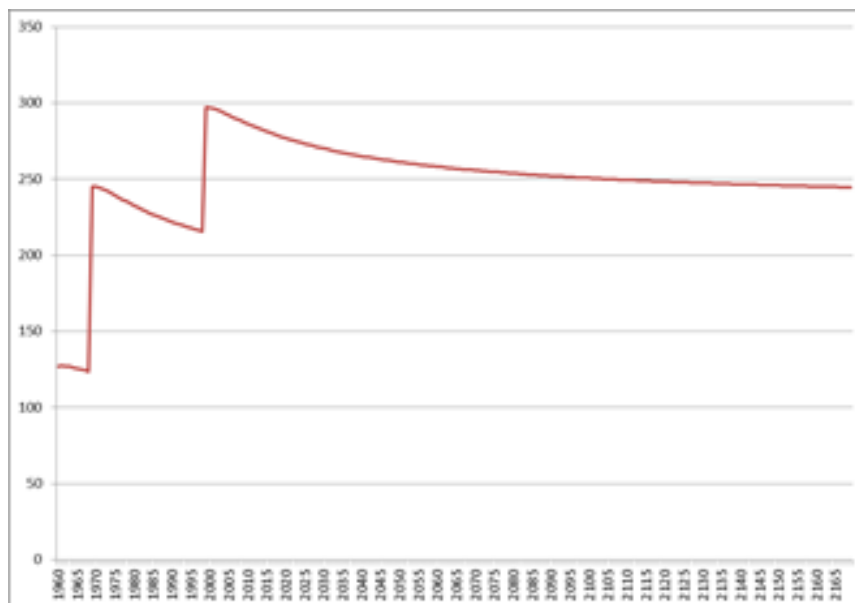


FIGURE 5.4: Résultats de l'impact environnemental avec la méthode IPCC en dynamique de 0 à 210 ans en kg eq CO₂ considérant le remplacement d'une technologie par une autre et les aspects cumulatifs engendrés

Si on avait une échelle de temps plus grande, on pourrait également observer une diminution progressive de l'impact. Il est également possible de proposer plusieurs scénarii, comme par exemple utiliser systématiquement la même technologie et en observer les effets à long terme.

5.1.4 Conclusion

Ce bref exemple permet rapidement de comprendre les enjeux d'amélioration la méthodologie d'ACV. Avec une méthodologie classique, il est difficile de comparer un système nucléaire avec un système solaire ; nous ne sommes en aucun cas sur une même échelle de service rendu. Or avec un modèle dynamique, il est possible d'intégrer les différentes phases du système tout au long de son cycle de vie et de justifier de l'utilisation d'un système plutôt qu'un autre.

Cette méthodologie nous permet d'apporter des conclusions plus justes en ce qui concerne les recommandations de choix d'une technologie. Avec cette méthode de calcul,

il est également possible d'étendre l'échelle de temps, ceci pouvant être particulièrement pertinent sur des systèmes ayant des substances contributrices qui ont une très longue durée de vie. On peut donner par exemple des gaz comme le SF_6 qui a une durée de vie de plus de 1000 années.

Ce travail continue d'être alimenté avec d'autres indicateurs, puisque l'un des principes de base de l'ACV est de prendre en considération plusieurs critères (multi-critères), comme l'épuisement de ressources naturelles, l'eutrophisation, la destruction de la couche d'ozone, etc. Les aspects de scénarii prospectifs des modèles ouvrent également la porte à de futures recherches et plus particulièrement sur les aspects d'effet rebond, que l'on peut définir comme l'augmentation de consommation liée à la réduction des limites à l'utilisation d'une technologie, ces limites pouvant être monétaires, temporelles, sociales, physiques, liées à l'effort, au danger, à l'organisation [Schneider et al., 2001].

5.2 Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un système dynamique : Usage de fertilisant azoté pour la culture du blé en France depuis 1910 à aujourd'hui

Ce chapitre vise à présenter un indicateur dynamique d'ACV et de l'effet cumulatif dans le secteur de la production de blé. Dans cette recherche, l'approche de base concerne le développement de l'ACV dynamique basée sur la méthode traditionnelle d'ACV. En outre, les aspects dynamiques pourraient être développés pour les différentes étapes de l'ACV (e.g. les données d'inventaire, processus). Ce cas d'étude se concentre uniquement sur l'évaluation dynamique avec une mise en œuvre du potentiel de réchauffement global (PRG ou GWP en anglais), cet indicateur étant l'un des plus connus parmi les impacts environnementaux des activités industrielles dans le monde. Ce cas d'étude comprendra l'évaluation d'une substance qui est utilisée comme engrais pour la production de blé. Avec ces premiers résultats, il est possible d'observer l'impact plus représentatif d'une substance tout au long de sa durée de vie contribuant au GWP. Cependant, un seul exemple de substance et un indicateur pour l'évaluation d'impact dynamique sont présentés. La méthodologie pourrait être encore améliorée en utilisant différentes substances et d'autres indicateurs pour la production de blé.

5.2.1 Présentation

Depuis longtemps, le blé est l'une des céréales de base de l'alimentation humaine et animale. En France, la production de blé a littéralement explosé après la Seconde Guerre mondiale [Casagrande and Chapelle, 2001, Bisault, 2008], ceci étant notamment dû à l'usage important du fertilisant de synthèse azoté. Avec une production annuelle de 36 millions de tonnes de blé par an [IGC, 2010], la France est le second producteur mondial après les Etats-Unis. La Fig.5.5 met en avant l'évolution de la production de blé de 1910 à nos jours [Gelin and Stengel, 1998]. La production de blé et de superficie

cultivée en France a significativement augmenté depuis 1960. A l'origine, les agriculteurs utilisaient le fumier issu de leur élevage comme apport d'engrais azoté, mais après la Seconde Guerre mondiale, la production agricole devint trop limitée pour subvenir aux besoins de la population. Même si le fertilisant de synthèse azoté fut découvert un siècle plus tôt, cet engrais n'était alors pas encore très répandu. En 1950, Haber et Bosch mirent au point un procédé industriel qui permettait de produire en grande quantité l'azote de synthèse, ce qui étendit donc son usage à une grande échelle et devint très vite un usage courant partout en Europe [UNIFA, 2005].

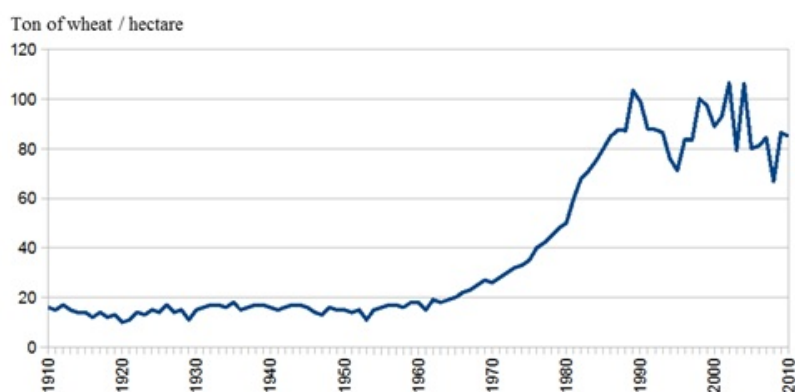


FIGURE 5.5: Production de blé en tonne par hectare depuis 1910

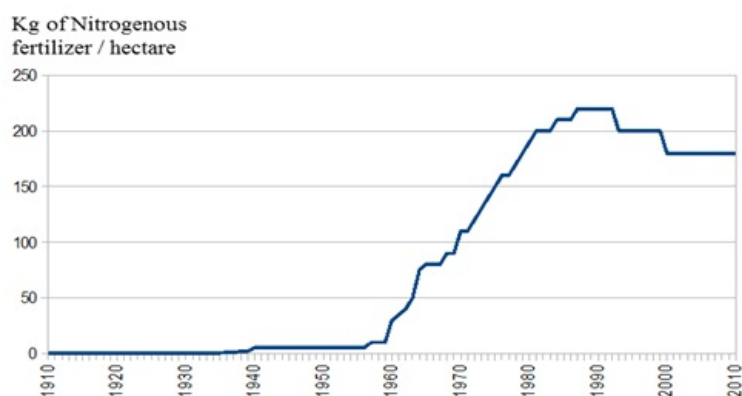


FIGURE 5.6: Utilisation de fertilisant azoté en kilogramme par hectare depuis 1910

La Fig.5.6 montre la quantité de fertilisant azoté utilisé pour la production de blé en France depuis 1910 [ARVALIS, 2002]. Pour la culture du blé, il est nécessaire d'avoir plusieurs intrants, comme les fertilisants, produits de traitement, eau (parfois), énergie, etc. Dans cette étude, nous allons cependant faire seulement un focus sur le fertilisant azoté et en évaluer son impact sur le réchauffement climatique et plus spécifiquement sur la substance du monoxyde dinitrogène (N_2O) contenu dans le fertilisant azoté et émis dans l'air. La donnée utilisée pour identifier la quantité de N_2O émis par le fertilisant azoté est issue de la base de données Ecoinvent sous le nom de "Potassium nitrate, as N, at regional storehouse/RER U" [Ecoinvent, 2007]; les valeurs données par cette base de données sont des valeurs moyennes provenant de différents producteurs. Pour évaluer le GWP, la méthode IPCC 2007 [Susan et al., 2007] est utilisée. En référence à cette méthodologie, la formule du GWP du N_2O est donc la suivante :

$$GWP_{N_2O}(t) = \frac{\int_0^{TH} RF_{N_2O}(t)dt}{\int_0^{TH} RF_{CO_2}(t)dt} \quad (5.3)$$

Avec :

TH : Horizon de temps ;

RF_{N_2O} : Forçage radiatif de la substance du N_2O en W/m^2 ;

RF_{CO_2} : Forçage radiatif de la substance du CO_2 en W/m^2 .

De l'équation 2.1 on obtient évaluation environnemental de l'indicateur de contribution au réchauffement climatique en kilogramme équivalent CO_2 du N_2O :

$$E_{N_2O}(t) = \sum_i M_i \cdot \frac{\int_0^{TH} RF_{N_2O}(t)dt}{\int_0^{TH} RF_{CO_2}(t)dt} \quad (5.4)$$

Avec :

E_{N_2O} : Impact exprimé en kg-eq CO_2 .

Le champ de l'étude est étendu sur la période de 1910 à 2010, faisant l'hypothèse que l'usage de fertilisant de synthèse était peu utilisé avant cette période. Issu de la Fig.5.5

et de la Fig.5.6, il est facile de déterminer la quantité de consommation d'engrais azotés par tonne de production de blé de 1910 à 2001 (Fig.5.7).

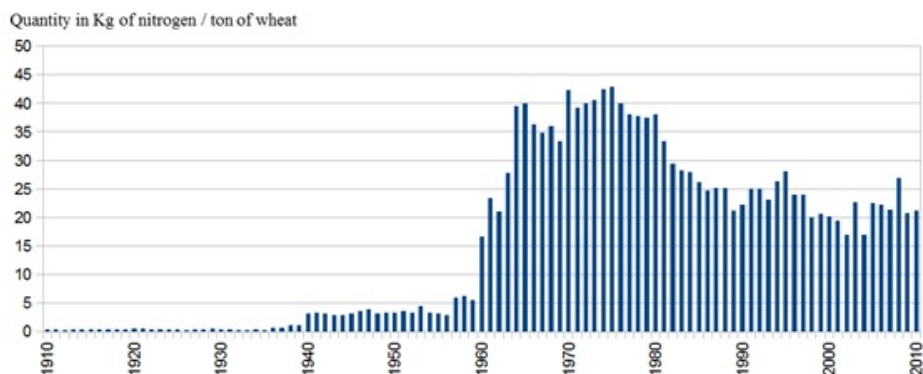


FIGURE 5.7: Consommation de fertilisant azoté en kg par tonne de blé

Il est à noter qu'il est difficilement envisageable d'attribuer une quantité moyenne significative d'engrais avec ces changements de consommation au fil du temps.

5.2.2 Résultats

ACV statique : Rappelons que, afin d'évaluer la différence de potentiel entre l'ACV traditionnel (statique) et l'ACV dynamique, nous n'évaluerons que l'impact des émissions de N_2O , avec une évaluation de sa contribution au réchauffement climatique à 100 ans (référence donnée par l'IPCC 2007). Cette substance contribue pour environ à 70% de l'impact en ce qui concerne l'usage de fertilisant azoté [Metz and on Climate Change. Working Group III., 2001]. Issu de la base de données Ecoinvent, nous savons qu'1 kg de fertilisant azoté émet 0.038 kg of N_2O dans l'air. De l'équation5.3, il est facile de calculer le PRG d'1 kg d'engrais azoté en ACV traditionnel (statique), à savoir 11,7 kg $CO_2 - eq$ (Fig.5.8).

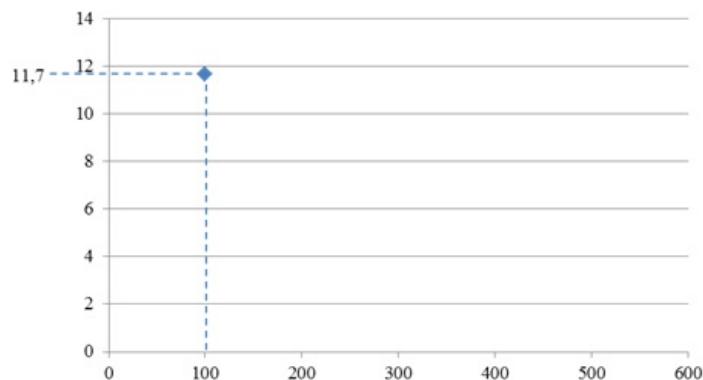


FIGURE 5.8: GWP de 0.038 kg de monoxyde dinitrogène avec un calcul d'ACV statique

Ici, nous pouvons voir la persistance du N_2O en sa contribution au GWP au fil du temps. Combinant 2.1 et l'inventaire dynamique décrit Fig.5.7, nous obtenons les résultats d'ACV statique suivants sur l'indicateur du réchauffement climatique au fur et à mesure des années, et ce, dépendant de la quantité de fertilisant azoté utilisé chaque année de production de blé (Fig.5.9). Avec cette évaluation, il ne nous est pas possible d'observer l'aspect cumulatif de l'impact et chaque résultat est intrinsèquement lié à son année.

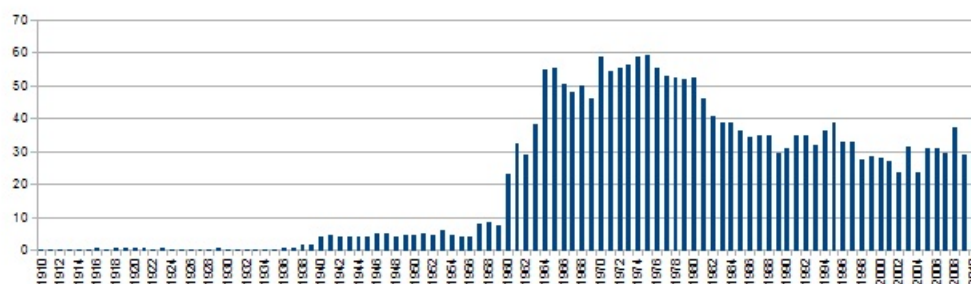


FIGURE 5.9: Résultat d'ACV statique sur le réchauffement climatique à 100 ans

En terme d'impact, nous pouvons comparer la performance relative des impacts de façon annuelle pour la production d'1 tonne de blé d'année en année. Toutefois, à l'égard de cet impact environnemental, le GWP pour une année donnée (représentée par une

colonne de l'histogramme) est indépendant du GWP pour les autres années. Comme prévu, la Fig.5.7 et Fig.5.9 ont des formes similaires. Elles dépendent en effet toutes deux d'un coefficient linéaire qui est égal pour le GWP à 11,7 kg $CO_2 - eq$.

Ainsi, en utilisant l'ACV traditionnelle, nous avons obtenu un profil d'ACV statique au fil du temps, résultat qui est proportionnel à la consommation d'engrais par tonne de blé au fil du temps. Nous pouvons en particulier distinguer l'augmentation importante dès 1960 de l'usage de fertilisant dans la production de blé et l'impact environnemental généré par cet usage, l'impact du réchauffement climatique passant de 5 kg $CO_2 - eq$. à près de 50 kg $CO_2 - eq$.

