



HAL
open science

La régionalisation des inventaires de cycle de vie pour évaluer les technologies, les flux matériaux et les impacts dans la chaîne d'approvisionnement des énergies renouvelables

Cyril François

► To cite this version:

Cyril François. La régionalisation des inventaires de cycle de vie pour évaluer les technologies, les flux matériaux et les impacts dans la chaîne d'approvisionnement des énergies renouvelables. Sciences de la Terre. Université Grenoble Alpes, 2017. Français. NNT : 2017GREAU038 . tel-01792053

HAL Id: tel-01792053

<https://theses.hal.science/tel-01792053>

Submitted on 15 May 2018

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

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

THÈSE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE LA COMMUNAUTE UNIVERSITE GRENOBLE ALPES

Spécialité : Sciences de la Terre et de l'Univers et de l'Environnement

Arrêté ministériel : 25 mai 2016

Présentée par

Cyril FRANÇOIS

Thèse dirigée par **Olivier VIDAL**, Directeur de recherche, **ISerre**,
et codirigée par **Régis OLIVES**, Maître de conférence, **Université
de Perpignan**

préparée au sein du **ISerre**
dans l'**École Doctorale Terre Univers Environnement**

La régionalisation des inventaires de cycle de vie pour évaluer les technologies, les flux matériaux et les impacts dans la chaîne d'approvisionnement des énergies renouvelables

Thèse soutenue publiquement le **15 décembre 2017**
devant le jury composé de :

M. Éric, LEWIN

Physicien, CNAP, Président

Mme Cécile, BULLE

Professeur, Université du Québec à Montréal - Canada, Rapporteur

Mme Ligia, BARNA

Professeur, INSA Toulouse, Rapporteur

M. Gaël, GIRAUD

Directeur de recherche, AFD, Examineur

M. Jacques, VILLENEUVE

Ingenieur de recherche, BRGM, Orléans, examinateur

M. Fabien, PERDU

Ingénieur de recherche, CEA, Grenoble, examinateur

M. Régis OLIVE, Maître de conférences, Université de Perpignan, co-
directeur de thèse



Remerciements

Cette thèse n'aurait pas été possible sans le concours d'Olivier Vidal qui est devenu mon directeur de thèse. Je le remercie de m'avoir fait confiance et de la liberté qu'il m'a donnée pour réaliser cette thèse, ainsi que de sa patience dans les moments plus difficiles de la thèse. C'est à ce titre qu'il obtient la première place dans ces remerciements.

Une thèse, c'est aussi un environnement et des collègues. Je remercie l'ensemble du personnel et les membres du laboratoire ISTerre où j'ai effectué ma thèse. Je dois reconnaître que la bonne ambiance, la bienveillance et le support de chacun ont fait de ces trois années trois bonnes années. Je reconnais aussi au service administratif leur patience et leurs compréhensions au regard de ma phobie administrative et de mes égarements à la fin de ma thèse. Je n'ai aucun retenu à dire que je pourrais revivre ma thèse au sein de ce laboratoire.

Maintenant les formalités effectuées, bien que vraiment sincères, la thèse c'est aussi des rencontres hors du cadre purement professionnel. Je remercie les copains du quotidien et mes chaleureux co-bureaux qui ont été indispensables à la conservation d'un équilibre de vie sain : Alexis Grand'Homme, Anthony Pimbert, Cécile Prigent, Natalie Vögeli, Chloé Loury, Jacques Brives, Benoit Toubhan, Tobias Van Baarsel, Eleonor Bakker, Zakaria Ghazoui, et le couple Jérôme Nomade - Stéphane Schwartz. Mentions spéciales à Fatma Rostom, collègue, amie et véritable artiste multi- et trans-disciplinaire, et à Céline Tang qui est à l'image de son secteur de recherche : la production d'énergie. Deux personnalités inspirantes qui m'ont marqué par leur simplicité et la facilité avec laquelle elles font face à l'adversité, sans cynisme.

À titre plus personnel et quelque peu décalé, je remercie A. Camus dont je recommande la lecture à tout doctorant qui cherche une raison pour justifier ou revigorer sa ténacité. Je peux aussi mentionner internet et ses vidéos — stupides ? — de chats indispensables pour relâcher la pression. Sans doute la meilleure idée après la sécurité sociale pour garder une bonne santé.

Résumé

La transition énergétique est un enjeu crucial du XXIème siècle, en particulier pour réduire les conséquences néfastes du changement climatique. Cependant, cette transition est sujette à de nombreux risques : économiques, géologiques, sociaux, environnementaux et géopolitiques. Afin de pouvoir évaluer la vulnérabilité et les conditions de faisabilité des scénarios de transition énergétique, il est nécessaire de pouvoir évaluer la chaîne de valeur technologique et géographique des technologies impliquées dans le système énergétique.

Parmi les outils existants, les analyses de cycle de vie (ACV) et les modèles d'entrées-sorties économiques (IO), en particulier ceux multirégionaux (MRIO), permettent d'analyser une activité ou un secteur économique en prenant en compte la chaîne de valeur. Cependant les données relatives aux ACV ne fournissent pas ou peu d'information sur la chaîne de valeur géographique. Quant aux MRIO, s'ils fournissent des données sur les échanges économiques bilatéraux, donc une estimation des échanges régionalisés, ce sont des modèles très agrégés. Les nomenclatures des activités économiques et des catégories de produits présent en compte sont peu détaillées.

Le travail réalisé au sein de cette thèse vise à coupler les outils ACV et MRIO, en exploitant l'information technologique des premiers et l'information régionalisée des seconds. Une nouvelle méthodologie est proposée pour régionaliser les inventaires de cycle de vie d'ACV à partir des données MRIO. Cette méthodologie permet, à partir d'une base de données ACV de processus industriels, d'exploiter l'information des échanges géographiques des processus lorsqu'ils existent, et dans le cas contraire, d'exploiter les informations d'échanges économiques bilatéraux des MRIO pour estimer ces échanges géographiques.

Les outils qui découlent de ces travaux sont la première étape à l'évaluation des scénarios de transition énergétique. Ils permettent de réaliser des inventaires de cycle de vie régionalisés pour évaluer les besoins et les impacts des technologies impliquées dans la transition énergétique. Cependant, des travaux supplémentaires sont nécessaires pour prendre en compte la dimension temporelle des scénarios de transition énergétique.

Cette nouvelle méthode nécessite l'usage de nombreuses données de sources différentes. Afin de gérer ces données, une plateforme internet collaborative a été mise en place, qui permet de dissocier la gestion des données de leur usage. Une réflexion sur la gestion de la donnée a amené à penser de manière différente la structure des données relatives à l'écologie industrielle. Une nouvelle architecture sémantique, aussi appelée ontologie, a été développée pour faciliter la gestion des données, mais aussi leur maintien et leur évolution dans le temps, que ce soit pour un utilisateur unique, ou dans le cadre d'une gestion collaborative.

SOMMAIRE

LISTE DES FIGURES	7
LISTE DES TABLEAUX.....	11
LISTE DES ACRONYMES	12
INTRODUCTION : QUELS BESOINS ET LES IMPACTS DE LA TRANSITION ENERGETIQUE ?	13
1 LE SYSTEME ENERGETIQUE : UNE HISTOIRE D'HOMMES ET DE RESSOURCES.	14
1.1 <i>La nécessité de la chaleur et du travail pour les sociétés humaines.....</i>	<i>14</i>
1.2 <i>A chaque source d'énergie ses machines et ses révolutions industrielles.....</i>	<i>14</i>
1.3 <i>Un système énergétique qui a permis les révolutions industrielles, mais qui nécessite des nouveaux besoins pour être maintenu.....</i>	<i>16</i>
2 VERS UNE ELECTRIFICATION DU SYSTEME ENERGETIQUE ET LES ENERGIES RENOUVELABLES POUR REpondre AUX ENJEUX DU XXIEME SIECLE.	16
2.1 <i>Le système énergétique face aux risques de l'épuisement des ressources énergétiques fossiles et le changement climatique.....</i>	<i>16</i>
2.2 <i>Des intensités matières plus importantes pour les technologies basées sur les énergies renouvelables.....</i>	<i>17</i>
2.3 <i>Les technologies basées sur les énergies renouvelables entraînent de nouveaux besoins.....</i>	<i>18</i>
3 LA NECESSITE D'ESTIMER LE BESOIN EN RESSOURCE ET EN ENERGIE POUR REALISER UN SCENARIO DE TRANSITION ENERGETIQUE ET LES IMPACTS INDUITS.....	20
3.1 <i>Les intensités matières des énergies renouvelables importantes : des implications économiques, géologiques et géopolitiques pour l'accès aux ressources</i>	<i>20</i>
3.2 <i>La transition énergétique : un risque de délocalisation des impacts environnementaux et sociaux.....</i>	<i>21</i>
4 L'EVALUATION DE LA CHAINE DE VALEUR TECHNOLOGIQUE ET GEOGRAPHIQUE : STRATEGIE ET OBJECTIFS DE MA THESE	22
5 BIBLIOGRAPHIE	23
6 ANNEXE.....	26
CHAPITRE 1 ETAT DE L'ART : LES APPROCHES POUR EVALUER LA CONSOMMATION EN MATERIAUX ET EN ENERGIE D'UN SYSTEME	27
1 LES OUTILS POUR ANALYSER ET ESTIMER LES BESOINS EN ENERGIE, EN MATERIAUX ET LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ASSOCIES.....	28
2 LES ANALYSES D'ENTREES-SORTIES : EVALUATION DE L'INTERDEPENDANCE DES SECTEURS ECONOMIQUES	29
2.1 <i>Le principe des analyses entrées-sorties.....</i>	<i>29</i>

2.2	<i>La formulation mathématique des analyses d'entrées-sorties : la matrice de Leontief.....</i>	<i>30</i>
2.3	<i>Des modèles construits à partir des tableaux des ressources et des emplois.....</i>	<i>32</i>
2.4	<i>Les IOT pour l'analyse des flux de produits : les IOT produits par produits...33</i>	<i>33</i>
2.5	<i>Les extensions à l'environnement construites à partir des comptes environnementaux.....</i>	<i>34</i>
2.6	<i>Les IOT pour analyser le lien énergie et matière : des limites géographiques et de nomenclatures.....</i>	<i>34</i>
2.7	<i>Les modèles nationaux ou régionaux incompatibles entre eux selon leurs nomenclatures.....</i>	<i>35</i>
2.8	<i>Les modèles multirégionaux pour intégrer les échanges interrégionaux monétaires, mais aux nomenclatures très agrégées.....</i>	<i>36</i>
2.9	<i>Les modèles physiques aux nomenclatures et à la géographie restreintes.....</i>	<i>37</i>
2.10	<i>Le recyclage difficilement pris en compte.....</i>	<i>38</i>
3	LES ANALYSES DE CYCLE DE VIE (ACV) : L'EVALUATION DES ECHANGES ET DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES ACTIVITES INDUSTRIELLES	41
3.1	<i>Les principes des ACV.....</i>	<i>41</i>
3.2	<i>Les étapes de construction des ACV.....</i>	<i>41</i>
3.3	<i>La création des inventaires : l'approche par imputation et par extension des frontières.....</i>	<i>43</i>
3.4	<i>La formulation mathématique inspirée des analyses d'entrées-sorties.....</i>	<i>46</i>
3.5	<i>La sources des données et l'usage des bases de données pour le calcul d'inventaire.....</i>	<i>49</i>
3.6	<i>Une transparence limitée sur les données.....</i>	<i>49</i>
3.7	<i>Des outils numériques et des formats numériques non homogènes.....</i>	<i>51</i>
3.8	<i>Les incertitudes et les effets de troncature mal pris en compte.....</i>	<i>51</i>
3.9	<i>La dimension géographique et temporelle quasi-absente des ACV.....</i>	<i>53</i>
4	LES ANALYSES DE FLUX DE MATIERE ET DE SUBSTANCE (M/SFA) : LA MODELISATION DES FLUX ET DES STOCKS AU SEIN D'UNE ECONOMIE	55
4.1	<i>Le principe des SFA</i>	<i>55</i>
4.2	<i>Les différentes approches et variations des M/SFA.....</i>	<i>56</i>
5	LES MFA HYBRIDES POUR DES ANALYSES STRATEGIQUES OU PLUS COMPLETES ...	60
5.1	<i>Les modèles hybrides modulaires pour l'analyse stratégique.....</i>	<i>60</i>
5.2	<i>Les modèles ACV hybrides pour des analyses plus complètes.....</i>	<i>61</i>
6	CONCLUSION : LA REGIONALISATION DES ACV A PARTIR DES IOA MULTIREGIONAUX COMME POTENTIELLE SOLUTION	64
7	BIBLIOGRAPHIE	66
	CHAPITRE 2 : LA REGIONALISATION DES INVENTAIRES DE PROCESSUS A L'AIDE DES MODELES D'ENTREES-SORTIES MULTIREGIONALES	74
1	INTRODUCTION.....	76
2	METHODE : REGIONALISATION DES DONNEES UPR PAR LES DONNEES MRIO.	77

2.1	<i>Principe de la régionalisation des flux technologiques par les données monétaires d'entrées-sorties.....</i>	77
2.1	<i>Choix du jeu de données basé sur la similarité géographique.....</i>	77
2.1	<i>Correspondance des nomenclatures de produits et de catégories de produits...</i>	83
2.2	<i>Création du vecteur des ratios de provenance.....</i>	84
2.3	<i>Régionalisation du processus.....</i>	85
3	PRINCIPE DE LA REGIONALISATION DE LA CHAINE DE VALEUR D'UN PROCESSUS : UNE APPROCHE MATRICIELLE	85
3.1	<i>La création des index selon la compatibilité avec la nomenclature des modèles d'entrées sorties.....</i>	87
3.2	<i>La régionalisation des données à l'aide des données MRIO.....</i>	89
3.3	<i>Prise en compte des incohérences entre les données processus et MRIO.....</i>	96
3.4	<i>La construction pour permettre le calcul par série de puissances.....</i>	98
3.5	<i>La construction des matrices d'interventions et des facteurs de caractérisation des impacts environnementaux.....</i>	99
4	LA GESTION DES DONNEES A L'AIDE D'UNE PLATEFORME DE TYPE WIKI	101
4.1	<i>Un stockage des données basées sur les graphes.....</i>	101
4.2	<i>L'alimentation de la base de données et les scripts de transformation.....</i>	101
5	RESULTATS : APPLICATION DE LA METHODOLOGIE A LA BASE ECOINVENT 3.2 AVEC LES DONNEES EXIOBASE 2	103
5.1	<i>L'application de la méthodologie à la base de processus Ecoinvent avec les données MRIO d'Exiobase.....</i>	103
5.2	<i>L'application de la méthodologie pour déterminer les flux pour la construction d'une éolienne.</i>	103
5.3	<i>L'estimation des flux de cuivre et de cuivre concentré.....</i>	104
5.4	<i>Des résultats cohérents avec une ACV standard réalisée les mêmes données processus.....</i>	111
5.5	<i>Une régionalisation qui permet de prendre en compte les mix énergétiques régionaux.....</i>	112
6	DISCUSSION	113
6.1	<i>Une méthodologie pour réaliser des études ACV régionalisées.....</i>	113
6.2	<i>Un travail de récolte et d'organisation des données conséquent en amont.....</i>	114
6.3	<i>Des difficultés méthodologiques et techniques à prendre en compte sur les incertitudes et la sensibilité.....</i>	114
6.4	<i>Des travaux supplémentaires pour prendre en compte des scénarios.....</i>	115
6.5	<i>Des travaux supplémentaires pour permettre l'hybridation des données processus à l'aide des données MRIO.....</i>	115
6.6	<i>Des travaux à poursuivre pour mieux gérer de nouvelles informations et permettre l'évolution du modèle.....</i>	115
7	CONCLUSION	116
8	BIBLIOGRAPHIE	116
9	ANNEXE A : EXEMPLE DE LIENS D'APPARTENANCE ENTRE LES GEOGRAPHIES.....	119

10	ANNEXE B : EXEMPLE DE LIENS ENTRE LES PROCESSUS ECOINVENT ET LES SECTEURS INDUSTRIELS EXIOBASE 2.....	121
11	ANNEXE C : EXEMPLE D'ACTIVITE SELON LA GEOGRAPHIE	124
12	ANNEXE D : EXEMPLE DE CODE PYTHON POUR LA CREATION DE LA MATRICE TECHNOLOGIQUE.....	125
13	ANNEXE D : EXEMPLE DE REQUETE SPARQL POUR LA CREATION DE LA MATRICE TECHNOLOGIE	128
	CHAPITRE 3 : GESTION DE LA DONNEE ET DU SAVOIR DANS LE DOMAINE DE L'ECOLOGIE INDUSTRIELLE.....	130
1	DES DIFFICULTES POUR L'ACCES ET L'USAGE DES DONNEES D'ACV ET D'IOA.....	132
	1.1 <i>Les données d'ACV et d'EEIOA sujettes à l'effet « silo ».....</i>	133
	1.2 <i>La qualité et le sens des données remis en question.....</i>	135
	1.3 <i>Repenser la gestion des données pour répondre à ces problématiques : l'approche ontologique.....</i>	135
2	LES LEÇONS DE L'APPROCHE ONTOLOGIQUE DANS LE DOMAINE BIOMEDICALE.....	137
	2.1 <i>L'ontologie : une description logique d'un domaine de connaissance.....</i>	137
	2.2 <i>L'usage des ontologies dans le milieu biomédical pour faciliter l'intégration et le traitement des données.....</i>	138
3	APPLICATION DES METHODOLOGIES DU BIOMEDICAL POUR CREER UNE ONTOLOGIE DE L'ECOLOGIE INDUSTRIELLE	139
	3.1 <i>L'ontologie réaliste BFO comme base pour l'ontologie IEO.....</i>	139
	3.2 <i>Méthodologie pour la création de l'ontologie IEO :.....</i>	141
4	RESULTATS.....	147
	4.1 <i>Le module IEO-LCA pour la représentation des processus industrielles.....</i>	147
	4.2 <i>Les échanges et leurs rôles dans les processus.....</i>	149
	4.3 <i>La qualité des entités matérielles.....</i>	150
	4.4 <i>La représentation des données.....</i>	153
	4.5 <i>La représentation des UPR.....</i>	156
5	LE MODULE IEO-IO POUR LA REPRESENTATION DES ACTIVITES DES SECTEURS INDUSTRIELS.....	159
	5.1 <i>Le module IEO-IO : une structure similaire à celle du module IEO-LCA</i>	159
	5.2 <i>La représentation des métadonnées.....</i>	161
	5.3 <i>La qualité des données.....</i>	162
6	DISCUSSION : UNE NOUVELLE ONTOLOGIE POUR L'ECOLOGIE INDUSTRIELLE	163
	6.1 <i>Un nouveau format de données flexible et évolutif avec une dimension sémantique.....</i>	163
	6.2 <i>Création d'une plateforme wiki basée sur l'ontologie IEO.....</i>	164
	6.1 <i>Les limites et contraintes de l'approche ontologique.....</i>	167
7	CONCLUSION	168
8	BIBLIOGRAPHIE	169

9	ANNEXE A : CREATION ET EDITION D'UNE ONTOLOGIE AVEC LE LOGICIEL PROTEGE	175
10	ANNEXE B : LES TYPES DE L'ONTOLOGIE IEO ET LEUR DEFINITION	176
	PERSPECTIVE : COUPLAGE DES INVENTAIRES REGIONALISEES	
	AVEC UN MODELE DYNAMIQUE	185
1	LES AJUSTEMENTS DES INVENTAIRES POUR TEMPORALISER LES DONNEES	186
1.1	<i>La dissociation des jeux de données selon les étapes de vie.....</i>	<i>186</i>
1.2	<i>Prendre en compte l'évolution du marché électrique.....</i>	<i>187</i>
1.3	<i>L'hybridation des inventaires avec les données MRIO.....</i>	<i>187</i>
1.4	<i>La détermination des mix technologique par type d'énergie.....</i>	<i>188</i>
1.5	<i>L'évolution technologique des processus.....</i>	<i>188</i>
1.6	<i>La prise en compte de l'évolution des réserves.....</i>	<i>188</i>
1.7	<i>La prise en compte de l'évolution des données MRIO dans le temps.....</i>	<i>191</i>
2	LE COUPLAGE DES RESULTATS D'INVENTAIRES REGIONALISES A UN MODELE « ENERGIE-MATIERE » DYNAMIQUE	191
3	CONCLUSION	194
4	BIBLIOGRAPHIE	194
5	ANNEXE A : « GLOBAL TRENDS IN METAL CONSUMPTION AND SUPPLY : THE RAW MATERIAL ENERGY NEXUS ».....	196
	CONCLUSION GENERALE	202

Liste des figures

Figure Intro-1 Quantité de 4 matières premières de base utilisées pour la fabrication de différentes infrastructures de production d'électricité.....	19
Figure Intro-2 Masse de matière en kg pour 1 MWh d'énergie électrique calculée avec les intensités matières reportées sur la Figure Intro-1 et dans le tableau Intro-1.....	19
Figure 1-1 Principe des bilans environnementaux.....	34
Figure 1-2 Principe de l'analyse de cycle de vie.....	42
Figure 1-3 Indicateurs de la méthode Impact 2002+.....	44
Figure 1-4 Concept des approches par imputation (à gauche) et par extension des rontières (à droite).....	45
Figure 1-5 Attribution par imputation économique d'une activité minière cuivre-or.....	45
Figure 1-6 Principe de calcul des échanges intermédiaires.....	47
Figure 1-7 Principe de calcul des échanges élémentaires.....	48
Figure 1-8 Principe des études EW-MFA.....	55
Figure 1-9 Modèle SFA dynamique du cuivre du Japon.....	57
Figure 1-10 Principe d'un modèle hybride modulaire.....	61
Figure 1-11 Principe des différents modèles ACV hybrides.....	63
Figure 2-1 Principe de régionalisation des processus unitaires à l'aide des données d'entrées-sorties économiques.....	79
Figure 2-2 Exemple de régionalisation des processus unitaire à l'aide des données d'entrées-sorties économiques.....	80
Figure 2-3 a) Principe de relations de similarité et d'inclusion entre différentes géographies, et b) exemple de relations de proprité entre les géographies des jeux de données.....	81
Figure 2-4 Principe de détermination du processus représentatif.....	82
Figure 2-5 Principe de création de la matrice des processus unitaires régionalisés.....	87
Figure 2-6 Principe d'agrégation des données par type de produit.....	92
Figure 2-7 Principe de régionalisation des jeux de données non compatibles via une approche matricielle.....	93
Figure 2-8 Principe de transformation des processus qui n'existent pas en activité de transit.....	95

Figure 2-9 Masque binaire qui représente les activités ayant lieu ou non sur une région.....	95
Figure 2-10 Principe de calcul de la régionalisation des données processus.....	97
Figure 2-11 Matrice d'interventions, ou matrice de flux élémentaires	100
Figure 2-12 Matrice des facteurs de caractérisations	100
Figure 2-13 Plateforme sémantique du type wiki.....	102
Figure 2-14 Environnement de travail pour la création des scripts.	102
Figure 2-15 Production de cuivre primaire régionalisée le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.	105
Figure 2-16 Production de cuivre concentré régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.	105
Figure 2-17 Production de minerais de cuivre régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.....	106
Figure 2-18 Production de cuivre primaire régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.....	107
Figure 2-19 Production de cuivre concentré régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.....	107
Figure 2-20 Production de minerai de cuivre régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.	108
Figure 2-21 Consommation d'eau de rivière régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.	109
Figure 2-22 Consommation d'eau de rivière régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.....	110
Figure 2-23 Contribution au changement climatique pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.	111
Figure 2-24 Contribution au changement climatique pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.....	111
Figure 3-1 Représentation partielle de l'ontologie BFO et son application pour représenter la production d'électricité par une éolienne.	143
Figure 3-2 Représentation de l'information relative à la ferme d'éolienne de Cruas, France, à l'aide des ontologies BFO et RO.	144
Figure 3-3 Représentation de la documentation, de la classification et de la mesure de masse d'une éolienne à l'aide des ontologies BFO (noir) et IAO (orange).	145
Figure 3-4 Représentation d'une éruption volcanique à l'aide des ontologies ENVO (en vert) et de CHEBI (en bleu).....	146

Figure 3-5 L'ontologie IEO et les ontologies auxquelles elle est liée	147
Figure 3-6 Représentation d'une système fonctionnel et de ses processus associées.	149
Figure 3-7 La représentation des échanges induits par un processus et leurs rôles à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), ENVO (vert) et IEO (rouge).....	151
Figure 3-8 Représentation des qualités des entités matérielles à l'aide des ontologies BFO/RO (noir) et IEO (rouge).....	151
Figure 3-9 Représentation des fonctions d'usage à l'aide de l'ontologie IEO.....	152
Figure 3-10 a) Représentation d'un système fonctionnel et de ses processus fonctionnels, b) du lien de dépendance entre plusieurs systèmes fonctionnels, c) des processus fonctionnels lorsque le système fonctionnel fait intervenir plusieurs sous processus distincts, et d) le lien entre ces processus fonctionnels au sein d'un même système.	153
Figure 3-11 Représentation de la valeur de la masse du générateur et sa distribution log-normale à l'aide des ontologies BFO (noir), OBI (bleu) IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge)	154
Figure 3-12 Représentation des données à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), IAO (jaune), OBI (bleu) et IEO (rouge).	155
Figure 3-13 Représentation de a) l'étape de modélisation des données relatives aux processus fonctionnels en UPR, b) des UPR et c) du rôle que joue la donnée lors de la modélisation à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).	157
Figure 3-14 Représentation a) du lien entre les coefficients des UPR, b) entre les coefficients des UPR et la nomenclature des bases de données, et c) d'un exemple avec le cas d'un générateur d'éolienne, à l'aide des ontologies IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).....	158
Figure 3-15 Représentation a) d'un ICV, b) d'une ACV, et c) des indicateurs et des facteurs de caractérisation associés) l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI(bleu), STATO (violet) et IEO (rouge).....	159
Figure 3-16 En haut, a) Représentation des activités économiques et leurs interdépendance ; en bas : représentation b) des SUT, c) le choix de modélisation d'IOA, d) et du modèle IOA à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).....	161
Figure 3-17 Représentation a) de la structure de l'ontologie Bibo, et b) d'un exemple d'application à l'aide des ontologies IAO (orange) et IEO (rouge).	162
Figure 3-18 Représentation de la qualité d'un coefficient d'un UPR avec les indicateurs de "pedigree", à l'aide des ontologies OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).....	162

Figure 3-19 Ecosystème logiciel autour de la plateforme wiki sémantique Ontowiki.....	166
Figure 3-20 Principe de gestion différenciée des bases de connaissance, avec a) une base de connaissance représentant les UPR, b) une base de connaissance générique LCI nécessaire au calcul des ACV, et c) les identifiants communs à chacune des bases de connaissance.	167
Figure 3-21 Principe de création des matrices A et B pour le calcul d'ICV.	168
Figure 3-22 Eléments d'une ontologie : 1) la taxonomie des types et leurs relations hiérarchiques, 2) les relations d'annotations qui décrivent le type, 3) les relations d'objet du type et 4) les relations d'objet hérités d'un type.	175
Figure 4-1 Evolution de la consommation d'énergie pour la production de cuivre primaire à partir de porphyres cuprifères en fonction de la baisse de concentration avec le temps et avec les technologies actuelles (courbe noire). Les cercles vides montrent les valeurs réelles observées en 1963 et 2013. Les cercles noirs montrent les valeurs moyennes mondiales tous types de gisements confondus	189
Figure 4-2 Principe du modèle proie prédateur développé par Olivier Vidal.	190
Figure 4-3 Concentration estimée en cuivre des gisements porphyriques exploités (courbe noire) pour reproduire (courbe rouge) la production mondiale cumulée observée (courbe bleue)	191
Figure 4-4 Evolution du mix énergétique pour les scénarios bluemap (AIE, 2010), Ecofys-WWF (2012) et Garcia-Olivarès et al. (2012).....	192
Figure 4-5 Représentation schématique du modèle utilisé pour la modélisation dynamique des flux et des stocks de matière premières de l'infrastructure de génération d'électricité.....	193

Liste des tableaux

Tableau Intro-1 Intensité matière par technologie (Source : Vidal, 2017)	20
Tableau 1-1 Classification CPA d'Eurostat et NAICS américaine pour les minerais métalliques	36
Tableau 1-2 Nombre de régions et de secteurs, dont le nombre des secteurs distincts pour les minéraux dans chaque projet MRIO.	37
Tableau 1-3 Liste non exhaustive de bases de données pour les ACV	50
Tableau 1-4 Etudes SFA par périmètre géographique et éléments. En parenthèse, le nombre de SFA dynamique	58
Tableau 2-1 Exemple de lien de similarité et d'appartenance pour trois régions géographiques.....	82
Tableau 2-2 Exemple de correspondances des processus Ecoinvent et des secteurs industriels de données Exiobase.....	83
Tableau 2-3 Exemple de correspondances des produits Ecoinvent et des catégories de produits des données Exiobase.....	84
Tableau 2-4 Exemple de flux monétaires régionalisés des produits de cuivre pour le secteur de la manufacture des machines et des appareils électriques français (adapté d'Exiobase).....	85
Tableau 2-5 Exemple de régions et d'inclusions des régions des processus Ecoinvent dans celles du modèle MRIO Exiobase.	89
Tableau 2-6 Jeux de données utilisés.	104
Tableau 2-7 Comparaison des résultats obtenus pour une éolienne 4,5 MW sans régionalisation, avec régionalisation pour la France et pour la Chine.	104
Tableau 2-8 Comparaison de la demande en énergie électrique.	113
Tableau 2-10 Exemple de correspondances entre les nomenclatures des régions Ecoinvent et celles d'Exiobase.....	119
Tableau 2-11 Exemple de correspondances entre les nomenclatures des processus et des produits Ecoinvent et les secteurs Exiobase.....	121
Tableau 2-11 Listes des régions où l'activité de production de cuivre primaire peut exister.....	124
Tableau 3-1 Types et relations de l'ontologie IEO.....	176

Liste des acronymes

ACV : Analyse de cycle de vie
BFO : Basic Formal Ontology
BGS : British Geological Survey
BRGM : Bureau de recherches géologiques et minières français
DOLCE : Descriptive Ontology for Linguistic and Cognitive Engineering
EE-IOA : Environment Extended Input-Output Analysis
EICV : Evaluation de l'impact du cycle de vie
ENVO : Environment Ontology
EW-MFA : Economy-Wide Material Flow Accounts
GFO : General Formal Ontology
ICV : inventaire de cycle de vie
IEO : Industrial Ecology Ontology
IAO : Information Artefact Ontology
IOA : Input-Output Analysis
ISO : organisation internationale de standardisation
MFA : Material Flow Analysis
MRIO : Multi-Regional Input-Output analysis
MSA : Material System Analysis
OBI : Ontology for Biomedical Investigation
OWL : Web Ontology Language
PIOT : Physical Input-Output Table
PxP : Produits par produits
RDF : Resource Description Framework
RO : Relations Ontology
RoW : Rest of the World
SDG-IO : Sustainable Development Goals Interface Ontology
SETAC : Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SFA : Substance Flow Analysis
SKOS : Simple Knowledge Organization System RDF Schema
STATO : STATistic Ontology
SUMO : Suggested Upper Merged Ontology
SUT : Tables des ressources et des emplois
UPR : Unit process, processus unitaire
USGS : United States Geological Survey
WIOT : Waste Input Output Table

Introduction : Quels besoins et les impacts de la transition énergétique ?

1	LE SYSTEME ENERGETIQUE : UNE HISTOIRE D'HOMMES ET DE RESSOURCES.	14
1.1	<i>La nécessité de la chaleur et du travail pour les sociétés humaines.....</i>	<i>14</i>
1.2	<i>A chaque source d'énergie ses machines et ses révolutions industrielles.....</i>	<i>14</i>
1.3	<i>Un système énergétique qui a permis les révolutions industrielles, mais qui nécessite des nouveaux besoins pour être maintenu.....</i>	<i>16</i>
2	VERS UNE ELECTRIFICATION DU SYSTEME ENERGETIQUE ET LES ENERGIES RENOUELABLES POUR REpondre AUX ENJEUX DU XXIEME SIECLE.	16
2.1	<i>Le système énergétique face aux risques de l'épuisement des ressources énergétiques fossiles et le changement climatique.....</i>	<i>16</i>
2.2	<i>Des intensités matières plus importantes pour les technologies basées sur les énergies renouvelables.</i>	<i>17</i>
2.3	<i>Les technologies basées sur les énergies renouvelables entraînent de nouveaux besoins</i>	<i>18</i>
3	LA NECESSITE D'ESTIMER LE BESOIN EN RESSOURCE ET EN ENERGIE POUR REALISER UN SCENARIO DE TRANSITION ENERGETIQUE ET LES IMPACTS INDUITS	20
3.1	<i>Les intensités matières des énergies renouvelables importantes : des implications économiques, géologiques et géopolitiques pour l'accès aux ressources.....</i>	<i>20</i>
3.2	<i>La transition énergétique : un risque de délocalisation des impacts environnementaux et sociaux.....</i>	<i>21</i>
4	L'EVALUATION DE LA CHAINE DE VALEUR TECHNOLOGIQUE ET GEOGRAPHIQUE : STRATEGIE ET OBJECTIFS DE MA THESE	22
5	BIBLIOGRAPHIE	23
6	ANNEXE.....	26

Ce chapitre introduit la problématique de cette thèse. Il rappelle les grands enjeux de la transition énergétique pour le XXIème siècle et soulève les questions associées. Il montre que les évaluations des scénarios de transitions énergétiques doivent prendre en compte les chaînes de valeurs technologiques mais aussi géographiques des technologies impliquées dans la transition énergétique.

1 Le système énergétique : une histoire d’hommes et de ressources.

1.1 La nécessité de la chaleur et du travail pour les sociétés humaines

Pour assurer sa pérennité et son développement, l’homme doit s’assurer à minima de trois choses : être capable de maintenir sa température, de s’alimenter et de bâtir les moyens assurant sa protection. Ces besoins sont assurés à la fois par un flux d’énergie calorifique, la chaleur ou la fraîcheur, et par un flux d’énergie mécanique, le travail. Par exemple, le travail permet l’extraction et le transport des matières extraites de l’environnement, et ajouté à la chaleur, ces matières peuvent être transformées afin d’être exploitées ou consommées par les hommes. Pour générer de la chaleur, l’homme peut exploiter l’énergie thermique contenue dans un combustible comme le bois. S’il veut déplacer une masse importante sur de longue distance, il peut exploiter l’énergie mécanique d’un cours d’eau et du vent, comme ce fut le cas pour les premiers navires. Les sources d’énergies directement exploitables sont nombreuses et variées : les animaux – humains et non humains –, les composés organiques tels que le bois, la géothermie, le rayonnement solaire, l’énergie cinétique du vent et de l’eau. Si ces sources sont importantes en quantité et directement exploitables, elles sont très diluées, intermittentes et difficiles à maîtriser. De plus, certaines d’entre elles ont des spécificités géographiques, elles ne sont accessibles que dans certains lieux.

1.2 A chaque source d’énergie ses machines et ses révolutions industrielles

Bien qu’il existe des sources d’énergies directement exploitables, leurs géographies ou leurs formes ne correspondent pas toujours aux besoins des activités humaines. Pour transformer l’énergie, mais aussi la transporter là où les hommes en ont besoin, ces derniers ont mis au point les machines telles que le moteur hydraulique ou les machines à vapeur. Par exemple, le moteur hydraulique a permis de transformer l’énergie cinétique de l’eau en énergie mécanique utile aux activités artisanales humaines (broyage des grains, forges, etc.). Quant à la machine à vapeur, elle a permis de transformer en travail le pouvoir calorifique des matières premières énergétiques telles que le bois ou le charbon. D’un usage de chauffe où le bois et le charbon fournissaient uniquement

de la chaleur, la machine à vapeur a permis d'utiliser la capacité thermique des combustibles pour fournir un travail au-delà des capacités animales. Bien que la machine à vapeur a besoin de combustible pour fonctionner, l'essor du transport et la fabrication d'infrastructures, à l'aide de ces mêmes machines, a rendu possible l'utilisation de ces machines toujours plus loin des sources de combustibles. L'impact des machines fut remarquable. En particulier, la machine à vapeur a été un des facteurs prédominants du développement de l'industrie manufacturière, des transports ferrés et navals à l'origine de l'industrialisation du XVIII^e siècle.

Si le bois fut utilisé dans un premier temps, le charbon est devenu la source d'énergie principale des machines à vapeur. Les intérêts du charbon sur le bois pour fournir du travail sont en effet multiples : le charbon n'a pas d'autre usage que celui de fournir de l'énergie, alors que le bois était utilisé dans la construction, et il nécessitait une gestion rigoureuse des forêts. De plus, le charbon a un pouvoir calorifique nettement supérieur à celui du bois.

Plus tard, les découvertes de l'énergie électrique et l'invention de la machine magnéto-électrique et du transformateur ont facilité le transport de l'énergie. L'énergie électrique se transporte aisément à l'aide de câbles métalliques et de façon quasi instantannée. A l'aide des machines électriques, l'énergie mécanique pouvait être transformée en énergie électrique, transportée, puis exploitée directement ou sous d'autres formes à l'aide de machines dédiées : chimique avec les électrodes, sonore avec les aimants, mécanique avec les moteurs électriques ou en chaleur avec les résistances. L'invention des machines électriques et la facilité de transport de l'électricité a permis la délocalisation des anciennes machines à vapeur hors des ateliers et des villes, et de substituer l'éclairage dangereux à pétrole ou à gaz par de l'éclairage électrique. L'énergie électrique produite en abondance notamment à l'aide des barrages va voir ses usages multipliés et donner lieu à l'électrification des villes et favoriser ainsi les conditions de vie urbaines, puis s'est généralisée au delà des centres urbains (Beltran, 2017). Cependant, l'énergie électrique a un défaut : elle ne se stocke pas en l'état. Toute l'énergie produite doit être consommée sous peine de dégrader les installations. Pour la stocker, il faut la transformer en énergie chimique, cinétique ou potentielle à l'aide d'autres machines.

Les sources d'énergie pour la production de chaleur ou de travail se sont diversifiées, en particulier avec le développement du pétrole, du gaz et de l'énergie nucléaire. Pour un même usage, certaines se sont ajoutées à celles déjà présentes quand d'autres se sont substituées aux anciennes. Par exemple, les dérivés du pétrole présentent des avantages certains sur le charbon ou le bois. Les carburants liquides présentent un pouvoir calorifique supérieur et ils sont liquides. Ces avantages ont rendu possible la miniaturisation des moteurs, facilité le transport et l'embarquement d'une quantité plus importante d'énergie pour un même volume. Dans le même temps, les dérivés les plus lourds et solides, tels que le goudron ou les plastiques, ont été utilisés pour la fabrication d'infrastructures

comme les routes. Le pétrole est un des facteurs prédominants de la révolution du transport de marchandise, routier ou naval, et du transport individuel. Quant au gaz et à l'énergie nucléaire, ils sont venus s'ajouter aux autres énergies utilisées pour la production de chaleur ou d'électricité. Bien qu'ils nécessitent des investissements préalables plus conséquents que le bois, le charbon ou les dérivés du pétrole, ils offrent une source d'énergie supplémentaire économiquement compétitive et permettent de diversifier les sources d'énergie pour plus de sécurité et de résilience du système énergétique.

1.3 Un système énergétique qui a permis les révolutions industrielles, mais qui nécessite des nouveaux besoins pour être maintenu

Pour répondre à la demande croissante des flux d'énergie, l'homme a créé des infrastructures et des machines pour extraire toujours plus d'énergie de son environnement, pour la transporter, la transformer et l'utiliser en des lieux variés. L'homme a développé, à partir de sources énergétiques non directement exploitables en l'état, un système complexe capable de fournir toujours plus de chaleur et de travail nécessaires aux activités humaines. Mais ce système impose des contraintes. Les flux d'énergie qu'il produit doivent être suffisants pour permettre la production en ressources énergétiques et non-énergétiques nécessaires aux activités humaines mais aussi à son maintien. Si cette condition n'est pas respectée, le système énergétique et les sociétés qui en dépendent ne peuvent plus se maintenir. En définitive, la pérennité du système énergétique et de nos sociétés peut se résumer à un problème de flux d'énergie et de matières premières non énergétiques. A l'heure actuelle, toute notre économie et notre modèle social sont dépendants de la stabilité de ces flux, qui eux-mêmes dépendent de l'accessibilité à des stocks fossiles qui sont par nature non renouvelables. Si les flux viennent à baisser par appauvrissement des stocks, le système n'est plus pérenne.

2 Vers une électrification du système énergétique et les énergies renouvelables pour répondre aux enjeux du XXIème siècle.

2.1 Le système énergétique face aux risques de l'épuisement des ressources énergétiques fossiles et le changement climatique.

Depuis le milieu du XX siècle, le système énergétique existant a été remis en question pour plusieurs raisons. Deux risques majeurs ont été identifiés par la communauté scientifique : i) l'épuisement probable à moyen terme des ressources énergétiques fossiles, et ii) le changement climatique avec ses externalités négatives sur les écosystèmes et les sociétés (Field et al., 2014). La première

difficulté résulte du fait que les ressources énergétiques fossiles sont des stocks finis dont l'épuisement est inévitable. Le changement climatique résulte, quant à lui, de l'accumulation de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, en particulier le dioxyde de carbone produit par la combustion des ressources fossiles hydrocarbonées. Les émissions du système énergétique en gaz à effet de serre sont supérieures à ce que les écosystèmes peuvent absorber. La solution à ces deux difficultés est de substituer les sources d'énergie fossiles (charbon, pétrole et gaz) par des sources d'énergie non carbonées et renouvelables tout en conservant l'efficacité du système énergétique intacte. Les sources d'énergie renouvelable sont alors revenues sur le devant de la scène.

Les énergies renouvelables sont par définition inépuisables à l'échelle de temps humain, elles sont présentes en des quantités suffisantes pour assurer tous nos besoins et ne sont pas émettrices de gaz à effet de serre. Cependant, elles sont très diluées, et présentent des défis technique pour être exploitées. Parmi les plus connues et économiquement viables, on retrouve les sources d'énergie hydraulique, solaire ou du vent. Bien que considérée comme une énergie renouvelable, l'énergie hydraulique n'est pas nouvelle et est toujours plus exploitée via les cours d'eau, aussi de nouvelles techniques tendent à se développer pour exploiter l'énergie des marées. Le rayonnement solaire peut être exploité directement sous forme de chaleur ou transformé en l'électricité via des panneaux photovoltaïques. Quant à l'énergie cinétique du vent, elle permette de fournir de l'électricité à l'aide de turbines et de génératrices électriques.

Bien que l'énergie nucléaire est une autre solution car elle n'émet pas de gaz à effet de serre, elle est issue d'une ressources fossile et la quantité accessible de cette énergie n'est pas suffisante pour se substituer aux ressources énergétiques fossiles carbonnées dans leur intégralité. De plus, la dangerosité des déchets et de l'accident nucléaire limitent leur utilisation, autant au niveau de l'ingénierie que de l'acceptabilité sociale.

2.2 Des intensités matières plus importantes pour les technologies basées sur les énergies renouvelables.

A chaque type d'énergie, il y a une machine pour transformer l'énergie. Une turbine qui exploite l'énergie cinétique de l'eau n'est adaptée qu'à l'eau, un moteur à combustion à essence qu'à l'essence. Cela s'applique à l'ensemble des énergies fossiles, fissiles et renouvelables. Pour exploiter en quantité les énergies renouvelables, il faut donc fabriquer et mettre en place une infrastructure dédiée. Les caractéristiques de ces machines diffèrent de celles des technologies basées sur les énergies fossiles. Concernant la production d'électricité, les technologies basées sur les énergies renouvelables consomment en moyenne, pour une même puissance ou pour une même énergie, des quantités de ressources non énergétiques supérieures à celles basées sur les énergies fossiles ou fissiles (Kleijn, 2011; Vidal et al., 2013 ; Hertwich et al., 2015; Vidal et al., 2017). Cela est illustré sur la Fig. Intro-1, qui reporte les intensités matières de différentes technologies de

production d'électricité. En effet, les flux d'énergie renouvelable sont largement plus dilués que les stocks d'énergie fossile. De fait, il faut une infrastructure de grande taille pour capter et produire une énergie utilisable.

Les résultats présentés sur la Fig. Intro-1 présentent une dispersion importante. Ceci est dû au fait que les données récoltées représentent des technologies entre 1995 et 2014. Or les technologies basées sur les énergies renouvelables évoluent très vite. Si certaines évoluent en consommant moins de ressources et d'énergies, pour d'autres la consommation s'accroît. Le premier cas de figure est observé pour les cellules des panneaux photovoltaïques (Koppelaar, 2017), quand le second l'est pour les éoliennes à haute puissance (Vidal, 2017). De plus, les ressources consommées dépendent de la façon dont les technologies sont installées. Selon les données de Ecoinvent Centre (2015) et Hertwich et al. (2015), la quantité de béton nécessaire à l'installation d'une centrale photovoltaïque est inférieure à 100 t/MW, alors que Tahara et al. (1997), Pacca et al. (2002) et Perpiñan et al. (2009) reportent des montants allant de 1300 t/MW à 2300 t/MW pour les structures fixes, et 500 t/MW à 1400 t/MW pour les structures asservies.

Si les données utilisées pour construire la Fig. Intro-1 présentent d'importantes variations, on constate qu'en moyenne, les technologies basées sur les énergies renouvelables consomment plus de ressources non énergétiques pour une même puissance installée. De plus, comme l'énergie renouvelable est variable dans le temps, le fonctionnement des centrales utilisant les énergies renouvelables varie avec le temps. Sans vent, les éoliennes ne produisent pas d'électricité, et sans soleil, les panneaux photovoltaïques non plus. Pour une même capacité installée, les centrales utilisant des énergies fossiles sont plus disponibles que celles utilisant les renouvelables. Une centrale basée sur les énergies fossiles, tant qu'elle a un accès à du combustible, peut fonctionner à la demande, ce qui n'est pas le cas de la majorité des technologies basées sur les énergies renouvelables. Si l'on compare la consommation en ressources non énergétiques pour une unité d'énergie produite, l'écart de consommation entre les deux types de technologie est encore plus significatif. Par exemple, si l'intensité en acier d'une éolienne terrestre en t/MW est 2 à 3 fois supérieure à celle d'une centrale à charbon, elle est environ 5 fois plus importante en t/MWh (voir Fig. Intro-2).

2.3 Les technologies basées sur les énergies renouvelables entraînent de nouveaux besoins

L'intégration des énergies renouvelables va nécessiter de grandes modifications du système énergétique existant. L'intermittence des énergies renouvelables impose la mise en place d'un système de stockage et une révision des modes de transport et de distribution, mais aussi d'utilisation de l'énergie. Pour l'électricité, que ce soit les technologies de stockage par batterie, ou power-to-gas, ou l'installation de nouvelles infrastructures de transmission et de distribution qui permettent de prendre en compte les variations de la production

d'énergie électrique issues des énergies renouvelables, ce sont autant d'infrastructures supplémentaires à fabriquer, installer et maintenir.

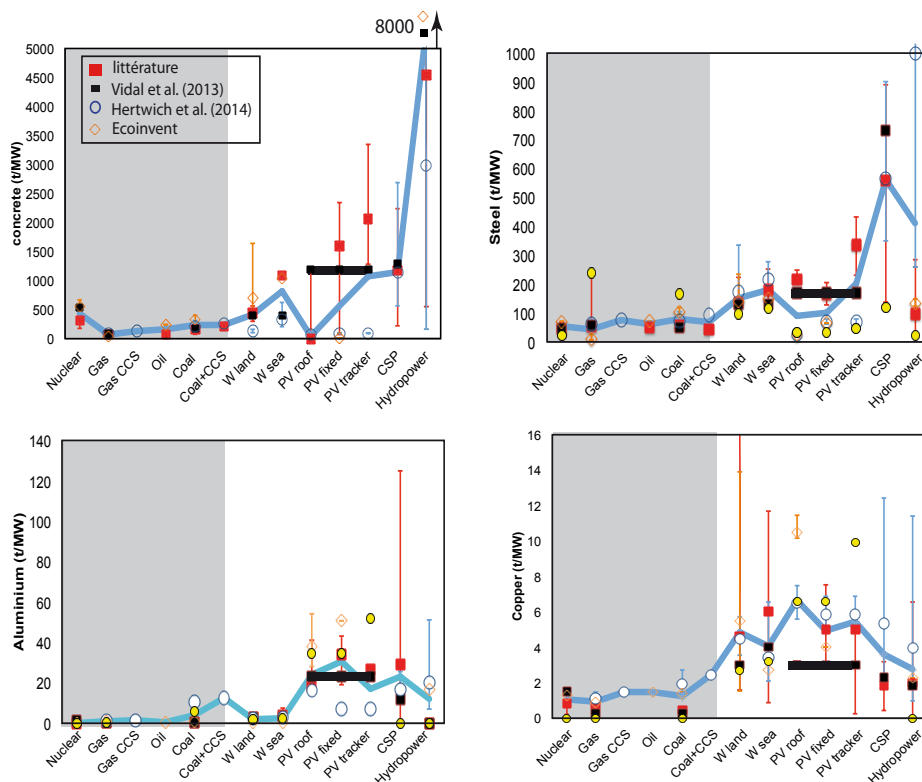


Figure Intro-1 Quantité moyenne de matières premières utilisées pour une capacité d'un MW par catégorie de technologie. Les « barres d'erreur » indiquent le domaine de valeurs couvert par les données compilées. Les technologies de production électrique à base de combustible fossile sont dans le domaine en grisé. D'après Vidal (2017)

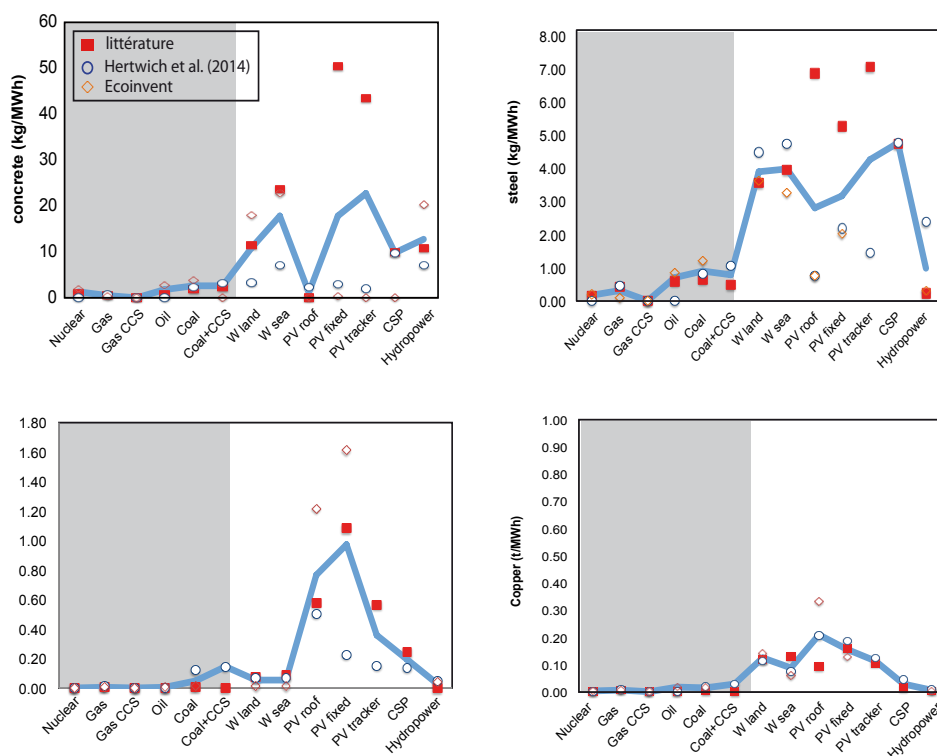


Figure Intro-2 Masse moyenne de matière en kg pour produire 1 MWh d'énergie électrique par catégorie de technologie. Le domaine en grisé indique la production électrique à base de combustible fossile. D'après Vidal (2017)

3 La nécessité d'estimer le besoin en ressource et en énergie pour réaliser un scénario de transition énergétique et les impacts induits

Le système énergétique est au cœur des activités humaines. Il a jusqu'à présent permis le développement économique, mais la transition énergétique vers les énergies renouvelables soulève de nombreuses questions. La transition énergétique n'est pas seulement une question technologique, elle possède de nombreuses autres dimensions : économiques, géologiques, environnementales, sociales et géopolitiques.

3.1 Les intensités matières des énergies renouvelables importantes : des implications économiques, géologiques et géopolitiques pour l'accès aux ressources

L'énergie fournie par le système énergétique est le prérequis aux processus économiques. La modification du système énergétique impacte donc directement l'économie. Si le système énergétique actuel est performant et assure les besoins économiques, il est basé en majorité sur les énergies fossiles carbonées. Il est un contributeur important des gaz à effet de serre et donc du changement climatique. Or, une augmentation de la température moyenne de la Terre implique des modifications notables de l'environnement pouvant induire des coûts et des dangers considérables pour les sociétés et leurs économies. Field et al. (2014) et les travaux du GIEC évaluent les pertes économiques à plusieurs points de produits intérieurs bruts (PIB) par an et des risques quant à la sécurité alimentaire. Ces pertes incluent les dégâts causés par le changement climatique tels que l'élévation du niveau de la mer, une augmentation des phénomènes climatiques exceptionnels pouvant provoquer des casses, des inondations, des pics de pollution, ainsi qu'une baisse de la qualité des ressources halieutiques et des terres agricoles. Mais il faut aussi prendre en compte l'augmentation des coûts assurantiels et des coûts des investissements nécessaires pour réduire ces risques. Il est estimé que les pays à faibles revenus, ne pouvant investir dans les moyens permettant de réduire leur vulnérabilité aux changements climatiques, feront face à de nombreux problèmes de santé et de sécurité nuisibles à la vie humaine. Ces conditions devraient entraîner une augmentation de la violence et induire des mouvements de population massifs (Field et al., 2014).

La transition vers les énergies renouvelables est absolument nécessaire afin de réduire les risques liés au changement climatique. Cependant, les conditions de faisabilité de la transition énergétique dépendent de la capacité à fabriquer, mettre en place et maintenir les technologies basées sur les énergies renouvelables. Il est nécessaire d'avoir accès aux ressources énergétiques et non énergétiques suffisantes pour bâtir les nouvelles infrastructures.

Plusieurs auteurs prédisent que les sociétés humaines vont augmenter leurs consommations en ressources naturelles fossiles, augmentant de fait le risque d'épuisement au cours du XXIème siècle (Prior et al., 2012 ; Sverdrup, Ragnarsdóttir, 2014). Des études préliminaires sur l'évaluation de la transition énergétique montrent qu'elle induit une consommation considérable de ressources minérales non énergétiques (García-Olivares et al., 2012 ; Vidal et al., 2013 ; Elshkaki, Graedel, 2013 ; Hertwich et al., 2015). Un épuisement ou une raréfaction des ressources limiteraient les conditions de faisabilité de la transition énergétique, soit par un manque de ressource, par une hausse des prix des ressources. Il est primordial d'estimer les ressources nécessaires à la réalisation des scénarios de transition énergétique, en particulier pour vérifier que les différents scénarios de transition possibles soient compatibles avec les ressources disponibles et les scénarios de consommation future.

Augustin (2012) a montré que les ressources minérales, énergétiques ou non, sont sujettes à de nouvelles stratégies des Etats et des grandes compagnies. Pour ces Etats et ces compagnies, l'objectif est de s'assurer un accès privilégié aux ressources. Ces pratiques peuvent mener à des risques de raréfaction des ressources, des tensions sur les marchés économiques et des conflits violents. Dans le même temps, il apparaît que les activités minières, qu'elles soient d'exploration ou d'exploitation, sont sujettes à la contestation sociale pouvant limiter son développement (Nelsen, Scoble, 2007 ; Davis, Franks, 2011 ; Yates, Horvath, 2013 ; Franks et al., 2014). La transition énergétique n'est donc pas seulement sujette au risque d'épuisement ou de raréfaction des ressources, mais aussi aux risques géopolitiques internationaux et locaux. Il est nécessaire d'identifier la chaîne de valeur technologique pour estimer dans quelle mesure les technologies sont sujettes aux risques de raréfaction et d'épuisement des ressources, mais aussi la chaîne de valeur géographique pour évaluer leurs vulnérabilités aux risques géopolitiques.

3.2 La transition énergétique : un risque de délocalisation des impacts environnementaux et sociaux

Les économies les plus développées consomment le plus d'énergie. Elles sont responsables de la majeure partie de la production des gaz à effets de serre au travers de leur système énergétique (Field et al., 2014). Cependant, toutes les économies développées n'ont pas accès aux ressources minérales dans leurs sous-sols pour fabriquer et mettre en place la nouvelle infrastructure basée sur les énergies renouvelables. Le cas de l'Union Européenne est remarquable. Elle représente le plus grand marché mondial, mais son économie dépend des importations pour la quasi totalité des métaux et des matières premières énergétiques (European Commission, 2014). De fait, l'extraction des matériaux nécessaires à la réalisation de la transition énergétique européenne aura lieu en dehors de ses frontières, sauf si l'Union Européenne réengage une politique

d'extraction minière de grande envergure. Un mouvement qui se heurte pour le moment à une opposition sociale vigoureuse dans certains pays.

Les activités d'extraction minière ont des impacts environnementaux non négligeables (Bridge, 2004 ; Hilson, 2002 ; Norgate, Haque, 2010), qui affectent les communautés à proximité des mines (Worrall et al., 2009 ; Davis, Franks, 2011). La transition énergétique des pays développés présente donc indirectement des risques environnementaux et sociaux associés aux activités minières induites. Si nous souhaitons que la transition énergétique ne se fasse pas aux dépens des pays extracteurs, parfois en voie de développement, une évaluation géographique des impacts est nécessaire.

4 L'évaluation de la chaîne de valeur technologique et géographique : stratégie et objectifs de ma thèse

La transition énergétique est à la fois soumise aux risques de raréfaction et d'épuisement des ressources, mais aussi des risques géopolitiques internationaux et locaux, environnementaux et sociaux. Ces risques apparaissent en amont de la fabrication et de la mise en place des technologies. Ils dépendent des choix technologiques et des régions où ont lieu les activités d'extraction et de transformation des ressources. L'évaluation des conditions de faisabilité des scénarios de transition doit donc analyser les chaînes de valeur technologiques et géographiques. C'est dans ce cadre général que s'inscrit mon travail.

La détermination de la chaîne de valeur technologique permet en effet d'estimer le montant des ressources nécessaires à la fabrication, la mise en place et au maintien des infrastructures énergétiques basées sur les énergies renouvelables. La chaîne de valeur géographique nous renseigne quant à elle, sur la distribution des impacts environnementaux et sociaux, et nous permet d'évaluer le risque géopolitique. De plus, dans le cadre des scénarios de changement climatique, l'information géographique est un prérequis à l'évaluation de la vulnérabilité de la transition énergétique aux risques climatiques. Les événements climatiques exceptionnels telles que les inondations qui noient les mines (Sharma, Franks, 2013), ou les sécheresses qui limitent la production de métal comme le cuivre (Reuters, 2015), peuvent, par exemple, nuire à l'activité minière de façon conséquente. Or, Les risques climatiques varient selon les régions (Field et al., 2014).