ACV dynamique : Maintenant, en utilisant les mêmes données d'entrée, nous allons calculer l'impact de manière dynamique, ce qui nous permettra d'observer l'aspect cumulatif de l'indicateur. Pour cela, de l'équation 5.3, nous passons à l'usage de l'équation 5.5. Le GWP pour 1 kg de fertilisant de synthèse nitrogéné n'est pas donné pour une simple référence à 100 ans (comme le montre l'équation 5.5), mais devient dépendant du temps avec comme borne supérieure $TH=100$ (Fig.5.10). En particulier, nous pouvons observer la persistance du N_2O au fil du temps et ainsi la contribution du GWP de l'engrais.

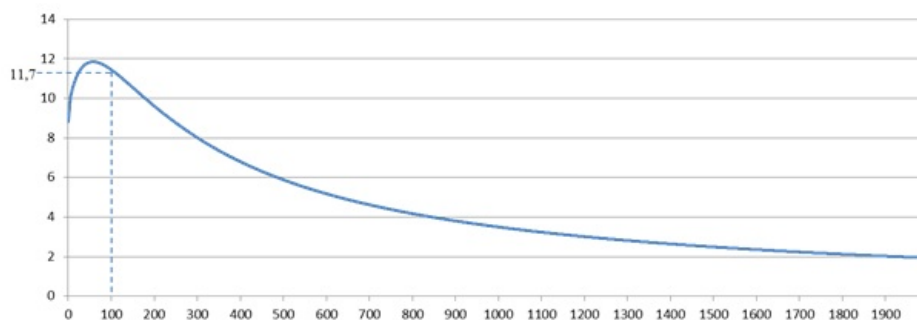


FIGURE 5.10: GWP de 0.038 kg de N_2O avec un calcul d'ACV dynamique

Combinant l'équation 5.5 de l'inventaire en cycle de vie et les résultats de consommation de nitrogène figure 5.7, on obtient le profil d'ACV (maintenant entièrement dynamique) suivant qui est le profil GWP au fil du temps, toujours en fonction de la quantité d'engrais utilisée chaque année pour produire du blé, mais aussi inclusive d'effets cumulatifs résultant de la persistance de N_2O sur 100 ans (Figure5.11).

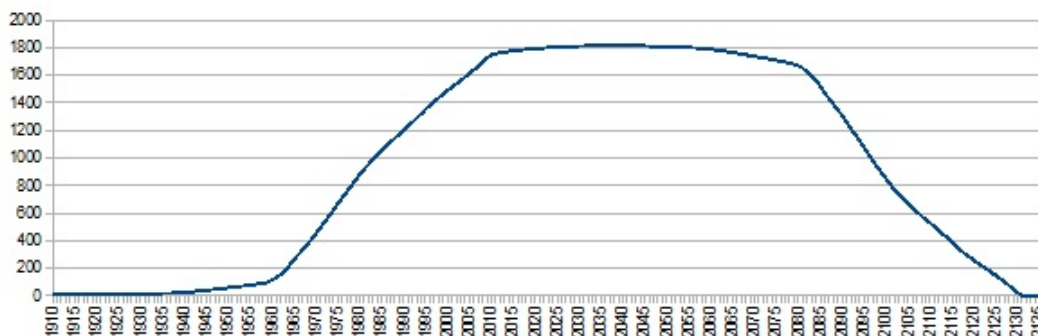


FIGURE 5.11: Profil d'ACV à l'horizon 2130

Il est maintenant évident que nos résultats deviennent beaucoup plus importants sur le réchauffement climatique que dans le cas d'un calcul d'ACV statique. Nous obtenons dès lors des résultats d'ACV au fil du temps (ou dynamique), qui présentent un impact cumulatif de chaque émission de N_2O au cours des 100 prochaines années. En particulier, nous pouvons voir que la valeur du réchauffement climatique atteint un maximum aux environs de 1800 kg $CO_2 - eq$, se stabilise, puis décroît jusqu'à zéro après une centaine d'années.

$$E_{wheat}(t) = \sum_i M_i(t) \cdot P_i(t) \quad (5.5)$$

On peut donc voir que, dans l'ACV traditionnelle, les indicateurs pourraient être considérablement sous-estimés si les aspects temporels et cumulatifs n'étaient pas pris en compte. Il est important de noter que ces inexactitudes peuvent conduire à d'import-

tantes répercussions sociétales. Ce cas d'étude nous montre bien la différence entre les deux approches (traditionnelle et dynamique). Alors qu'avec l'ACV traditionnelle nous n'obtenions qu'un maximum de 50 kg $CO_2 - eq$ avec l'approche dynamique, l'impact s'en trouve multiplié par trente-six. Le résultat de l'ACV statique ne considère que la masse de la substance et son facteur d'impact à 100 ans. De ce fait, l'impact calculé avec l'usage de l'ACV traditionnelle est largement sous-estimée. En effet, l'impact calculé de cette façon ne prend pas en considération l'impact des précédentes cultures. Avec l'ACV dynamique, l'impact augmente jusqu'à 1800 kg $CO_2 - eq$, valeur qui pourrait être plus probable du fait que la culture de blé se fait tous les ans. Comme le montre la Fig.5.5, disposant de données historiques sur la production de blé, il est possible de prévoir les scénarii futurs.

5.2.3 Conclusion

Dans cette étude, nous avons montré les principales limites de l'ACV traditionnelle (statique) et avons présenté une nouvelle approche susceptible de créer un cadre global pour l'ACV dynamique tel qu'il est appliqué pour le cas du secteur de la production de blé. Il s'agit d'une première tentative qui esquisse une approche complète prenant en compte l'aspect cumulatif dans le temps d'une unique substance en tant que contributeur au réchauffement climatique. Nous avons également montré que nos résultats, comme on le voit dans le cas dynamique, reflètent mieux la réalité du GWP de la production de blé. Dans cet exemple, seule la substance N_2O était considérée ; la prochaine étape de ce travail sera d'étudier plus de substances afin de couvrir les substances visées par le protocole de Kyoto (CH_4 , CFC et CO_2) ou encore des gaz fortement contributeurs au réchauffement climatique comme le SF_6 . Ces résultats ouvrent un large éventail de questions de recherche, mais il est important de souligner que le principal obstacle sera de déterminer l'influence réelle des sorties sur un ensemble donné d'intrants. En accord avec

ISO 14040, les résultats de l'ACV supposent présenter plusieurs indicateurs. Il est donc important de développer d'autres indicateurs dynamiques pour avoir une réelle approche d'ACV au sens strict de la norme. En outre, les résultats obtenus soulèvent certaines questions, notamment en matière de données d'entrées (production de blé et d'engrais d'azote) qui varient d'une année à l'autre sans aucune restriction légale. Pour cette étude de cas, les contributions telles que la météorologie, la composition minérale des sols ou de l'historique des cultures précédentes n'ont pas été pris en compte. Cependant, ces derniers paramètres sont importants pour une telle étude. Les résidus de la culture précédente apportent un apport naturel d'engrais dans le sol lors de leur décomposition et par conséquent offrent la possibilité de réduire la quantité d'engrais chimiques utilisés. Aucune allocation des récoltes passées (foin et de céréales) n'est prise en compte dans le modèle, et seul l'impact de la production de grains de blé est considéré. En outre, cet exemple montre de nouveaux horizons pour les futurs travaux de recherche dans le domaine de l'ACV spatial et temporel. Même si, en théorie, nous pouvons développer la méthodologie, l'établissement d'une ACV totalement dynamique et spatiale est encore utopique, surtout en raison de l'absence d'indicateurs et d'inventaires dynamiques.

5.3 Méthodologie d'ACV dynamique appliquée à un modèle électrique : passé, présent et futur mix électrique français

Dans cet exemple, nous proposons d'étendre la méthode avec plusieurs substances. En reprenant les formules utilisées précédemment, nous allons évaluer l'impact du réchauffement climatique de façon statique et de façon dynamique. Les données utilisées proviennent de l'"Energy Information Administration" [US Energy Information Administration and Analysis, 2012]. En ce qui concerne le mix français passé et pour tout ce qui est des scénarii futurs quant à la production d'électricité française, nous nous baserons sur le document "Scénarios prospectifs, France à l'horizon 2050" rédigé par la "Chaire Modélisation Prospective au service du Développement Durable" [Maïzi and Assoumou, 2011] et repris dans le "Rapport Energies 2050" [Percebois, 2012] remis auprès du Premier Ministre en 2011 pour répondre aux problématiques futures de sources d'énergies.

5.3.1 Présentation

Le modèle énergétique français a changé au cours de ces quatre dernières décennies. La consommation a augmenté de 180 millions d'équivalent pétrole (tep, avec 1 tep = 11,6 MWh) (en 1973) à 266 millions tep (en 2010) en France [med, 2012].

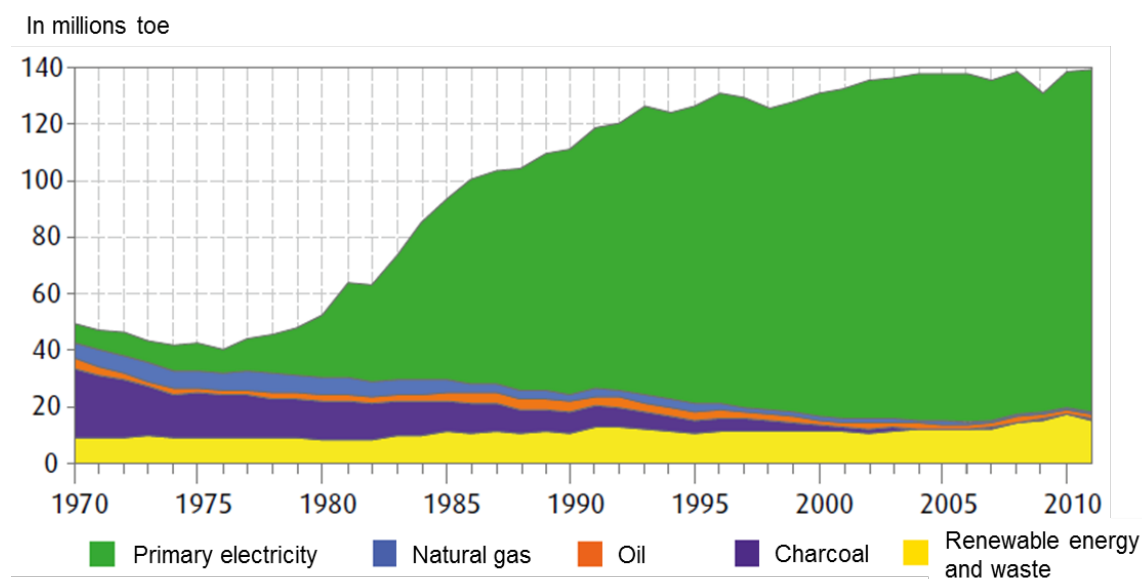


FIGURE 5.12: Production d'énergie primaire par type d'énergie

Le mix énergétique a également changé, initialement l'énergie provenait essentiellement de combustibles fossiles pour se convertir aujourd'hui avec une part importante de nucléaire [US Energy Information Administration and Analysis,]. Nous pouvons remarquer une part constante d'énergie hydraulique participant au mix électrique. Depuis quelques années, nous pouvons également observer l'évolution des systèmes d'énergie renouvelable (par exemple, système photovoltaïque, énergie éolienne) qui apparaît dans le mix électrique français. Le défi est de réduire les émissions dans l'air contribuant au potentiel de réchauffement planétaire (PRP) [Susan et al., 2007, MEDDE, 2011] et surtout de remplacer les centrales nucléaires vieillissantes en France [ASN, 2012]. L'une des solutions de rechange accessible et facile est un mix énergétique basé sur le système photovoltaïque et éolien.

La France a toujours eu une politique énergétique très volontariste, en particulier en vue de l'indépendance énergétique, comme le montre le choix de mettre en œuvre le programme nucléaire civil pour produire la quasi-totalité de l'électricité. Ce choix explique l'originalité du mix énergétique français, où le nucléaire représente 75% de la

production d'électricité en 2010.

L'utilisation de système photovoltaïque et d'énergie éolienne vise à réduire les émissions dans l'air (notamment contributrice au réchauffement climatique), mais permettra également la réduction considérable de production de déchets radioactifs. Toutefois, afin de prouver que ce mix énergétique alternatif peut réduire la contribution au GWP, nous nous proposons de l'évaluer. Cette évaluation est habituellement faite avec une référence à 100 ans, ce qui limite la vue globale de l'impact réel ; nous perdons l'aspect temporel et cumulatif de l'impact réel. Dans cette partie, nous allons évaluer le mix électrique français de 1980 à 2011 et ensuite nous proposerons des scénarii à 2050, où les combustibles fossiles et l'énergie nucléaire sont réduits et remplacés par des systèmes d'énergies renouvelables (centrales hydroélectriques, l'énergie photovoltaïque, l'énergie éolienne , géothermique, marémotrice, biomasse et déchets).

5.3.2 Données et méthode

Modèle électrique de 1980 à 2011 : Le modèle actuel de répartition de l'électricité est la conséquence d'un choix politique depuis les années 1960. Durant la période 1960-1973, la croissance de la demande d'énergie est étroitement liée à la croissance économique [ADEME, 2011a] L'arrivée du pétrole a notamment permis le développement industriel et a surtout remplacé le déclin du charbon de bois. Entre 1973 et la fin des années 1980, les augmentations de prix au cours de la « crise du pétrole » ont fait s'interroger les politiques sur les choix énergétiques à encourager et à développer d'autres sources. Toutefois, l'augmentation de la consommation d'énergie est forte, de 130 millions d'équivalent pétrole (tep) à 150 millions tep en 1980 [med, 2012], Comme le montre la figure 5.11, la production d'électricité a augmenté de façon spectaculaire depuis 1980 et pour soutenir cette production, l'électricité est principalement produite par des centrales nucléaires comme le montre la figure 5.12 [SOES, 2013].

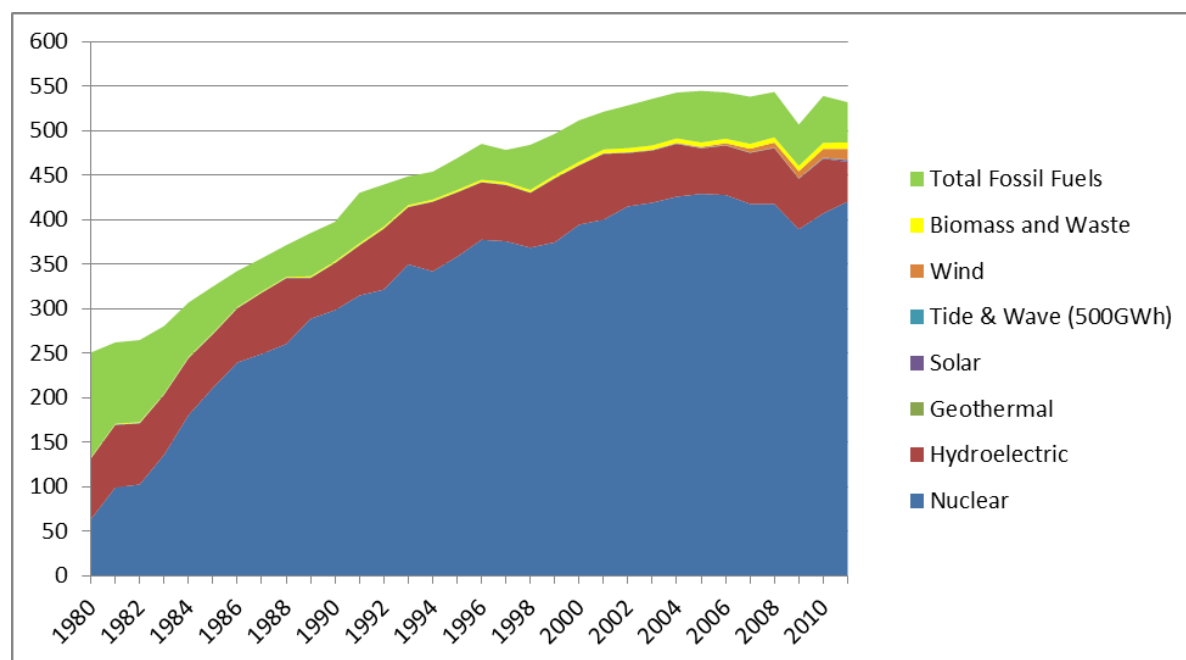


FIGURE 5.13: Capacité électrique installée en France par type de production en Twatt / année

La production nationale d'électricité a augmenté de 171 TWh en 1973 à 543 TWh en 2008, avant une baisse à 506 TWh en 2009, en raison de la crise économique. La production nucléaire a augmenté pour la même période de 15 TWh à 400 TWh, tandis que l'extraction d'hydrocarbures (gaz naturel, pétrole) continue à diminuer et celle du charbon cesse complètement en Avril 2004 [ADEME, 2011a]. Hors hydroélectricité, déjà bien développée, d'autres sources d'électricité comme les énergies renouvelables ont longtemps stagné avant de connaître ces dernières années un développement important, en particulier l'énergie éolienne qui produit 0,077 TWh en 2000 à 10 TWh en 2010.