Mon travail, dont les résultats sont présentés dans les pages suivantes, est focalisé sur les outils permettant d'analyser les chaînes de valeur technologique et géographique de la transition énergétique (Chapitre 2). Je propose une nouvelle méthodologie construite à partir des outils d'analyses de cycle de vie (ACV) et des modèles d'entrées-sorties multirégionaux (MRIO). Cette méthodologie permet l'évaluation des besoins en ressources et des impacts environnementaux des technologies impliquées dans la transition énergétique en prenant en compte la

dimension technologique et géographique de la chaîne de valeur. La méthodologie s'appuie sur le détail de la chaîne de valeur technologique fournie par les bases de données ACV qui est complétée par les informations géographiques des modèles MRIO (Chapitre 3). Aussi, je présente une réflexion, une méthodologie et les outils que j'ai développés pour gérer la problématique de la gestion des données dans le Chapitre 4. En effet, l'approche présentée dans cette thèse repose sur la compilation de nombreuses données provenant de sources différentes qui posent des difficultés quant à leur gestion et leur manipulation. Enfin, le Chapitre 5 propose des pistes pour les travaux à suivre afin de coupler mes approches avec des modèles dynamiques et ainsi évaluer les scénarios de transition énergétique dans le temps.

5 Bibliographie

AUGUSTIN, ROCH, 2012. Géopolitique et mécanismes de raréfaction des ressources combustibles et minières [en ligne]. S.l. : Université de Toulouse. [Consulté le 1 août 2017]. Disponible à l'adresse : http://research.edf.com/fichiers/fckeditor/Commun/Innovation/theses/these_Roch.pdf.

BELTRAN, Alain, 2017. La vie électrique: Histoire et imaginaire (XVIIIe-XXIe siècle). S.l. : Humensis. ISBN 978-2-410-00828-9.

BRIDGE, Gavin, 2004. Contested Terrain: Mining and the Environment. In : Annual Review of Environment and Resources. 2004. Vol. 29, n° 1, p. 205-259. DOI 10.1146/annurev.energy.28.011503.163434.

DAVIS, Rachel et FRANKS, Daniel M., 2011. The costs of conflict with local communities in the extractive industry. In : Proceedings of the First International Seminar on Social Responsibility in Mining, Santiago, Chile [en ligne]. S.l. : s.n. 2011. [Consulté le 22 juillet 2014]. Disponible à l'adresse : https://www.csr.uq.edu.au/Portals/0/11srm_cap06_p88.pdf.

ECOINVENT CENTRE, 2015. ecoinvent Version 3. In : [en ligne]. 2015. Disponible à l'adresse : <http://www.ecoinvent.org/database/database.html>.

ELSHKAKI, Ayman et GRAEDEL, T.E., 2013. Dynamic analysis of the global metals flows and stocks in electricity generation technologies. In : Journal of Cleaner Production. novembre 2013. Vol. 59, p. 260-273. DOI 10.1016/j.jclepro.2013.07.003.

EUROPEAN COMMISSION, 2014. REPORT ON CRITICAL RAW MATERIALS FOR THE EU [en ligne]. S.l. [Consulté le 16 avril 2017]. Disponible à l'adresse : <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/10010/attachments/1/translations/en/renditions/pdf>.

FIELD, Christopher B., BARROS, Vicente R. et INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (éd.), 2014. Climate change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability: Working Group II contribution to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. New York, NY : Cambridge University Press. ISBN 978-1-107-64165-5. QC903 .C443 2014

FRANKS, Daniel M., DAVIS, Rachel, BEBBINGTON, Anthony J., ALI, Saleem H., KEMP, Deanna et SCURRAH, Martin, 2014. Conflict translates environmental and social risk into business costs. In : Proceedings of the National Academy of Sciences. 12 mai 2014. p. 201405135. DOI 10.1073/pnas.1405135111.

GARCÍA-OLIVARES, Antonio, BALLABRERA-POY, Joaquim, GARCÍA-LADONA, Emili et TURIEL, Antonio, 2012. A global renewable mix with proven technologies and common materials.

- In : *Energy Policy*. février 2012. Vol. 41, p. 561-574. DOI 10.1016/j.enpol.2011.11.018.
- HERTWICH, Edgar G., GIBON, Thomas, BOUMAN, Evert A., ARVESEN, Anders, SUH, Sangwon, HEATH, Garvin A., BERGESEN, Joseph D., RAMIREZ, Andrea, VEGA, Mabel I. et SHI, Lei, 2014. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. In : *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 6 octobre 2014. p. 201312753. DOI 10.1073/pnas.1312753111.
- HILSON, Gavin, 2002. An overview of land use conflicts in mining communities. In : *Land Use Policy*. janvier 2002. Vol. 19, n° 1, p. 65-73. DOI 10.1016/S0264-8377(01)00043-6.
- KLEIJN, René, VAN DER VOET, Ester, KRAMER, Gert Jan, VAN OERS, Lauran et VAN DER GIESEN, Coen, 2011. Metal requirements of low-carbon power generation. In : *Energy*. septembre 2011. Vol. 36, n° 9, p. 5640-5648. DOI 10.1016/j.energy.2011.07.003.
- KOPPELAAR, R. H. E. M., 2017. Solar-PV energy payback and net energy: Meta-assessment of study quality, reproducibility, and results harmonization. In : *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en ligne]. mai 2017. [Consulté le 16 décembre 2016]. DOI 10.1016/j.rser.2016.10.077. Disponible à l'adresse : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032116306906>.
- NELSEN, Jacquie et SCOBLE, Malcolm, 2007. Research Studies on Building Social License within Mineral Exploration. In : *Proceedings of the 3rd International Conference on Sustainable Development Indicators in the Mineral Industries (SDIMI 2007): 17-20 June 2007, Milos Islands, Greece* [en ligne]. S.l. : Heliotopos Conferences. 2007. p. 345. [Consulté le 30 juin 2014]. Disponible à l'adresse : http://www.sdimi.org/papers_2007/nelsen.pdf.
- NORGATE, T. et HAQUE, N., 2010. Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. In : *Journal of Cleaner Production*. février 2010. Vol. 18, n° 3, p. 266-274. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.09.020.
- PACCA, Sergio et HORVATH, Arpad, 2002. Greenhouse Gas Emissions from Building and Operating Electric Power Plants in the Upper Colorado River Basin. In : *Environmental Science & Technology*. juillet 2002. Vol. 36, n° 14, p. 3194-3200. DOI 10.1021/es0155884.
- PERPIÑAN, O., LORENZO, E., CASTRO, M. A. et EYRAS, R., 2009. Energy payback time of grid connected PV systems: comparison between tracking and fixed systems. In : *Progress in Photovoltaics: Research and Applications*. 2009. Vol. 17, n° 2, p. 137-147.
- PRIOR, T., GIURCO, D., MUDD, G., MASON, L. et BEHRISCH, J., 2012. Resource depletion, peak minerals and the implications for sustainable resource management. In : *Global Environmental Change*. 1 août 2012. Vol. 22, n° 3, p. 577-587. DOI 10.1016/j.gloenvcha.2011.08.009.
- REUTERS, 2015. Drought in Chile curbs copper production, to trim global surplus. In : [en ligne]. 5 février 2015. [Consulté le 30 juin 2017]. Disponible à l'adresse : <http://uk.reuters.com/article/copper-drought-chile/drought-in-chile-curbs-copper-production-to-trim-global-surplus-idUKL5N0VY2X920150225>.
- SHARMA, Vigya et FRANKS, Daniel M., 2013. In Situ Adaptation to Climatic Change: Mineral Industry Responses to Extreme Flooding Events in Queensland, Australia. In : *Society & Natural Resources*. 1 novembre 2013. Vol. 26, n° 11, p. 1252-1267. DOI 10.1080/08941920.2013.797528.
- SVERDRUP, Harald et RAGNARSDÓTTIR, K. Vala, 2014. Natural Resources in a Planetary Perspective. In : *Geochemical Perspectives*. octobre 2014. p. 129-341. DOI 10.7185/geochempersp.3.2.
- TAHARA, Kiyotaka, KOJIMA, Toshinori et INABA, Atsushi, 1997. Evaluation of CO2 payback time of power plants by LCA. In : *Energy Conversion and Management*. 1997. Vol. 38, Supplement, p. S615-S620. DOI 10.1016/S0196-8904(97)00005-8.

VIDAL, Olivier, 2017. *Mineral Resources and Energy: Future Stakes in Energy Transition*. S.l. : Elsevier.

VIDAL, Olivier, GOFFÉ, Bruno et ARNDT, Nicholas, 2013. Metals for a low-carbon society. In : *Nature Geoscience*. novembre 2013. Vol. 6, n° 11, p. 894-896. DOI 10.1038/ngeo1993.

WORRALL, Rhys, NEIL, David, BRERETON, David et MULLIGAN, David, 2009. Towards a sustainability criteria and indicators framework for legacy mine land. In : *Journal of Cleaner Production*. 1 novembre 2009. Vol. 17, n° 16, p. 1426-1434. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.04.013.

YATES, Brian F. et HORVATH, Celesa L., 2013. Social license to operate: How to get it and How to keep it [en ligne]. Working Paper. S.l. Pacific Energy Summit. Disponible à l'adresse : http://www.nbr.org/downloads/pdfs/eta/PES_2013_summitpaper_Yates_Horvath.pdf.

6 Annexe

Tableau : Intensité matière par technologie (Source : Vidal, 2017)

	Nucléaire	Gaz + CCS	Gaz	Oil	Charbon	Charbon + CCS	Eolien terrestre	Eolien marin	PV sur toit	PV Sol	PV Sol + asservissement	CSP	Hydroélec.	RunOfRiver	Geotherm	Biomass
Rendement* disponibilité	0.60	0.50	0.50	0.33	0.33	0.33	0.22	0.26	0.12	0.12	0.18	0.45	0.60	0.60	0.15	-
Durée de vie	60	30	30	30	30	30	20	20	30	30	30	30	80	40	40	--
kgCO2/kWh chapitre 6	0.020	0.500	0.200	0.821	0.900	0.200	0	0	0	0	0	0	0	--	--	--
Béton (t/MW)																
Vidal et al. (2013)	532	81	-	-	180	-	400	400	1186	1186	1186	1289	7644	-	-	-
Moyenne littérature	307	72	-	71	157	198	440	1083	-	1590	2057	1171	4540	672	1892	159
min	176	38	-	71	74	198	298	1083	-	63	1281	218	552	672	1892	159
max	485	98	-	71	195	198	565	1083	-	2350	3342	2242	8823	672	1892	159
Hertwich et al. (2014)	-	91	130	-	205	269	129	322	70	92	92	1136	2989	-	-	-
max	-	132	0	-	314	-	165	620	73	93	93	2694	6043	-	-	-
min	-	51	0	-	137	-	102	198	57	87	87	562	162	-	-	-
Ecoinvent	546	41	-	242	325	-	696	1038	-	10	-	-	8498	25893	611	0
min	444	36	-	242	250	-	417	1038	-	10	-	-	7794	15626	154	0
max	676	43	-	242	400	-	1640	1038	-	10	-	-	9201	36160	1067	0
Moyenne des moyennes	427	68	130	157	229	233	422	814	35	564	1075	1154	5342	13283	1251	0
IM chapitre 6 (t/MW)	427	68	130	193	193	233	618	618	427	427	427	1154	7500	0	0	0
IM chapitre 6 (kg/MWh)	1.35	0.52	0.99	2.22	2.22	2.69	16.03	13.57	13.55	9.03	9.76	17.84	0.00	0.00	-	-
Acier - Fer (t/MW)																
Vidal et al. (2013)	49	59	-	-	52	-	130	130	169	169	169	731	0	-	-	-
Moyenne littérature	44	56	-	51	56	42	138	181	217	167	335	560	96	213	584	0
max	68	250	-	51	68	42	222	251	250	205	431	890	284	213	584	0
min	30	3	-	51	40	42	118	110	200	128	229	138	25	213	584	0
Hertwich et al. (2014)	-	61	77	-	72	93	173	215	24	69	69	565	998	-	-	-
max	-	78	0	-	103	-	334	277	35	80	80	900	2811	-	-	-
min	-	44	0	-	48	-	107	171	19	60	60	350	259	-	-	-
Ecoinvent	67	13	-	73	106	-	139	148	24	64	-	-	135	862	129	0
min	61	6	-	73	92	-	125	0	18	64	-	-	124	274	67	0
max	73	27	-	73	120	-	234	0	35	64	-	-	146	1450	190	0
Moyenne des moyennes	55	43	77	62	78	93	150	181	88	100	202	563	410	538	356	0
IM chapitre 6 (t/MW)	55	43	77	70	70	93	166	166	120	120	120	563	410	538	356	0
IM chapitre 6 (kg/MWh)	0.17	0.33	0.59	0.81	0.81	1.08	4.30	3.64	3.79	3.79	2.53	4.76	0.97	2.56	6.78	-
Aluminium (t/MW)																
Vidal et al. (2013)	1.5	0.3	-	-	0.6	-	3.0	3.0	23.0	23.0	23.0	11.9	0.1	-	-	-
Moyenne littérature	0.1	0.3	-	0.2	0.5	-	2.8	4.2	18.1	34.1	26.7	29.0	0.2	0.0	21.8	1.3
max	0.2	1.1	-	1.0	0.3	-	5.3	7.5	23.0	43.2	28.0	125.0	0.9	0.0	21.8	1.3
min	0.0	0.0	-	0.2	0.3	-	0.9	1.0	15.2	19.0	23.0	0.0	0.0	0.0	21.8	1.3
Hertwich et al. (2014)	-	1.3	1.7	-	10.5	12.4	2.6	3.0	15.9	7.1	7.1	16.8	19.9	-	-	-
max	-	1.7	0.0	-	13.5	-	4.9	5.8	17.4	8.0	8.0	25.5	51.0	-	-	-
min	-	0.9	0.0	-	8.1	-	1.6	1.9	14.4	6.4	6.4	11.3	6.9	-	-	-
Ecoinvent	0.1	0.9	-	0.6	0.8	-	0.5	0.4	38.3	50.9	-	-	16.5	-	0.5	0.0
min	0.0	0.8	-	0.6	0.6	-	0.1	0.0	28.1	50.9	-	-	0.0	-	0.5	0.0
max	0.2	1.1	-	0.6	1.0	-	1.0	0.0	54.5	50.9	-	-	0.0	-	0.5	0.0
Moyenne des moyennes	0.1	0.8	1.7	0.6	3.9	12.4	2.0	2.6	24.1	30.7	16.9	22.9	12.2	0.0	11.2	0.0
IM chapitre 6 (t/MW)	0.1	0.8	1.7	2.3	2.3	12.4	2	2	24	24	24	23	12	0	11	0
IM chapitre 6 (kg/MWh)	1.35	0.52	0.99	2.22	2.22	2.69	16.03	13.57	13.55	13.55	9.03	9.76	17.84	0.00	0.00	-
Cuivre (t/MW)																
Vidal et al. (2013)	1.5	0.3	-	-	0.3	-	3.0	4.0	3.0	3.0	3.0	2.3	1.9	-	-	-
Moyenne littérature	0.8	0.8	-	0.0	0.5	-	4.6	6.0	3.0	5.0	5.0	1.9	2.0	3.5	0.0	0.0
max	1.5	1.1	-	0.0	0.5	-	20.1	11.7	3.0	7.5	5.1	3.2	6.6	3.5	0.0	0.0
min	0.2	0.5	-	0.0	0.5	-	1.6	0.9	3.0	3.0	0.3	0.4	0.1	3.5	0.0	0.0
Hertwich et al. (2014)	-	1.1	1.5	-	1.9	2.5	4.5	3.4	6.5	5.9	5.9	5.4	4.0	-	-	-
max	-	1.5	0.0	-	2.7	-	5.7	6.6	7.5	6.9	6.9	12.4	11.4	-	-	-
min	-	0.8	0.0	-	1.4	-	3.5	2.1	5.6	4.8	4.8	2.5	1.0	-	-	-
Ecoinvent	1.3	0.9	-	1.5	1.4	-	5.5	2.7	10.5	4.0	-	-	2.3	4.0	0.5	0.0
min	0.9	0.8	-	1.5	1.3	-	1.5	0.0	10.1	4.0	-	-	2.3	4.0	0.5	0.0
max	1.5	1.1	-	1.5	1.5	-	13.9	0.0	11.4	4.0	-	-	2.3	4.0	0.5	0.0
Moyenne des moyennes	1.1	0.9	1.5	1.5	1.3	2.5	4.9	4.1	6.7	5.0	5.4	3.6	2.8	3.8	0.3	0.0
IM chapitre 6 (t/MW)	1.1	0.9	1.5	1.4	1.4	2.5	7.0	7.0	4.5	4.5	4.5	4.0	0.1	0.0	0.0	0.0
IM chapitre 6 (kg/MWh)	1.35	0.52	0.99	2.22	2.22	2.69	16.03	13.57	13.55	13.55	9.03	9.76	17.84	0.00	0.00	-

Chapitre 1 Etat de l'art : les approches pour évaluer la consommation en matériaux et en énergie d'un système

1	LES OUTILS POUR ANALYSER ET ESTIMER LES BESOINS EN ENERGIE, EN MATERIAUX ET LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ASSOCIES.....	28
2	LES ANALYSES D'ENTREES-SORTIES : EVALUATION DE L'INTERDEPENDANCE DES SECTEURS ECONOMIQUES	29
2.1	<i>Le principe des analyses entrées-sorties.....</i>	<i>29</i>
2.2	<i>La formulation mathématique des analyses d'entrées-sorties : la matrice de Leontief.....</i>	<i>30</i>
2.3	<i>Des modèles construits à partir des tableaux des ressources et des emplois.....</i>	<i>32</i>
2.4	<i>Les IOT pour l'analyse des flux de produits : les IOT produits par produits...33</i>	<i>33</i>
2.5	<i>Les extensions à l'environnement construites à partir des comptes environnementaux.....</i>	<i>34</i>
2.6	<i>Les IOT pour analyser le lien énergie et matière : des limites géographiques et de nomenclatures</i>	<i>34</i>
2.7	<i>Les modèles nationaux ou régionaux incompatibles entre eux selon leurs nomenclatures.....</i>	<i>35</i>
2.8	<i>Les modèles multirégionaux pour intégrer les échanges interrégionaux monétaires, mais aux nomenclatures très agrégées.....</i>	<i>36</i>
2.9	<i>Les modèles physiques aux nomenclatures et à la géographie restreintes.....</i>	<i>37</i>
2.10	<i>Le recyclage difficilement pris en compte.....</i>	<i>38</i>
3	LES ANALYSES DE CYCLE DE VIE (ACV) : L'EVALUATION DES ECHANGES ET DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES ACTIVITES INDUSTRIELLES	41
3.1	<i>Les principes des ACV.....</i>	<i>41</i>
3.2	<i>Les étapes de construction des ACV.....</i>	<i>41</i>
3.3	<i>La création des inventaires : l'approche par imputation et par extension des frontières.....</i>	<i>43</i>
3.4	<i>La formulation mathématique inspirée des analyses d'entrées-sorties.....</i>	<i>46</i>
3.5	<i>La sources des données et l'usage des bases de données pour le calcul d'inventaire.....</i>	<i>49</i>
3.6	<i>Une transparence limitée sur les données.....</i>	<i>49</i>
3.7	<i>Des outils numériques et des formats numériques non homogènes.....</i>	<i>51</i>
3.8	<i>Les incertitudes et les effets de troncature mal pris en compte.....</i>	<i>51</i>
3.9	<i>La dimension géographique et temporelle quasi-absente des ACV.....</i>	<i>53</i>
4	LES ANALYSES DE FLUX DE MATIERE ET DE SUBSTANCE (M/SFA) : LA MODELISATION DES FLUX ET DES STOCKS AU SEIN D'UNE ECONOMIE	55
4.1	<i>Le principe des SFA</i>	<i>55</i>
4.2	<i>Les différentes approches et variations des M/SFA.....</i>	<i>56</i>
5	LES MFA HYBRIDES POUR DES ANALYSES STRATEGIQUES OU PLUS COMPLETES...	60

5.1	<i>Les modèles hybrides modulaires pour l'analyse stratégique.....</i>	<i>60</i>
5.2	<i>Les modèles ACV hybrides pour des analyses plus complètes.....</i>	<i>61</i>
6	CONCLUSION : LA REGIONALISATION DES ACV A PARTIR DES IOA MULTIREGIONAUX COMME POTENTIELLE SOLUTION	64
7	BIBLIOGRAPHIE	66

Ce chapitre réalise une revue synthétique des études et des outils visant à analyser et à estimer les besoins en énergie et en matériaux d'un système. Il décrit les outils, puis soulèvent leurs intérêts et leurs limites au regard de l'étude du système énergétique.

1 Les outils pour analyser et estimer les besoins en énergie, en matériaux et les impacts environnementaux associés

La transition énergétique s'apparente à une substitution progressive des technologies productrices d'énergies basées sur les énergies fossiles par les technologies basées sur les énergies renouvelables. Cette substitution progressive implique la fabrication et l'intégration de ces dernières au sein du système énergétique tout en s'assurant qu'il puisse fournir l'énergie nécessaire aux économies.

Comme nous l'avons vu précédemment (voir Introduction), le système de production d'énergie est au cœur du système industriel. Il a une relation d'interdépendance avec l'ensemble des secteurs économiques. Par exemple, les unités de production d'énergie ont besoin de matières premières pour leurs fabrications, et les unités d'extraction ont besoin d'énergie pour extraire la matière. L'information sur la chaîne de valeur technologique et l'interdépendance entre les secteurs est cruciale pour estimer le besoin en ressources et en énergie pour évaluer un scénario de transition énergétique. Aussi, la chaîne de valeur n'a pas seulement une dimension technologique, elle a une dimension géographique. Les pays qui fabriquent et exploitent les nouvelles unités de production d'énergie ne sont pas systématiquement les pays qui produisent les ressources. Si les ressources existent, la géographie des ressources est déterminante pour évaluer les risques géopolitiques, et les impacts environnementaux et sociaux.

Des études visent à déterminer le lien entre les activités industrielles et les flux de matières et d'énergie. Ces études sont appelées les analyses de flux de matières, ou Material Flow Analysis (MFA). Il existe trois grandes catégories d'études : i) les analyses d'entrées-sorties, ii) les analyses de cycle de vie, et iii) les analyses de flux de matière et de substances.

Nous nous intéresserons à décrire succinctement ces études, puis dans quelles mesures les outils sur lesquels elles reposent peuvent être utilisées pour

évaluer la chaîne de valeur technologique et géographique d'une technologie, et l'évaluation d'un scénario de transition énergétique.

2 Les analyses d'entrées-sorties : évaluation de l'interdépendance des secteurs économiques

2.1 Le principe des analyses entrées-sorties

L'analyse entrées-sorties, Input-Output Analysis (IOA), ou inter-industry analysis, permet d'analyser les conséquences d'une variation de la demande ou des échanges entre les secteurs de l'industrie sur l'économie. Les IOA reposent sur une représentation des échanges interindustriels appelées tables d'entrées-sorties, ou Input-Output Tables (IOT). Les IOA ont été formalisées par le professeur Wassily Leontief dans les années 1930, approche pour laquelle il a été lauréat en 1973 du prix de la Sveriges Riksbank en mémoire d'Alfred Nobel, prix communément appelé prix Nobel en sciences économiques.

Les IOT s'apparentent à un système d'équations linéaires qui représentent les échanges entre les secteurs économiques d'une économie donnée pour un temps donné. Les IOT sont utilisées pour analyser des scénarios économiques. Par exemple, elles permettent d'évaluer les conséquences sur l'économie d'une variation de la demande finale ou d'une variation des prix des produits échangés au sein de l'économie. Les conséquences peuvent être évaluées en terme de production, d'import, d'export, de revenus, d'emplois ou d'interventions sur l'environnement. De là, une politique d'investissement, de subvention ou de taxe peut être recommandée.

Les IOT sont une photographie des transactions économiques totales entre les secteurs d'une économie donnée pour un temps donné, mais ne distinguent pas les échanges par fonctionnalité. Dit autrement, elles ne distinguent pas les échanges des semi-produits des biens capitaux (Suh et al., 2004), ni ne renseignent sur l'usage des produits et l'origine des produits à traiter (déchets, produits recyclables) provenant des consommateurs finaux tels que les ménages (Joshi, 1999). Le fait de ne pas distinguer les échanges de produits intermédiaires des capitaux peut avoir un effet non négligeable sur les données. Par exemple, si un secteur industriel investi massivement dans des équipements de production lors d'une année donnée mais pas les suivantes, les données pour le secteur peuvent se retrouver être très différentes d'une année sur l'autre. Les données de l'année de l'investissement peuvent être surévaluées au regard d'une consommation moyenne pluriannuelle du secteur, et inversement sous-évaluées pour les années suivantes, sans que l'on puisse distinguer la part due aux investissements de celle due à la consommation des produits intermédiaires. Quant aux étapes d'usage et de fin de vie des produits, si elles n'ont pas lieu au sein de l'industrie et qu'elles n'induisent pas des transactions monétaires, elles ne sont pas représentées dans les IOT ordinaires (Suh et al., 2004).

2.2 La formulation mathématique des analyses d'entrées-sorties : la matrice de Leontief

Pour produire un bien ou un service, un secteur industriel consomme des biens et des services préalablement produits par d'autres secteurs industriels en amont. En analysant de façon systématique la consommation et la production de secteur à secteur sur l'ensemble des secteurs industriels, on obtient un système d'équations linéaires que l'on peut représenter sous forme matricielle.

En supposant qu'un secteur ne fournit qu'un unique produit¹, la quantité totale de celui-ci qu'il a fallu fournir dépend de sa demande finale et de sa consommation dans les autres secteurs industriels intermédiaires. En équation, cela donne :

$$x_i = z_{i1} + \dots + z_{ij} + \dots + z_{in} + f_i$$

Avec :

- f_i : la valeur de la demande finale du produit fourni par le secteur i
- x_i : la valeur de la quantité de produit fourni du secteur i ;
- z_{ij} : la valeur des quantités du produit du secteur i consommé dans le secteur j .

Lorsque l'on généralise cette formulation à l'ensemble des secteurs, on obtient le système matriciel suivant :

$$x = \begin{bmatrix} x_1 \\ \vdots \\ x_n \end{bmatrix}, Z = \begin{bmatrix} z_{11} & \dots & z_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ z_{n1} & \dots & z_{nn} \end{bmatrix}, f = \begin{bmatrix} f_1 \\ \vdots \\ f_n \end{bmatrix}, \text{ et } i = \begin{bmatrix} 1 \\ \vdots \\ 1 \end{bmatrix}$$

$$x = Zi + f$$

Notons le ratio a_{ij} de la valeur z_{ij} du produit en relation avec le secteur i sur la valeur x_j de la production du secteur j :

$$a_{ij} = \frac{z_{ij}}{x_j} = \frac{\text{valeur des produits du secteur } i \text{ dans le secteur } j}{\text{valeur des produits du secteur } j}$$

$$x_i = a_{i1}x_1 + \dots + a_{ij}x_j + \dots + a_{in}x_n + f_i$$

¹ Un secteur peut produire un ou plusieurs produits. Ici, pour faciliter la lecture nous faisons l'hypothèse que chaque secteur fournit un unique produit, et qu'il y a autant de secteurs que de produits. Voir la section 2.3 pour les cas où un secteur fournit plus qu'un produit.

$$f_i = x_i - a_{i1}x_1 - \dots + a_{ij}x_j - \dots - a_{in}x_n$$

Soit sous forme matricielle :

$$f = \begin{bmatrix} 1 & \dots & 0 \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ 0 & \dots & 1 \end{bmatrix} x - \begin{bmatrix} a_{11} & \dots & a_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ a_{n1} & \dots & a_{nn} \end{bmatrix} x = (I - A)x$$

Par construction, la matrice (I-A) est inversible et il existe une unique solution à l'équation suivante :

$$x = (I - A)^{-1}f = Lf$$

La matrice L est la matrice dite de Leontief. Elle permet par exemple de calculer pour une variation de la demande finale f la variation des valeurs des quantités totales des produits x_i qu'il a fallu produire.

Les IOT peuvent être utilisées conjointement avec des données représentant les échanges entre les secteurs industriels et l'environnement, ou encore les emplois générés par les secteurs industriels. Ces données sont regroupées sous forme de facteurs multiplicateurs dans des comptes satellitaires, dits extensions. Parmi les IOT, celles qui couvrent l'environnement sont appelées IOT étendues à l'environnement (EE-IOT). Elles permettent d'évaluer les échanges avec l'environnement, encore appelés les interventions environnementales. Elles peuvent se représenter sous forme matricielle :

$$e_i = \begin{bmatrix} e_{1i} \\ \vdots \\ e_{mi} \end{bmatrix}, E = \begin{bmatrix} e_{11} & \dots & e_{1i} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ e_{m1} & \dots & e_{ii} \end{bmatrix}$$

Avec :

- e_i le vecteur des échanges avec l'environnement induits par une unité de production du secteur i,
- E la matrice, dite d'interventions environnementales.

Il est alors possible de calculer l'ensemble des interventions environnementales, dit autrement les extractions de ressource et les émissions de produit dans l'environnement, induit par une demande finale donnée :

$$y = E.L.f$$

Cette formulation est similaire pour les autres extensions. Pour plus d'informations sur le calcul matriciel à l'aide IOT, se reporter aux travaux de Miller, Blair (2009).

2.3 Des modèles construits à partir des tableaux des ressources et des emplois

Les IOT sont créées à partir de tables des tableaux des ressources et des emplois, dites Supply and Use Tables (SUT). Les SUT sont des outils développés et utilisés majoritairement par les services de statistiques nationaux et supranationaux pour représenter les échanges de catégorie de produits entrants et sortants de chaque branche industrielle. Une table regroupe les consommations et les exportations, c'est la table d'emplois, dite Use Table, et une autre regroupe les productions et les importations, la table de ressources, dite Supply Table.