Scénarii des futurs mixés électriques : Le gouvernement français donne le chemin et le cadre pour le mix électrique, conformément aux objectifs européens visant à réduire les émissions atmosphériques contribuant au GWP [EC, 2005]et conformément au "Grenelle

de l'environnement" proposant un mix électrique futur pour la France avec un horizon au 2020 [Lenoir et al., 2007].

En 2011, la "Chaire Modélisation prospective au Service du Développement Durable» propose différents scénarii de production d'électricité pour la France avec un horizon à 2050 [Maïzi and Assoumou, 2011]. Cette chaire propose dans ce rapport différents mixes potentiels électriques (par exemple nucléaire, éolien, etc.). Ce rapport fait référence auprès du gouvernement français par le biais du "Rapport énergies 2050" [Percebois, 2012].

Sur la base de ce rapport, nous proposons d'évaluer le potentiel de réchauffement planétaire en dynamique de 4 scénarii différents :

- Scénario ne proposant pas de changement dans le mix énergétique français (appelé BAU), Fig.5.14,
- Scénario proposant un allongement de la durée de vie des centrales nucléaires à 60 ans, puis un désengagement du nucléaire remplacé par le gaz naturel, charbon et énergie renouvelable (appelé PROG), Fig.5.15,
- Scénario proposant un arrêt des centrales nucléaires à 40 ans, qui sont remplacées par le gaz naturel, charbon et énergie renouvelable (appelé FAST v1), Fig.5.16,
- Je propose également un scénario où l'ensemble des centrales nucléaires seraient remplacées par des énergies renouvelables (appelé FAST v2), Fig.5.17.

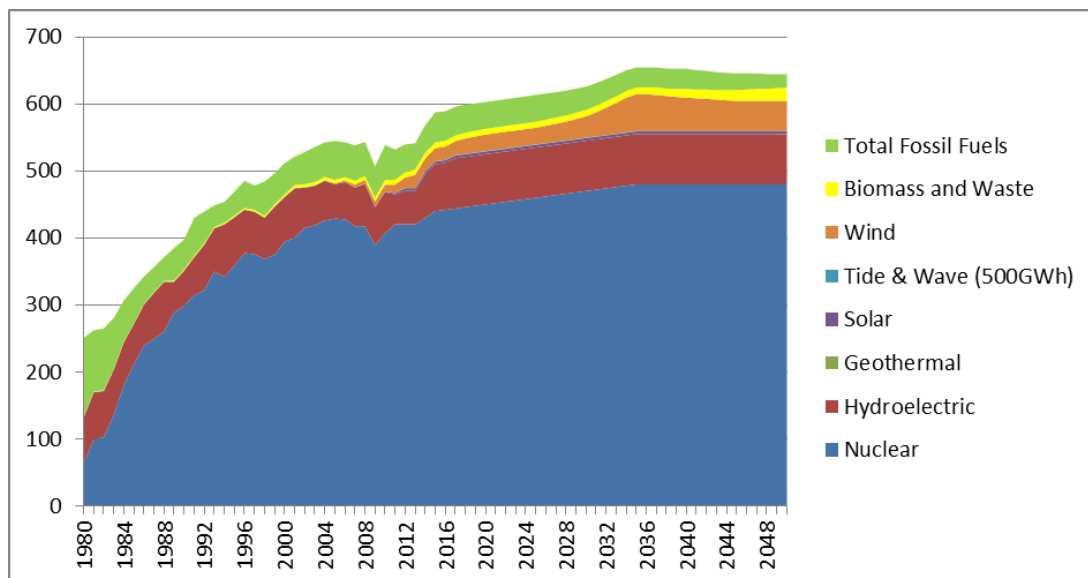


FIGURE 5.14: Production d'électricité en Twh, modèle BAU

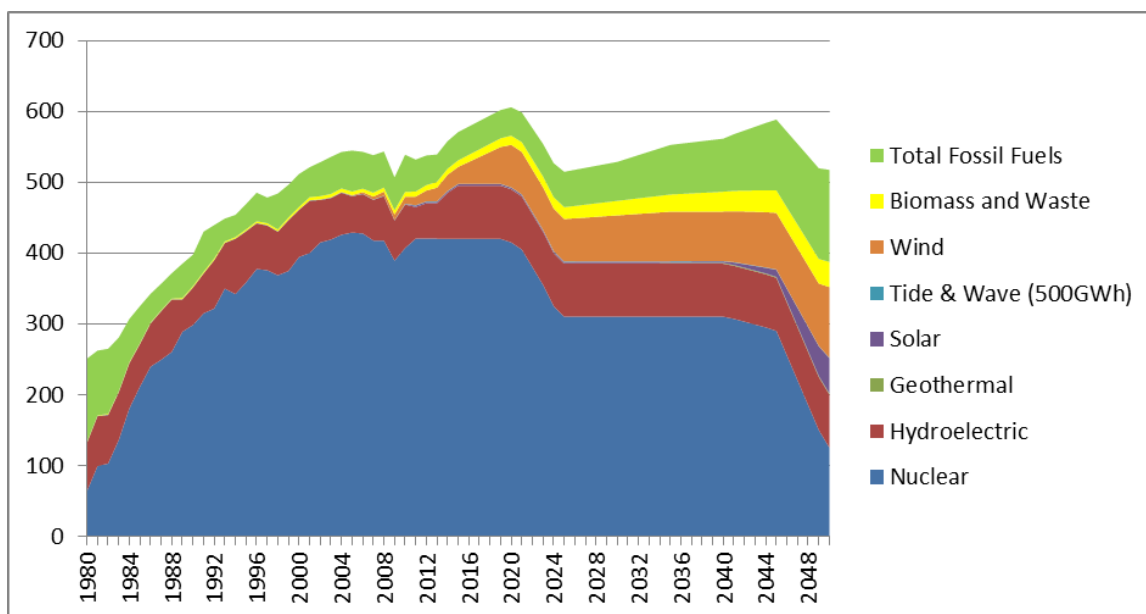


FIGURE 5.15: Production d'électricité en Twh, modèle PROG

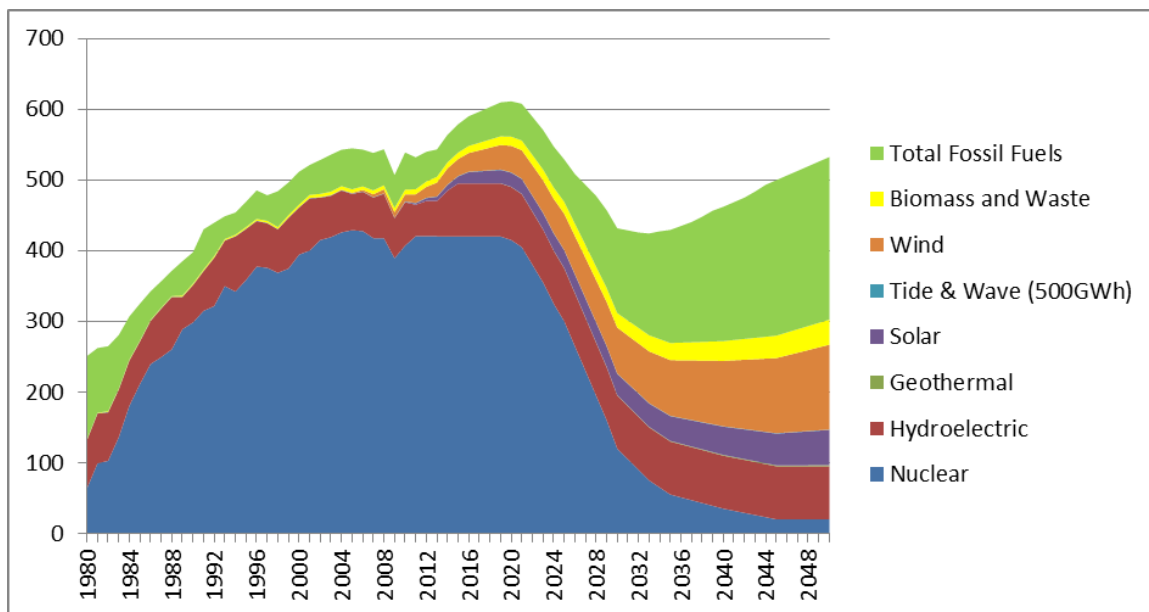


FIGURE 5.16: Production d’électricité en Twh, modèle FAST v1

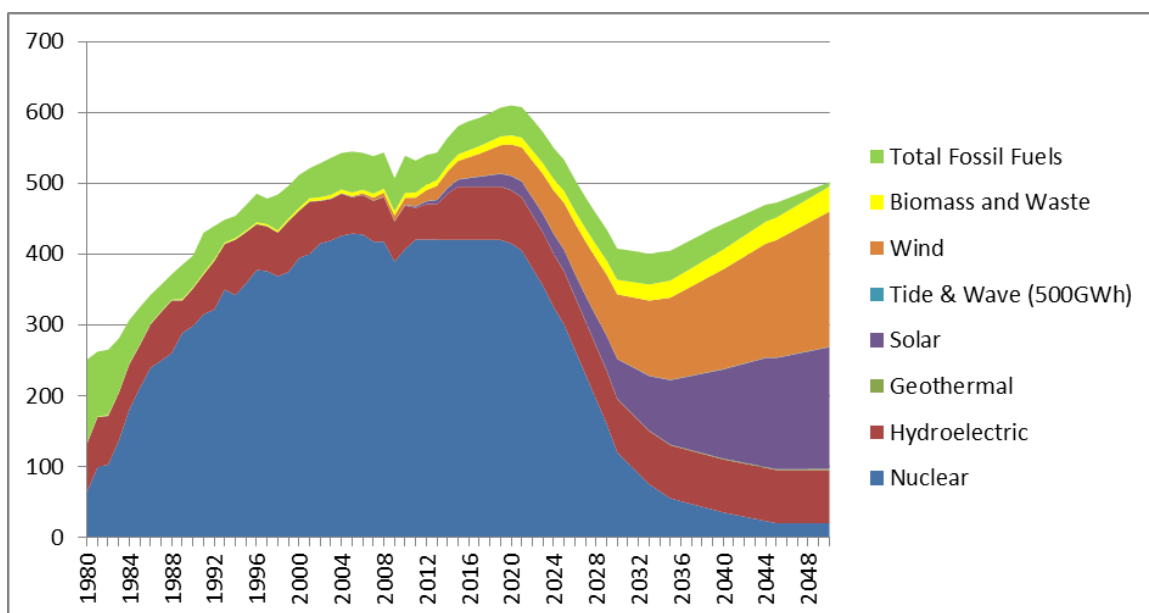


FIGURE 5.17: Production d’électricité en Twh, modèle FAST v2

On peut s’apercevoir d’une réduction de la production d’électricité avec les modèles FAST v1 et FAST v2 jusqu’aux alentours de l’année 2030, selon le rapport de la “Chaire

Modélisation Prospective au service du Développement Durable” [Maïzi and Assoumou, 2011]. Ceci est dû à un effet élastique [Cournot, 1838], mais également au fait que nos exports d’électricité se réduiront jusqu’à en devenir nuls.

Inventaire des données : Les données d’inventaires sont issues de deux bases de données (Ecoinvent et GABI). Il n’a pas été possible de trouver l’ensemble des données dans Ecoinvent, c’est pourquoi, trois inventaires ont été tirés de GABI. Initialement, environ 25 substances ont été identifiées comme contributrices au réchauffement climatique, mais le choix a été fait de réduire la quantité aux quatre substances CO_2 (biogénique, fossile et issu de l’exploitation des terres), N_2O , CH_4 (biogénique et fossile) et SF_6 . Le CO_2 , N_2O et CH_4 étant identifiés comme des gaz à réduire dans le protocole de Kyoto [UN1, 1998], il est donc essentiel de les prendre en considération dans ce calcul. Quant au SF_6 , ce gaz est toujours utilisé dans les systèmes de transformation d’énergie pour ses caractéristiques techniques d’isolation électrique, mais ce gaz a le problème : il a le pouvoir radiatif le plus élevé connu à l’heure actuelle [Susan et al., 2007].

	Electricity, hard coal, at power plant/FR (Ecoinvent)	Electricity, oil, at power plant/FR (Ecoinvent)	Electricity, natural gas, at power plant/FR (Ecoinvent)	Electricity, hydropower, at power plant/FR (Ecoinvent)	Electricity, nuclear, at power plant pressure water reactor/FR (Ecoinvent)	Electricity, at wind power plant/RER (Ecoinvent)	Electricity, production mix photovoltaic, at plant /kWh/FR (Ecoinvent)	FR : Electricity from biomass (solid) PE (GABI)	FR : Electricity from waste PE (GABI)	FR : Electricity from geothermal PE (GABI)
Carbon dioxide	1,04E+00	7,37E-01	4,56E-01	3,87E-03	5,72E-03	1,04E-02	6,44E-02	3,98E-02	8,14E-01	6,28E-02
Dinitrogen monoxide	1,03E-05	3,49E-05	7,95E-06	7,38E-08	5,95E-07	4,14E-07	2,53E-06	6,57E-05	6,59E-06	1,46E-08
Methane, biogenic	2,40E-06	9,38E-07	2,51E-07	2,41E-06	1,38E-07	1,76E-07	4,67E-06	0	0	0
Methane, fossil	1,35E-03	4,24E-04	1,15E-03	5,78E-06	1,00E-05	3,04E-05	1,65E-04	0	0	0
Sulfur hexafluoride	2,71E-09	2,50E-09	3,05E-10	8,41E-11	1,93E-10	2,57E-10	7,41E-08	7,19E-14	1,12E-12	2,09E-10

TABLE 5.2: Inventaires des différents modèles énergétiques pour une production de 1Kwh

En utilisant la formule 5.4 mais adaptée à l'échelle de temps (de 1980 à 2050) et adaptée à l'ensemble des substances identifiées comme les plus contributrices au réchauffement climatique, nous proposons d'évaluer en dynamique l'impact du réchauffement climatique sur cette période de 70 ans et ce, sur les quatre scénarii proposés précédemment.

5.3.3 Résultats

Résultats avec une méthode d'ACV traditionnelle statique : Le tableau 5.3 présente les résultats avec la méthode IPCC 2007. A partir de 2015, les valeurs varient selon les scénarii de mix électrique.