Les catégorie de produits représentent un ensemble de produits distincts qui sont regroupés selon les nomenclatures des services statistiques. Cette représentation nécessite des précautions quant aux interprétations des données. Pour une même valeur d'échanges de catégories de produits, il est possible d'avoir plusieurs paniers de produits différents, soit des quantités de produits échangés différentes. De même, au sein des catégorie de produits, il n'est pas possible de distinguer la variation de la qualité ou du prix de produits similaires. Aussi, un traitement des données des SUT est nécessaire pour obtenir une IOT. L'approche matricielle de Leontief repose sur l'hypothèse forte qu'il y a autant de secteurs que de produits, or les SUT représentent les échanges de catégorie de produits entre les branches et une même branche industrielle peut produire plusieurs produits de catégories différentes. En plus de sa production principale, elle peut assurer une production secondaire, une coproduction ou une production conjointe. Par exemple, une industrie de construction qui fournit des bâtiments en tant que production principale peut fabriquer et vendre des machines de construction comme production secondaire, l'activité de cogénération chaleur-électricité représente une coproduction de chaleur et d'électricité, et le secteur du raffinage et de la pétrochimie représente une production conjointe d'essence, de fioul léger et lourd, de kérosène, de bitume, etc.

Dans la pratique, deux types d'IOT sont construits à partir des SUT : les IOT par branche industrielle, et les IOT par catégorie de produits. Le premier repose sur des hypothèses concernant les structures de prix des secteurs industriels et le second sur des hypothèses technologiques. Il est conseillé d'utiliser le modèle par catégorie de produits qui est plus exhaustif que celui par branche industrielle, et permet d'analyser une économie en terme de flux à de produits (Eurostat, 2008).

Nous nous intéresserons aux modèles IOT par catégories de produits qui sont plus proches de notre problématique. Les IOT par catégories de produits représentent les activités industriels par catégories de produits et leurs échanges, et non par secteur industriel. La nomenclature de ce type d'IOT est plus détaillée et permet de représenter les valeurs des quantités échangées des catégories de produits pour leur production. Pour obtenir plus d'informations sur le modèle

branche industrielle par branche industrielle, se reporter au guide d'Eurostat (2008) et aux travaux de Miller, Blair (2009).

2.4 Les IOT pour l'analyse des flux de produits : les IOT produits par produits

Les IOT par catégorie de produits, dit produit par produit (PxP), sont des modèles qui représentent les échanges de catégories de produits induits par la production d'une unité de catégories de produits. Il existe trois approches pour créer un modèle PxP à partir des SUT: le modèle technologie par industrie, Industry-Technology Model ; le modèle technologie par produit, Commodity-Technology Model ; et le modèle technologie par coproduit, By-product-Technology Model (Eurostat, 2008 ; Miller, Blair, 2009 ; Suh, 2009 ; Suh et al., 2010).

Dans l'approche Industry-Technology Model, l'hypothèse est faite qu'il y a une unique structure de production par branche industrielle, quel que soit les produits que la branche fournit. Pour chaque branche industrielle qui fournit plus d'une catégorie de produits, les parts des flux d'entrée et de sortie de la branche industrielle sont allouées aux catégories de produits selon un facteur. Ce facteur est égal à la valeur totale de la production du produit sur celle de toutes les productions de la branche industrielle. Par exemple, dans le cas d'une IOT monétaire, la branche du raffinage des hydrocarbures est subdivisée en plusieurs catégories de produits: fioul, essence, naphta, kérosène, etc. La quantité des entrées et des sorties de chacune de ces catégories est déterminée par le rapport de la valeur totale d'une catégorie de produits sur l'ensemble des valeurs de tous les produits fournies par la branche industrielle.

Dans l'approche Commodity-Technology Model, l'hypothèse est faite qu'il y a une seule technologie par produit, autrement dit, chaque catégorie de produits est associée à une quantité spécifique de flux d'entrée et de sortie. Pour obtenir les données par catégories de produits, chaque branche industrielle qui fournit plusieurs catégories de produits se voient soustraire les quantités de flux d'entrée et de sortie correspondantes à la production des catégories de produits non principales, puis ces quantités sont ajoutées aux branches industrielles qui produisent ces produits en tant que production principale. Si cette branche industrielle n'existe pas dans la nomenclature des secteurs industrielle, alors elle est créée.

Dans l'approche By-product-Technology Model, on considère les coproduits comme des entrées négatives. Bien que non réaliste, ces entrées négatives peuvent s'interpréter par le fait que les coproduits fournis par chaque secteur ont permis d'éviter la production de ces mêmes produits par le secteur dédié (Suh et al., 2010). Du point de vue mathématique, on obtient avec cette approche des résultats similaires à celle du Commodity-Technology Model.

Selon la nature des produits fournis par une branche industrielle, il est préférable d'utiliser une approche plus qu'une autre pour avoir un modèle plus représentatif de la réalité. Par exemple, il est conseillé d'utiliser l'approche par Industry-model dans le cas des productions conjointes, et commodity-technologie dans le cas des productions secondaires et les coproduits. Des calculs matriciels permettent des approches hybrides selon les secteurs (Eurostat, 2008).

2.5 Les extensions à l'environnement construites à partir des comptes environnementaux

Parmi les IOT, les EE-IOT prennent en compte les interventions environnementales. La majorité d'entre elles prennent en compte le CO₂, ou plus largement les gaz à effet de serre, l'eau, l'occupation des sols ou les ressources minérales (Wiedmann, 2009). Les extensions à l'environnement sont construites à l'aide des données fournies par les comptes environnementaux. Les comptes environnementaux sont des bilans de flux de matériaux ou de substances échangés entre les secteurs industriels et l'environnement (voir Figure 1-1). Les catégories de produits considérés sont très agrégées, comme les matières utilisées ou non utilisées, l'eau et le CO₂. Les comptes environnementaux sont calculés à l'aide des comptes statistiques nationaux et complétés par d'autres sources plus spécifiques telles que le BGS ou le USGS pour les ressources minérales, l'IAE pour les énergies ou le FAO pour les produits agricoles (Matthews et al., 2000).

En recoupant les données physiques et monétaires, il est possible d'obtenir un facteur de conversion physique-monnaire. Par exemple, Eurostat fournit un modèle EE-IOT pour estimer l'émission de gaz à effet de serre des secteurs économiques par million d'euro.

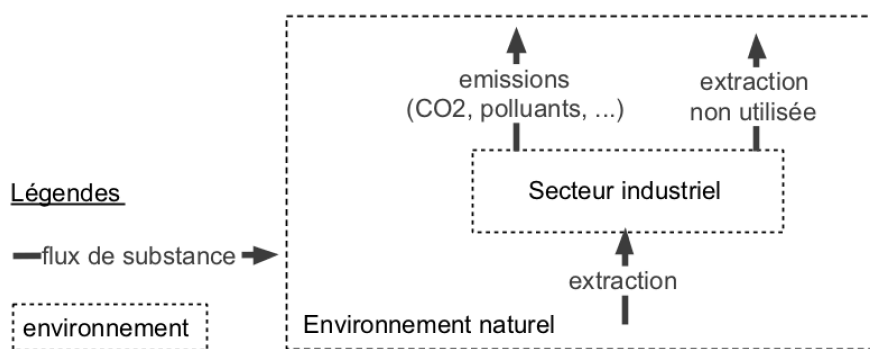


Figure 1-1 Principe des bilans environnementaux.

2.6 Les IOT pour analyser le lien énergie et matière : des limites géographiques et de nomenclatures

Il existe aujourd'hui différents types d'IOT selon les objectifs des analyses et des données de base (Suh, 2009). Il existe des modèles IOT monétaires, physiques

ou mixtes. Les IOT monétaires représentent les échanges interindustriels en unités monétaires, par exemple des millions d'euro, les IOA physiques les représentent avec des unités physiques telles que des kilogrammes ou des KWh, et les IOT mixtes représentent certains échanges en valeurs monétaires et d'autres en valeurs physiques. Aussi, on peut distinguer les IOT selon leur couverture géographique : nationale, régionale ou mondiale. Enfin, certains modèles proposent des extensions pour estimer les échanges avec l'environnement et l'impact environnemental.

Ces différents modèles d'IOT ne sont pas tous adaptés à l'analyse des chaînes de valeurs. Par exemple, certains modèles ont une couverture géographique limitée qui ne permet pas d'analyser la chaîne de valeurs au delà d'une région, ou des nomenclatures trop agrégées pour distinguer un produit étudié d'un autre.

2.7 Les modèles nationaux ou régionaux incompatibles entre eux selon leurs nomenclatures

Les services statistiques nationaux ou régionaux fournissent seulement les données qui couvrent la géographie de l'institution. Par exemple Eurostat ne couvre que les pays du marché de l'Union Européenne, et le BEA américain ne couvre que les Etats-Unis. Les pays hors de la zone de l'institution sont agrégés en une seule région.

Les services nationaux ou régionaux utilisent une nomenclature des branches industrielles et des catégories de produits qui leur sont propres. Par exemple, Eurostat repose sur la nomenclature des activités économiques dans la communauté européenne (NACE) et la classification des produits par activité (CPA), quand les modèles d'Amérique du Nord reposent sur le North American Industry Classification System (NAICS). Les diverses nomenclatures utilisées ne sont pas équivalentes. De plus, elles sont très agrégées pour les matériaux et les énergies. Par exemple, la nomenclature CPA comprend huit catégories de produits de minerais, dont certaines agrègent de nombreux minerais différents. On retrouve des catégories pour un élément métallique comme les minerais de fer, de cuivre, de nickel et d'aluminium, à côté de catégories plus agrégées, comme la catégorie de minerais de métaux précieux, ou minerais de plomb, de zinc et d'étain. Quant à la nomenclature NAICS, les catégories sont encore plus agrégées. Elles ne décrivent que quatre catégories de produits de minerais métalliques (voir tableau 1.1). Concernant l'énergie, la nomenclature CPA propose une seule catégorie pour l'électricité, de même pour l'extraction du pétrole brute, le gaz, le charbon et les lignites. La nomenclature NAICS propose quatre types de source d'électricité différentes (hydraulique, énergie fossile, nucléaire et autre), mais ne différencie pas le gaz du pétrole.

Parmi les modèles d'IOA, les modèles nationaux ne sont pas adaptés pour déterminer la chaîne de valeur géographique, et limités quant à la description de la chaîne de valeur technologique des processus industriels. Les modèles nationaux sont restreints à une géographie, et les nomenclatures différentes limitent

l'intégration des modèles entre eux pour créer des modèles internationaux. De plus, les catégories de produits concernant les matériaux et les énergies sont agrégées, comme c'est le cas pour l'énergie et les ressources pour le cas européen et américain.

2.8 Les modèles multirégionaux pour intégrer les échanges interrégionaux monétaires, mais aux nomenclatures très agrégées

Afin de répondre aux limites des modèles IOT fournis par les services statistiques nationaux, des projets ad-hoc ont été mis en place pour développer des modèles qui intègrent et harmonisent les données de plusieurs zones géographiques. Ces projets fournissent ce qu'on appelle les tables entrées-sorties multirégionales, dit Multi-Regional Input-Output (MRIO). Ces modèles multirégionaux couvrent plusieurs régions infra-étatiques, plusieurs pays ou plusieurs régions supra-étatiques (Wiedmann, 2009 ; Inomata, Owen, 2014).

Tableau 1-1 Classification CPA d'Eurostat et NAICS américaine pour les minerais métalliques

Code CPA	Nom de la catégorie CPA	Code NAICS	Nom de la catégorie NAICS
07.10.10	Minerais de fer	212210	Iron Ore
07.21.10	Minerais d'uranium et de thorium	212221	Gold Ore
07.29.11	Minerais de cuivre	212222	Silver Ore
07.29.12	Minerais de nickel	212230	Copper, Nickel, Lead, and Zinc
07.29.13	Minerais d'aluminium	212291	Uranium-Radium-Vanadium Ore
07.29.14	Minerais de métaux précieux	212299	All Other Metal Ore
07.29.15	Minerais de plomb, de zinc et d'étain	-	
07.29.19	Autres minerais métalliques n.c.a	-	

Parmi eux, certains couvrent la majorité du commerce international. C'est le cas des projets européens WIOD (Dietzenbacher et al., 2013) et EXIOBASE (Wood et al., 2014), le projet ICIO de l'OCDE (Wiebe, Yamano, 2015), le projet EORA australien (Lenzen et al., 2013) et le projet GTAP américain (Andrew, Peters, 2013). Ces modèles sont tous des modèles monétaires mais présentent des variations sur les nomenclatures des branches industrielles et des catégories de produits, sur les géographies couvertes, et sur le nombre d'interventions

environnementales. Ils présentent tous des nomenclatures plus agrégées que les IOT des services nationaux. Les modèles MRIO impliquent d'harmoniser les données provenant de sources diverses et plus ou moins détaillées. L'harmonisation des données ne peut se faire sans une certaine agrégation des branches ou des catégories de produits, et donc des données. Ainsi, les détails des modèles MRIO sont moindres du point de vue des branches industrielles et des catégories de produit que les IOT monétaires nationaux, en particulier sur les matériaux (voir tableau 1.2).

Les MRIO EXIOBASE et EORA se distinguent des autres par le détail de leurs extensions sur les interventions environnementales. Ils intègrent des matrices de conversion des flux monétaires en flux physiques pour estimer les flux de ressources et de matières provenant de l'environnement telles que les minerais, les hydrocarbures et l'eau, et les flux de substances rejetées dans l'environnement telles que le gaz carbonique et l'arsenic.

2.9 Les modèles physiques aux nomenclatures et à la géographie restreintes

Bien que la majorité des modèles IOT sont en flux monétaires, il existe des modèles IOT physiques, dit Physical Input-Output Table (PIOT). Les modèles PIOT sont peu nombreux et décrivent les flux physiques pour un nombre plus limité de secteurs et de produits que les modèles IOA monétaires.

Tableau 1-2 Nombre de régions et de secteurs, dont le nombre des secteurs distincts pour les minéraux dans chaque projet MRIO.

Table	Nombre de régions	Nombre de secteurs	Nombre de secteurs pour les minéraux non-énergétiques	Nombre d'indicateurs environnementaux (Extension à l'environnement)
GTAP	140	57	1	4 (gaz à effet de serre seulement)
OCDE	67	34	1	1 (CO2)
EORA26	190	26	1	98 (dont 15 pour les minéraux non-énergétique)
EXIOBASE	43	163 (200 produits)	11	384 (dont 40 pour les minéraux non-énergétique)
WIOD	43	56	1	0

Les modèles PIOT sont toujours le résultat de projets ad-hoc et nécessitent un travail de recueils et de traitements des données plus conséquents que pour les modèles IOT monétaires. Les PIOT peuvent être construits via la collecte de données physiques issues de statistiques industrielles ou via des facteurs de

conversion physique-monnaire (Nakamura et al., 2007). Ces facteurs sont construits via de nombreuses hypothèses sur la quantité des produits fournis par les secteurs industriels et la composition moyenne des produits considérés dans au sein des catégories de produits de la nomenclature.

Suh (2009) a dénombré onze modèles PIOT avant 2009. Ils montrent que les détails en terme de secteurs et de produits varient fortement d'un modèle PIOT à l'autre, et qu'ils sont restreints en termes de géographies et de nomenclatures. Le modèle PIOT danois qui date de 1990 présente 27 secteurs différents, quand celui de l'Allemagne de la même année présente 59 secteurs différents. Parmi ces onze modèles, seul le modèle PIOT allemand distingue plusieurs secteurs extractifs. Ces remarques sont toujours valables sur les modèles PIOT plus récents. Le modèle de Bösch et al. (2015), qui analyse le secteur du bois et du papier en Allemagne, ne considère que 17 secteurs distincts. Parmi ces 17 secteurs, 16 représentent les secteurs en lien direct avec le bois, et le 17^{ème} secteur agrège le reste de l'économie.

2.10 Le recyclage difficilement pris en compte

Certains modèles IOT prennent en compte la question des déchets et des produits recyclables. Cependant, ces modèles sont peu développés et les informations statistiques sur les flux de déchets et de produits recyclables sont limitées à quelques pays (Nakamura, Kondo, 2009). Aussi, la majorité des IOT étant monétaires, si les déchets ou les produits recyclables n'ont pas de prix, par exemple s'ils ont été cédés gratuitement, ils ne sont pas comptabilisés dans les comptes nationaux, et si ces derniers ont un prix, les nomenclatures de catégorie de produits ne distinguent pas les déchets, les produits de fin de vie, recyclable ou non, autant que les produits manufacturés. Les nomenclatures de catégories de produits ne sont pas suffisamment détaillées pour distinguer les produits composés de matières premières primaires, secondaires ou des deux à la fois. L'analyse des déchets et des produits recyclables nécessitent un recueil supplémentaire de données et de faire des hypothèses pour désagréger les activités et les produits de recyclage du reste de l'économie (Nakamura, Kondo, 2009).

Les modèles IOT qui sont spécialement conçus pour analyser les flux de déchets et les potentiels de recyclage sont nommés Waste Input-Output Tables (WIOT). Les WIOT peuvent s'apparenter à des modèles PIOT (Dietzenbacher, 2005), ou des IOT monétaires avec des extensions spécifiques aux questions des déchets et du recyclage, ou via des modèles hybrides physiques et monétaires qui traitent la production de déchet comme des secteurs économiques à part entière (Nakamura, Nakajima, 2005 ; Nakamura, Kondo, 2009 ; Nakamura et al., 2009 ; Lenzen, Reynolds, 2014 ; Tisserant et al., 2017).

Du fait du peu de données disponibles, les modèles WIOT sont souvent des modèles nationaux et ne s'intéressent qu'à quelques produits. Par exemple, Nakamura, Nakajima (2005) et Nakajima et al. (2011) ont développé des modèles

WIOT sur les métaux mais restreints au Japon, Lee et al. (2012) sur le plomb à Taiwan, Court (2012) sur les déchets dangereux aux Etats-Unis, Fry et al. (2016) sur la masse de déchets produits par secteur en Australie, et Beylot et al. (2016) sur la masse de 10 grands types de déchets différents en France, tels que les déchets métalliques, de verre, de textile ou d'équipement. Si ces études permettent d'évaluer l'activité de gestion des déchets et de recyclage d'un pays, elles ne permettent pas de déterminer les activités de gestion des déchets et de recyclage induites à l'étranger pour la demande domestique (Tisserant et al., 2017). A notre connaissance, le seul modèle WIOT mondial permettant de prendre en compte la génération totale de déchets, au niveau domestique et à l'étrangers, est celui Tisserant et al. (2017), basé sur Exiobase. Cependant, les données fournies sont très incertaines (Tisserant et al., 2017).

Résumé des limites et avantages des IOT : une description géographique des échanges intersectoriels à l'aide des MRIO, mais agrégée au niveau technologique

Les IOT sont une représentation des échanges entre les secteurs économiques au sein d'un périmètre spatial et temporel donné induit par une variation de la demande économique. Elles sont des photographies des échanges totaux, mais ne distinguent pas les échanges par fonctionnalité ni pour quelles raisons ils ont été induits.

Il existe de nombreuses IOT distinctes : des IOT nationales, multirégionales, par produit, par industrie, monétaires, physiques ou mixtes, chacune avec des nomenclatures de secteurs économiques, de catégories de produits et d'extensions à l'environnement distinctes. Parmi elles, toutes ne sont pas adaptées à l'étude de la chaîne de valeur technologique et géographique. Les IOT nationales sont restreintes à la géographie du pays et agrègent l'ensemble des secteurs des pays étrangers en un unique secteur d'importation et d'exportation. Aussi, les nomenclatures des secteurs, des catégories de produits et des extensions à l'environnement varient selon les pays, limitant l'intégration des modèles entre eux pour créer un modèle mondial. De fait, les IOT nationales ne sont pas adaptés à l'étude de la chaîne de valeur.

Pour pouvoir prendre en compte les échanges au niveau mondial, des projets ad hoc ont permis le développement développé des modèles MRIO. Si il existe des modèles aux nomenclatures géographiques plus ou moins détaillées, les nomenclatures des secteurs économiques et des catégories de produits restent agrégées. C'est particulièrement le cas des secteurs de l'énergie et des matériaux qui sont peu détaillés. Parmi les MRIO, Exiobase présente la nomenclature technologique la plus détaillée, en particulier sur les matériaux et l'énergie, mais est le modèle MRIO mondiale parmi les plus agrégé géographiquement.

Si les approches IOA et les outils associés ne sont pas adaptés en tant que tel à la problématique, les MRIO telles que Exiobase fournissent des informations géographiques, certes agrégées, sur les matériaux et l'énergie.

3 Les analyses de cycle de vie (ACV) : l'évaluation des échanges et des impacts environnementaux des activités industrielles

3.1 Les principes des ACV

D'après la norme ISO 14040:2006, les ACV sont des études qui décrivent quantitativement les interventions environnementales et les impacts environnementaux potentiels induits par un produit tout au long du cycle de son cycle de vie, « du berceau à la tombe ». Les ACV prennent en compte l'acquisition des matières premières, la production, les utilisations, les traitements en fin de vie, le recyclage et la mise au rebut (Finkbeiner et al., 2006). Elles sont utilisées pour choisir le produit qui présente le moins d'impacts environnementaux, à déterminer les étapes de vie ou les processus qui contribuent le plus à ces impacts, à définir les indicateurs pertinents et les techniques de mesures les plus appropriées pour estimer un impact environnemental, ou pour communiquer sur les qualités environnementales d'un produit.

D'après Guinée et al. (2011), les premières ACV ont été conçues à la fin des années 1960. L'approche a connu une phase de développement importante entre les années 1970 et 1990 en réponse aux mouvements d'inquiétudes publiques sur l'environnement. Dans un premier temps, elles étaient concentrées sur l'analyse énergétique et les questions des déchets, puis ont été élargies à la consommation de ressources et les émissions dans l'environnement. Jusqu'aux années 1990, la production d'ACV s'est faite sans la définition d'un cadre théorique rigoureux ou de référence. Pour un même objet d'étude, les périmètres d'étude, les méthodes de calcul et les interprétations pouvaient varier fortement d'une ACV à une autre. Il a fallu attendre les années 1990 pour voir apparaître une tentative d'harmonisation des ACV sous l'impulsion de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). L'organisation internationale de standardisation (ISO) a repris ce travail d'harmonisation en préconisant les meilleures pratiques sans pour autant définir un standard.

3.2 Les étapes de construction des ACV

Une ACV se réalise en quatre étapes : i) la définition d'un objectif et d'un périmètre d'analyse, ii) la réalisation d'un inventaire de cycle de vie (ICV), iii) une évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV), iv) et une étape transversale d'interprétation (voir fig.1-2).

3.2.1 La définition de l'objectif et du périmètre d'analyse

Les définitions de l'objectif et du périmètre d'analyse fournissent l'information sur ce que cherche à déterminer l'étude, et justifient les choix arbitraires de l'analyste. Selon l'objectif, il existe deux types d'ACV : i) les ACV attributionnelles et ii) les ACV conséquentielles. Si les étapes de réalisation des

ACV attributionnelles et conséquentielles sont similaires, les définitions du système et les ICV varient.

- i) **L'ACV attributionnelle** consiste à analyser les interventions et les impacts environnementaux d'un produit ou d'un système tout au long de sa vie, en supposant que les processus impliqués dans le cycle de vie du produit ou du système ne modifient pas la structure économique. L'ACV attributionnelle est pertinente pour comparer deux produits ou deux technologies de système qui n'ont pas de conséquences notables sur la structure économique.
- ii) **L'ACV conséquentielle** consiste à analyser les interventions et les impacts environnementaux d'un produit ou d'un système en considérant les modifications induites par sa mise en place sur le reste de l'économie. En plus de prendre en compte les processus impliqués dans le cycle de vie du produit ou du système, l'ACV conséquentielle intègre les processus de l'économie impactés par les choix stratégiques, qu'ils soient en amont ou en aval (Weidema, 2003). L'ACV conséquentielle est pertinente pour comparer les conséquences sur l'économie de la production d'un nouveau produit ou d'un système.

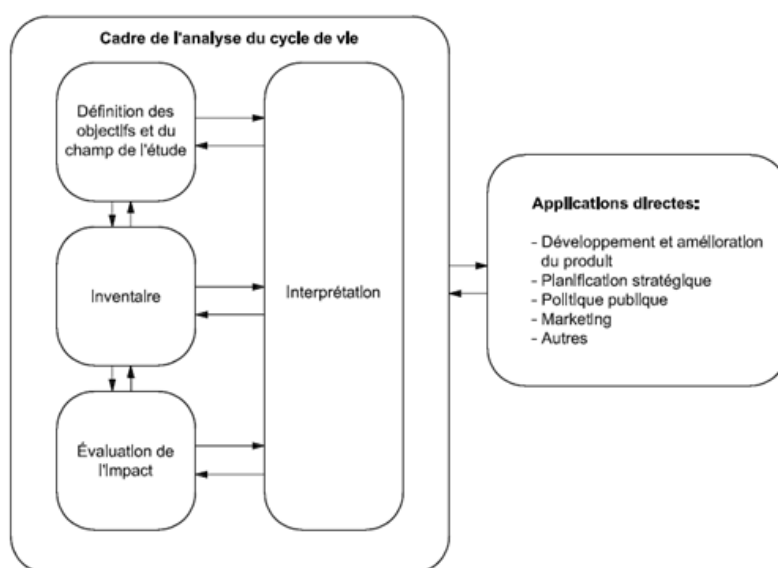


Figure 1-2 Principe de l'analyse de cycle de vie [Source : ISO (2006)]

Les ACV sont toujours calculées pour une unité fonctionnelle de produit de référence. Le produit de référence correspond au produit du système étudié et l'unité fonctionnelle traduit la fonction ou l'usage du produit. L'unité fonctionnelle doit permettre de faciliter la comparaison d'une ACV avec une autre. Par exemple, si on souhaite analyser et comparer une activité de transport d'un camion avec un train, il est judicieux de comparer le service de transport et d'utiliser l'unité du volume de transport, la tonne-kilomètre (t.km), et non pas de comparer les deux technologies pour une même distance parcourue.

Si la norme préconise de réaliser des ACV sur l'entièreté du cycle de vie, les ACV de deux produits ayant une même unité fonctionnelle ne sont pas systématiquement équivalente. Pour des raisons d'accès aux données, de temps et

de coûts, certaines ACV excluent une ou plusieurs phases du cycle de vie, telles que les traitements, le transport des marchandises, ou certains échanges, comme les biens de production (Hiederer et al., 2011). De fait, il est primordial de définir le périmètre d'étude de façon explicite.

3.2.2 La réalisation d'un inventaire de cycle de vie

Une fois le périmètre d'étude défini, un ICV est réalisé. Il permet d'estimer les échanges avec l'environnement induits par les processus impliqués dans la vie d'un produit. Les ICV distinguent les flux selon qu'ils soient échangés dans la technosphère ou avec l'écosphère (Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Hiederer et al., 2011). La technosphère représente l'ensemble des systèmes technologiques tels que les usines, les machines, ou les infrastructures. L'écosphère représente l'environnement au-delà de la technosphère, comme la biosphère, la lithosphère ou l'hydrosphère. Les échanges réalisés au sein de la technosphère correspondent aux produits transformés par une activité humaine, tels que les semi-produits. Les échanges réalisés avec l'écosphère correspondent aux ressources extraites de l'environnement naturel, telles que l'eau des rivières, les minerais ou la captation d'énergie solaire, et les émissions de substance dans l'environnement naturel, telles que les gaz à effet de serre, les décharges d'arsenic ou de poussière. Les échanges réalisés au sein de la technosphère sont appelés les échanges ou les flux intermédiaires, et ceux réalisés entre la technosphère et l'écosphère sont appelés les échanges ou les flux élémentaires.

Une fois l'ICV réalisé, une évaluation des impacts environnementaux est réalisée à partir de l'inventaire des échanges élémentaires, via des méthodes d'évaluation d'impacts environnementaux comme ReCipe (Huijbregts et al., 2017) ou Impact 2002+ (Jolliet et al., 2003). Ces méthodes fournissent des indicateurs, et des facteurs de caractérisation pour les quantifier, qui représentent un processus (mid-point) ou un dommage (end-point) qui ont un intérêt du point de vue de l'environnement ou de la santé humaine (voir fig.1.3).

3.3 La création des inventaires : l'approche par imputation et par extension des frontières

A l'instar des IOT créées à partir de tables SUT, si une activité fournit plusieurs produits distincts, un traitement des données est nécessaire. En effet, pour respecter les contraintes mathématiques, les données sont formatées pour une unité fonctionnelle d'un unique produit de référence. Or, certains processus de production fournissent plusieurs produits. Pour résoudre cette difficulté, l'analyste peut adopter une des trois approches suivantes: i) une modélisation par division, ii) par extension des frontières, ou iii) par imputation (ISO, 2006 ; Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Hiederer et al., 2011). Avec un même jeu de données, chaque approche fournit des inventaires différents.