	BAU	FAST v1	FAST v2	PROG
1980	8,28E+10			
1990	3,35E+10			
2000	3,66E+10			
2010	4,24E+10			
2020	3,51E+10	4,51E+10	3,96E+10	3,71E+10
2030	3,23E+10	9,62E+10	4,56E+10	5,03E+10
2040	3,06E+10	1,49E+11	4,84E+10	6,75E+10
2050	2,67E+10	1,81E+11	3,46E+10	1,12E+11

TABLE 5.3: Résultats en kg $eq - CO_2$, considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique

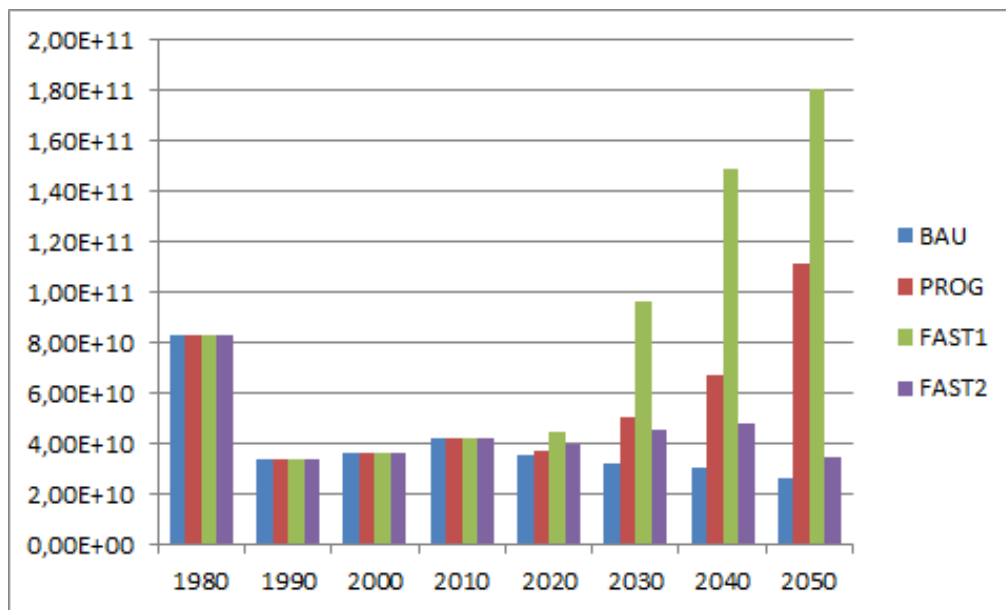


FIGURE 5.18: Résultats graphiques en $\text{kg eq} - \text{CO}_2$, considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique

Le scénario BAU apparaît comme le moins impactant par rapport aux autres scénarii ($2,67\text{E}+10 \text{ kg eq} - \text{CO}_2$ en 2050). L'énergie nucléaire étant dominante dans ce scénario, il va de soi que l'impact sur le réchauffement climatique est moindre (voir tableau 5.2) par rapport aux autres scénarii évalués. Le mix électrique FAST v2 est à peine plus impactant que le mixe BAU. La différence majeure entre ces deux scénarii, est que le mix FAST v2 est essentiellement composé d'énergie renouvelable (Figure 5.17). Le scénario FAST v1 est quant à lui le plus contributeur au réchauffement climatique ($1,12\text{E}+11 \text{ kg eq} - \text{CO}_2$ en 2050). Ce mix électrique est composé essentiellement d'électricité issue énergie fossile (Figure 5.16) qui est très contributeur au réchauffement climatique [Del Rosario et al., 2004]. Enfin, le mix électrique PROG (Figure 5.15), proposant un retrait progressif du nucléaire, est moins contributeur au réchauffement climatique par rapport au scénario FAST v1 même s'il est composé d'un mix intégrant un retour de l'énergie fossile.

Le calcul d'impact statique nous permet d'identifier clairement le(s) scénario(ii) le(s)

plus contributeur(s) à réchauffer le climat (scénario BAU et FAST v2), mais également le scénario ayant la plus grosse contribution (FAST v1). Cependant, le calcul statique, mesuré à une échelle de temps bien précise, ne nous permet pas d'observer un phénomène cumulé des impacts d'une année sur l'autre. Grâce à ces résultats, on met en évidence les différences entre chaque scénario, mais cela ne nous donne pas une réelle valeur d'impact due à la non considération de l'aspect cumulatif de l'impact.

Je propose donc d'évaluer l'impact du réchauffement climatique avec la méthode d'ACV dynamique.

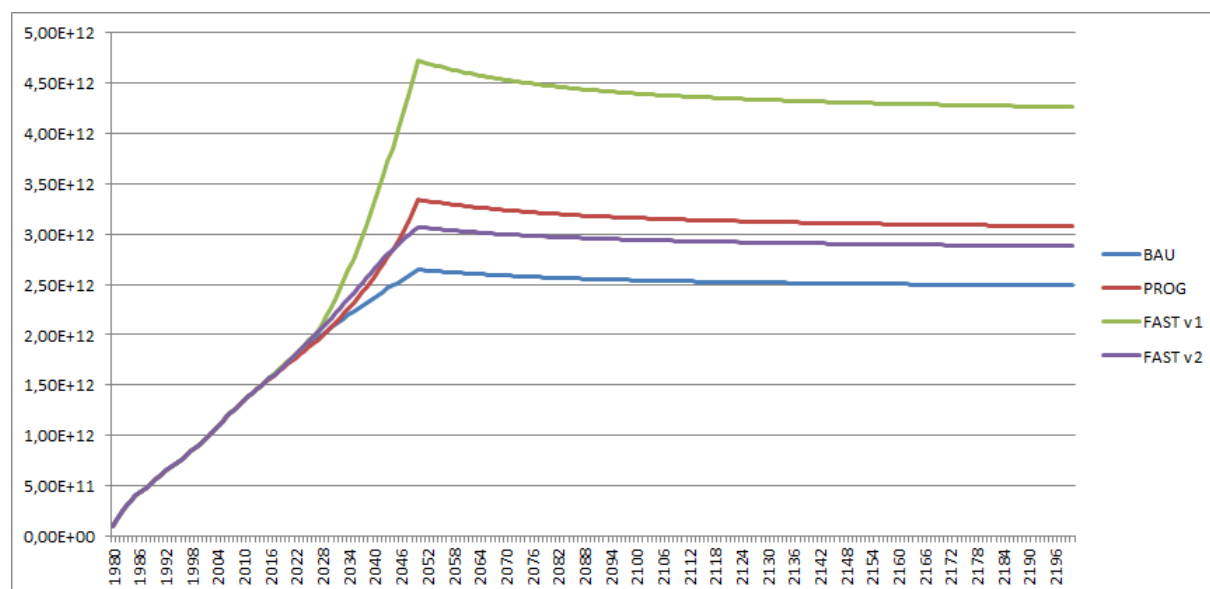


FIGURE 5.19: Résultats graphiques en kg eq-CO2 considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique en utilisant une méthode d'ACV dynamique

Résultats avec une méthode d'ACV dynamique : Au vu de ces premiers résultats avec une méthodologie d'ACV dynamique (Figure 5.19), on peut s'apercevoir que les tendances sont identiques avec une méthode traditionnelle d'ACV (statique). En revanche, une différence majeure apparaît : le calcul d'ACV dynamique nous permet de

considérer l'effet cumulatif de l'impact. De ce fait, l'impact minimum (engendré par le scénario BAU) passe de $2,67E+10$ $\text{kgeq} - \text{CO}_2$ en 2050 à $2,55E+12$ $\text{kgeq} - \text{CO}_2$ en 2050 et le scénario FAST v1 passe de $1,12E+11$ $\text{kgeq} - \text{CO}_2$ en 2050 à $4,65E+12$ $\text{kgeq} - \text{CO}_2$ en 2050.

Afin de mieux observer les effets cumulatifs sur le long terme, je propose d'étendre l'échelle de temps à 2100. le mix électrique alors choisi de 2050 à 2100 est le même. Cela nous permet d'observer l'écart se creusant au fur et à mesure des années.

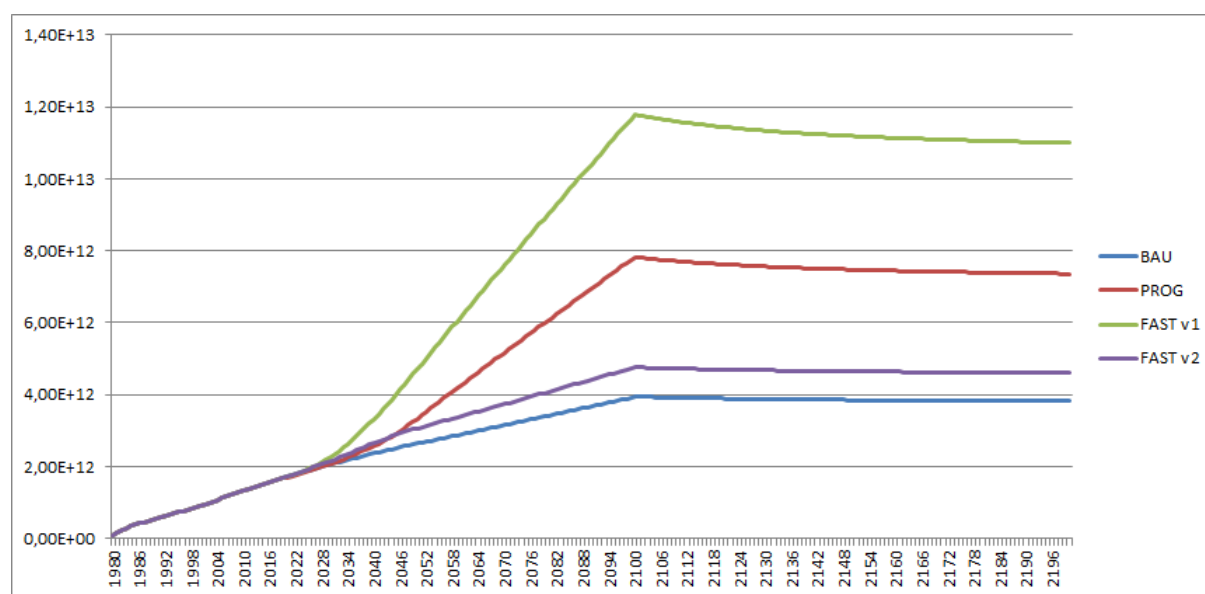


FIGURE 5.20: Résultats graphiques en kg eq-CO_2 considérant la quantité d'électricité produite en fonction du mix électrique en utilisant une méthode d'ACV dynamique étendue à 2100

5.3.4 Conclusions sur la méthodologie d'ACV dynamique dans ce cas d'application

Ce cas d'étude est critiquable et notamment sur la notion d'unité fonctionnelle proposée. En effet, une hypothèse importante est posée dans les différents scénarii, la réduction

de production d'électricité en France semble inévitable. L'une des explications majeures est notamment le fait que la vente d'électricité dans les pays voisins de la France va diminuer jusqu'à en devenir nulle. Cependant, le scénario BAU ne propose pas cette réduction et reste à une production d'électricité d'environ 600 Twh, alors que les autres scénarii réduisent la production à 500 Twh. Il est donc important d'implémenter ce cas d'étude avec une ACV conséquentielle [Earles and Halog, 2011] en prenant en compte la production d'électricité que les pays voisins devront produire pour subvenir à leurs besoins.

Avec une méthodologie d'ACV traditionnelle, la quantité d'information nécessaire pour faire le calcul d'impact est relativement limitée. La méthodologie d'ACV dynamique, quant à elle, est beaucoup plus complexe à réaliser, non seulement parce que l'inventaire est réalisé d'une année sur l'autre, mais aussi parce que le calcul d'impact prend en considération l'impact de chaque substance en fonction du temps.

L'ACV traditionnelle est d'autant plus simple à réaliser que les outils (voir partie 2.2.3) existent pour réaliser ce calcul d'impact. L'ACV dynamique ne peut être réalisé avec un logiciel standard et demande donc un traitement des données sous tableur. Dans ce cas précis, l'ACV traditionnelle nécessite l'usage de 320 données d'inventaire (traitées avec un logiciel) alors que l'ACV dynamique nécessite 2240 données traitées manuellement.

6 Conclusion - Perspectives

6.1 Avancées

Jusqu'à aujourd'hui, l'aspect cumulatif [Eccleston, 2011] de l'impact ne pouvait être visible avec une évaluation traditionnelle. L'exemple avec le cas d'application de la culture de blé met en évidence cet aspect. Avec une évaluation traditionnelle, nous observons bien sur les mêmes tendances, mais en minorant très largement le réel impact de la culture de blé et surtout de l'usage de fertilisant de synthèse. La prise en considération temporelle de l'impact permet également d'observer les effets rebonds [Schneider et al., 2001] potentiels d'une technologie à une autre. Ce que montre l'exemple du mix électrique français, c'est que même si l'on change de technologie demain, il nous faudra un certain temps pour que l'on observe les bienfaits de celle-ci. De plus, les différents scénarii nous permettent réellement d'observer l'impact à long terme et de prendre une meilleure décision quant au scénario le plus environnementalement acceptable.

Grâce au travail collaboratif réalisé avec le CIRAIG durant 7 semaines, nous avons pu également comparer nos travaux sur le réchauffement climatique. Il nous est apparu que nous pouvons avoir deux types d'indicateurs, le premier considérant l'impact intrinsèque [Laratte et al., 2012a, Laratte et al., 2012b] du système évalué et un second indicateur considérant un impact intégré [Levasseur, 2011]. Ces deux indicateurs sont complémentaires et nous permettent d'amener des conclusions plus précises quant à l'impact d'un produit au travers du temps.

6.2 Discussion

L'intérêt de ce travail de recherche a permis de lever également différents niveaux d'approfondissement de l'ACV (screening, traditionnelle ou statique, puis dynamique). L'ACV screening est à mon sens un abus de langage, car l'ACV étant normée, on répond ou pas à la norme. De plus, le terme d'ACV screening est présentée comme une ACV simplifiée, ce qui est un non-sens dans la mesure où une ACV est basée sur des hypothèses et donc si l'on suit ce raisonnement, toutes les ACV seraient donc des screenings. La difficulté est de savoir à quel niveau doit-on placer nos hypothèses pour identifier une ACV screening d'une ACV. De ce fait, on peut dire que si l'on répond aux exigences de la norme, cela est une ACV, si l'on ne répond pas aux exigences de la norme, cela devient une évaluation environnementale.

Au même titre, quelle définition pouvons-nous donner à l'ACV dynamique ? Là encore, les étapes sont les mêmes. Ce qui est proposé dans une ACV dynamique est l'intégration d'inventaires et de calculs dynamiques ; or en aucun cas la norme ISO 14040 ne propose l'usage particulier d'un inventaire plutôt qu'un autre ou d'une méthode de calcul plutôt qu'une autre. On peut également noter que la norme ISO 14049 [ISO14049 :2012, 2006], au travers des exemples d'inventaires qu'elle expose, ne parle pas et ne préconise pas non plus d'évolution vers un système dynamique. Au niveau des méthodes, les recommandations du JRC [ILCD, 2011] ne parle pas non plus d'approche dynamique. Parler donc d'ACV dynamique ne pourrait être qu'une évolution des inventaires et des méthodes de calcul, mais sans que la méthode n'en soit changée. En revanche, une évolution de la norme ISO 14049 devient nécessaire et les recommandations du JRC devraient être amenées à changer.

6.3 Limites et perspectives

Ce travail de thèse a permis d'identifier plusieurs axes de recherche à différents ni-

veaux de la méthodologie. Au travers des deux mobilités que j'ai eu la chance de faire à Polytechnique Montréal au sein du CIRAIIG (7 semaines) puis à Polytechnique Tomsk au sein du laboratoire de géologie et de géochimie (2 semaines), les discussions que j'ai pu avoir avec mes confrères ont été très enrichissantes et plus particulièrement sur la suite que je souhaite donner à mes travaux futurs.

Quatre axes de recherche sont clairement identifiés à ce jour (de 6.3.1 à 6.3.4) et un axe de transfert (ingénierie) devrait être développé (6.3.5).

6.3.1 Incertitude de l'évaluation d'impact environnemental

Un des points importants à explorer encore est l'analyse d'incertitude sur des indicateurs dynamiques. Jusqu'à ce jour, seule l'incertitude sur les données d'entrée est réalisée avec la matrice Pidegree [Weidema and Wesnaes, 1996, Frischknecht and Jungbluth, 2003], mais il est nécessaire d'implémenter les inventaires dynamiques ainsi que les méthodes de calcul avec les degrés d'incertitude associés. Au niveau de l'inventaire, l'incertitude des scénarii futurs serait assez grande, du au fait de la difficulté d'estimer les systèmes industriels futurs. Au niveau des indicateurs, avec le simple exemple du réchauffement climatique, la difficulté est non négligeable. En effet, cet indicateur est basé sur des faits passés (la concentration des substances en ppm), mais la difficulté serait d'estimer des scénarii de concentration et son incertitude associé. Sur l'indicateur de l'épuisement des ressources naturelles, qui est basé sur un modèle économique, là encore la difficulté serait d'estimer le coût des matières premières exploitées. En l'état, nous pouvons estimer qu'il serait nécessaire d'avoir un à deux projets de recherche par indicateur si l'on souhaitait continuer la démarche.

6.3.2 Elaboration d'inventaires et d'indicateurs dynamiques

Des travaux de recherche ont commencé avec Polytechnique Tomsk (Russie) quant à l'élaboration d'un inventaire dynamique sur des zones industrielles produisant zinc,

cuivre, plomb, or, argent, béryllium, tantale, niobium, titane, magnésium et énergie. Un déplacement de deux semaines au sein du laboratoire de biochimie avec qui nous multiplions les échanges a permis d'identifier et de cartographier des émissions atmosphériques et résidus de métaux lourds dans les sols. Polytechnique Tomsk a les compétences en ce qui concerne les protocoles de mesures et de cartographie et nous amenons cette compétence d'évaluation environnementale et développons ensemble l'évaluation multi-échelles et espérons élaborer un projet de recherche via une thèse en co-direction dans les mois qui viennent. Deux axes de recherche sont identifiés : le premier est le développement de l'évaluation multi-échelles et le second est l'élaboration d'inventaire dynamique intégrant le degré d'incertitude et l'aspect d'accumulation des substances dans les milieux.