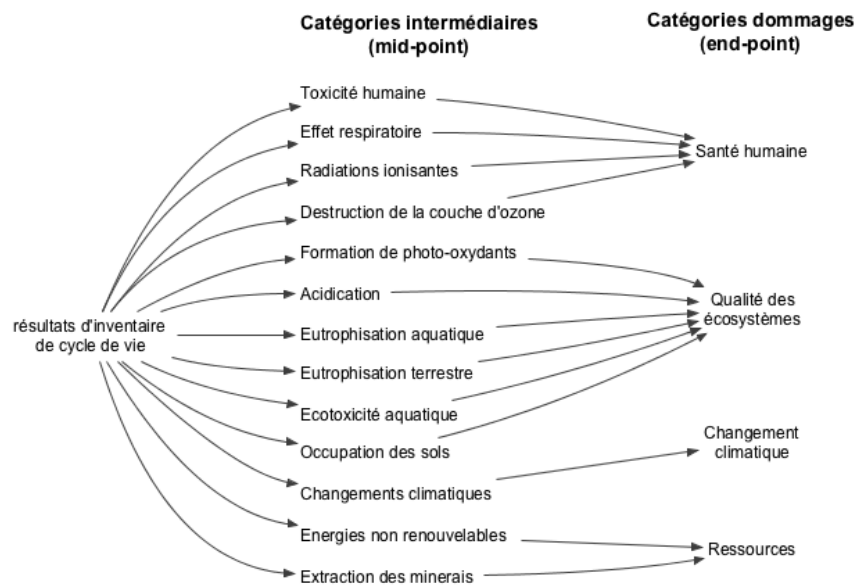


Figure 1-3 Indicateurs de la méthode Impact2002+

- i) **L'approche par division** : l'analyste cherche à désagréger l'activité en autant de processus technologiques distincts. Par exemple, si l'activité repose sur deux processus technologiques indépendants l'un de l'autre, l'activité est subdivisée en deux activités distinctes.
- ii) **L'approche par extension des frontières** : le système étudié est élargit aux activités qui ont des échanges pouvant être substitués par les flux de coproduits. L'approche repose sur l'hypothèse que les produits issus de la coproduction évitent la production d'un produit identique d'une autre activité (Suh et al., 2010). Si on suppose que l'électricité produite par une unité d'incinération est le coproduit de l'incinération des déchets, l'électricité produite évite la production d'électricité ailleurs. Du point de vue du calcul, éviter la production revient à soustraire de l'activité qui fournit les coproduits les échanges de l'activité évitée (voir fig. 1-5). L'approche par extension des frontières nécessite de connaître les activités qui ont des échanges qui peuvent être substitués par les coproduits, mais elle nécessite moins de transformations des données que l'approche par imputation et elle respecte le principe de conservation des masses.
- iii) **L'approche par imputation** : l'activité est scindée en autant d'activités que l'activité fournit de produits, et chaque nouvelle activité se voit allouer une part des flux entrants et sortants en fonction d'un facteur d'imputation (voir fig. 1.4). Le facteur d'imputation doit exprimer le lien causal entre les flux d'entrées et de sorties. Il peut être un facteur physique tel que le contenu en carbone, l'énergie potentielle, la masse ou le volume, ou un facteur économique. Parmi les facteurs économiques, la valeur monétaire de la production d'un produit est souvent utilisée. Il est fait l'hypothèse que le prix intègre la causalité, c'est à dire que c'est la raison économique qui justifie les échanges. Dans ce cas, le facteur est le prix du produit fois le volume total du produit fourni par l'activité sur la valeur totale des productions (voir fig 1.5).

Contrairement à l'approche par extension des frontières, l'approche par imputation ne respecte pas le principe de conservation des masses. Par exemple, dans le cas d'une approche par imputation d'une activité minière qui produit à la fois de l'or et du cuivre, une portion de la production de minerai d'or et de cuivre est allouée à la production de l'or, et une autre est allouée au cuivre. Dans le cas d'une approche par imputation économique, cette portion dépend des valeurs économiques des productions d'or et de cuivre. Par exemple, si la production de cuivre domine l'activité minière à hauteur de 95% des revenus, seulement 5% de l'or extrait est alloué à l'activité de production de l'or, soit pour un kilogramme d'or seulement 50 grammes (voir fig. 1.5).

Dans le cadre d'une ACV standard qui cherche à évaluer les impacts environnementaux, l'approche par imputation est pertinente. Cependant, pour un usage des outils ACV pour l'évaluation des besoins en matériaux, l'approche par imputation n'est plus pertinente car elle ne respecte pas le principe de la conservation des masses et des débits

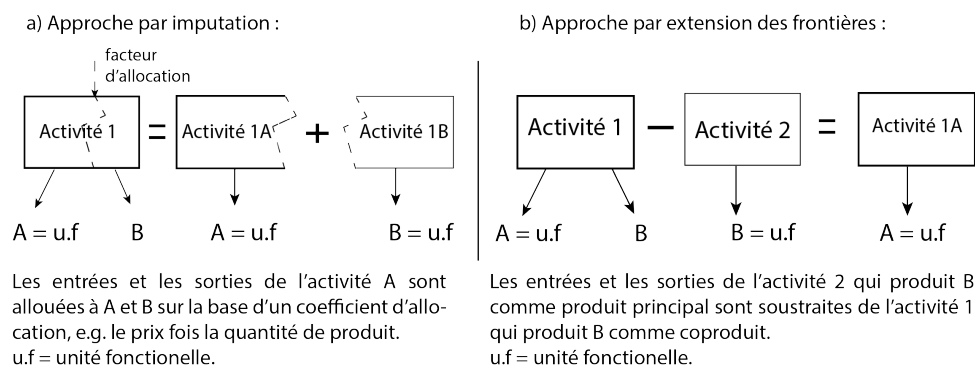


Figure 1-4 Concept de l'approche par imputation (à gauche) et par extension des frontières (à droite) [Adaptée de Suh et al. 2010]

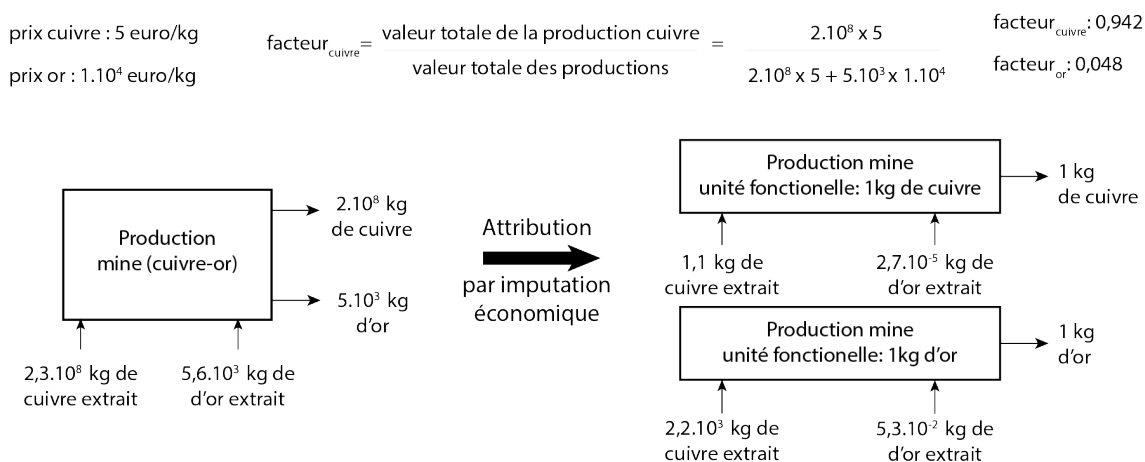


Figure 1-5 Attribution par imputation économique d'une activité minière cuivre-or.

3.4 La formulation mathématique inspirée des analyses d'entrées-sorties

Avec les données sur les échanges intermédiaires, l'analyste peut créer une matrice des échanges intermédiaires, dite matrice technologique. Cette matrice représente l'ensemble des échanges intermédiaires induits pour la production d'une unité fonctionnelle de chaque produit. Elle permet de calculer la totalité des échanges induits par une demande finale donnée. Soit sous forme matricielle :

$$\text{Pour } i = j, a_{ij} = 1$$

$$\text{Pour } i \neq j,$$

$$a_{ij} = (-1)^n \cdot f_{ij} \cdot \frac{\text{quantité totale du produit } i \text{ consommé par l'activité } j}{\text{quantité totale du produit fourni par l'activité } j}$$

Avec :

- a_{ij} le coefficient technique du produit i pour l'activité j . Il correspond à l'échange intermédiaire i induit au prorata d'une production d'une unité fonctionnelle de l'activité j ;
- f_{ij} facteur d'imputation du produit i pour l'activité j ;
- $n = 1$ pour les produits intermédiaires consommés et les services de traitement ;
- $n = 0$ pour les coproduits.

$$s = \begin{bmatrix} s_1 \\ \vdots \\ s_n \end{bmatrix}, A = \begin{bmatrix} 1 & a_{12} & \dots & a_{1n} \\ a_{21} & \ddots & & \vdots \\ \vdots & & \ddots & a_{(n-1)n} \\ a_{n1} & \dots & a_{n(n-1)} & 1 \end{bmatrix}, f = \begin{bmatrix} f_1 \\ \vdots \\ f_n \end{bmatrix}$$

$$s = A^{-1}f$$

Avec :

- f le vecteur de la demande finale des produits i ;
- s vecteur des quantités cumulées de produits i qui ont été produits directement et indirectement pour fournir la demande finale f ;
- A la matrice technologique formée des coefficients techniques a_{ij} .

Le vecteur s obtenu à l'aide de la matrice technologique permet de rendre compte de la portion s_i de produit i qu'il a fallu produire directement et indirectement pour la demande finale f .

Cette approche permet de prendre en compte les consommations directes et indirectes en produits intermédiaires, que ce soit des biens consommables ou des biens durables. Si on cherche par exemple à estimer les échanges induits par l'étape de fabrication d'une éolienne, l'approche matricielle permet de prendre en

compte la production des pièces détachées, la production des matériaux et les matières premières, mais aussi les activités en amont qui ont été nécessaires pour la production des matériaux, telles que la construction des usines. Dans ce cas, seul une portion des échanges induits par les biens de production sont attribués à la fabrication de l'éolienne. Les montants alloués dépendent de la consommation d'acier et de cuivre pour la fabrication de l'éolienne au prorata de la production totale de ces usines (voir fig. 1.6).

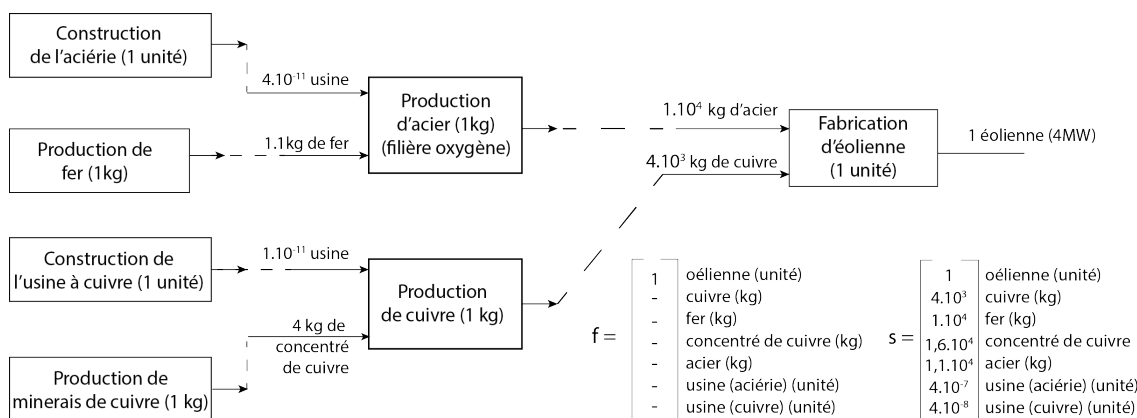


Figure 1-6 Principe de calcul des échanges intermédiaires

A l'aide des données concernant les échanges élémentaires, on peut créer la matrice dite d'interventions environnementales. Cette matrice représente l'ensemble des échanges élémentaires induits pour la production d'une unité fonctionnelle de chaque produit. Elle permet de calculer avec la matrice technologique, la totalité des flux élémentaires induits par une demande finale donnée. Soit sous forme matricielle :

$$E = \begin{bmatrix} e_{11} & \cdots & e_{1n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ e_{p1} & \cdots & e_{pn} \end{bmatrix}$$

$$g = E \cdot A^{-1}f$$

Avec :

- e_{kj} le coefficients d'intervention environnementale k pour l'activité j . Il correspondant à l'échange élémentaire k induit au prorata de la production d'une unité fonctionnelle de l'activité j ;
- g le vecteur de quantités cumulées d'échanges élémentaires induits par une demande finale f .
- E la matrice d'intervention formée des coefficients e_{kj} .

Cette approche permet d'estimer le cumul des interventions environnementales induites par la production d'une unité fonctionnelle d'un produit sur l'ensemble de son cycle de vie. En reprenant l'exemple de l'étape de fabrication d'éolienne,

on peut calculer la quantité totale d'eau qu'il a fallu extraire de l'environnement et qui a été émise dans l'environnement (voir fig. 1.7).

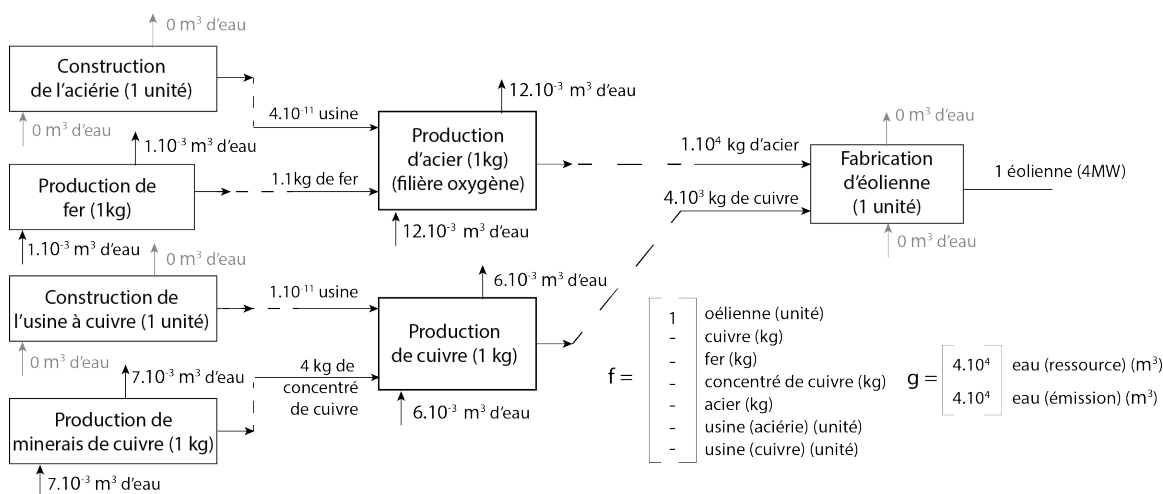


Figure 1-7 Principe de calcul des échanges élémentaires.

Enfin, l'analyste peut créer la matrice dite de caractérisation. Cette matrice représente l'impact environnemental des échanges élémentaires pour une unité d'échange élémentaire. Soit sous forme matricielle :

$$Q = \begin{bmatrix} h_{11} & \cdots & h_{1k} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ h_{q1} & \cdots & h_{qk} \end{bmatrix}$$

$$h = Q.E.A^{-1}f$$

Avec :

- h_{lk} l'indicateur l pour une unité d'échange élémentaire k ;
- Q la matrice de caractérisation formée des indicateurs h_{lk} ;
- h le vecteur de quantités d'impacts cumulés induits par une demande finale f .

Cette approche est pertinente pour estimer les besoins en ressources et en énergie au sein de la chaîne de valeur d'une activité industrielle, à condition d'utiliser des jeux de données qui respectent le principe de conservation des masses. Cependant, ce calcul ne donne pas d'information sur l'instant auquel a eu lieu la production. Ainsi, des demandes en matériaux et en énergie qui ont eu lieu plusieurs années auparavant pour la construction de l'aciérie ou de l'usine à cuivre viennent se cumuler avec la demande pour la fabrication de l'éolienne. Voir la section 3.7 pour les approches temporalisées.

3.5 La sources des données et l’usage des bases de données pour le calcul d’inventaire

Le calcul d’un inventaire en termes de produits intermédiaires ou élémentaires nécessite de nombreuses données. Pour réaliser une ACV dans un temps raisonnable, l’analyste scinde son système d’étude en deux parties (Hiederer et al., 2011 ; Majeau-Bettez et al., 2011 ; Kuczenski, 2015). La première intègre toutes les activités susceptibles d’être impactées par l’étude. Cette partie est appelée le système d’avant-plan, ou foreground. La seconde partie, dit background, représente toutes les activités dont la partie foreground dépend. Le background représente les activités en amont et en aval du foreground. Pour les activités du foreground, l’analyste prend soin de fournir la représentation la plus fidèle en termes de technologies, de géographies et de chaînes de valeur. Puis l’analyste lie la partie foreground avec la partie background. Dans la pratique, l’analyste utilise les données brutes d’origine industrielle pour le foreground, puis s’appuie sur des bases de données pour les données du background, telles que Ecoinvent, ELCD ou Gabi (Kuczenski, 2015).

Il existe différents types de bases de données, qui regroupent un grand nombre d’activités. Certaines fournissent les données correspondantes aux échanges intermédiaires et élémentaires par activité mais aussi les inventaires et les évaluations d’impacts, quand d’autres ne fournissent seulement qu’une partie de ces informations, telles que les inventaires cumulés pré-calculés ou les indicateurs. Enfin certaines sont spécialisées dans un domaine industriel en particulier, quand d’autres fournissent des données génériques sur plusieurs milliers d’activités industrielles sans discrimination de secteur industriel (voir tableau 1.3).

Le choix d’une base de données a un impact conséquent sur les résultats d’une ACV (Takano et al., 2014 ; Lasvaux et al., 2015). L’accès aux jeux de données qui renseignent sur les échanges non cumulés par activité permettent à l’analyste une description plus fine de la chaîne de valeur technologique de son système. Ils permettent de modéliser la chaîne de valeur activité par activité et des modifications de certains jeux de données du background, quand les jeux de données d’inventaires fournissent des données pour une chaîne de valeur donnée définie et non modifiable. Enfin, selon les objectifs de l’étude, une modélisation est plus pertinente qu’une autre, et le type de modélisation, par imputation ou par extension des frontières, a une influence sur les résultats (Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Earles, Halog, 2011 ; Hiederer et al., 2011).

3.6 Une transparence limitée sur les données

La transparence sur les données doit permettre à l’analyste de faire des choix éclairés pour choisir quelles données sont les plus pertinentes à son analyse, en particulier lorsqu’il doit réutiliser ou adapter des jeux de données existants pour modéliser son système. Pourtant, la faible transparence des données, souvent justifier par des raisons de confidentialité, est une critique récurrente à l’encontre

des ACV. La confidentialité pousse également à publier des ACV avec des inventaires agrégés. Cette pratique ne permet pas de vérifier les données, ni de les réutiliser pour d'autres ACV ou de reproduire les résultats (Frischknecht, 2004 ; Reap et al., 2008 ; Hellweg, Canals, 2014 ; Curran, Young, 2014).

Tableau 1-3 Liste non exhaustive de bases de données pour les ACV.

Base de donnée	Données fournies	Type de modélisation	Secteur couvert	Source des données
Agribalyse	Inventaires cumulés	imputation	agriculture	Données brutes, Ecoinvent
Bioenergiedat	Echanges par activité	Non défini	biomass	Données brutes
Ecoinvent	Echanges par activité et inventaires cumulés	Imputation, extension des frontières	Non défini	Données brutes
Elcd	Inventaires cumulés	imputation	Non défini	Données brutes et Gabi
ESU World Food	Echanges par activité et inventaires cumulés	-	agriculture	Données brutes et Ecoinvent
EuGeos'15804-IA	Echanges par activité et inventaires cumulés	Imputation	Non défini	Ecoinvent
Gabi	Inventaires cumulés	Imputation	Non défini	Données brutes
LC-Inventories.ch	Echanges par activité et inventaires cumulés	Imputation	Non défini	Données brutes et Ecoinvent
NEEDS	Inventaires cumulés	Imputation	Energie	Données brutes et Ecoinvent
Ökobaudat	Inventaires cumulés	-	Matériaux de construction	Données brutes et Gabi
ProBas	Echanges par activité et inventaires cumulés	Extension des frontières	Energie, matériaux, transport et déchets	Données brutes

Dans la pratique, il n'y pas de normes pour représenter les données. Ainsi, à partir d'un même système, il est possible de créer plusieurs jeux de données différents, du fait d'une modélisation différente par l'analyste ou à cause des variations de nomenclature entre les bases de données utilisées. Une activité industrielle présentant plusieurs processus en série peut être représentée par autant de jeux de données que de processus ou bien un seul jeu « boîte noire ». Par exemple, la base Ecoinvent présente des jeux de données qui distinguent l'activité d'extraction du cuivre et de sa transformation, et des jeux qui intègrent ces deux étapes en un seul jeu de données dit « boîte noire » (Ecoinvent, 2017a). Aussi, la nomenclature de la base Ecoinvent est différente de celle de Gabi. Le jeu de donnée du processus modélisé à partir de la première base sera différent de celui modélisé avec la seconde. Pour s'assurer de pouvoir réutiliser les données d'un processus avec n'importe quelle base, il est nécessaire d'avoir accès aux

données représentatives du vrai processus, avant sa modélisation. Une information qui est très rare.

Comme vu précédemment, il arrive qu'une partie du cycle de vie du produit analysé n'est pas prise en compte. Certains jeux de données ne prennent pas en compte le démantèlement des produits, le recyclage ou les traitements des déchets. Dans d'autres cas, les jeux de données utilisés qui devraient représenter une activité de recyclage représentent une activité d'incinération ou de mise en décharge (Ecoinvent Centre, 2015). Ce type d'information n'est pas toujours explicite ni clairement signalé. Aussi, certains jeux de données représentent des échanges d'énergie ou de matière qui correspondent à plusieurs étapes de vie à la fois, par exemple à la fois l'étape de mise en service et de démantèlement. Cette situation ne permet pas de distinguer quelle part des échanges est imputable à l'étape de mise en service ou de démantèlement.

Ces diverses informations, si elles ne sont pas toujours accessibles dans les jeux de données représentant les échanges non cumulés des processus, elles le sont encore moins lorsque les données fournies sont celles des inventaires agrégés. En effet, les inventaires agrégés reposent sur de nombreuses hypothèses qui deviennent impossible à évaluer.

3.7 Des outils numériques et des formats numériques non homogènes

En plus des difficultés de transparence sur les données, le développement des ACV a entraîné une multiplication des outils, des nomenclatures et des formats numériques. Herrmann et Moltesen (2015) et Speck et al., (2016) ont montré qu'avec un même jeu de données, les résultats variaient selon l'outil utilisé et pouvaient aboutir à des interprétations différentes. Les différents types de formats numériques, de nomenclatures propres à chaque base de données, des types d'inventaires, d'information sur les métadonnées (sources et qualités des données) et de droits d'auteur sur les données induisent une gestion des données toujours plus complexe. Cette complexification nuit à la diffusion des résultats, à la réutilisation et la gestion des données (Kuczynski, 2015).

3.8 Les incertitudes et les effets de troncature mal pris en compte

3.8.1 *L'évaluation des incertitudes limitée par l'inflation des données*

Une autre critique faite à l'encontre des ACV est leur sensibilité et l'influence des incertitudes des données d'entrée sur l'interprétation des résultats. L'incertitude d'une ACV peut se situer à plusieurs niveaux : les hypothèses de modélisation (Lloyd, Ries, 2007), les incertitudes sur les données d'entrée et leurs propagations, la sensibilité des résultats à une variation des données d'entrée, ou la fiabilité des facteurs des caractérisations (Lloyd, Ries, 2007 ; Reap et al., 2008 ; Finnveden et al., 2009). Si l'importance de l'évaluation des incertitudes est

reconnue par la norme ISO 14040, aucune méthodologie standard de leur évaluation n'a été établie (Reap et al., 2008 ; Finnveden et al., 2009).

Un des freins à l'évaluation des incertitudes est l'augmentation croissante des données pour réaliser une ACV. De nombreuses solutions commerciales et quelques bases de données permettent de réaliser des évaluations des incertitudes via des analyses par échantillonnage de Monte Carlo, mais ces analyses sont très coûteuses en temps. Les analyses de Monte Carlo ne s'appuient pas sur un calcul matriciel, mais sur un calcul itératif dont le coût croît exponentiellement avec le nombre de processus du système étudié. Une évaluation des incertitudes et des sensibilités par Monte Carlo sur des inventaires de dizaines de milliers de données peut ainsi prendre plusieurs jours (Heijungs et al., 2005 ; Heijungs, Lenzen, 2014).

Des approches analytiques basées sur les séries de Taylor ont été développées pour compenser les limites par échantillonnage (Heijungs, 2010 ; Imbeault-Tétrault et al., 2013 ; Heijungs, Lenzen, 2014). Ces approches permettent de réaliser des calculs de sensibilité et de propager les incertitudes via une approche matricielle. Cependant, ces approches analytiques présentent quelques lacunes. Elles ne peuvent s'appliquer que pour estimer les incertitudes pouvant s'approximer par des fonctions linéaires, et ne peuvent prendre en compte que les informations sur les variances des distributions des valeurs (Heijungs, 2010).

3.8.2 Les effets de troncature tendent à sous évaluer les impacts environnementaux et limiter l'information pour les petits éléments

L'inventaire des activités se doit d'être le plus exhaustif possible et respecter la conservation des masses et des débits. Cependant, pour des raisons de temps, d'accès aux données, ou de coûts financiers, une partie des échanges ne sont pas pris en compte et l'inventaire est tronqué (Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Hiederer et al., 2011). Par exemple, il est possible qu'une étude ne considère que les échanges qui représentent 95% de la masse totale des échanges de l'activité étudiée (Martínez et al., 2009). Cet effet de troncature peut exclure des éléments d'addition indispensables au processus, tels que le néodyme et le dysprosium dans les éoliennes (Davidsson et al., 2012, Anders Arvesen et al., 2013). De la même façon, il est rare qu'un inventaire prenne en compte les services autres que le transport de marchandise. Les échanges induits par les activités de support telles que la recherche et le développement, l'administration ou le transport du personnel sont quasi absents.

Cet effet de troncature sous-évalue les échanges et les impacts environnementaux. Enfin, les données représentatives d'une activité correspondent à des fonctionnements stéréotypés ou optimaux, sans prendre en compte les périodes de fonctionnement dégradées, les dysfonctionnements, ou les casses qui nécessitent des activités de maintenance importantes, dont des changements de pièce (Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Hiederer et al., 2011 ; Anders Arvesen et al., 2013).

3.9 La dimension géographique et temporelle quasi-absente des ACV

Les dimensions géographiques et temporelles des ACV sont peu développées. La régionalisation et la temporalisation des ACV sont limitées, que ce soit au niveau des inventaires comme des évaluations des impacts (Reap et al., 2008). La majorité des études sont réalisées dans les pays développés, et la majorité des données disponibles proviennent et couvrent des technologies de ces pays (Steinberger et al., 2009), qui peuvent être très différentes de celles de pays en voie de développement. La régionalisation des données nécessite de connaître la chaîne de valeur spatiale, hors peu d'acteurs économiques connaissent la chaîne de valeur en amont ou en aval de leur activité (Hellweg, Canals, 2014). S'il est possible d'utiliser des données statistiques de marchés pour certains processus comme ceux du transport et de la distribution d'électricité, ces types de données ne sont pas disponibles pour l'ensemble des activités couvertes par une ACV (Reap et al., 2008). Aussi, les méthodes et les facteurs de caractérisation pour réaliser les évaluations d'impacts ne couvrent pas toutes les géographies (Yang, 2016). Ces contraintes limitent grandement le développement des études spatialisées. Cela dit, les méthodes de régionalisation des impacts sont de plus en plus développées, que ce soit au niveau des ICV ou au niveau des indicateurs spatialisés (Hauschild, 2006 ; Shah, Ries, 2009 ; Roy et al., 2014 ; Nitschelm et al., 2016).

La dimension temporelle est également omise dans la majorité des ACV, que ce soit au niveau des jeux de données, des inventaires et des facteurs de caractérisations. Le manque de données historiques et le formalisme actuel des diverses parties de l'ACV ne permettent pas de prendre en compte la dynamique temporelle des processus industriels et des impacts de l'ensemble du système étudié (Pinsonnault et al., 2014). A la marge, certaines études ACV intègrent une dynamique temporelle partielle en subdivisant les inventaires d'avant-plan par unité de temps, et en adaptant le montant des échanges et des facteurs de caractérisation au cours du temps (Levasseur et al., 2010 ; Stasinopoulos et al., 2011 ; Maier et al., 2017). Ces études, en plus de renseigner sur la temporalité d'une partie des échanges, montrent que la différenciation temporelle a une influence très significative sur l'évaluation des impacts environnementaux (Pinsonnault et al., 2014). Pinsonnault et al. (2014) montrent que les impacts liés aux gaz à effet de serre induits par la production d'énergie à partir de la biomasse sont surévalués dans les ACV standard.

Résumé des avantages et limites des ACV : une description technologique fine, mais agrégée géographiquement et temporellement

Les ACV sont des outils permettant l'évaluation des impacts environnementaux d'une activité industrielle. Pour réaliser ces évaluations, les ACV reposent sur un inventaire des activités industrielles impliquées dans une ou plusieurs étapes de leur cycle de vie. Ces inventaires sont à même de fournir les informations relatives sur la chaîne de valeur technologique des activités, dont celles sur l'énergie et les matériaux. Cependant, ils présentent des lacunes. Le manque de transparence, les questions de confidentialités, la multiplication des nomenclatures, des outils et des formats numériques limitent l'accès et la réutilisation des données. Aussi, les aspects géographiques et temporels des inventaires, bien qu'en développement, sont encore peu développés. La majorité des données correspondent aux technologies des pays développés, et peu d'inventaires renseignent sur les dimensions géographiques et temporelles, par manque de données et de méthodes d'évaluation des impacts environnementaux spatialisées et temporalisées. Enfin, ces inventaires sont sujets aux effets de troncatures et restent généralement limités aux éléments considérés comme les plus contributeurs des impacts. Les études ACV délaissent souvent l'analyse des éléments en faible concentration tels que les éléments d'alliage ou les terres rares, dont l'extraction peut pourtant être très impactante d'un point de vue environnemental.