6.3.3 Intégration de la méthodologie dans un processus de conception

Avec l'introduction de l'ACV et sa procédure (ISO 14062[ISO14062 :2002, 2002]) les entreprises sont plus à même de trouver les causes des impacts environnementaux du produit ou du service qu'elles conçoivent. Les entreprises sont de plus en plus disposées à entreprendre une démarche d'écoconception, comme le montre l'augmentation du nombre de démarches d'écoconception dans le monde ([Björn et al., 2013]). En outre, certains auteurs ont proposé plusieurs interprétations de ces normes publiées dans des revues de recherche, tels que les articles de Morvan et Kurczewski en 2010 ([Lewandowska and Kurczewski, 2010, Kurczewski and Lewandowska, 2010]). Se référant à ces études, il y a un manque de soutien méthodologique donné au stade de la conception pour aider les concepteurs à chaque nouvelle itération de conception (liés aux dépenses de temps) pour intégrer le paramètre environnemental dans leurs propres paramètres.

Une autre difficulté réside dans la pratique de l'ACV actuelle en soi. L'ACV ne ferait que fournir aux concepteurs des résultats d'impact sur l'environnement statique sur les produits qu'ils conçoivent, et ne représentent pas un réel impact potentiel dynamique

respectant le cycle de vie du produit.

Le projet d'intégrer l'ACV dynamique dans un réel processus de conception est en cours entre mes travaux et ceux de Maud RIO [Rio, 2012].

6.3.4 Hiérarchisation des indicateurs dans un processus de conception

L'un des aspects devenant de plus en plus important est celui de l'importance des impacts et comment les hiérarchiser. Pour cela, il est important d'avoir une vision large du système évalué afin d'intégrer plusieurs critères. Un article en révision soumis par Laratte et Rio fait le lien qu'il pourrait y avoir avec la hiérarchisation des indicateurs et des méthodes comme AHP par exemple. En 2009, Laratte et al. [Laratte et al., 2009] proposaient une méthode basée sur des paramètres déterminants de l'entreprise comme la taille, le secteur d'activité, etc (17 paramètres au total), croisés avec 14 indicateurs environnementaux. Mais pour déterminer les paramètres importants, il était nécessaire de procéder à une analyse de régression logistique linéaire. Pour ce faire, il était nécessaire d'avoir un échantillon beaucoup plus grand que celui proposé dans l'exercice (seulement 10 études d'ACV).

6.3.5 Outil d'ACV dynamique pour la généralisation de la méthode

Enfin, le dernier point bloquant au déploiement d'analyse dynamique à grande échelle que l'on peut identifier à ce jour est le manque d'outils adaptés. En effet, les logiciels traditionnels d'ACV ne peuvent prendre en considération de tels calculs dynamiques. Aujourd'hui, nous proposons un outil dans lequel il est nécessaire de rentrer les inventaires de façon manuelle. Il serait malgré tout intéressant d'approfondir le logiciel Umberto, qui propose des systèmes de programmations et de paramétrages pouvant se coupler à l'outil.

6.4 Perspectives de développement

Parmi les différents enjeux identifiés, deux d'entre eux seraient à mettre en place à court terme pour faire suite à ce projet de thèse.

Le premier sujet serait d'intégrer un degré d'incertitude aux inventaires et aux indicateurs environnementaux. Cela compléterait considérablement la méthodologie d'ACV dynamique proposée dans ces travaux de recherche, mais surtout cela permettrait d'avoir un niveau de fiabilité de l'inventaire et de l'indicateur.

Le second sujet serait de proposer d'autres indicateurs environnementaux pour passer en multi-indicateurs. A ce jour, seul l'indicateur réchauffement climatique est développé, impact à l'échelle planétaire. Un indicateur plus local comme la toxicité, écotoxicité ou encore l'eutrophisation pourrait faire l'objet de futures recherches.

L'intégration d'une méthodologie d'ACV dynamique dans un processus de conception ainsi que la problématique de hiérarchisation des indicateurs sont des sujets importants à développer. Cependant, cela suppose que les deux premiers sujets soient développés pour avoir l'ensemble des éléments utiles pour mener à bien ces enjeux scientifiques.

6.4.1 Première proposition de projet de recherche

Je propose d'avancer sur l'identification de l'incertitude des résultats d'une ACV dynamique, en étudiant plus particulièrement l'indicateur du réchauffement climatique.

Proposition :

Avec l'implémentation d'une méthodologie d'ACV traditionnelle vers une méthodologie d'ACV dynamique, il convient alors de revoir le système de calcul d'incertitude des résultats d'impact. A ce jour, l'incertitude des résultats, c'est que la résultante des incertitudes associées aux données d'inventaires, c'est-à-dire que l'incertitude sur le facteur de caractérisation n'est pas prise en considération. Sans la prise en compte de cette incertitude, quelle légitimité peut-on donner aux résultats obtenus? Je propose donc

dans ce projet de thèse d'intégrer non seulement les deux incertitudes (incertitudes liée à l'inventaire et liée au facteur de caractérisation) aux résultats d'ACV, mais de proposer une méthode de calcul d'incertitude pouvant s'appliquer à l'ACV dynamique.

Enjeux :

Cette implémentation permettra de fournir des résultats considérant une meilleure incertitude, mais surtout permettra de fournir un indicateur de fiabilité des résultats obtenus.

Au niveau des inventaires

L'implémentation d'un degré d'incertitude en dynamique au niveau des données d'inventaire permettrait d'observer si oui ou non, la donnée est de meilleure qualité (au sens où l'on réduit l'incertitude sur les données d'inventaire), mais aussi de voir si sur cette donnée, on observe une réduction des émissions ou des consommations du processus considéré.

Au niveau des facteurs de caractérisation

Aujourd'hui, le calcul d'ACV qu'il soit traditionnel ou dynamique ne prend pas en compte l'incertitude liée au facteur de caractérisation. Or, ceci est un aspect important à prendre en considération. Si l'on prend l'exemple des facteurs de caractérisation utilisé pour calculer le réchauffement climatique, l'IPCC identifie une incertitude d'environ 30% sur ces facteurs. Cela impacte forcément les résultats du calcul d'impact, mais surtout nous sommes en droit de nous poser la question de la légitimité des valeurs obtenues. Le fait d'intégrer une incertitude dynamique aux facteurs de caractérisation, cela permettrait d'avoir des résultats plus justes au sens où l'incertitude des résultats serait connue. Dans le cadre d'une ACV comparative, il est recommandé (ISO 14040 et ISO 14044) de réaliser une analyse d'incertitude, donc la méthodologie de calcul de cette incertitude doit être également proposée dans le cadre d'une ACV dynamique.

Modèle existant :

L'incertitude dans le domaine de l'ACV n'est considérée que sur les données d'entrée

via la matrice proposée par Weidema et Frischknecht (matrice Pedigree). Il est par exemple possible de trouver la base de données Ecoinvent utilisant la matrice Pedigree et décrite ci-dessous.

Pour chacun de ces indicateurs, on attribue une note allant de 1(meilleure note) à 5 (plus mauvaise note) qui sont traduites ensuite par un facteur d'incertitude.

Score de qualité	Fiabilité (U_1)	Exhaustivité (U_2)	Corrélation temporelle (U_3)	Corrélation géographique (U_4)	Corrélation technologique (U_5)	Taille de l'échantillon (U_6)
1	Données vérifiées basées sur des mesures	Données représentatives d'un échantillon suffisant d'entreprises sur une période adéquate	Moins de 3 ans de différence avec l'année de l'étude	Données de la zone à l'étude	Données d'entreprises, de processus et de matériaux à l'étude	Supérieur à 100 mesures continuent
2	Données vérifiées partiellement basées sur des hypothèses ou données non vérifiées basées sur des mesures	Données représentatives d'un petit nombre d'entreprises mais pour des périodes adéquates	Moins de 6 ans de différence	Données moyennes d'une zone plus large dans laquelle la zone à l'étude est incluse	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes entreprises	Supérieur à 20
3	Données non vérifiées partiellement basées sur des hypothèses	Données représentatives pour un nombre adéquat d'entreprises pour des périodes plus courtes	Moins de 10 ans de différence	Données d'une zone ayant des conditions similaires	Données de processus et matériaux à l'étude mais de différentes technologies	Supérieur à 10
4	Estimation qualifiée (par exemple par un expert industriel)	Données représentatives pour un petit nombre d'entreprises et pour des courtes périodes ou données incomplètes pour un nombre adéquat d'entreprises et périodes	Moins de 15 ans de différence	Données d'une zone ayant des conditions légèrement similaires	Données de processus ou matériaux relatifs mais de technologies identiques	Supérieur ou égal à 3
5	Estimation non qualifiée	Représentativité inconnue ou données incomplètes provenant d'un petit nombre d'entreprises et/ou pour des périodes plus courtes	Age des données inconnu ou plus de 15 ans de différence	Données d'une zone inconnue ou zone avec des conditions de production très différentes	Données sur processus ou matériaux relatifs mais de technologies différentes	Inconnu

TABLE 6.1: Matrice Weidema (critères notés de U_1 à U_6)

En plus de ces notes, on peut y ajouter un facteur d'incertitude de base, dépendant de

la substance émise. Par exemple, pour le cas du CO₂, l'émission de cette substance étant bien connue, l'incertitude de base sera faible. En revanche, l'incertitude de base sera plus élevée sur des mesures d'émission de métaux lourds, car cela dépend de plusieurs paramètres plus ou moins bien connus.

Intrant / Sortant		Intrant / Sortant	
Demande en		Emissions dans l'air	
Energie thermique	1,05	CO2	1,05
Electricité	1,05	SO2	1,05
Produits semi-finis	1,05	Combustion : NOx, NMVOC total, méthane, N2O et NH3	1,5
Matériaux fonctionnants	1,05	Combustion : CO	5
Services de transport	2	Combustion :hydrocarbures individuels, TSM	1,5
Service de traitement de déchets	1,05	Combustion : PM10	2
Infrastructure	3	Combustion : PM2,5	3
Ressources		Combustion : hydrocarbures aromatiques polycycliques	3
Vecteurs d'énergie primaire	1,05	Combustion : métaux lourds	5
Métaux	1,05	Emissions de processus : COV individuels	2
Chaleur perdue vers l'air, l'eau et le sol	1,05	Emissions de processus : CO2	1,05
Utilisation du sol, occupation	1,5	Emissions de processus : TSM	1,5
Utilisation du sol, transformation	2	Emissions de processus : PM10	2
Infrastructure	3	Emissions de processus : PM2,5	3
		De l'agriculture : CH4, NH3	1,2
		De l'agriculture : N2O, Nox	1,4
		Rodionucléides (p.ex. Radon)	3
		Emissions de processus (inorganiques)	1,5
Emissions dans l'eau		Emissions dans le sol	
DBO, DCO, COD, COT	1,5	Huile, hydrocarbures totaux	1,5
Composés inorganiques (NH4, PO4, NO3, Cl, Na, ...)	1,5	Pesticides	1,2
Hydrocarbures individuels, PAH	3 5	Métaux lourds	1,5
Métaux lourds	1,5	Rodionucléides	3
De l'agriculture : PO4, NO3	1,8		
De l'agriculture : métaux lourds	1,5		
De l'agriculture : pesticides Radionucléides	3		

TABLE 6.2: Matrice Frischknecht (critère noté U_b)

Une fois la donnée d'inventaire notée, on calcul alors sa variance (avec un intervalle de confiance à 95%) de la façon suivante :

$$SD_{95} = \exp\sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2 + [\ln(U_b)]^2} \quad (6.1)$$

Cette méthode est aujourd'hui très utilisée et d'autant plus que la plupart des logiciels d'ACV propose un calcul automatique de l'incertitude des impacts à base de l'écart type de la valeur d'entrée et simulé via la méthode statistique de Monte-Carlo.

La seconde solution proposée pour évaluer l'incertitude d'une donnée, est de connaître exactement sa qualité via une carte de contrôle. Cette méthode impose de connaître le type de loi statistique (Normal, Lognormal, Uniforme ou Triangulaire) pour que l'on puisse lancer un calcul de type Monte-Carlo par la suite.

Limites :

Les méthodologies actuelles proposées ne s'appliquent qu'au strict inventaire des données et à un instant donné. Je propose donc une implémentation de l'inventaire avec une considération temporelle aussi bien sur les données d'inventaire que sur l'incertitude à chaque incrémentation temporelle.

D'autre part, la considération de l'incertitude du facteur de caractérisation est également un enjeu majeur. En effet, à ce jour aucun calcul d'impact n'est présenté en associant l'incertitude de ce facteur. Cela nous donne donc des résultats d'impact avec une incertitude fortement sous-estimée.

Bibliographie :

Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan Olivier Jollier, Myriam Saadé, Pierre Crettaz Presses polytechniques et universitaires romandes, 2005

Data quality management for life cycle inventories : an exemple of using data quality indicators, Weidema, B. P. & Wesnaes, M. S., Journal of Cleaner Production, 1996,

A Review of Approaches to Treat Uncertainty in LCA, Heijungs, Reinout and Huijbregts, Mark A.J., 2004

Application of uncertainty and variability in LCA, Huijbregts, M., The International Journal of Life Cycle Assessment, Ecomed, 1998, 3, 273-280

LCA data quality : Sensitivity and uncertainty analysis, Guo, M. & Murphy, R., Science of The Total Environment , 2012, 435 - 436, 230 - 243

Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment. A Survey of Quantitative Approaches, Lloyd S.M., Ries, R., Journal of Industrial Ecology 11(1), 161–179

Hybrid Framework for Managing Uncertainty in Life Cycle Inventories, Williams, E.D., C.L. Weber and T.R. Hawkins, Journal of Industrial Ecology 13(6), 928–944, 2009

A survey of unresolved problems in life cycle assessment. Part 2 : impact assessment and interpretation. International Journal of Life Cycle Assessment, Reap, J., Roman, F., Duncan, S., Bras, B., International Journal of Life Cycle Assessment 13, pp. 374–388, 2008

6.4.2 Seconde proposition de projet de recherche

Pour le second sujet, je propose de nous concentrer sur un indicateur régional, l'eutrophisation.

Proposition :

A l'heure où l'enrichissement des milieux aquatiques en matière azotée et phosphorée représente un enjeu environnemental grandissant, il est nécessaire de disposer d'outils permettant de caractériser et de prévoir l'évolution des impacts de ces apports sur les milieux pollués et la population. Dans cette optique, je propose de développer un indicateur environnemental dynamique de l'eutrophisation. Cet indicateur répond à une logique d'Analyse de Cycle de Vie (ACV), mais intègre une dimension temporelle jusqu'à absente des indicateurs existants. L'objectif de ce projet est donc l'élaboration d'un modèle mathématique dynamique, permettant la visualisation au cours du temps d'abord de la concentration des substances dans le milieu aquatique étudié, puis de l'évolution

de la qualité du biotope.

Enjeux :

Le phénomène d'eutrophisation est un problème aux impacts multiples concernant tous les piliers fondamentaux du développement durable.

Environnement

Le déséquilibre trophique créé par l'homme est une situation critique pour les milieux aquatiques, incapables de réguler la dynamique des populations. La dégradation du biotope et la perte de biodiversité en sont des conséquences directes. Il est également possible de souligner que le problème environnemental se répercute sur d'autres domaines.

Economie

En effet, la perte des qualités organoleptiques de l'eau (couleur, odeurs, vase. . .) nuit au développement ou menace le maintien des activités touristiques. Elle implique également des coûts d'assainissement plus importants que ce soit concernant la purification de l'eau pour un usage de consommation ou pour sauver les écosystèmes. Par exemple, la commune de Hillion en Bretagne estime ces couts à plus de 500 millions d'euros sur les 30 dernières années. Ce chiffre prend en compte les travaux de dénitratisation des réseaux de l'eau, le ramassage des algues mais également le manque à gagner pour les collectivités. Finalement, d'autres facteurs doivent être pris en compte tels que la perte de biodiversité (usage pharmaceutique inexploité, aggravation du déséquilibre trophique. . .), ainsi que les conséquences sur la santé (frais médicaux. . .).