L'approche ACV apparaît comme une approche pertinente pour l'analyse de la chaîne de valeur technologique des technologies impliquées dans la transition énergétique. Cependant, les données disponibles et l'approche standard ne permettent pas à l'heure actuelle de fournir des informations sur la chaîne de valeur géographique.

4 Les analyses de flux de matière et de substance (M/SFA) : la modélisation des flux et des stocks au sein d'une économie

4.1 Le principe des SFA

A coté des approches IOA et ACV, une quantité d'études ad hoc sont développées pour analyser les flux de matière ou de substance au sein d'une économie donnée, respectivement désignés Material System Analysis (MSA), Substance Flow Analysis (SF) et les Economy-Wide Material Flow Accounts (EW-MFA). Les MSA portent sur un panier de produits tels que les matières premières ou les produit intermédiaires, alors que les SFA portent sur un matériau ou une substance tels qu'un métal ou une substance (Ayres, Ayres, 2002 ; Huang et al., 2012). Enfin, les EW-MFA sont des bilans des flux de matières qui rentrent et qui sortent d'une économie. Les MSA et les SFA sont parfois désignées, indistinctement avec les EW-MFA, par le terme générique de material flow analysis (MFA).

Les EW-MFA sont des bilans très agrégés qui permettent de représenter les tonnages ou les volumes des matières extraites ou émisent dans l'environnement dus aux activités d'une économie. Elles sont construites à partir des bilans environnementaux des offices statistiques, et des données provenant d'institutions telles que l'USGS ou le BGS pour les minéraux, l'IEA pour les matières énergétiques et la FAO pour les ressources alimentaires. Elles n'ont pas vocation à renseigner les flux d'un produit ou d'une substance au sein d'une économie (voir figure 1-8). Elles ne correspondent pas à notre objectif d'étude.

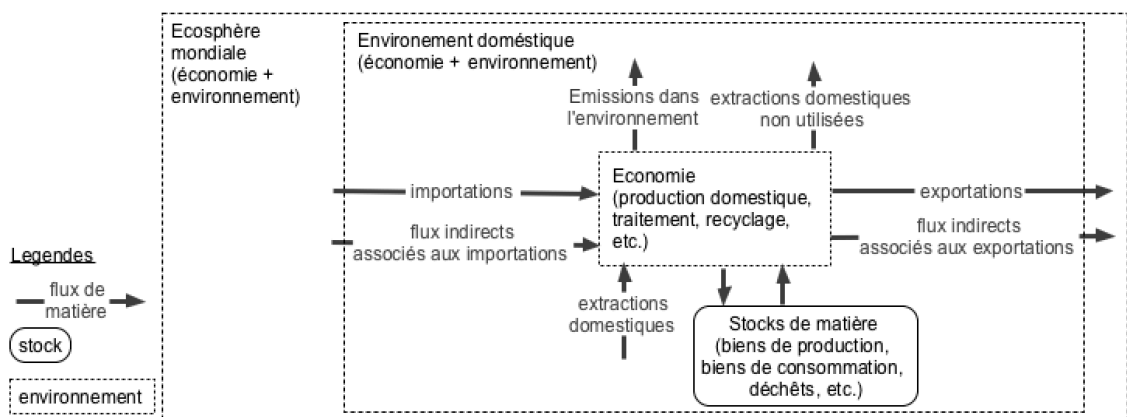


Figure 1-8 Principe des études EW-MFA

Les M/SFA modélisent les flux et les stocks physiques d'une substance au sein d'une économie et avec l'environnement. Elles sont utilisées pour de multiples raisons : comprendre la structure des flux et des stocks d'un produit ou d'une substance dans l'économie, évaluer la vulnérabilité de l'économie à une raréfaction

d'un produit ou d'une substance, déterminer les potentiels d'économie et de recyclage, ou fournir des indicateurs sociaux ou économiques (Huang et al., 2012). Les M/SFA peuvent être aussi réalisées pour analyser des impacts sanitaires, tels que les flux de métaux lourds ou de produits fertilisants en lien avec la santé et la modification des écosystèmes (Ayres, 2002).

4.2 Les différentes approches et variations des M/SFA

Ils existent trois types de modèles M/SFA : i) les modèles statiques, ii) les modèles en régime permanent, et iii) les modèles dynamiques (Ayres, Ayres, 2002, Müller et al., 2014).

- i) **Les modèles M/SFA statiques** sont construits à partir de données statistiques économiques et de processus industriels. Ils visent à représenter les liens causaux entre les flux d'un matériau ou d'une substance au sein de l'économie, et de l'économie avec l'environnement pour une géographie et un laps de temps donné. Ils sont des photographies de la circulation de la substance dans l'économie. Ils peuvent être réalisés pour comprendre la circulation d'un matériau ou d'une substance de façon agrégée dans l'économie. Aussi, les modèles statiques permettent de définir des systèmes d'équations qui peuvent être utilisés pour estimer les flux induits pour une variation d'un des flux.
- ii) **Les modèles en régime permanent** conservent la structure d'un modèle statique, mais les variables sont déterminées pour obtenir un régime permanent. Le régime permanent dépend de la structure du modèle, mais aussi des contraintes exogènes au modèle. Bien que non représentatif de la réalité et du futur, ils permettent de définir les régimes du système les plus durables possibles, et finalement de comparer les conditions de possibilité d'un régime durable avec les tendances actuelles ou un scénario de prospective.
- iii) **Les modèles dynamiques** prennent en compte les flux, les stocks et leurs interactions dans l'économie. Il existe deux approches : l'approche top-down et l'approche bottom-up (Müller et al., 2014). Dans l'approche top-down, les stocks de substance sont déterminés à partir des données de flux. Les stocks sont estimés à partir de la différence des flux entrants et sortant du périmètre d'étude. Dans l'approche bottom-up, les stocks sont directement estimés à partir des données sur les produits contenant le matériau ou la substance étudiés dans le périmètre d'étude et la concentration de cette substance ou de cet élément dans ces produits. L'approche bottom-up nécessite des informations sur les quantités de matériaux ou de substances stockées dans les produits en circulation et immobilisées dans l'économie : leurs usages, leurs durées de vie, et comment ces quantités réintègrent le système industriel ou finissent dans l'environnement (voir fig. 1.9). Cette approche est moins appliquée car elle nécessite de nombreuses informations, mais elle permet d'analyser le matériau ou la substance en relation avec son usage et ses fonctionnalités. Les variables des modèles dynamiques ne sont pas seulement

contraintes par les mesures des données au moment de l'étude, mais aussi par des lois traduisant les effets attendus dans le futur : normes contraignantes, substitutions, améliorations technologiques, etc. Les modèles dynamiques sont pertinents pour tester des scénarios à des fins de compréhension ou de perspectives économiques.

Les métaux sont parmi les substances les plus étudiées (Ayres, Ayres, 2002). Chen et Graedel (2012) ont recensé 1074 études dans 350 publications (voir tableau 1.4). Parmi ces études, 989 portaient sur des SFA statiques et 85 sur des dynamiques. La majorité des études ont été conduites à l'échelle des nations, réalisées entre les années 2000 et 2012, et concernaient les métaux de base. Müller et al. (2014) ont recensé 60 SFA dynamiques différentes sur les éléments métalliques. 43 d'entre-elles portaient sur la compréhension de la circulation des métaux dans l'économie, quand les autres analysaient les potentiels de recyclage, la disponibilité, les impacts environnementaux ou questionnaient la méthodologie des SFA. 38 analysaient les flux et les stocks au niveau d'un seul pays. Parmi ces études SFA, 42 ne couvrent pas l'extraction de la ressource, et seulement 11 études couvrent toutes les étapes de vie de la substance.

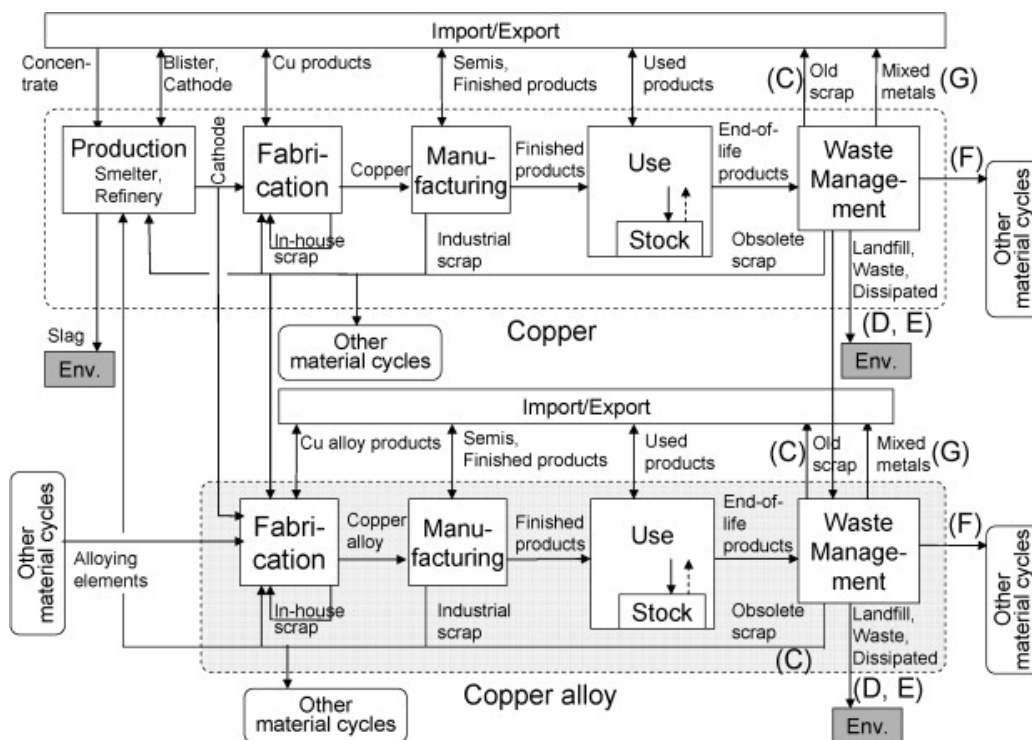


Figure 1-9 Modèle SFA dynamique du cuivre du Japon (Daigo et al., 2009).

Tableau 1-4 Etudes SFA par périmètre géographique et élément. Entre parenthèses, le nombre de SFA dynamique. (Adapté de Chen et Graedel, 2012)

	Etude globale	Etude continent	Etats-Unis	Europe	Japon	Chine	Afrique	Asie, hors Chine	Amérique, hors Etats-Unis	Autre
Aluminium	8(1)	5(1)	4(3)	4(2)	8(2)	7(2)		2(1)		
Argent	2	9	3	17	2	1	15	9	9	9
Chrome	2	9	3	20	5(2)	1	8	10	9	5
Cobalt	1(1)		3(1)	1	3(1)	1(1)		1		
Cuivre	3	11(2)	3(1)	18(3)	7(2)	5(1)	11	14(2)	9	8
Fer	6(1)	25	5(1)	61(3)	14(7)	14			28	17
Nickel	3	16	3	36	6(2)	2	6	17	20	16
Or			1		3					
Plomb	3(1)	9(1)	2	23(2)	7(2)	3	6	8	8	8
Zinc	2	9	3	17	5(1)	4	6	11	8	9
Autre éléments*	38(5)	39(3)	35(2)	38(2)	63(7)	17(5)	14	34(1)	-	12
total	56(9)	112(7)	65(8)	235(12)	123(26)	55(10)	66	106(4)	91	84

Résumé des avantages et limites des M/SFA : des études ad-hoc et restreintes à quelques substances mais riche en information

Les études M/SFA ne fournissent pas d'information sur l'interdépendance des secteurs industriels ou des activités industrielles comme le font les modèles IOA ou LCA. Chaque étude est spécifique à son sujet d'étude, que ce soit du point de vue de la substance ou du matériaux étudiés, des périmètres spatiaux et temporels, ou d'étapes de vie étudiées. Il n'est pas possible d'intégrer ces modèles les uns aux autres pour obtenir des modèles interdépendants.

Les modèles S/MFA sont à minima des photographies de la circulation d'un matériaux ou d'une substance donnés. Ils sont susceptibles de fournir des données sur la production et la consommation d'une substance à l'échelle d'une économie toute entière. Ces données peuvent être utilisées pour fournir des données exogènes, créer des indicateurs et des facteurs de conversion, ou comparer la consommation d'un secteur ou d'une activité avec celle de l'économie d'un pays ou d'une région géographique plus vaste.

* : regroupe 82 éléments, dont les éléments d'addition des métaux, l'azote, le phosphore, et les polluants

5 Les MFA hybrides pour des analyses stratégiques ou plus complètes

Les différents outils des MFA peuvent être utilisés seuls ou de façon conjointe. À bien des égards, les différentes approches des MFA sont complémentaires les unes des autres. Les IOT représentent une économie toute entière mais sont très agrégées, les M/SFA couvrent la circulation d'une substance ou d'un matériau au sein d'une économie, et les inventaires des ACV couvrent les étapes de vie d'un produit ou d'un système à l'échelle des processus. Les IOT sont principalement monétaires quand les M/SFA et les inventaires des ACV reposent sur des flux physiques. Ces caractéristiques complémentaires ont amené aux développements d'outils hybrides, utilisant un outil pour fournir des données d'entrée à un autre, ou en intégrant un outil dans un autre.

5.1 Les modèles hybrides modulaires pour l'analyse stratégique

Les modèles hybrides modulaires peuvent être utilisés pour évaluer un scénario économique ou technologique en lien avec l'économie. Bouman et al. (2000) proposent un cadre regroupant à la fois les outils SFA et ACV avec des approches d'équilibre économique. Ce cadre permet de déterminer les solutions industrielles et les politiques économiques les plus adaptées à un ensemble d'objectifs environnementaux. Pour une substance, un matériau ou un produit, l'approche M/SFA permet de déterminer les secteurs économiques ou les processus clés à réguler et de tester la faisabilité de scénarios technologiques. L'impact des divers scénarios technologiques est ensuite évalué à l'aide d'ACV pour déterminer le système le plus vertueux au regard des critères sélectionnés. Puis, un modèle d'équilibre économique permet de déterminer la politique économique et financière, par exemple une nouvelle taxe ou des subventions, la plus à même de favoriser l'évolution du système vers les solutions sélectionnées. Enfin, les scénarios retenus sont analysés de nouveau avec une approche M/SFA pour s'assurer de leur robustesse et pour identifier d'éventuelles incohérences.

Kytzia et al. (2004) ont proposé d'utiliser conjointement l'approche S/MFA avec un modèle IOA pour estimer l'impact d'un changement à l'échelle nationale du régime alimentaire sur l'économie. Le modèle S/MFA est utilisé pour fournir un scénario de demande finale. Les données produites deviennent des données d'entrée d'une IOT monétaire qui permettent d'évaluer par secteur industriel et en terme de revenus les conséquences d'un changement de régime alimentaire. Suh (2009) proposent une approche similaire dans le but d'évaluer l'impact d'un scénario technologique d'un secteur sur l'économie, tel que l'émergence des supports numériques sur l'industrie du papier et le reste de l'économie (voir fig. 1.10). Suh (2009) ont montré que des analyses de flux peuvent être aussi utilisées conjointement avec des analyses du type IOA pour estimer les variations de la circulation d'une ou plusieurs substances induites par une variation de la demande. Les données IOA représentant l'économie sont converties en données

d'entrée d'un modèle MFA représentant la circulation d'une ou plusieurs substances au sein du secteur économique.

L'approche modulaire des outils MFA apparaît donc pertinente pour évaluer une stratégie industrielle. Elle exploite les avantages des différentes approches pour faire face à la complexité des problématiques technico-économiques.

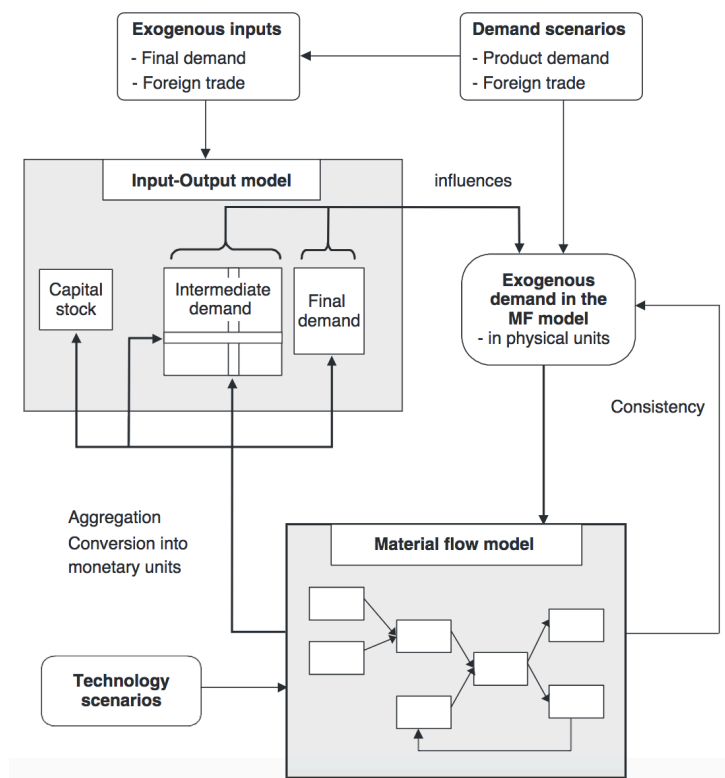


Figure 1-10 Principe d'un modèle hybride modulaire (Suh, 2009)

5.2 Les modèles ACV hybrides pour des analyses plus complètes

Les IOT monétaires ont été utilisées pour répondre à des questions relatives à l'environnement dès les années 1960, et dans les années 1990, elles ont été utilisées pour la première fois pour évaluer les émissions de CO₂ induites par un cycle de vie complet d'un véhicule moyen au Japon (Suh, Huppés, 2002). L'avantage d'une IOT étendue à l'environnement est qu'elle fournit des résultats, certes agrégés, mais englobant les activités et les émissions de CO₂ des secteurs économiques qui interviennent directement et indirectement dans la fabrication du véhicule. Cependant, cette approche présente des limites : i) les unités monétaires induisent des incertitudes quant à la réalité des flux physiques, ii) les modèles IOT disponibles peuvent correspondre à une structure économique datant de plusieurs années auparavant, iii) les biens capitaux et durables ne sont pas distingués des biens consommables ; iv) enfin, les nomenclatures de classifications des IOT sont si agrégées qu'elles ne permettent pas d'analyser un processus, une

technologie ou une étape de vie, comme une ACV standard permet de le faire. À l'inverse, les ACV permettent d'analyser un système au niveau du processus et ses différentes étapes de vie, mais elles sont sujettes aux effets de troncatures. Les ACV se concentrent sur les échanges de matières et d'énergie nécessaires au fonctionnement du système. Si elles prennent en compte, pour certaines, les activités de transport, il est rare que les échanges induits par les services de support tels la recherche, le développement ou l'administration soient pris en compte. Mais les services de support sont pris en compte dans les modèles IOT standards.

Fort de ces constats, des travaux ont été entrepris pour intégrer l'approche ACV à celle des IOA (Suh, Nakamura, 2007), en particulier pour réduire l'effet de troncature des approches ACV à l'aide des données des IOA. Les modèles issus de ces travaux sont appelés les modèles ACV hybrides. Il existe trois types de modèles ACV hybrides : i) les analyses hybrides étagées, dit tiered hybrid analysis, ii) les IOA hybrides, et iii) les analyses hybrides intégrées, dit integrated hybrid analysis (Suh et al., 2004 ; Suh, 2009).

- i) **Les approches étagées** s'apparentent à des analyses où les résultats des inventaires des processus d'avant-plan sont complétés par les inventaires d'IOA (Suh et al., 2004). Dans cette approche, les échanges de produits ou de services des processus non couverts par les échanges en unités physiques sont complétés par des échanges monétaires (voir fig. 1.10.a) qui sont représentatifs des secteurs des processus. Si cette approche est considérée comme plus complète qu'une analyse ACV standard, elle présente encore des limites et des contraintes. Ces modèles ne rendent pas compte de l'influence des processus sur les échanges économiques avec un risque de double comptage (Suh et al., 2004). Le risque de double comptage apparaît quand les nomenclatures des inventaires IOA chevauchent celles des processus. Dans ce cas, il faut s'assurer que les échanges physiques ne soient pas complétés par des échanges monétaires qui intégreraient des produits déjà pris en compte dans les échanges physiques.
- ii) **Les IOA hybrides** utilisent les données de processus pour ajouter des secteurs supplémentaires ou désagréger les secteurs économiques des modèles IOA. Cette approche permet en particulier d'isoler une activité du reste du secteur (Joshi, 1999). Ces modèles sont structurés comme de purs IOA. Ils sont pratiques pour analyser les étapes de production et celles en amont de la production, mais nécessitent la création de secteur fictif pour représenter les activités d'usage et de fin de vie, dont les interactions avec les autres secteurs de l'économie sont difficiles à déterminer (voir fig. 1.10.b) (Joshi, 1999 ; Suh et al., 2004).
- iii) **Les approches intégrées** intègrent les inventaires des processus de type ACV au sein des inventaires IOA. Cette dernière approche revient à traiter les processus comme des secteurs de l'économie à côté de ceux pris en compte dans les IOT, puis d'exclure des secteurs des IOT les valeurs des portions de

produits fournis par les processus (voir fig. 1.10.c) (Suh, 2004). Ces études ont les avantages des approches étagées sans leurs inconvénients. Elles évitent le risque de double comptage et prennent en compte les interactions entre les processus et les secteurs de l'économie pour l'ensemble des étapes de vie. Cependant, ces modèles réclament de connaître, pour l'ensemble des processus pris en compte, le poids des processus et leurs échanges en termes monétaires pour chaque secteur économique de chaque région (Suh, 2004).

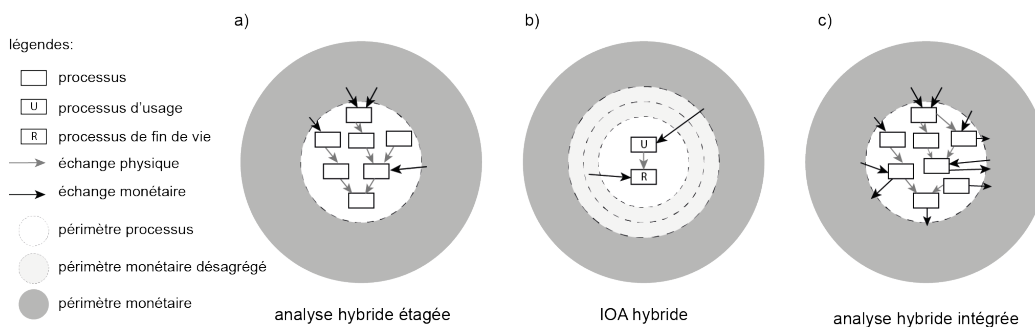


Figure 1-11 Principe des différents modèles ACV hybrides [adaptée de Suh, Huppès (2005)]

Pour un même jeu de données sur les processus, ces modèles permettent de mieux couvrir un système et donc d'obtenir des résultats plus représentatifs qu'une ACV standard. Mais une approche ACV hybride n'est pas systématiquement plus précise qu'une ACV standard si les données sur les processus sont pauvres dans le cas du modèle hybride, et riches dans le cas d'une ACV standard (Yang, 2017). Les produits, les interventions et les indicateurs couverts par les ACV standard sont plus exhaustifs que ceux couverts par les EE-IOA. Un modèle hybride implique l'harmonisation des nomenclatures du modèle ACV données avec celles du modèle IOA plus agrégées, donc amène à une réduction des détails du point de vue des produits, des interventions et des indicateurs environnementaux. Il en est de même pour l'information sur la chaîne de valeur géographique. Si les données ACV sont couplées avec un modèle MRIO, le modèle peut être utilisé pour évaluer la chaîne de valeur géographique uniquement si les données de l'ACV sont spatialisées selon la même nomenclature géographique que le modèle MRIO. Enfin, la modification des données des EE-IOA lors de l'hybridation peut introduire des erreurs dans l'évaluation des interventions et des impacts environnementaux. En effet, les facteurs qui permettent ces évaluations ont été calculés pour la nomenclature du modèle EE-IOA d'origine, et non pas celle du modèle hybride (Lenzen, 2009).

Un modèle ACV hybride sur l'énergie et les ressources, appelé THEMIS, a été développé par Gibon et al. (2015). Il s'agit d'un modèle hybride étagé, excepté pour les secteurs de l'énergie qui sont intégrés aux processus fournissant de l'électricité. Ce modèle intègre les jeux de données d'inventaire agrégé d'Ecovinent 2.2 couplés à ceux du modèle MRIO Exiobase. Le modèle considère 9

régions différentes, contrairement aux 48 régions d'origine d'Exiobase, mais a une description plus fine du secteur énergétique (Hertwich et al., 2014). Il est utilisé pour compléter les inventaires physiques avec des données monétaires, par exemple pour évaluer les impacts environnementaux d'une centrale solaire thermique (Gibon et al., 2015), d'une centrale géothermique (Martínez-Corona et al., 2017), pour évaluer les émissions fugitives de méthane dans le cycle de vie des centrales à énergie fossile pour plusieurs géographies (Bouman et al., 2015), ou évaluer les interventions et les impacts environnementaux de scénarios mondiaux de transition énergétique (Hertwich et al., 2014). Le modèle THEMIS, pour un scénario de demande et un jeu de données représentant la technologie à évaluer, fournit une évaluation plus complète du système étudié en termes d'interventions et d'impacts environnementaux qu'une ACV standard. Cependant, parce qu'il est basé sur des données ACV agrégés non spatialisés, il ne peut pas être utilisé pour évaluer la chaîne de valeur technologique et la chaîne de valeur géographique des activités.

6 Conclusion : la régionalisation des ACV à partir des IOA multirégionaux comme potentielle solution

La transition énergétique s'apparente à une substitution progressive des technologies productrices d'énergies basées sur les énergies fossiles par des technologies dites décarbonées. Cette substitution progressive implique la fabrication et la mise en service de nouvelles unités de production d'énergie décarbonnée. L'information sur la chaîne de valeur technologique et géographique est cruciale pour estimer le besoin en ressources et en énergie d'une technologie, mais aussi pour évaluer un scénario de transition énergétique. Trois types d'études s'intéressent aux liens entre les activités industrielles et les flux de matières et d'énergie, mais tous ne fournissent pas les mêmes informations sur la chaîne de valeur. Ces types d'études sont les IOA, ACV, S/MFA et les approches hybrides.

Les IOA sont une représentation des échanges entre les secteurs économiques au sein d'un périmètre spatial et temporel donné. Parmi elles, les MRIO étendues à l'environnement considèrent pour plusieurs zones géographiques les interactions entre les secteurs économiques entre eux et avec l'environnement. Ces dernières permettent de calculer l'ensemble des produits, des interventions et des impacts environnementaux associés, que chaque secteur de chaque région a dû produire pour assurer une variation de la demande économique. Cependant, elles présentent plusieurs limites. Les MRIO représentent les échanges en termes monétaires et ont des nomenclatures très agrégées, en particulier sur les énergies et les métaux. Les échanges représentant les produits intermédiaires ne sont pas distingués des biens d'équipement tels que les machines nécessaires à la transformation des semi-produits. De plus, les données ne sont représentatifs que des échanges ayant eu lieu sur la période du modèle. Autrement dit, elles

peuvent fournir une information sur la chaîne de valeur géographique des catégories de produit en terme monétaire sur une période restreinte, mais ne distinguent pas les échanges au niveau technologique ni les cycles de vie des produits.

Les ACV sont une représentation des échanges entre des processus industriels sur une ou plusieurs étapes des cycles de vie des processus. A contrario des IOA, elles fournissent des informations technologiques fines et en relation avec les cycles de vie des produits, mais prennent rarement en compte la dimension spatiale et temporelle. Cependant, les données relatives aux inventaires souffrent d'un manque de transparence ou d'une diversification dans la représentation des données qui complexifient et limitent l'exploitation des données d'ACV. Aussi, pour des raisons de coût et de temps, les ACV ne prennent en compte que la majeure partie des échanges jugés prépondérants. Les services autres que ceux impliqués dans le transport ou la transformation des matériaux ou de l'énergie pris en compte, de même pour les éléments d'alliage. Dit autrement, elles excluent une partie des échanges induits par l'activité industrielle.

Les S/MFA sont une représentation des flux d'une substance ou d'un matériau au sein de l'économie. Elles reposent sur le principe de la conservation des masses et des débits. Chaque étude est spécifique à son sujet d'étude, que ce soit en terme de périmètre spatial, temporel ou d'étapes de vie étudiées. Il n'est pas possible d'intégrer ces modèles les uns aux autres pour obtenir des modèles interdépendants. Si ces modèles ne peuvent pas être utilisés pour évaluer une chaîne de valeur technologique et géographique d'une technologie, ils peuvent être utilisés pour fournir des données exogènes à un autre modèle, créer des indicateurs et des facteurs de conversion, ou fournir des données de comparaisons.

Enfin, les approches hybrides regroupent les modèles impliquant l'usage de données provenant de plusieurs modèles MFA distincts. Parmi elles, il y a les approches modulaires et les ACV hybrides. Les approches modulaires utilisent successivement plusieurs modèles MFA distincts. Elles sont pertinentes pour l'aide à la décision ou pour des analyses stratégiques mêlant des objectifs technico-économiques et environnementaux. Cependant, elles nécessitent la gestion de plusieurs modèles distincts et d'avoir accès aux données pour l'ensemble des modèles. Quant aux ACV hybrides, ce sont des modèles ACV plus ou moins intégrés à des modèles IOA. Ils permettent de réduire l'effet de troncature propre aux ACV. Cependant, ils nécessitent une harmonisation des nomenclatures des modèles ACV avec celles des modèles IOA, au détriment du détail sur les échanges, au niveau technologique ou géographique, et sur les indicateurs environnementaux pris en compte.