Gouvernance et enjeux sociaux

La dégradation des milieux aquatiques est en partie due aux pratiques agricoles. C'est pourquoi, les pouvoirs publics ont mis en place une série de réglementations limitant l'usage de produits nitrés et phosphorés. Ces mesures sont néanmoins mal acceptées par les agriculteurs dont le niveau de vie baisse et la charge de travail augmente.

Modèle existant : ReCiPe 2008

Actuellement, la description de l'état trophique d'un milieu aquatique est décrite par un indicateur de l'eutrophisation calculé, par les modèles CARMEN (et EUTREND) qui sont exposés dans le rapport ReCipe 2008.

Le rapport ReCipe 2008 et le modèle CARMEN

Le rapport ReCipe 2008 présente des méthodes d'Analyse d'Impact de Cycle de Vie (LCIA) avec des catégories d'impacts harmonisées (midpoints et endpoints) pour plusieurs problèmes environnementaux, dont l'eutrophisation. Cette étude considère l'eutrophisation comme un phénomène qui affecte les catégories d'impact de la croissance des algues en midpoint et du nombre d'espèces dans l'écosystème en endpoint. Le modèle CARMEN (pour CAuse effect Relation Model to support Environmental Negotiations) permet de calculer l'apport en éléments nutritifs dans les milieux aquatiques à partir des trois sources principales d'azote et de phosphore : l'agriculture (fertilisants ou fumier), les eaux usées et les dépôts atmosphériques d'azote (assez faibles par rapport aux autres sources). Ces trois sources sont modélisées pour les 101 bassins versants et les 41 mers côtières des 32 pays d'Europe. Les différentes « routes » empruntées par les substances pour atteindre ces milieux aquatiques sont prises en compte (apports directs et indirects).

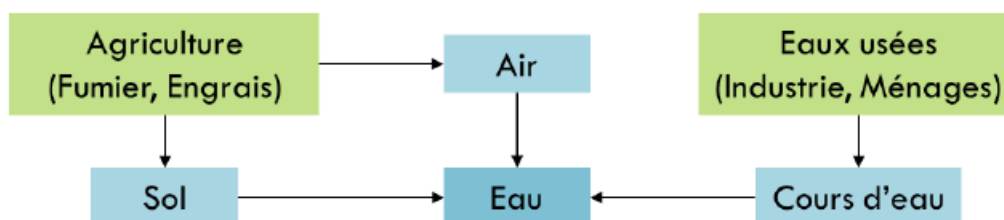


FIGURE 6.1: Sources des substances et « routes » prises en compte par le modèle CARMEN

CARMEN permet ainsi de calculer le Fate Factor FF_x , c'est-à-dire la quantité d'une substance x atteignant un milieu aquatique par rapport à la quantité émise. Ce rapport est donné par la relation suivante :

$$FF_x^k = \frac{\sum_j \frac{1}{A_j^k} \sum_j dC_{x,j}^k A_j^k}{\sum_i dM_{x,i}} \quad (6.2)$$

Avec comme facteurs :

- FF_x : Fate Factor de la substance x en année/km³,
- $dC_{x,j}$: Augmentation marginale de la concentration en substance x dans le système aquatique j en tonne/km³,
- A_j : Surface du système aquatique j en km²,
- $dM_{x,i}$: Augmentation marginale du taux d'émission de la substance x de la source i en tonne/année.

Et comme paramètres :

- x : Substance (azote ou phosphore),
- j : Système aquatique (Un des 101 bassins versants ou l'une des 41 mers côtières d'Europe),
- k : Exposant pour discriminer les systèmes aquatiques intérieurs et extérieurs (eau douce, eau de mer),
- i : Catégorie de la source (fumier, fertilisant, dépôt atmosphérique, rejet des eaux usées).

Ainsi, le Fate Factor exprime la moyenne des augmentations des concentrations en azote ou phosphore ($dC_{x,j}$), pondérée par les surfaces exposées (A_j), rapportée à une augmentation de la quantité émise (dM_x). Plus simplement, il exprime le rapport $\frac{\text{Quantité polluant l'eau}}{\text{Quantité émise}}$.

On suppose connues la quantité de substance x émise ainsi que les surfaces exposées. Il peut s'agir par exemple de la quantité de fumier épandue sur un champ, à laquelle on

applique des coefficients fournis par CARMEN (dans cet exemple, 79% de l'azote va dans la couche arable, le reste va dans l'atmosphère). Des coefficients sont également appliqués pour convertir les émissions des différentes molécules concernées (NO_x et phosphate) en équivalent N ou P.

Il reste à déterminer $dC_{x,j}$, qui dépend de la substance et du système aquatique concerne. Le modèle CARMEN contient des données de concentrations mesurées directement par des sondes dans les milieux aqueux des 32 pays d'Europe.

Limites de l'indicateur – Intérêts de la dimension temporelle

Afin de caractériser et d'étudier l'ampleur du phénomène et ainsi prévoir les impacts de l'utilisation de produits azotés et phosphatés, il est nécessaire de disposer d'un indicateur. Mais l'indicateur existant ne possède pas d'aspect dynamique. Il ne permet donc pas de déterminer les périodes de pics de pollution, ni de visualiser l'accumulation des substances au cours du temps, et au fur et à mesure des différents apports. En effet, lorsqu'une substance entre dans un milieu, elle n'est pas instantanément consommée. D'autre part, la masse non absorbée par la culture ne pollue pas immédiatement le biotope. Il faut donc considérer une durée de cheminement à travers le sol. Ainsi, le modèle ne donne aucune information, que ce soit sur la durée de pollution ou sur la date de pollution, et ne traduit pas les effets cumulatifs d'apports successifs. Le modèle présenté a donc des limites nous empêchant de visualiser le phénomène d'eutrophisation à long terme. Il est ainsi nécessaire de développer un nouvel indicateur plus proche de la réalité afin de mieux caractériser le problème. Notons que le modèle existant ne peut pas être utilisé comme base d'un indicateur temporel. Il faut donc élaborer un nouveau modèle de calcul pour la méthode d'ACV dynamique.

Bibliographie

Rapport ReCiPe 2008 Mark Goedkoop, Reinout Heijungs, Mark Huijbregts, An De Schryver, Jaap Struijs, Rosalie van Zelm, Ministère néerlandais du Logement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement Première édition révisée, février 2013

Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP2003 methodology Danish Environmental Protection Agency, Avril 2005

Life Cycle Impact Assessment of Pollutants Causing Aquatic Eutrophication Mark A. J. Huijbregts, Jyri Seppälä

Analyse du cycle de vie, Comprendre et réaliser un écobilan Olivier Jollier, Myriam Saadé, Pierre Crettaz Presses polytechniques et universitaires romandes, 2005

Cahier technique « Epanchage des produits organiques » Chambre d'agriculture de la Somme, Août 2010

La directive nitrates, incompatible avec l'élevage? Le cas de la France et des pays d'Europe du Nord Notre Europe, Institut Jacques DELORS, 30 mai 2013

Composition et volume de lisier produit par le porc Pascal Levasseur, TechniPorc vol.21, n°4, 1998

Composition chimique détaillée des aliments et des lisiers de porc Pascal Levasseur, TechniPorc vol. 25, n°1, 2002

« Les algues vertes coûtent plus d'un milliard d'euros » Anne Jouant, Marielle Court, Louis Belenfant Lefigaro.fr, 4 Août 2011

6.4.3 Mise en place des différents enjeux scientifiques

Enjeux scientifiques	Année 1	Année 2	Année 3	Année 4	Année 5	Année 6	Année 7
Incertitude de l'évaluation d'impact environnementale		<u>Moyen</u> : Thèse Collaboration : LM2S - UTT					
Elaboration d'inventaires et d'indicateurs dynamiques	<u>Moyen</u> : Thèse Support : Projet SOragO (FUI) et SYNAPSE (Emergence)						
Elaboration d'inventaires et d'indicateurs dynamiques		<u>Moyen</u> : Thèse Collaborations : Polytechnique Tomsk (inventaires) et Polytechnique Montréal (indicateurs)					
Intégration de la méthodologie dans un processus de conception et écoconception			<u>Moyen</u> : Thèse Collaboration : RMIT University (Australie)				
Hierarchisation des indicateurs dans un processus de conception					<u>Moyen</u> : Thèse Collaboration : RMIT University (Australie)		
Déploiement de la méthodologie via un outil informatique			<u>Moyen</u> : Ingénieur de recherche (programmation)				

TABLE 6.3: Mise en place des différents enjeux scientifiques

Bibliographie

- [PNU, 1997] (1997). Le protocole de montréal relatif à des substance qui appauvrissent la couche d'ozone. Technical report, Programme des Nations Unies pour l'Environnement.
- [UN1, 1998] (1998). Kyoto protocol to the united nations framework convention on climate change. Technical report, United Nations.
- [VHU, 2000] (2000). *Directive 2000/53/CE du parlement européen et du conseil du 18 septembre 2000 relative aux véhicules hors d'usage*. Parlement européen et le conseil de l'Union Européenne.
- [ERP, 2009] (2009). *Directive 2000/53/CE du parlement européen et du conseil deu 21 octobre 2009 établissant un cadre pour la fixation d'exigences en matière d'écoconception applicables aux produits liés à l'énergie*. Parlement européen et le conseil de l'Union Européenne.
- [med, 2012] (2012). Commissariat général au développement durable, chiffres clés de l'énergie en 2012. Technical report, Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.
- [ADEME, 2011a] ADEME (2011a). Etat des lieux et perspectives : l'énergie en france. Technical report, ADEME.
- [ADEME, 2011b] ADEME (2011b). Un outil gratuit pour diminuer l'impact écologique de mes produits. Technical report, ADEME.

- [AFNOR, 2011] AFNOR (2011). Bpx30-323 principes généraux pour l’affichage environnemental des produits de grande consommation - partie 0 : principes généraux et cadre méthodologique.
- [AFNOR, 1998] AFNOR, A. f. d. n. (1998). *De l’analyse de la valeur au management par la valeur*. Recueil normes. AFNOR.
- [Agenda21, 1992] Agenda21 (1992). Agenda 21, <http://www.agenda21france.org/>.
- [ARVALIS, 2002] ARVALIS, CDER, S. . (2002). Evolution des doses moyennes d’azote. Technical report, ARVALIS, CDER, SDSA 51.
- [ASN, 2012] ASN (2012). Rapport de l’asn sur l’état de la sûreté nucléaire et la radioprotection en france en 2012. Technical report, Autorité de Sûreté Nucléaire.
- [Beloin-Saint-Pierre, 2012] Beloin-Saint-Pierre, D. (2012). *Vers une caractérisation spatiotemporelle pour l’analyse du cycle de vie*. PhD thesis, Ecole nationale supérieure des mines de Paris.
- [Bilec et al., 2006] Bilec, M., Ries, R., Matthews, S., and Sharrard, A. (2006). Example of a hybrid life-cycle assessment of construction processes. *J Infrastruct Syst*.
- [Bisault, 2008] Bisault, L. (2008). Les rendements du blé et du maïs ne progressent plus. Technical Report 210, Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques.
- [Björn et al., 2013] Björn, A., Owsianiak, M., Laurent, A., Molin, C., Westh, T. B., and Hauschild, M. (2013). Mapping and characterization of lca networks. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 18(4) :812–827.
- [Boston, 2009] Boston (2009). Life cycle assessment ix.
- [Bright et al., 2012] Bright, R. M., Cherubini, F., and Strömman, A. H. (2012). Climate impacts of bioenergy : Inclusion of carbon cycle and albedo dynamics in life cycle impact assessment. *Environ Impact Assess Rev*, 37(0) :2–11.
- [Brunner and Rechberger, 2004] Brunner, P. and Rechberger, H. (2004). *Practical handbook of material flow analysis*. Lewis.

- [BUS, 1984] BUS (1984). Oekobilanzen von packenstoffen. Technical Report Nr.24, Bundesamt für Umweltschutz, Bern.
- [Casagrande and Chapelle, 2001] Casagrande, P. and Chapelle, C. (2001). Fertilisation azotée minérale : assagissement à la fin des années 80. Technical Report 2, Service Central des Enquêtes et Etudes Statistiques.
- [Cherubini and Ulgiati, 2010] Cherubini, F. and Ulgiati, S. (2010). Crop residues as raw materials for biorefinery systems - a lca case study. *Appl Energ*, 87(1) :47 – 57.
- [Collinge et al., 2011] Collinge, W., Liao, L., Xu, H., Saunders, C., Bilec, M., Landis, A., Jones, A., and Schaefer, L. (2011). Enabling dynamic life cycle assessment of buildings with wireless sensor networks. In *Sustainable Systems and Technology (ISSST), 2011 IEEE International Symposium on*, pages 1 –6.
- [Cournot, 1838] Cournot, A. (1838). *Recherches sur les principes mathématiques de la théorie des richesses*.
- [Curran, 2012] Curran, M. A. (2012). *Life Cycle Assessment Handbook, A guide for environmentally sustainable products*. Wiley-Scrivener, 1 edition edition.
- [De La Bretesche, 2000] De La Bretesche, B. (2000). *La méthode APTE : analyse de la valeur, analyse fonctionnelle*. Collection Europe Entreprises.
- [Del Rosario et al., 2004] Del Rosario, A., De Franco Medeiros, N., Aiken, P., Miyahara, S.-e., Ailleret, F., OBrien, K., Bundgaard-Jensen, A., Phaswana, F., Derrick, J., Pierro, C., Fall, A., and Doucet, G. (2004). Comparison of energy systems using life cycle assessment. Technical report, World Energy Council.
- [Earles and Halog, 2011] Earles, J. and Halog, A. (2011). Consequential life cycle assessment : a review. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(5) :445–453.
- [EC, 2005] EC (2005). *Green Paper on energy efficiency*. Commission of the European communities.
- [Eccleston, 2011] Eccleston, C. H. (2011). *Environmental impact assessment A guide to*

- best professional practices*. Number 978-1-4398-2873-1. CRC Press Taylor & Francis Group.
- [Ecoinvent, 2000] Ecoinvent (2000). <http://www.ecoinvent.ch/>.
- [Ecoinvent, 2007] Ecoinvent (2007). Life cycle inventories of chemicals. Technical Report Report n°8, Ecoinvent.
- [Ecoinvent, 2013] Ecoinvent (2013). <http://www.ecoinvent.org/database/ecoinvent-version-3/>.
- [EPLCA, 2007] EPLCA (2007). Carbon footprint : What it is and how to measure it ? Technical report, European Platform on Life Cycle Assessment.
- [EPLCA, 2008] EPLCA (2008). European platform on life cycle assessment newsletter / info update no 9. Technical report.
- [Finnveden, 1997] Finnveden, G. (1997). Valuation methods within lca - where are the values? *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2(3) :163–169.
- [Finnveden et al., 2009] Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., and Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *J Environ Manage*, 91(1) :1 – 21.
- [Frischknecht and Jungbluth, 2003] Frischknecht, R. and Jungbluth, N. (2003). Overview and methodology, final report ecoinvent 2000 no. 1. Technical report, ESU-Services, Swiss Centre for Life Cycle Inventories.
- [Gelin and Stengel, 1998] Gelin, S. and Stengel, P. (1998). *Sol : Interface fragile*. Inra edition.
- [Goedkoop et al., 2013] Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., and Van Zelm, R. (2013). Recipe 2008 a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. Technical report, Ruimte en Milieu.

- [Graedel, 1997] Graedel, T. E. (1997). Life-cycle assessment in the service industries. *J Ind Ecol*, 1(4) :57–70.
- [GRI, 1997] GRI (1997). Global report initiative, <https://www.globalreporting.org/pages/default.aspx>.
- [Guinée, 2002] Guinée, J. B. (2002). *Handbook on Life Cycle Assessment : Operational Guide to the ISO Standards*. Springer.
- [Hammersley and Handscomb, 1964] Hammersley, J. and Handscomb, D. (1964). *Monte Carlo Methods*. Methuen’s monographs on applied probability and statistics. Methuen.
- [Hauschild and Wenzel, 1997] Hauschild, M. and Wenzel, H. (1997). *Environmental Assessment of Products : Volume 2 : Scientific Background*. Environmental Assessment of Products. Springer.
- [Heijungs, 1992] Heijungs, R. (1992). *Environmental Life Cycle Assessment of Products : Guide, October 1992*. Centre of Environmental Science.
- [Heijungs and Sun, 2002] Heijungs, R. and Sun, S. (2002). The computational structure of life cycle assessment. *Int J Life Cycle Ass*, 7 :314–314.
- [Hendrickson et al., 2006] Hendrickson, C. T., Lave, L. B., and Matthews, H. S. (2006). *Environmental life cycle assessment of goods and services : An Input - Output Approach*. Resources for the future.
- [Horne et al., 2009] Horne, R., Grant, T., and Verghese, K. (2009). *Life Cycle Assessment : Principles, Practice and Prospects*. CSIRO Pub.
- [Houghton et al., 1990] Houghton, J., Jenkins, G., and Ephraums, J. (1990). *Climate Change : The IPCC Scientific Assessment Report prepared for Intergovernmental Panel on Climate Change by Working Group I*. Cambridge University Press.
- [Houghton et al., 1995] Houghton, J., Meira Filho, L., Callander, B., Harris, N., Kattenberg, A., and Maskell, K. (1995). *Climate Change 1995 : The science of Climate*

Change Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.