Au regard de la problématique, les ACV et les MRIO apparaissent comme les approches les plus pertinentes. Les ACV fournissent un détail sur la chaîne de valeur technologique des produits quand les MRIO peuvent fournir une estimation de la chaîne de valeur géographique par catégorie de produits.

Cependant, les approches ACV hybrides actuelles ne peuvent évaluer les chaînes de valeur des technologiques et géographiques que si les nomenclatures et les données d'origines le permettent. L'évaluation nécessite donc que les données d'ACV soient spatialisées et harmonisées avec les nomenclatures des MRIO.

La régionalisation des données d'ACV apparaît donc comme un prérequis, que ce soit pour déterminer la chaîne de valeur technologique et géographique des ACV, ou pour développer une approche hybride intégrée. La régionalisation des données d'ACV par les données MRIO constitue donc une voie de recherche pertinente pour répondre à la problématique.

7 Bibliographie

ANDERS ARVESEN, CHRISTINE, BIRKELAND et EDGAR G. HERTWICH, 2013. The Importance of Ships and Spare Parts in LCAs of Offshore Wind Power. In : *Environmental Science & Technology*. 19 mars 2013. Vol. 47, n° 6, p. 2948-2956.

ANDREW, Robbie M. et PETERS, Glen P., 2013. A multi-region input-output table based on the global trade analysis project database (gtap-mrio). In : *Economic Systems Research*. 1 mars 2013. Vol. 25, n° 1, p. 99-121. DOI 10.1080/09535314.2012.761953.

AUGUSTIN, ROCH, 2012. Géopolitique et mécanismes de raréfaction des ressources combustibles et minières [en ligne]. S.l. : Université de Toulouse. [Consulté le 1 août 2017]. Disponible à l'adresse :

http://research.edf.com/fichiers/fckeditor/Commun/Innovation/theses/these_Roch.pdf.

AYRES, Robert U. et AYRES, Leslie (éd.), 2002. *A handbook of industrial ecology*. Cheltenham, UK ; Northampton, MA : Edward Elgar Pub. ISBN 978-1-84064-506-4. TS161 .H363 2002

BÖSCH, Matthias, JOCHEM, Dominik, WEIMAR, Holger et DIETER, Matthias, 2015. Physical input-output accounting of the wood and paper flow in Germany. In : *Resources, Conservation and Recycling*. janvier 2015. Vol. 94, p. 99-109. DOI 10.1016/j.resconrec.2014.11.014.

BOUMAN, Evert A., RAMIREZ, Andrea et HERTWICH, Edgar G., 2015. Multiregional environmental comparison of fossil fuel power generation—Assessment of the contribution of fugitive emissions from conventional and unconventional fossil resources. In : *International Journal of Greenhouse Gas Control*. 1 février 2015. Vol. 33, p. 1-9. DOI 10.1016/j.ijggc.2014.11.015.

BOUMAN, Mathijs, HEIJUNGS, Reinout, VAN DER VOET, Ester, VAN DEN BERGH, Jeroen C. J. M et HUPPES, Gjalt, 2000. Material flows and economic models: an analytical comparison of SFA, LCA and partial equilibrium models. In : *Ecological Economics*. 1 février 2000. Vol. 32, n° 2, p. 195-216. DOI 10.1016/S0921-8009(99)00091-9.

CHEN, Wei-Qiang et GRAEDEL, T. E., 2012. Anthropogenic Cycles of the Elements: A Critical Review. In : *Environmental Science & Technology*. août 2012. Vol. 46, n° 16, p. 8574-8586. DOI 10.1021/es3010333.

COURT, Christa D., 2012. Enhancing U.S. hazardous waste accounting through economic modeling. In : *Ecological Economics*. 1 novembre 2012. Vol. 83, p. 79-89. DOI 10.1016/j.ecolecon.2012.08.016.

CURRAN, Mary Ann et YOUNG, Steven B., 2014. Critical review: a summary of the current state-of-practice. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 octobre 2014. Vol. 19, n° 10, p. 1667-1673. DOI 10.1007/s11367-014-0778-2.

- DAIGO, Ichiro, HASHIMOTO, Susumu, MATSUNO, Yasunari et ADACHI, Yoshihiro, 2009. Material stocks and flows accounting for copper and copper-based alloys in Japan. In : Resources, Conservation and Recycling. février 2009. Vol. 53, n° 4, p. 208-217. DOI 10.1016/j.resconrec.2008.11.010.
- DAVIDSSON, Simon, HÖÖK, Mikael et WALL, Göran, 2012. A review of life cycle assessments on wind energy systems. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juillet 2012. Vol. 17, n° 6, p. 729-742. DOI 10.1007/s11367-012-0397-8.
- DIETZENBACHER, Erik, 2005. Waste treatment in physical input-output analysis. In : Ecological Economics. 5 octobre 2005. Vol. 55, n° 1, p. 11-23. DOI 10.1016/j.ecolecon.2005.04.009.
- DIETZENBACHER, Erik, LOS, Bart, STEHRER, Robert, TIMMER, Marcel et DE VRIES, Gaaitzen, 2013. The construction of world input-output tables in the WIOD project. In : Economic Systems Research. 2013. Vol. 25, n° 1, p. 71-98.
- EARLES, J. Mason et HALOG, Anthony, 2011. Consequential life cycle assessment: a review. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 juin 2011. Vol. 16, n° 5, p. 445-453. DOI 10.1007/s11367-011-0275-9.
- ECOINVENT, 2017. ecoinvent database. In : [en ligne]. 2017. [Consulté le 13 juillet 2017]. Disponible à l'adresse : <http://www.ecoinvent.org/>.
- ELCD3.2, 2015. ELCD3.2. In : EPLCA - European reference Life-Cycle Database [en ligne]. 2015. Disponible à l'adresse : <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/index.xhtml?stock=default>.
- EUROPEAN COMMISSION, 2014. REPORT ON CRITICAL RAW MATERIALS FOR THE EU [en ligne]. S.l. [Consulté le 16 avril 2017]. Disponible à l'adresse : <http://ec.europa.eu/DocsRoom/documents/10010/attachments/1/translations/en/renditions/pdf>.
- EUROSTAT (éd.), 2008. Eurostat Manual of supply, use and input-output tables. 2008 edition. Luxembourg : Eurostat. ISBN 978-92-79-04735-0.
- FINKBEINER, Matthias, INABA, Atsushi, TAN, Reginald, CHRISTIANSEN, Kim et KLÜPPEL, Hans-Jürgen, 2006. The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 mars 2006. Vol. 11, n° 2, p. 80-85. DOI 10.1065/lca2006.02.002.
- FINNVEDEN, Göran, HAUSCHILD, Michael Z., EKVALL, Tomas, GUINÉE, Jeroen, HEIJUNGS, Reinout, HELLWEG, Stefanie, KOEHLER, Annette, PENNINGTON, David et SUH, Sangwon, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. In : Journal of Environmental Management. octobre 2009. Vol. 91, n° 1, p. 1-21.
- FRISCHKNECHT, Rolf, 2004. Transparency in LCA-a heretical request? In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 2004. Vol. 9, n° 4, p. 211-213.
- FRY, Jacob, LENZEN, Manfred, GIURCO, Damien et PAULIUK, Stefan, 2016. An Australian Multi-Regional Waste Supply-Use Framework. In : Journal of Industrial Ecology. 1 décembre 2016. Vol. 20, n° 6, p. 1295-1305. DOI 10.1111/jiec.12376.
- GIBON, Thomas, WOOD, Richard, ARVESEN, Anders, BERGESEN, Joseph David, SUH, Sangwon et HERTWICH, Edgar G., 2015. A methodology for integrated, multiregional life cycle assessment scenarios under large-scale technological change. In : Environmental Science & Technology [en ligne]. août 2015. [Consulté le 3 septembre 2015]. DOI 10.1021/acs.est.5b01558. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b01558>.
- GUINÉE, Jeroen B., HEIJUNGS, Reinout, HUPPES, Gjalt, ZAMAGNI, Alessandra, MASONI, Paolo, BUONAMICI, Roberto, EKVALL, Tomas et RYDBERG, Tomas, 2011. Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. In : Environmental Science & Technology. 1 janvier 2011. Vol. 45, n° 1, p. 90-96. DOI 10.1021/es101316v.

HANS-JÖRG ALTHAUS, GABOR DOKA, ROBERTO DONES, THOMAS HEC, STEFANIE HELLWEG, ROLAND HISCHIER, THOMAS NEMECEK, GERALD REBITZER, MICHAEL SPIELMANN et GREGOR WERNET, 2007. 1 : Overview and Methodology - Data v2.0 [en ligne]. Dübendorf. EcoInvent. [Consulté le 23 octobre 2014]. ecoinvent report. Disponible à l'adresse : http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf.

HAUSCHILD, Michael, 2006. Spatial Differentiation in Life Cycle Impact Assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 janvier 2006. Vol. 11, n° 1, p. 11-13. DOI 10.1065/lca2006.04.005.

HEIJUNGS, Reinout, 2010. Sensitivity coefficients for matrix-based LCA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 20 février 2010. Vol. 15, n° 5, p. 511-520. DOI 10.1007/s11367-010-0158-5.

HEIJUNGS, Reinout et LENZEN, Manfred, 2014. Error propagation methods for LCA—a comparison. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juillet 2014. Vol. 19, n° 7, p. 1445-1461. DOI 10.1007/s11367-014-0751-0.

HEIJUNGS, Reinout, SUH, Sangwon et KLEIJN, René, 2005. Numerical Approaches to Life Cycle Interpretation - The case of the Ecoinvent'96 database (10 pp). In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mars 2005. Vol. 10, n° 2, p. 103-112. DOI 10.1065/lca2004.06.161.

HELLWEG, Stefanie et CANALS, Llorenç Milà i, 2014. Emerging approaches, challenges and opportunities in life cycle assessment. In : *Science*. 6 juin 2014. Vol. 344, n° 6188, p. 1109-1113. DOI 10.1126/science.1248361.

HERRMANN, Ivan T. et MOLTESEN, Andreas, 2015. Does it matter which Life Cycle Assessment (LCA) tool you choose? – a comparative assessment of SimaPro and GaBi. In : *Journal of Cleaner Production*. 1 janvier 2015. Vol. 86, p. 163-169. DOI 10.1016/j.jclepro.2014.08.004.

HERTWICH, Edgar G., GIBON, Thomas, BOUMAN, Evert A., ARVESEN, Anders, SUH, Sangwon, HEATH, Garvin A., BERGESEN, Joseph D., RAMIREZ, Andrea, VEGA, Mabel I. et SHI, Lei, 2014. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. In : *Proceedings of the National Academy of Sciences*. 6 octobre 2014. p. 201312753. DOI 10.1073/pnas.1312753111.

HIEDERER, Roland, EUROPEAN COMMISSION, JOINT RESEARCH CENTRE et INSTITUTE FOR ENVIRONMENT AND SUSTAINABILITY, 2011. *International reference life cycle data system (ILCD) handbook: general guide for life cycle assessment: provisions and action steps*. Luxembourg : Publications Office. ISBN 978-92-79-17451-3.

HUANG, Chu-Long, VAUSE, Jonathan, MA, Hwong-Wen et YU, Chang-Ping, 2012. Using material/substance flow analysis to support sustainable development assessment: A literature review and outlook. In : *Resources, Conservation and Recycling*. 1 novembre 2012. Vol. 68, p. 104-116. DOI 10.1016/j.resconrec.2012.08.012.

HUIJBREGTS, Mark A. J., STEINMANN, Zoran J. N., ELSHOUT, Pieter M. F., STAM, Gea, VERONES, Francesca, VIEIRA, Marisa, ZIJP, Michiel, HOLLANDER, Anne et ZELM, Rosalie van, 2017. ReCiPe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 février 2017. Vol. 22, n° 2, p. 138-147. DOI 10.1007/s11367-016-1246-y.

IMBEAULT-TÉTREAU, Hugues, JOLLIET, Olivier, DESCHÊNES, Louise et ROSENBAUM, Ralph K., 2013. Analytical Propagation of Uncertainty in Life Cycle Assessment Using Matrix Formulation. In : *Journal of Industrial Ecology*. août 2013. Vol. 17, n° 4, p. 485-492. DOI 10.1111/jiec.12001.

- INOMATA, Satoshi et OWEN, Anne, 2014. Comparative evaluation of mrio databases. In : *Economic Systems Research*. 3 juillet 2014. Vol. 26, n° 3, p. 239-244. DOI 10.1080/09535314.2014.940856.
- ISO, 2006. ISO 14040:2006 : Analyse du cycle de vie: Principes et cadre [en ligne]. S.I. Organisation internationale de normalisation. [Consulté le 13 juin 2017]. Disponible à l'adresse : <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14040:ed-2:v1:fr>.
- JOLLIET, Olivier, MARGNI, Manuele, CHARLES, Raphaël, HUMBERT, Sébastien, PAYET, Jérôme, REBITZER, Gerald et ROSENBAUM, Ralph, 2003. IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 novembre 2003. Vol. 8, n° 6, p. 324. DOI 10.1007/BF02978505.
- JOSHI, Satish, 1999. Product environmental life-cycle assessment using input-output techniques. In : *Journal of industrial ecology*. 1999. Vol. 3, n° 2-3, p. 95-120.
- KUCZENSKI, Brandon, 2015. Partial ordering of life cycle inventory databases. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 15 octobre 2015. p. 1-11.
- KYTZIA, Susanne, FAIST, Mireille et BACCINI, Peter, 2004. Economically extended—MFA: a material flow approach for a better understanding of food production chain. In : *Journal of Cleaner Production*. 1 octobre 2004. Vol. 12, n° 8, p. 877-889. DOI 10.1016/j.jclepro.2004.02.004.
- LASVAUX, Sébastien, HABERT, Guillaume, PEUPORTIER, Bruno et CHEVALIER, Jacques, 2015. Comparison of generic and product-specific Life Cycle Assessment databases: application to construction materials used in building LCA studies. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. novembre 2015. Vol. 20, n° 11, p. 1473-1490. DOI 10.1007/s11367-015-0938-z.
- LEE, Chia-ho, CHEN, Pi-cheng et MA, Hwong-wen, 2012. Direct and indirect lead-containing waste discharge in the electrical and electronic supply chain. In : *Resources, Conservation and Recycling*. 1 novembre 2012. Vol. 68, p. 29-35. DOI 10.1016/j.resconrec.2012.07.007.
- LENZEN, Manfred, 2009. Dealing with double-counting in tiered hybrid life-cycle inventories: a few comments. In : *Journal of Cleaner Production*. octobre 2009. Vol. 17, n° 15, p. 1382-1384. DOI 10.1016/j.jclepro.2009.03.005.
- LENZEN, Manfred, MORAN, Daniel, KANEMOTO, Keiichiro et GESCHKE, Arne, 2013. Building eora: a global multi-region input-output database at high country and sector resolution. In : *Economic Systems Research*. 1 mars 2013. Vol. 25, n° 1, p. 20-49. DOI 10.1080/09535314.2013.769938.
- LENZEN, Manfred et REYNOLDS, Christian John, 2014. A Supply-Use Approach to Waste Input-Output Analysis. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 avril 2014. Vol. 18, n° 2, p. 212-226. DOI 10.1111/jiec.12105.
- LEVASSEUR, Annie, LESAGE, Pascal, MARGNI, Manuele, DESCHÊNES, Louise et SAMSON, Réjean, 2010. Considering Time in LCA: Dynamic LCA and Its Application to Global Warming Impact Assessments. In : *Environmental Science & Technology*. avril 2010. Vol. 44, n° 8, p. 3169-3174. DOI 10.1021/es9030003.
- LLOYD, Shannon M. et RIES, Robert, 2007. Characterizing, Propagating, and Analyzing Uncertainty in Life-Cycle Assessment: A Survey of Quantitative Approaches. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 janvier 2007. Vol. 11, n° 1, p. 161-179. DOI 10.1162/jiec.2007.1136.
- MAIER, Marina, MUELLER, Markus et YAN, Xiaoyu, 2017. Introducing a localised spatio-temporal LCI method with wheat production as exploratory case study. In : *Journal of Cleaner Production*. 1 janvier 2017. Vol. 140, Part 2, p. 492-501. DOI 10.1016/j.jclepro.2016.07.160.
- MAJEAU-BETTEZ, Guillaume, STRØMMAN, Anders Hammer et HERTWICH, Edgar G., 2011. Evaluation of Process- and Input-Output-based Life Cycle Inventory Data with Regard to

- Truncation and Aggregation Issues. In : *Environmental Science & Technology*. 1 décembre 2011. Vol. 45, n° 23, p. 10170-10177. DOI 10.1021/es201308x.
- MARTÍNEZ, E., SANZ, F., PELLEGRINI, S., JIMÉNEZ, E. et BLANCO, J., 2009. Life cycle assessment of a multi-megawatt wind turbine. In : *Renewable Energy*. mars 2009. Vol. 34, n° 3, p. 667-673. DOI 10.1016/j.renene.2008.05.020.
- MARTÍNEZ-CORONA, Jorge Isaac, GIBON, Thomas, HERTWICH, Edgar G. et PARRA-SALDÍVAR, Roberto, 2017. Hybrid life cycle assessment of a geothermal plant: From physical to monetary inventory accounting. In : *Journal of Cleaner Production*. 20 janvier 2017. Vol. 142, p. 2509-2523. DOI 10.1016/j.jclepro.2016.11.024.
- MATTHEWS, Emily, AMANN, Christof, BRINGEZU, Stefan, HÜTTLER, Walter, OTTKE, Christian, RODENBURG, Eric, ROGICH, Don, SCHANDL, Heinz, VAN, Ester, VOET, Der, WEISZ, Helga et BILLINGS, Hyacinth, 2000. The Weight of Nations - Material Outflows from Industrial Economies. In : *World Resources Institute*. S.l. : World Resources Institute. 2000.
- MILLER, Ronald E. et BLAIR, Peter D., 2009. *Input-output analysis: foundations and extensions*. S.l. : Cambridge University Press.
- MÜLLER, Esther, HILTY, Lorenz M., WIDMER, Rolf, SCHLUEP, Mathias et FAULSTICH, Martin, 2014. Modeling Metal Stocks and Flows: A Review of Dynamic Material Flow Analysis Methods. In : *Environmental Science & Technology*. février 2014. Vol. 48, n° 4, p. 2102-2113. DOI 10.1021/es403506a.
- NAKAJIMA, Kenichi, NANSAI, Keisuke, MATSUBAE, Kazuyo, KONDO, Yasushi, KAGAWA, Shigemi, INABA, Rokuta, NAKAMURA, Shinichiro et NAGASAKA, Tetsuya, 2011. Identifying the Substance Flow of Metals Embedded in Japanese International Trade by Use of Waste Input-Output Material Flow Analysis (WIO-MFA) Model. In : *ISIJ International*. 2011. Vol. 51, n° 11, p. 1934-1939. DOI 10.2355/isijinternational.51.1934.
- NAKAMURA, Shinichiro et KONDO, Yasushi, 2009. *Waste Input-Output Analysis: Concepts and Application to Industrial Ecology*. S.l. : Springer Science & Business Media. ISBN 978-1-4020-9902-1.
- NAKAMURA, Shinichiro et NAKAJIMA, Kenichi, 2005. Waste Input-Output Material Flow Analysis of Metals in the Japanese Economy. In : *Materials Transactions*. 2005. Vol. 46, n° 12, p. 2550-2553. DOI 10.2320/matertrans.46.2550.
- NAKAMURA, Shinichiro, NAKAJIMA, Kenichi, KONDO, Yasushi et NAGASAKA, Tetsuya, 2007. The Waste Input-Output Approach to Materials Flow Analysis. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 octobre 2007. Vol. 11, n° 4, p. 50-63. DOI 10.1162/jiec.2007.1290.
- NAKAMURA, Shinichiro, NAKAJIMA, Kenichi, YOSHIZAWA, Yoshie, MATSUBAE-YOKOYAMA, Kazuyo et NAGASAKA, Tetsuya, 2009. Analyzing Polyvinyl Chloride in Japan With the Waste Input-Output Material Flow Analysis Model. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 octobre 2009. Vol. 13, n° 5, p. 706-717. DOI 10.1111/j.1530-9290.2009.00153.x.
- NITSCHHELM, Laure, AUBIN, Joël, CORSON, Michael S., VIAUD, Valérie et WALTER, Christian, 2016. Spatial differentiation in Life Cycle Assessment LCA applied to an agricultural territory: current practices and method development. In : *Journal of Cleaner Production*. 20 janvier 2016. Vol. 112, p. 2472-2484. DOI 10.1016/j.jclepro.2015.09.138.
- PINSONNAULT, Ariane, LESAGE, Pascal, LEVASSEUR, Annie et SAMSON, Réjean, 2014. Temporal differentiation of background systems in LCA: relevance of adding temporal information in LCI databases. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 19 juillet 2014. Vol. 19, n° 11, p. 1843-1853. DOI 10.1007/s11367-014-0783-5.

- REAP, John, ROMAN, Felipe, DUNCAN, Scott et BRAS, Bert, 2008. A survey of unresolved problems in life cycle assessment. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 août 2008. Vol. 13, n° 5, p. 374. DOI 10.1007/s11367-008-0009-9.
- ROY, Pierre-Olivier, AZEVEDO, Ligia B., MARGNI, Manuele, VAN ZELM, Rosalie, DESCHÊNES, Louise et HUIJBREGTS, Mark A. J., 2014. Characterization factors for terrestrial acidification at the global scale: A systematic analysis of spatial variability and uncertainty. In : *Science of The Total Environment*. 1 décembre 2014. Vol. 500, p. 270-276. DOI 10.1016/j.scitotenv.2014.08.099.
- SHAH, Viral P. et RIES, Robert J., 2009. A characterization model with spatial and temporal resolution for life cycle impact assessment of photochemical precursors in the United States. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juin 2009. Vol. 14, n° 4, p. 313-327. DOI 10.1007/s11367-009-0084-6.
- SPECK, Ricky, SELKE, Susan, AURAS, Rafael et FITZSIMMONS, James, 2016. Life Cycle Assessment Software: Selection Can Impact Results. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 février 2016. Vol. 20, n° 1, p. 18-28. DOI 10.1111/jiec.12245.
- STASINOPOULOS, Peter, COMPSTON, Paul, NEWELL, Barry et JONES, Haley M., 2011. A system dynamics approach in LCA to account for temporal effects—a consequential energy LCI of car body-in-whites. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 6 novembre 2011. Vol. 17, n° 2, p. 199-207. DOI 10.1007/s11367-011-0344-0.
- STEINBERGER, Julia K., FRIOT, Damien, JOLLIET, Olivier et ERKMAN, Suren, 2009. A spatially explicit life cycle inventory of the global textile chain. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 juillet 2009. Vol. 14, n° 5, p. 443-455. DOI 10.1007/s11367-009-0078-4.
- SUH, Sangwon, 2004. Functions, commodities and environmental impacts in an ecological-economic model. In : *Ecological Economics*. avril 2004. Vol. 48, n° 4, p. 451-467. DOI 10.1016/j.ecolecon.2003.10.013.
- SUH, Sangwon, 2009. *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*. S.l. : Springer Science & Business Media. ISBN 978-1-4020-5737-3.
- SUH, Sangwon et HUPPES, Gjalt, 2002. Missing inventory estimation tool using extended input-output analysis. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mai 2002. Vol. 7, n° 3, p. 134-140. DOI 10.1007/BF02994047.
- SUH, Sangwon et HUPPES, Gjalt, 2005. Methods for Life Cycle Inventory of a product. In : *Journal of Cleaner Production*. 1 juin 2005. Vol. 13, n° 7, p. 687-697. DOI 10.1016/j.jclepro.2003.04.001.
- SUH, Sangwon, LENZEN, Manfred, TRELOAR, Graham J., HONDO, Hiroki, HORVATH, Arpad, HUPPES, Gjalt, JOLLIET, Olivier, KLANN, Uwe, KREWITT, Wolfram, MORIGUCHI, Yuichi, MUNKSGAARD, Jesper et NORRIS, Gregory, 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. In : *Environmental Science & Technology*. février 2004. Vol. 38, n° 3, p. 657-664. DOI 10.1021/es0263745.
- SUH, Sangwon et NAKAMURA, Shinichiro, 2007. Five years in the area of input-output and hybrid LCA. In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 septembre 2007. Vol. 12, n° 6, p. 351. DOI 10.1065/lca2007.08.358.
- SUH, Sangwon, WEIDEMA, Bo, SCHMIDT, Jannick Hoejrup et HEIJUNGS, Reinout, 2010. Generalized Make and Use Framework for Allocation in Life Cycle Assessment. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 mars 2010. Vol. 14, n° 2, p. 335-353. DOI 10.1111/j.1530-9290.2010.00235.x.
- TAKANO, Atsushi, WINTER, Stefan, HUGHES, Mark et LINKOSALMI, Lauri, 2014. Comparison of life cycle assessment databases: A case study on building assessment. In : *Building and Environment*. septembre 2014. Vol. 79, p. 20-30. DOI 10.1016/j.buildenv.2014.04.025.

TISSERANT, Alexandre, PAULIUK, Stefan, MERCIAI, Stefano, SCHMIDT, Jannick, FRY, Jacob, WOOD, Richard et TUKKER, Arnold, 2017. Solid Waste and the Circular Economy: A Global Analysis of Waste Treatment and Waste Footprints. In : *Journal of Industrial Ecology*. 1 mars 2017. p. n/a-n/a. DOI 10.1111/jiec.12562.

WEIDEMA, Bo Pedersen, 2003. Market information in life cycle assessment [en ligne]. S.l. : Miljøstyrelsen. [Consulté le 19 juillet 2016]. Disponible à l'adresse : <http://www.miljoestyrelsen.dk/udgiv/Publications/2003/87-7972-991-6/pdf/87-7972-992-4.pdf>.

WIEBE, Kirsten S. et YAMANO, Norihiko, 2015. ESTIMATING CONSUMPTION-BASED CO2 EMISSIONS USING THE OECD ICIO 2015 [en ligne]. S.l. : OECD Directorate for Science, Technology and Innovation. [Consulté le 3 septembre 2017]. Disponible à l'adresse : <http://www.oecd.org/gaenmade-1.grenet.fr/sti/ind/EmbodiedCO2methodologyOct2015.pdf>.

WIEDMANN, Thomas, 2009. A review of recent multi-region input-output models used for consumption-based emission and resource accounting. In : *Ecological Economics*. décembre 2009. Vol. 69, n° 2, p. 211-222. DOI 10.1016/j.ecolecon.2009.08.026.

WOOD, Richard, STADLER, Konstantin, BULAVSKAYA, Tatyana, LUTTER, Stephan, GILJUM, Stefan, DE KONING, Arjan, KUENEN, Jeroen, SCHÜTZ, Helmut, ACOSTA-FERNÁNDEZ, José, USUBIAGA, Arkaitz, SIMAS, Moana, IVANOVA, Olga, WEINZETTEL, Jan, SCHMIDT, Jannick H., MERCIAI, Stefano et TUKKER, Arnold, 2014. Global Sustainability Accounting—Developing EXIOBASE for Multi-Regional Footprint Analysis. In : *Sustainability*. 26 décembre 2014. Vol. 7, n° 1, p. 138-163.

YANG, Yi, 2016. Toward a more accurate regionalized life cycle inventory. In : *Journal of Cleaner Production*. 20 janvier 2016. Vol. 112, Part 1, p. 308-315. DOI 10.1016/j.jclepro.2015.08.091.

YANG, Yi, 2017. Does hybrid LCA with a complete system boundary yield adequate results for product promotion? In : *The International Journal of Life Cycle Assessment*. 1 mars 2017. Vol. 22, n° 3, p. 456-460. DOI 10.1007/s11367-016-1256-9.