[Hu et al., 2010] Hu, M., Van Der Voet, E., and Huppes, G. (2010). Dynamic material flow analysis for strategic construction and demolition waste management in beijing. *J Ind Ecol*, 14(3) :440–456.

[IGC, 2010] IGC (2010). International grains council, <http://www.igc.int/fr/default.aspx>.

[ILCD, 2010] ILCD (2010). *General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance European Commission - Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability.* Office of the European Union.

[ILCD, 2011] ILCD (2011). *ILCD Handbook International reference Life Cycle Data System Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context - based on existing environmental impact assessment models and factors.* Office of the European Union.

[ISO14001 :2004, 2006] ISO14001 :2004 (2006). Systèmes de management environnemental – exigences et lignes directrices pour son utilisation.

[ISO14040 :1997, 1997] ISO14040 :1997, E. (1997). Environmental management - life cycle assessment - principles and framework.

[ISO14040 :2006, 2006] ISO14040 :2006 (2006). Environmental management - life cycle assessment - principles and framework.

[ISO14044 :2006, 2006] ISO14044 :2006 (2006). Environmental management - life cycle assessment - requirements and guidelinesystèmes de management environnemental – exigences et lignes directrices pour son utilisation.

[ISO14049 :2012, 2006] ISO14049 :2012 (2006). Management environnemental – analyse du cycle de vie – exemples d’application de l’iso 14044 traitant de la définition de l’objectif et du champ d’étude et analyse de l’inventaire.

- [ISO14062 :2002, 2002] ISO14062 :2002 (2002). Management environnemental - intégration des aspects environnementaux dans la conception et le développement de produit.
- [ISO/TS14048 :2002, 2002] ISO/TS14048 :2002 (2002). Management environnemental – analyse du cycle de vie – format de documentation de données.
- [Jolliet et al., 2010] Jolliet, O., Saadé, M., Crettaz, P., and Shaked, S. (2010). *Analyse du cycle de vie Comprendre et réaliser un écobilan*. Presses polytechniques et universitaires romandes.
- [JRC, 2009] JRC (2009). Joint research centre, <http://ec.europa.eu/dgs/jrc/>.
- [JRC, 2013] JRC (2013). <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetarea.vm>.
- [Kaufman and Woodhead, 2006] Kaufman, J. J. and Woodhead, R. (2006). *Stimulating Innovation in Products And Services : With Function Analysis And Mapping*.
- [Kendall, 2004] Kendall, A. (2004). A dynamic life cycle assessment tool for comparing bridge deck designs. Master’s thesis, University of Michigan.
- [Kendall et al., 2009] Kendall, A., Chang, B., and Sharpe, B. (2009). Accounting for time-dependent effects in biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environ Sci Technol*, 43(18) :7142–7147.
- [Kirkinen, 2010] Kirkinen, J. (2010). *Greenhouse impact assessment of some combustible fuels with a dynamic life cycle approach*. PhD thesis, Abo akademi university, Department of chemical engineering.
- [Kleijn et al., 2000] Kleijn, R., Huele, R., and Van Der Voet, E. (2000). Dynamic substance flow analysis : the delaying mechanism of stocks, with the case of pvc in sweden. *Ecol Econ*, 32(2) :241 – 254.
- [Kurczewski and Lewandowska, 2010] Kurczewski, P. and Lewandowska, A. (2010). Iso 14062 in theory and practice - ecodesign procedure. part 2 : practical application. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8) :777–784.

- [Kytzia, 2009] Kytzia, S. (2009). *An Input-Output Framework to Enhance Consistency in Hybrid Modeling*, volume 23 of *Eco-Efficiency in Industry and Science*. Springer Netherlands.
- [Labouret and Viloz, 2006] Labouret, A. and Viloz, M. (2006). *Energie solaire photovoltaïque*. Technique et ingénierie. Série Environnement. Dunod.
- [Laratte, 2011] Laratte, B. (2011). Méthodes de calcul d'acv. In *Journée IAR-ACV*. Université de Technologie de Troyes.
- [Laratte et al., 2012a] Laratte, B., Guillaume, B., and Birregah, B. (2012a). *Design for Innovative Value Towards a Sustainable Society : Dynamic environmental assessment : scenarios, foresight and challenges*. Springer Netherlands.
- [Laratte et al., 2012b] Laratte, B., Guillaume, B., and Birregah, B. (2012b). On the way to dynamic environmental assessment. International Symposium on Sustainable Systems and Technology.
- [Laratte et al., 2009] Laratte, B., Mathieux, F., and Brissaud, D. (2009). Parameters of a lca study / ecodesign project influencing the choice of environmental impact indicators : a first analysis based on case studies. In *Society and Materials, Freiberg, Germany*. SAM.
- [Lenoir et al., 2007] Lenoir, J.-C., Liébard, A., Dupuis, P., Turenne, J., and Bal, J.-L. (2007). Grenelle de l'environnement comité opérationnel n°10, plan de développement des énergies renouvelables à haute qualité environnementale. Technical report, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement de territoire.
- [Lenzen and Crawford, 2009] Lenzen, M. and Crawford, R. (2009). The path exchange method for hybrid lca. *Environ Sci Technol*, 43(21) :8251–8256.
- [Leontief, 1986] Leontief, W. (1986). *Input-output economics*. Oxford University Press.
- [Levasseur, 2011] Levasseur, A. (2011). *Développement d'une méthode d'analyse du cycle*

- de vie dynamique pour l'évaluation des impacts sur le réchauffement climatique*. PhD thesis, Université de Montréal Ecole Polytechnique de Montréal.
- [Levasseur et al., 2008] Levasseur, A., Bage, G., and al. (2008). Challenges and opportunities of developing dynamic lca. International Seminar on Society & Materials.
- [Levasseur et al., 2010] Levasseur, A., Lesage, P., Margni, M., Deschênes, L., and Samson, R. (2010). Considering time in lca : Dynamic lca and its application to global warming impact assessments. *Environ Sci Technol*, 44(8) :3169–3174. PMID : 20302334.
- [Levine et al., 2007] Levine, S. H., Gloria, T. P., and Romanoff, E. (2007). A dynamic model for determining the temporal distribution of environmental burden. *Journal of Industrial Ecology*, 11(4) :39–49.
- [Lewandowska and Kurczewski, 2010] Lewandowska, A. and Kurczewski, P. (2010). Iso 14062 in theory and practice - ecodesign procedure. part 1 : structure and theory. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(8) :769–776.
- [Liang et al., 2010] Liang, S., Wang, C., and Zhang, T. (2010). An improved input-output model for energy analysis : A case study of suzhou. *Ecol Econ*, 69(9) :1805 – 1813.
- [Mattila et al., 2010] Mattila, T. J., Pakarinen, S., and Sokka, L. (2010). Quantifying the total environmental impacts of an industrial symbiosis a comparison of process, hybrid and input/output life cycle assessment. *Environ Sci Technol*, 44(11) :4309–4314.
- [Maïzi and Assoumou, 2011] Maïzi, N. and Assoumou, E. (2011). Scénarios prospectifs, france à l'horizon 2050. Technical report, Centre de Mathématiques Appliquées, Chaire Modélisation Prospective au service du Développement Durable.
- [MEDDE, 2011] MEDDE (2011). Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, un défi majeur, la réponse de l'europe, la feuille de

route de la france, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/telechargement/pegase.html>.

- [Metz and on Climate Change. Working Group III., 2001] Metz, B. and on Climate Change. Working Group III., I. P. (2001). *Climate Change 2001 : Mitigation : Contribution of Working Group III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Climate change 2001 : contribution of Working Group ... to the third assessment report of the intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press.
- [Müller, 2006] Müller, D. (2006). Stock dynamics for forecasting material flows - case study for housing in the netherlands. *Ecological Economics*, 59(1) :142–156.
- [Müller et al., 2004] Müller, D. B., Bader, H.-P., and Baccini, P. (2004). Long-term coordination of timber production and consumption using a dynamic material and energy flow analysis. *J Ind Ecol*, 8(3) :65–88.
- [Moberg, 1999] Moberg, A. (1999). Environmental systems analysis tools. Technical report, Department of systems ecology Stockholm University.
- [Muilerman and Blonk, 2001] Muilerman, H. and Blonk, H. (2001). Towards a sustainable use of natural resources. Technical report, Stichting Natuur en Milieu.
- [Mutel and Hellweg, 2009] Mutel, C. L. and Hellweg, S. (2009). Regionalized life cycle assessment : Computational methodology and application to inventory databases. *Int J Life Cycle Ass*, 43(15) :5797–5803.
- [Nissen et al., 1997] Nissen, N., Griese, H., Middendorf, A., Müller, J., Pötter, H., and Reichl, H. (1997). Comparison of simplified environmental assessments versus full life cycle assessment (lca) for the electronics designer. In *Life Cycle Networks : Proceedings of the 4th CIRP International Seminar on Life Cycle Engineering, 26-27 June 1997, Berlin, Germany*, CIRP, pages 435–444, London u.a. : Chapman and Hall. International Seminar on Life Cycle Engineering.

- [NREL, 2009a] NREL (2009a). U.s. life cycle inventory database dataset additions. Technical report, NREL.
- [NREL, 2009b] NREL (2009b). U.s. life cycle inventory database roadmap. Technical report, NREL.
- [Oliver-Solà et al., 2009] Oliver-Solà, J., Gabarrell, X., and Rieradevall, J. (2009). Environmental impacts of the infrastructure for district heating in urban neighbourhoods. *Energy Policy*, 37(11) :4711–4719.
- [Owens, 1997a] Owens, J. W. (1997a). Life-cycle assessment : Constraints on moving from inventory to impact assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 1(1) :37–49.
- [Owens, 1997b] Owens, J. W. (1997b). Life-cycle assessment in relation to risk assessment : An evolving perspective. *Risk Analysis*, 17(3) :359–365.
- [Park et al., 2011] Park, J., jin Hong, S., Kim, I., yong Lee, J., and Hur, T. (2011). Dynamic material flow analysis of steel resources in korea. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(4) :456 – 462.
- [Pehnt, 2006] Pehnt, M. (2006). Dynamic life cycle assessment (lca) of renewable energy technologies. *Renew Energ*, 31(1) :55 – 71.
- [Percebois, 2012] Percebois, J. (2012). Rapport énergies 2050. Technical report, Centre d’analyse stratégique.
- [Pons, 2008] Pons, M.-N. (2008). Analyse du cycle de vie comment choisir un logiciel. *Techniques de l’ingénieur Systèmes de management environnemental*, base documentaire : TIB442DUO(ref. article : g6350) :–.
- [Reap et al., 2008a] Reap, J., Roman, F., Duncan, S., and Bras, B. (2008a). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Ass*, 13(4) :290–300.
- [Reap et al., 2008b] Reap, J., Roman, F., Duncan, S., and Bras, B. (2008b). A survey of unresolved problems in life cycle assessment. *Int J Life Cycle Ass*, 13(5) :374–388.

- [Reuter et al., 2011] Reuter, H., Breckling, B., and Jopp, F. (2011). *Modelling Complex Ecological Dynamics An introduction into Ecological Modelling*. Springer Berlin / Heidelberg.
- [Rio, 2012] Rio, M. (2012). *A l'interface de l'ingénierie et de l'analyse environnemen-tale : fédération pour une éco-conception proactive*. PhD thesis, Université de Tech-nologie de Troyes.
- [Rowley et al., 2009] Rowley, H., Lundie, S., and Peters, G. (2009). A hybrid life cycle assessment model for comparison with conventional methodologies in australia. *Int J Life Cycle Ass*, 14(6) :508–516.
- [Roy et al., 2009] Roy, P., Nei, D., Orikasa, T., Xu, Q., Okadome, H., Nakamura, N., and Shiina, T. (2009). A review of life cycle assessment (lca) on some food products. *J Food Eng*, 90(1) :1–10.
- [Schneider et al., 2001] Schneider, F., Hinterberger, F., Mesicek, R., and Luks, F. (2001). Eco-infosociety : Strategies for an ecological information society. *Sustainability in the Information Society*.
- [SETAC, 1993] SETAC (1993). *Guidelines for Life-Cycle Assessment : "A Code of Prac-tice"*.
- [Sharrard et al., 2008] Sharrard, A. L., Matthews, S., and Ries, R. (2008). Estimating construction project environmental impacts using an input-output-based hybridlife cycle assessment model. *J Infrastruct Syst*, 12(4).
- [Silver and DeFries, 1990] Silver, C. S. and DeFries, R. S. (1990). *One Earth, One Fu-ture : Our Changing Global Environment*. National Academy Press.
- [Sleeswijk et al., 2008] Sleeswijk, A. W., van Oers, L. F., Guinée, J.e, J. B., Struijs, J., and Huijbregts, M. A. (2008). Normalisation in product life cycle assessment : An lca of the global and european economic systems in the year 2000. *Science of The Total Environment*, 390(1) :227–240.

- [SOES, 2013] SOES (2013). Base de données pégase, <http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/r/pegase.html>.
- [Suh, 2003] Suh, S. (2003). Input-output and hybrid life cycle assessment. *Int J Life Cycle Ass*, 8(5) :257–257.
- [Susan et al., 2007] Susan, S., on Climate Change, I. P., and on Climate Change. Working Group III., I. P. (2007). *Climate Change 2007 - The Physical Science Basis : Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC*. Assessment report (Intergovernmental Panel on Climate Change) : Working Group. Cambridge University Press.
- [Svoboda, 1995] Svoboda, S. (1995). Note on life cycle analysis. Technical report, University of Michigan, Corporate Environmental Management Program (CEMP).
- [Udo de Haes et al., 2004] Udo de Haes, H. A., Heijungs, R., Suh, S., and Huppes, G. (2004). Three strategies to overcome the limitations of life-cycle assessment. *Journal of Industrial Ecology*, 8(3) :19–32.
- [Udo de Haes et al., 1999] Udo de Haes, H. A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., and Müller-Wenk, R. (1999). Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 4(2) :66–74.
- [Udo de Haes et al., 2002] Udo de Haes, H. A., Kotaji, S., Schuurmans, A., and Edwards, S. (2002). *Life-Cycle Impact Assessment : Striving Towards Best Practice*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- [UNIFA, 2005] UNIFA (2005). Parlons fertilisation : Enjeux économiques de la fertilisation. Technical report, UNIFA.
- [US Energy Information Administration and Analysis,] US Energy Information Administration, I. S. and Analysis. <http://www.eia.gov/>.

- [USEtox, 2009] USEtox (2009). Usetox model, <http://www.usetox.org/>.
- [Valkama and Keskinen, 2008] Valkama, J. and Keskinen, M. (2008). Comparison of simplified lca variations for three lca cases of electronic products from the ecodesign point of view. In *Proceedings of the 2008 IEEE International Symposium on Electronics and the Environment, ISEE '08*, pages 1–6, Washington, DC, USA. IEEE Computer Society.
- [Vandermersch, 2009] Vandermersch, M. (2009). Photovoltaïque : Accélérer l'innovation. Technical report, Commissariat à l'Energie Atomique et aux énergies alternatives.
- [WCED, 1987] WCED (1987). *Report of the World Commission on Environment and Development : Our Common Future*. Oxford University Press United Nations World Commission on Environment and Development.
- [Weidema and Wesnaes, 1996] Weidema, B. P. and Wesnaes, M. S. (1996). Data quality management for life cycle inventories : an exemple of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production*, 4.
- [Wenzel et al., 2000] Wenzel, H., Hauschild, M., and Alting, L. (2000). *Environmental Assessment of Products : Volume 1 : Methodology, Tools and Case Studies in Product Development*. Environmental Assessment of Products. Springer.
- [Wiedmann et al., 2011] Wiedmann, T. O., Suh, S., Feng, K., Lenzen, M., Acquaye, A., Scott, K., and Barrett, J. R. (2011). Application of hybrid life cycle approaches to emerging energy technologies - the case of wind power in the uk. *Environ Sci Technol*, 45(13) :5900–5907.
- [Williams et al., 2009] Williams, E. D., Weber, C. L., and Hawkins, T. R. (2009). Hybrid framework for managing uncertainty in life cycle inventories. *J Ind Ecol*, 13(6) :928–944.
- [Zamagni et al., 2009] Zamagni, A., Buttol, P., Buonamici, R., Masoni, P., Guinée, J., Huppes, G., Heijungs, R., Van Der Voet, E., Ekvall, T., and Rydberg, T. (2009). D20

blue paper on life cycle sustainability analysis, deliverable 20 of work package 7 of the calcas project. Technical report, CALCAS.

7 Annexes

7.1 Annexe 1 : Epistemic and methodological challenges of dynamic environmental assessment : A case-study with energy production from solar cells

LARATTE Bertrand^{1, a}, GUILLAUME Bertrand^{2,b}

¹Institut Charles Delaunay, MR 6279 – Université de technologie de Troyes, CNRS, 12 rue Marie Curie CS 42060 F-10004 Troyes Cedex, FRANCE

²Institut Charles Delaunay, MR 6279 – Université de technologie de Troyes, CNRS, 12 rue Marie Curie CS 42060 F-10004 Troyes Cedex, FRANCE

^abertrand.laratte@utt.fr, ^bbertrand.guillaume@utt.fr

Keywords : Dynamic system, LCA, global warming, solar panel, scenario, forecasting, dynamic inventory.

Abstract :

During the last decades, life cycle assessment (LCA) has been one of the most common approaches for environmental impact assessment. This methodology has become more and more complex in its representation of the real environmental impacts of products. However, it does not take into account temporal and cumulative aspects, and therefore

appear not so suitable to observe potential rebound effect of new technologies. In this paper, we explore the limits of static LCA and understand how some dynamic LCA can be interpreted, by comparing the results of two environmental impacts assessments of energy production from solar cells. The global warming potential (GWP) of different technologies was accounted from the last 50 years. We show with this example how any temporal evolution of technology matters for environmental assessment (e.g. the global warming potential). Turning then to the future, we offer scenarios to see the evolution of greenhouse effect in long term regarding different mixes of technologies. This example opens new horizons for future research in the field of temporal LCA and its applications.

Key Engineering Materials Volume 572, Issue 1, 6 January 2014, Pages 535-538

doi : [10.4028/www.scientific.net/KEM.572.535](https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.572.535)

7.2 Annexe 2 : Modeling Cumulative Effects in Life Cycle Assessment : The Case of Fertilizer in Wheat Production

Bertrand Laratte*, Bertrand Guillaume, Babiga Birregah, Junbeum Kim

Research Centre for Environmental Studies & Sustainability, UTT-ICD-CREIDD –
CNRS UMR STMR 6279 12 Rue Marie Curie CS 42060, F-Troyes, 10004

Abstract

This paper aims at presenting a dynamic indicator for life cycle assessment (LCA) measuring cumulative impacts over time of greenhouse gas (GHG) emissions from fertilizers use for wheat cultivation and production. Our approach offers a dynamic indicator of global warming potential (GWP), one of the most used indicator of environmental impacts (e.g. in the Kyoto Protocol). For a case study, the wheat production in France was selected. Using data from official sources about fertilizer consumption and production of wheat. We propose to assess environmental impact (Global Warming Potential is selected) based on LCA method. The system boundary is limited to the fertilizer production for 1 ton of wheat produced (Functional unit) from 1910 to 2010. As applied to wheat production in France, traditional LCA shows a maximum environmental impact of 500 kg CO₂-eq for 1 ton of wheat production, whereas the environmental impact of wheat production over time with our approach to dynamic LCA and its cumulative effects increases to 18,000 kg CO₂-eq for 1 ton of wheat production. In this paper, only one substance and one impact assessment indicator are presented. However, the methodology can be generalized and improved by using different substances and indicators.

Keywords : LCA, dynamic model, LCI, global warming potential (GWP), cumulative impacts

Accepted in Science of the Total Environment

7.3 Annexe 3 : Projet SYNAPSE (Emergence)

Résumé vulgarisé du projet

Basé sur une méthode d'élaboration à bas coût et originale, développée et brevetée au LRN, le projet SYNAPSE a pour objectif d'initier une nouvelle thématique axée sur la synthèse et la valorisation d'un matériau nanostructuré multifonctionnel très prometteur, à savoir le silicium. Pour cela, le projet repose sur le partage de compétences et de technologies issues de laboratoires de recherche acteurs majeurs des nanosciences de la région (le LRN et l'ICMR à l'URCA et l'ICD/LNIO à l'UTT). L'intérêt scientifique de ce projet réside dans la synthèse, la nanostructuration et la valorisation de nanofils et nanotubes de silicium, par des techniques en réelle rupture technologique avec les méthodes de synthèse actuelles. Nous nous proposons d'aller vers une valorisation fonctionnelle des nanomatériaux synthétisés, en mettant au point un dispositif simple, à bas coût, de type capteur de gaz par détection optique. Grâce aux propriétés spécifiques du silicium nanostructuré, nous visons l'élaboration de capteurs performants en termes de sélectivité et de sensibilité. La preuve du concept sera réalisée en partenariat avec la start-up rémoise Aerovia, spécialisée dans la détection de gaz par spectrométrie. En parallèle, les impacts environnementaux des capteurs nanostructurés et des technologies développés dans le projet seront évalués grâce aux compétences de l'ICD/CREIDD à l'UTT. Le rapport entre la performance des capteurs, leur coût de fabrication et leur impact environnemental sera étudié.

Intérêt du CREIDD

Ce projet s'inscrit directement dans l'un des axes de recherche de l'équipe ICD-CREIDD, à savoir l'écoconception et l'évaluation environnementale. Dans le cadre de développements méthodologiques liés à une thèse (financée par ailleurs), il consistera à déployer

une analyse de cycle de vie intégrée à un nouveau cas permettant d'évaluer le profil environnemental d'une technologie prometteuse.

Dans le cadre d'une collaboration inédite du CREIDD avec plusieurs équipes de recherche sur la thématique innovante des nanotechnologies et des nanosciences, le projet SYNAPSE permettra finalement à titre exploratoire d'étendre l'une des thématiques forte du CREIDD à une application régionale autre que la biomasse, où l'équipe est déjà largement investie.

Le projet à ce jour

Ce projet a débuté en février 2013 et les travaux ont donc commencé pour le CREIDD. Une première étape de revue bibliographique des études d'ACV dans le domaine des nanotechnologies et du photovoltaïque a été établie. Cela a permis d'identifier les différentes technologies de production et de matériaux pour l'élaboration de panneau solaire. Cette première revue a également permis de dresser des premiers inventaires, ce qui permettra les premières modélisations et calcul d'impact prochainement.

7.4 Annexe 4 : Projet SOragO (FUI)

Résumé vulgarisé du projet

Les fabricants de peintures industrielles utilisent de nombreuses matières premières pour la formulation de leurs produits qui sont issus, pour la plupart, de la pétrochimie lors de leur synthèse. Le but de ce projet est de parvenir à développer et commercialiser une gamme complète de peintures industrielles (Envers, Primaire, Finitions) dont les matières premières de base seraient d'origine végétale. Ces produits devront répondre aux normes techniques, spécifiques et élevées, des marchés du prélaquage (Coil Coating), pour des applications en construction tant pour l'intérieur que l'extérieur, et de l'Industrie Générale.

Les acteurs industriels et académiques réunis autour du projet SOragO sont complémentairement positionnés sur la chaîne de valeur. Ceci constitue un atout majeur pour réussir à maîtriser le développement de chaque matière première nécessaire à l'élaboration des formules biosourcées (résines, solvants, anticorrosion, . . .) et à optimiser la mise en œuvre sur les chaînes de laquage. Pour mener à bien la commercialisation de cette nouvelle gamme de produits prélaqués et mesurer ses bénéfices, une étude complète de l'empreinte environnementale sera réalisée et de nouveaux modèles d'analyse de coût en cycle de vie développés.

Outre le fait de s'affranchir d'une dépendance à la pétrochimie dont l'offre va se raréfier et les prix augmenter fortement dans les prochaines années, nous attendons des retombées importantes de ce projet novateur au niveau économique, social, scientifique et environnemental. Notre choix de réunir dans le consortium des grands groupes et des PME, doit également permettre à ces dernières d'être associées à la réussite du projet lorsque les nouveaux produits issus de la biomasse seront commercialisés dans les 3 à 5 ans à venir.

Intérêt pour le CREIDD

L'analyse environnementale devient indispensable dans la justification et la promotion de nouveaux produits et procédés. On peut noter qu'en même temps, on trouve de plus en plus de littérature quant aux attentions sur les services rendus par les écosystèmes dans l'évaluation de l'impact de l'activité économique sur l'environnement. On peut identifier plusieurs niveaux d'évaluation environnementale et, en ce qui nous concerne, l'approche par l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) sera nécessaire. Elle comporte bien sûr certaines limites et afin de répondre au mieux au contexte du projet, l'UTT va implémenter l'ACV :

- avec une évaluation territoriale de l'impact sur l'environnement la méthode des services rendus par les écosystèmes sera utilisée, qui représente une approche innovante car elle tient compte de conditions environnementales pertinentes pour les produits ou services connectés directement avec l'écosystème, comme source de matière première,
- en utilisant l'ACV conséquentielle et l'ACV dynamique. Cela permettra de réduire les incertitudes sur les données d'entrée et d'obtenir des résultats d'une meilleure fiabilité.

Au travers de ce projet, plusieurs verrous méthodologiques sont identifiés, comme le lien entre l'ACV et les services rendus par les écosystèmes, ou la possibilité de coupler l'ACV conséquentielle et dynamique. A ce jour, peu d'études ont été réalisées à ce sujet.

Les axes d'innovation visés concernent l'affinage des données d'inventaires et l'application de récents développements méthodologiques en ACV. Les données d'entrée et de sortie courantes pour les systèmes de revêtements biosourcés ne sont pas bien développées et quantifiées. Il est ainsi nécessaire de créer une base de données de ces entrées (engrais, pesticides, énergie, eau, etc) et de ces sorties (air et émissions dans l'eau, des

déchets, etc) afin de pouvoir procéder à l'ACV.

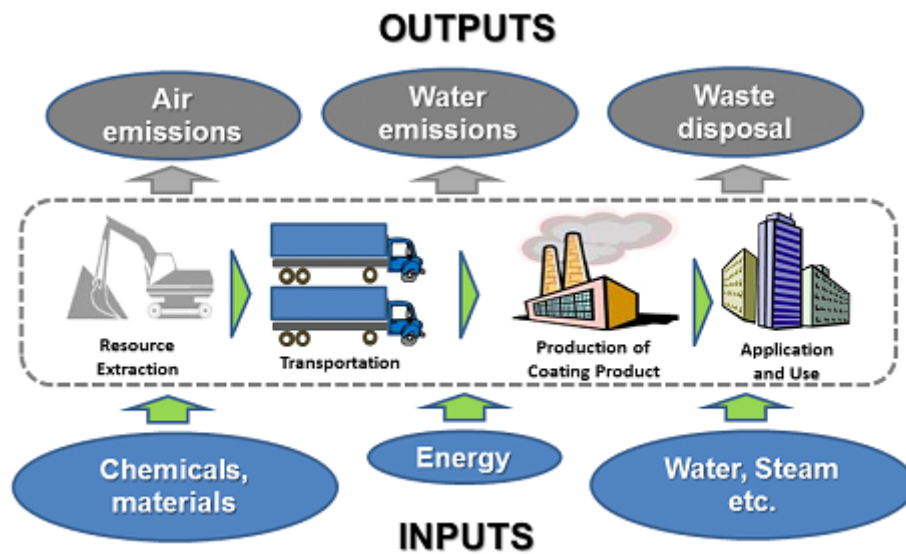


Figure 7.12 : Données d'entrée et de sortie d'une ACV

Bien que les résultats actuellement fournis par les ACV permettent d'évaluer beaucoup d'indicateurs (le réchauffement climatique, l'acidification, l'eutrophisation, l'écotoxicité, la toxicité pour l'homme...), il est nécessaire de développer des indicateurs plus adaptés à l'étude des revêtements pour réaliser l'évaluation des produits issus des agro-ressources. Un axe d'innovation visé consiste ainsi à étudier les indicateurs suivants :

Voies d'innovation	Problèmes à résoudre
Elaboration d'un inventaire matière première : <ul style="list-style-type: none"> - Matière biosourcé - Procédé d'obtention 	<ul style="list-style-type: none"> - Source de données - Identification des Input et Output
Intégration de nouveaux indicateurs : <ul style="list-style-type: none"> - Issu de méthodologie de service rendu par les écosystèmes - Issu du cout en cycle de vie - Empreinte eau et usage des terres - Indicateurs dynamiques 	<ul style="list-style-type: none"> - Lien entre service rendu par les écosystèmes et l'Analyse de Cycle de Vie - Paramètres d'indicateur de cout à intégrer - Développement des indicateurs en dynamique (actuellement statique)
Implémentation de la méthodologie d'ACV attributionnelle vers conséquentielle	<ul style="list-style-type: none"> - Identification des conséquences de ce type de produit à long terme

Tableau 7.1 : Innovations pour l'ACV

Dans ce projet, il est ainsi visé de couvrir ces deux méthodologies en étudiant : les limites du système, les données moyennes et les effets du marché, les conséquences environnementales prévisibles des décisions qui sont potentiellement pertinentes, les outils ou les approches qui sont suffisantes pour analyser et quantifier ces conséquences, les méthodes d'attribution, les échelles de temps et l'ampleur du changement, l'analyse de cycle de vie dynamique.

Bertrand LARATTE

Doctorat : Développement Durable

Année 2013

Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre d'une analyse de cycle de vie

Les méthodes d'évaluation environnementale sont de plus en plus utilisées pour mieux apprécier les impacts environnementaux générés par les activités humaines (produits, services, systèmes). L'analyse de cycle de vie (ACV) est sans doute la méthode d'évaluation la plus répandue. Elle est aussi souvent considérée comme la plus avancée, bien qu'elle comporte de sérieuses limites (elle n'intègre pas de réels indicateurs économiques ou sociaux, par exemple). Dans cette thèse de doctorat, j'examine plus particulièrement la problématique de l'intégration du temps dans les modèles d'inventaire et les calculs d'impact tout au long du cycle de vie. J'y présente une évolution de la méthodologie d'ACV traditionnelle pour le cas du réchauffement climatique, qui incorpore des aspects dynamiques et cumulatifs exprimés directement en équivalent-CO₂. Cette perspective orientée vers une meilleure prise en compte dans les pratiques de reporting et/ou les politiques publiques est ensuite déclinée sur trois cas d'application de complexité croissante pour l'analyse. L'hypothèse centrale de ce travail est que le passage d'une ACV traditionnelle à une ACV dite « dynamique » permettrait d'obtenir des résultats d'évaluation d'impacts plus proches de la réalité des phénomènes environnementaux.

Mots clés : analyse du cycle de vie - systèmes dynamiques - polluants atmosphériques - réchauffement de la terre - environnement, études d'impact.

Dynamic and Cumulative Environmental Impact Assessment in Life Cycle Assessment

Environmental impact assessment methods are now widely used in order to measure environmental impacts associated with human activities (for products, services, and systems). Life-cycle assessment (LCA) is without doubt the foremost assessment method. LCA is also often thought of as the more advanced one, despite serious limitations (e.g. LCA does not include properly economical or social dimensions). In this PhD report, I explore more specifically the issue of integrating time in both inventory models and impact assessments along the life-cycle. In the case of climate change, I offer an evolution of traditional LCA towards a framework that includes dynamic and cumulative aspects as expressed directly in CO₂-equivalent. This approach, which is oriented towards reporting practices and/or public policies, is afterwards applied to three different case studies of growing complexity. The central hypothesis of this work is that switching from traditional to so-called "dynamic" LCA would allow for better results with regards to one reality of environmental processes.

Keywords: life cycle assessment - dynamic system - atmospheric pollutants - climate change - environment, impact studies.