Chapitre 2 : La régionalisation des inventaires de processus à l'aide des modèles d'entrées-sorties multirégionales

1	INTRODUCTION.....	76
2	METHODE : REGIONALISATION DES DONNEES UPR PAR LES DONNEES MRIO.	77
	2.1 <i>Principe de la régionalisation des flux technologiques par les données monétaires d'entrées-sorties.....</i>	77
	2.1 <i>Choix du jeu de données basé sur la similarité géographique.....</i>	77
	2.1 <i>Correspondance des nomenclatures de produits et de catégories de produits...83</i>	83
	2.2 <i>Création du vecteur des ratios de provenance.....</i>	84
	2.3 <i>Régionalisation du processus.....</i>	85
3	PRINCIPE DE LA REGIONALISATION DE LA CHAINE DE VALEUR D'UN PROCESSUS : UNE APPROCHE MATRICIELLE	85
	3.1 <i>La création des index selon la compatibilité avec la nomenclature des modèles d'entrées sorties.....</i>	87
	3.2 <i>La régionalisation des données à l'aide des données MRIO.....</i>	89
	3.3 <i>Prise en compte des incohérences entre les données processus et MRIO.....</i>	96
	3.4 <i>La construction pour permettre le calcul par série de puissances.....</i>	98
	3.5 <i>La construction des matrices d'interventions et des facteurs de caractérisation des impacts environnementaux.....</i>	99
4	LA GESTION DES DONNEES A L'AIDE D'UNE PLATEFORME DE TYPE WIKI	101
	4.1 <i>Un stockage des données basées sur les graphes.....</i>	101
	4.2 <i>L'alimentation de la base de données et les scripts de transformation.....</i>	101
5	RESULTATS : APPLICATION DE LA METHODOLOGIE A LA BASE ECOINVENT 3.2 AVEC LES DONNEES EXIOBASE 2.....	103
	5.1 <i>L'application de la méthodologie à la base de processus Ecoinvent avec les données MRIO d'Eriobase.....</i>	103
	5.2 <i>L'application de la méthodologie pour déterminer les flux pour la construction d'une éolienne.</i>	103
	5.3 <i>L'estimation des flux de cuivre et de cuivre concentré.....</i>	104
	5.4 <i>Des résultats cohérents avec une ACV standard réalisée les mêmes données processus.....</i>	111
	5.5 <i>Une régionalisation qui permet de prendre en compte les mix énergétiques régionaux.....</i>	112
6	DISCUSSION	113
	6.1 <i>Une méthodologie pour réaliser des études ACV régionalisées.....</i>	113
	6.2 <i>Un travail de récolte et d'organisation des données conséquent en amont....</i>	114
	6.3 <i>Des difficultés méthodologiques et techniques à prendre en compte sur les incertitudes et la sensibilité.....</i>	114
	6.4 <i>Des travaux supplémentaires pour prendre en compte des scénarios.....</i>	115

6.5	<i>Des travaux supplémentaires pour permettre l'hybridation des données processus à l'aide des données MRIO.....</i>	<i>115</i>
6.6	<i>Des travaux à poursuivre pour mieux gérer de nouvelles informations et permettre l'évolution du modèle.....</i>	<i>115</i>
7	CONCLUSION	116
8	BIBLIOGRAPHIE	116
9	ANNEXE A : EXEMPLE DE LIENS D'APPARTENANCE ENTRE LES GEOGRAPHIES.....	119
10	ANNEXE B : EXEMPLE DE LIENS ENTRE LES PROCESSUS ECOINVENT ET LES SECTEURS INDUSTRIELS EXIOBASE 2.....	121
11	ANNEXE C : EXEMPLE D'ACTIVITE SELON LA GEOGRAPHIE	124
12	ANNEXE D : EXEMPLE DE CODE PYTHON POUR LA CREATION DE LA MATRICE TECHNOLOGIQUE.....	125
13	ANNEXE D : EXEMPLE DE REQUETE SPARQL POUR LA CREATION DE LA MATRICE TECHNOLOGIE	128

Ce chapitre présente les outils développés au sein de cette thèse pour réaliser des inventaires d'ACV régionalisés. Il présente les principes méthodologiques et des résultats pour deux cas d'application. Les cas d'application correspondent à une même éolienne, mais dont la fabrication et à l'installation à lieu dans un cas en France, et dans l'autre cas en Chine.

1 Introduction

L'estimation des besoins en ressources et en énergie et l'évaluation des impacts environnementaux d'un scénario de transition énergétique nécessitent de connaître les chaînes de valeur technologique et géographique des technologies impliquées. En effet, la fabrication de ces technologies nécessite des ressources qui ne sont pas systématiquement disponibles à l'endroit où sont fabriquées et installées ces technologies. Cet état de fait peut être déterminant dans l'évaluation des scénarios de transition énergétique. Si une transition énergétique est réalisée dans une région mais qu'elle s'appuie sur des ressources présentes sur d'autres régions, il faut prendre en compte les impacts de ces régions. Par exemple, si la transition énergétique vers des énergies décarbonées d'une première région dépend massivement de produits provenant d'une autre région dont le système énergétique reste basé sur les énergies fossiles, la production de gaz à effet de serre de la seconde région doit être incluse dans le bilan de la transition de la première région. De plus, si la transition énergétique d'une ou plusieurs régions consomme des ressources importantes d'un pays en particulier, il est nécessaire d'évaluer si cette production est durable dans le temps, et de lancer une réflexion sur les potentielles alternatives.

Des travaux de régionalisation des analyses de cycle de vie (ACV) ont été réalisés. Parmi eux, on retrouve des travaux de régionalisation des impacts à des échelles inférieures au pays. Tessum et al. (2012) et Tessum et al. (2014) ont réalisé des études régionalisées sur la pollution de l'air aux Etats-Unis. Dans les deux cas, les résultats étaient régionalisés au prorata de la production des produits par région. Rehr et al. (2010) ont réalisé une ACV régionalisée des Etats-Unis sur le chrome. Les données ont été régionalisées en attribuant aux régions les interventions environnementales selon les résultats économiques annuelles des secteurs et des régions étudiés. D'autres études appliquent cette même méthodologie (Nansai et al., 2005 ; Cicas et al., 2007 ; Hill et al., 2009). Dans ces cas, les inventaires de cycle de vie (ICV) ont été réalisés, puis régionalisés selon les ratios de production ou de résultats économiques des secteurs au sein de la région étudiée. Si cette méthode permet d'attribuer pour chaque région considérée une part de la contribution totale des processus agrégés, elle ne permet pas de déterminer où ont lieu les processus en amont dans la chaîne de valeur et leur contribution. Yang (2016) propose d'utiliser les données de processus et de les régionaliser plutôt que de régionaliser les ICV. Bien que cette méthode est plus

pertinente pour évaluer la régionalisation des impacts, elle nécessite de connaître des processus régionalisés pour chaque région.

Ici, nous proposons une méthodologie de régionalisation pour produire ces jeux de données régionalisés. Nous proposons d'exploiter l'information géographique des processus lorsqu'elle existe, et d'utiliser les données de modèle d'entrées-sorties multirégionaux (MRIO) pour créer cette information lorsqu'elle n'existe pas. Ces travaux se veulent être la première étape pour créer un outil d'évaluation des scénarios de transition énergétique prenant en compte à la fois la dimension géographique et temporelle des processus.

2 Méthode : régionalisation des données UPR par les données MRIO.

2.1 Principe de la régionalisation des flux technologiques par les données monétaires d'entrées-sorties.

La méthode de régionalisation des données processus proposée repose sur la régionalisation des données des processus unitaires à l'aide des données de modèles MRIO. Lorsque les données des processus unitaires utilisées dans le cadre d'une ACV ne sont pas régionalisées, les données MRIO peuvent être un moyen de déterminer la provenance des flux de produits (Yang, 2016). Selon la géographie et le secteur industriel du processus évalué, et la catégorie des produits qu'il consomme, les données MRIO sont utilisées pour estimer l'origine géographique des produits.

La régionalisation d'un processus unitaire s'opère en quatre temps : i) le choix d'un processus correspondant au mieux à la géographie du processus à évaluer, ii) la détermination de la catégorie de produits du produit à évaluer, iii) la détermination des catégories de produits des produits consommés par le produit à évaluer, iv) la création des ratios de provenance des catégories des produits, v) et l'application des ratios de provenance aux produits selon leurs catégories de produits (voir fig. 2.1 et 2.2).

2.1 Choix du jeu de données basé sur la similarité géographique

Dans l'état actuel des connaissances, pour chaque processus et région il n'existe pas systématiquement un jeu de données. Pourtant il est nécessaire de définir un jeu de données pour chaque processus et région, de préférence le jeu le plus représentatif. Le choix du jeu représentatif nécessite de déterminer la représentativité des jeux de données par rapport à chaque processus et région. Or il n'existe pas de méthodologie ni d'indicateur de représentativité des jeux de données de processus technologique au regard d'une région géographique. La technologie d'un processus dépend de multiples facteurs : du progrès technique,

des lois, des normes, etc. Des conditions économiques proches ou la proximité géographique de deux régions ne signifient pas que la technologie de la première région est représentative de la seconde.

Pour des raisons de contrainte de temps, la réflexion méthodologique visant à créer un indicateur de représentativité multi-critère robuste n'a pas été menée dans le cadre de cette thèse. J'ai plutôt fait le choix de m'appuyer sur un algorithme dont le seul critère de choix est le lien de similarité régionale et l'inclusion régionale entre un processus d'une région donnée et les jeux de données des processus disponibles. Le lien de similarité est déterminé à partir d'une appréciation des résultats de produit intérieur brut par habitant, de proximité géographique et de jeux de données accessibles. Les choix qui découlent de cette approche sont arbitraires et doivent faire l'objet de travaux supplémentaires afin d'établir une méthodologie plus robuste et plus transparente.

S'il existe plusieurs régions similaires ou supra-régions à une région mais qu'il n'est pas possible d'évaluer les multiples similarités, on peut se retrouver pour un processus et une région avec plusieurs jeux de données représentatifs. Parce que la similarité n'est pas mesurée, il n'est pas possible de classer la similarité des régions. Dans la méthode proposée, j'ai fait le choix de définir pour chaque région, une seule région similaire et une seule supra-région. Cette approche évite d'obtenir un résultat aléatoire lors de l'attribution d'un jeu de données. Les liens entre les géographies aboutissent à la création d'une structure arborescente hiérarchisée de similarité et d'appartenance (voir fig. 2.3). D'autres approches sont possibles, comme celles de sélectionner l'ensemble des jeux représentatifs et de réaliser une moyenne, mais elles n'ont pas été implémentées.

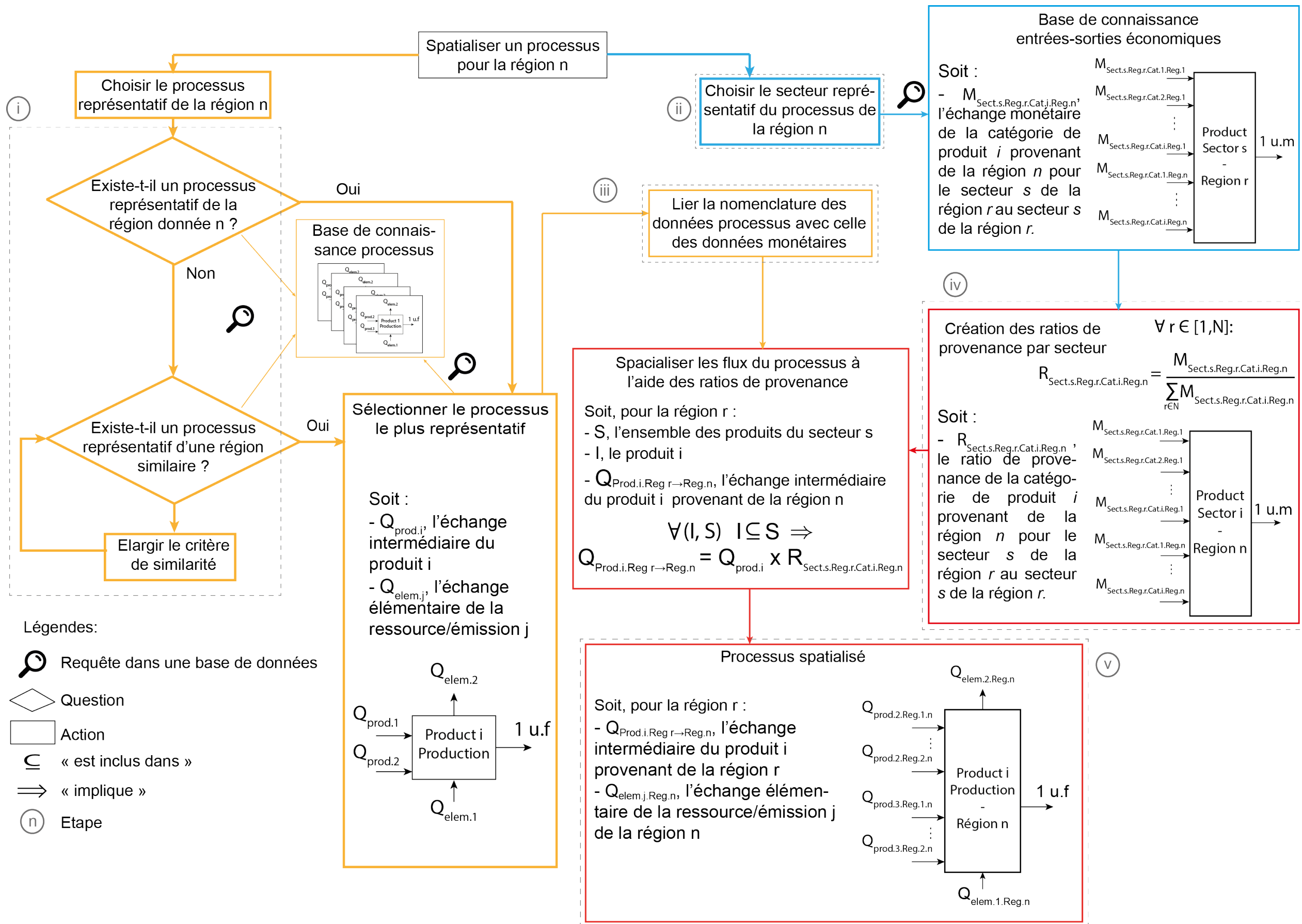


Figure 2-1 Principe de régionalisation des processus unitaires à l'aide des données d'entrées-sorties économiques.

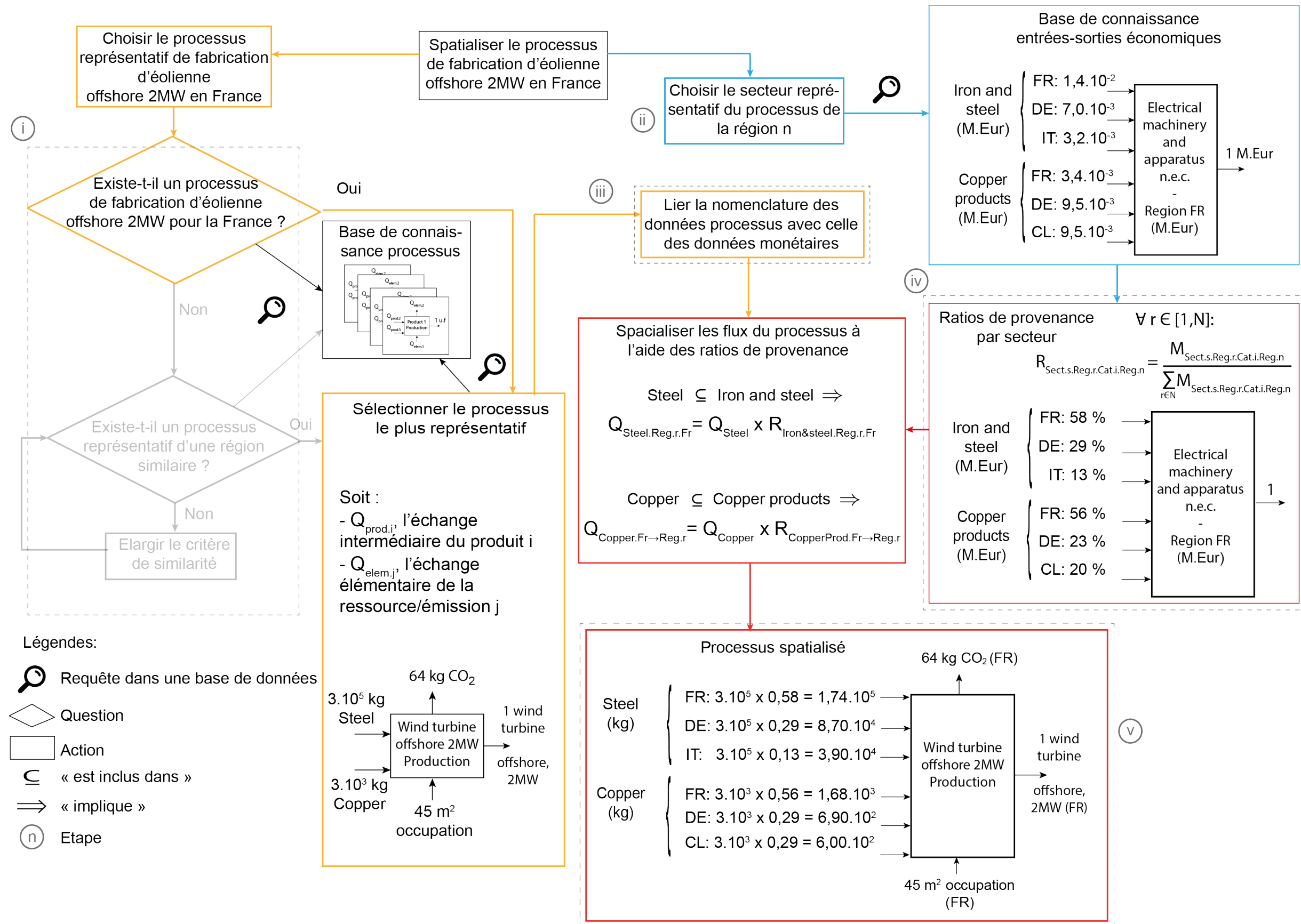


Figure 2-2 Exemple de régionalisation des processus unitaire à l'aide des données MRIO

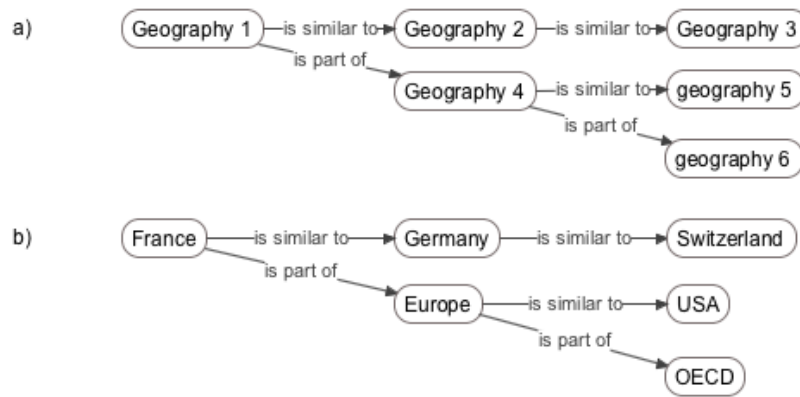


Figure 2-3 a) Principe de relation de similarité et d'inclusion entre différentes régions, et b) exemple de relations de propriété entre les régions.

Une fois l'arborescence créée, s'il n'existe pas un jeu de données pour le processus de la région étudiée, un algorithme vient la parcourir pour déterminer le chemin le plus court entre la région du processus étudié et un jeu de données d'une région similaire ou une supra-région (voir fig. 2.4). L'algorithme est le suivant :

1. choisir le jeu de données correspondant au processus et à la région souhaitée.
2. choisir le jeu de données correspondant au processus et à la région la plus similaire de la région souhaitée.
3. choisir le jeu de données correspondant au processus et à la supra-région de la région souhaitée.
4. choisir le jeu de données correspondant au processus et à la région similaire à la supra-région de la région souhaitée.
5. Et ainsi de suite.
6. Si aucun jeu de données similaire n'est trouvée, sélectionner un jeu de données générique.
7. Si aucun jeu générique existe, mais qu'il existe seul et unique jeu données, sélectionner cet unique jeu de données.

L'algorithme permet de définir pour un processus et une région donnés un jeu de données considéré comme le plus représentatif, selon les liens de similarité (voir tableau 2.1).

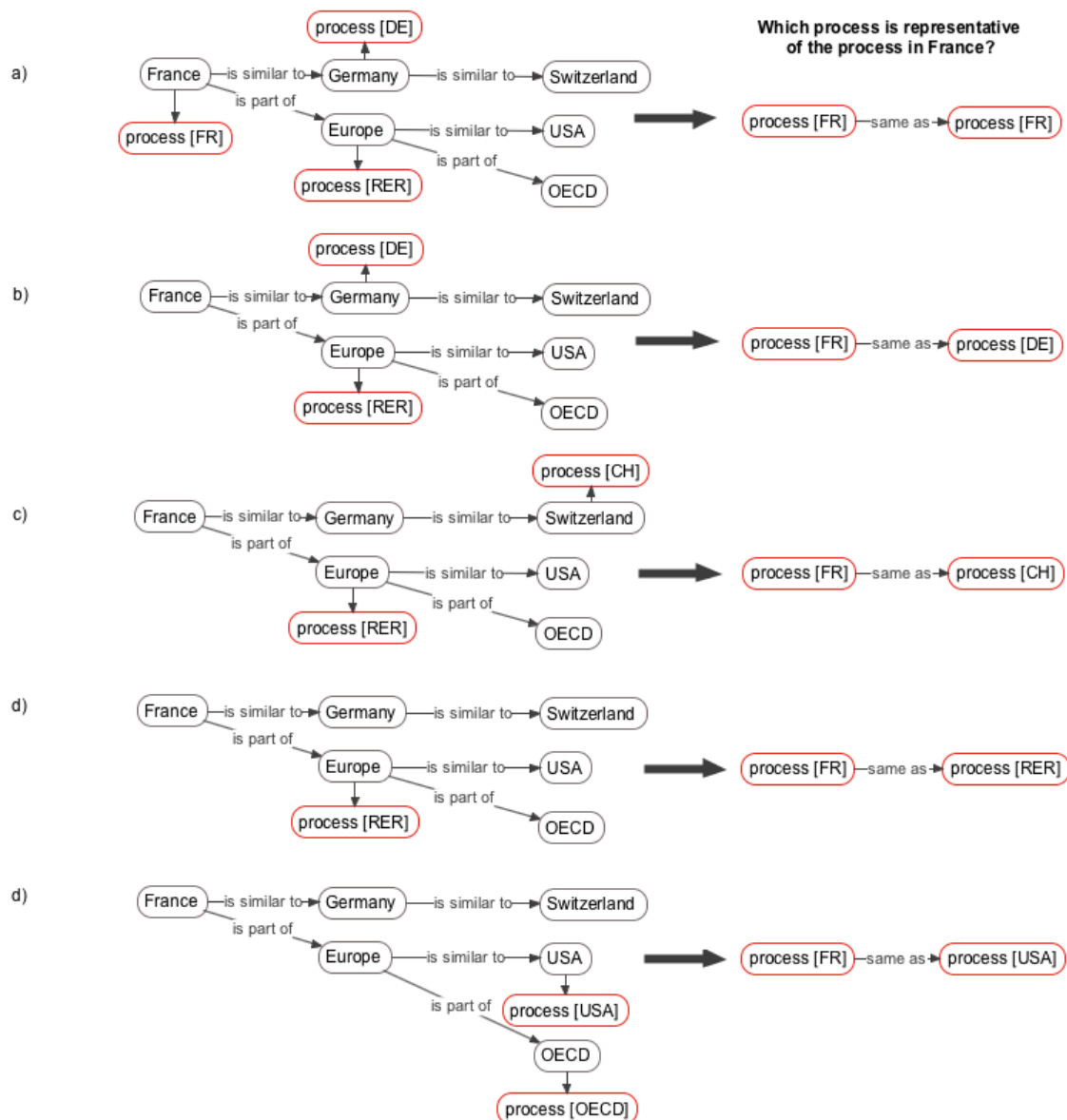


Figure 2-4 Principe de détermination du processus représentatif: a) un jeu de donnée est considéré similaire à un autre si leurs régions sont considérées similaires par le chemin le plus court ; dans les cas b), c) et d), la propriété de similarité l'emporte sur celle d'appartenance.

Tableau 2-1 Exemple de lien de similarité et d'appartenance pour trois régions géographiques.

Régions	Régions similaire	Régions d'appartenance
France	Suisse *	Europe (RER)
Chine	- **	Asie
Etats-Unis	Canada	Amérique du Nord

* : Dans la base Ecoinvent, la Suisse et le Canada sont les deux régions pour lesquelles il y a le plus de données.

** : une région peut ne pas être liée à une région similaire, dans ce cas, on regarde les données de la région d'appartenance.

La méthode fonctionne que s'il existe au moins un jeu de données accessible en parcourant l'arborescence selon l'algorithme présenté ci-dessus. Dans le cas où il n'existe pas un tel jeu de données, un jeu de données plus générique doit être utilisé. Par exemple, pour la base de données Ecoinvent, ces jeux génériques sont les jeux « Rest-of-the-World [RoW] », représentant l'ensemble des régions pour lesquelles il n'y a pas de données spécifiques, ou les jeux « Global [GLO] », représentant l'ensemble des régions. Dans le cas où il n'existe qu'un seul jeu de données représentatifs d'un processus, celui-ci est utilisé pour l'ensemble des régions.

2.1 Correspondance des nomenclatures de produits et de catégories de produits

Une fois le jeu de données sélectionné pour chaque processus de chaque région, il est nécessaire de déterminer les échanges monétaires correspondant aux produits consommés par chacun de ces processus. Pour se faire, une correspondance des nomenclatures des processus et des échanges de produits physiques avec celles des modèles monétaires d'entrées-sorties est réalisée. Chaque processus est relié à un secteur, et chaque produit est relié à une catégorie de produits (voir tableau 2.2 et 2.3).

Tableau 2-1 Exemple de correspondances des processus Ecoinvent et des secteurs industriels de données Exiobase.

Processus (Ecoinvent)	Secteur industriel (Exiobase)
copper mine operation	Mining of copper ores and concentrates
copper production, primary	Copper production
iron mine operation, crude ore, 46% Fe	Mining of iron ores
pig iron production	Manufacture of basic iron and steel and of ferro-alloys and first products thereof

Tableau 2-2 Exemple de correspondances des produits Ecoinvent et des catégories de produits des données Exiobase.

Produit (Ecoinvent)	Categorie de produits (Exiobase)
copper concentrate	Copper ores and concentrates
copper	Copper products
iron ore	Iron ores
pig iron	Basic iron and steel and of ferro-alloys and first products thereof

2.2 Création du vecteur des ratios de provenance

Le vecteur des ratios de provenance, noté R , correspond pour un secteur industriel à l'ensemble des ratios de destination des flux monétaires par catégorie de produits. Il est construit à partir des données issues des tables d'emplois, dit *use tables*. Chaque flux monétaire d'une catégorie de produit à destination d'une région donnée est divisé par la totalité des flux de cette catégorie de produits (voir tableau 2.4). En équation, cela donne :

$$R_{\text{Sect.s.Reg.n}} = \begin{bmatrix} R_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.1.Reg.1}} \\ \vdots \\ R_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}} \end{bmatrix},$$

$$R_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}} = \frac{M_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}}{\sum_r M_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}}$$

Avec :

- $R_{\text{Sect.s.Reg.n}}$, vecteur des ratios de provenance des catégories de produits pour le secteur s de la région n ;
- $R_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}$: ratio de provenance de la catégorie de produits i provenant de la région r pour le secteur s de la région n ;
- $M_{\text{Sect.s.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}$: flux monétaire de la catégorie de produit i de la région r pour le secteur s de la région n .

Tableau 2-3 Exemple de flux monétaires régionalisés des produits de cuivre pour le secteur de la manufacture des machines et des appareils électriques français (adapté d'Exiobase). WL = Rest of the Latine America (without Brazil), Amérique latine sans le Brésil.

Région	Flux monétaire régionalisé des produits de cuivre (M.Eur)	Ratio (%)
FR	284	56
DE	118	24
WL	103	20
Monde	505	100

2.3 Régionalisation du processus

Une fois la correspondance entre la nomenclature des produits des processus et des données d'entrées-sorties, et le calcul des ratios de provenance pour le secteur correspondant au processus réalisé, il est possible de régionaliser les jeux des données. La régionalisation s'apparente à une estimation des origines des échanges des produits induits par le processus à l'aide des données MRIO. Les ratios de provenance sont appliqués aux quantités de produits consommés selon leur catégorie de produit. En équation, cela donne :

$$Q_{\text{Prod.k.Reg.n.Reg.r}} = Q_{\text{Prod.k}} \cdot R_{\text{Sect.j.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}$$

Avec :

- $Q_{\text{Prod.k}}$: la quantité du produit k à spatialiser ;
- $R_{\text{Sect.j.Reg.n.Cat.i.Reg.r}}$: le ratio de provenance du secteur j de la région n pour la catégorie de produits i provenant de la région r ;
- $Q_{\text{Prod.k.Reg.n.Reg.r}}$: la quantité de produit régionalisé de la région n provenant de la région r.

3 Principe de la régionalisation de la chaîne de valeur d'un processus : une approche matricielle

La régionalisation d'un processus permet de fournir une estimation de l'origine du flux de la catégorie de produits. Il est possible d'appliquer cette approche à l'ensemble des processus intervenant dans la chaîne de valeur d'un processus. L'approche proposée ici revient à créer une matrice régionalisée des processus unitaires d'un inventaire de cycle de vie, puis d'utiliser une approche de Leontief

pour déterminer la chaîne de valeur du processus régionalisé. En équation, cela donne :

$$s = \begin{bmatrix} s_{1,1} \\ \vdots \\ s_{n,1} \\ \vdots \\ s_{n,1} \\ \vdots \\ s_{n,r} \end{bmatrix}, A_{\text{geo}} = \begin{bmatrix} A_{1,1} & \cdots & A_{1,n} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ A_{n,1} & \cdots & A_{n,n} \end{bmatrix}, f = \begin{bmatrix} f_{1,1} \\ \vdots \\ f_{n,1} \\ \vdots \\ f_{n,1} \\ \vdots \\ f_{n,r} \end{bmatrix}$$

$$s = A_{\text{geo}}^{-1}f$$

Avec :

- $f_{n,r}$: la demande finale des produits n de la région r ;
- s vecteur des quantités cumulées de produits i qui ont été produits directement et indirectement pour fournir la demande finale f ;
- A_{geo} la matrice technologique formée des processus unitaires régionalisés.

L'approche proposée ci-dessous permet de prendre en compte les flux physiques régionalisés des données d'origine s'ils sont compatibles avec la nomenclature géographique des données du modèle d'entrées sorties, et d'estimer la chaîne de valeur avec les données monétaires pour les données non compatibles comme vu précédemment. Les valeurs des flux compatibles ne sont pas modifiées, alors que les autres flux sont estimés via les vecteurs de ratios de provenance (voir fig 2.5).

Cette approche permet d'exploiter au mieux la précision des flux physiques, mais complexifie la manipulation des données. La méthode de création de la matrice de flux technologiques régionalisés A_{geo} s'opère en quatre étapes (voir fig. 2.5) :

1. la création des index des données à régionaliser et celles à ne pas régionaliser,
2. la régionalisation des données,
3. la création de la matrice technologique à partir des données régionalisées et non régionalisées,
4. S'assurer de ne pas introduire des processus qui ne devraient pas exister pour certaine région.

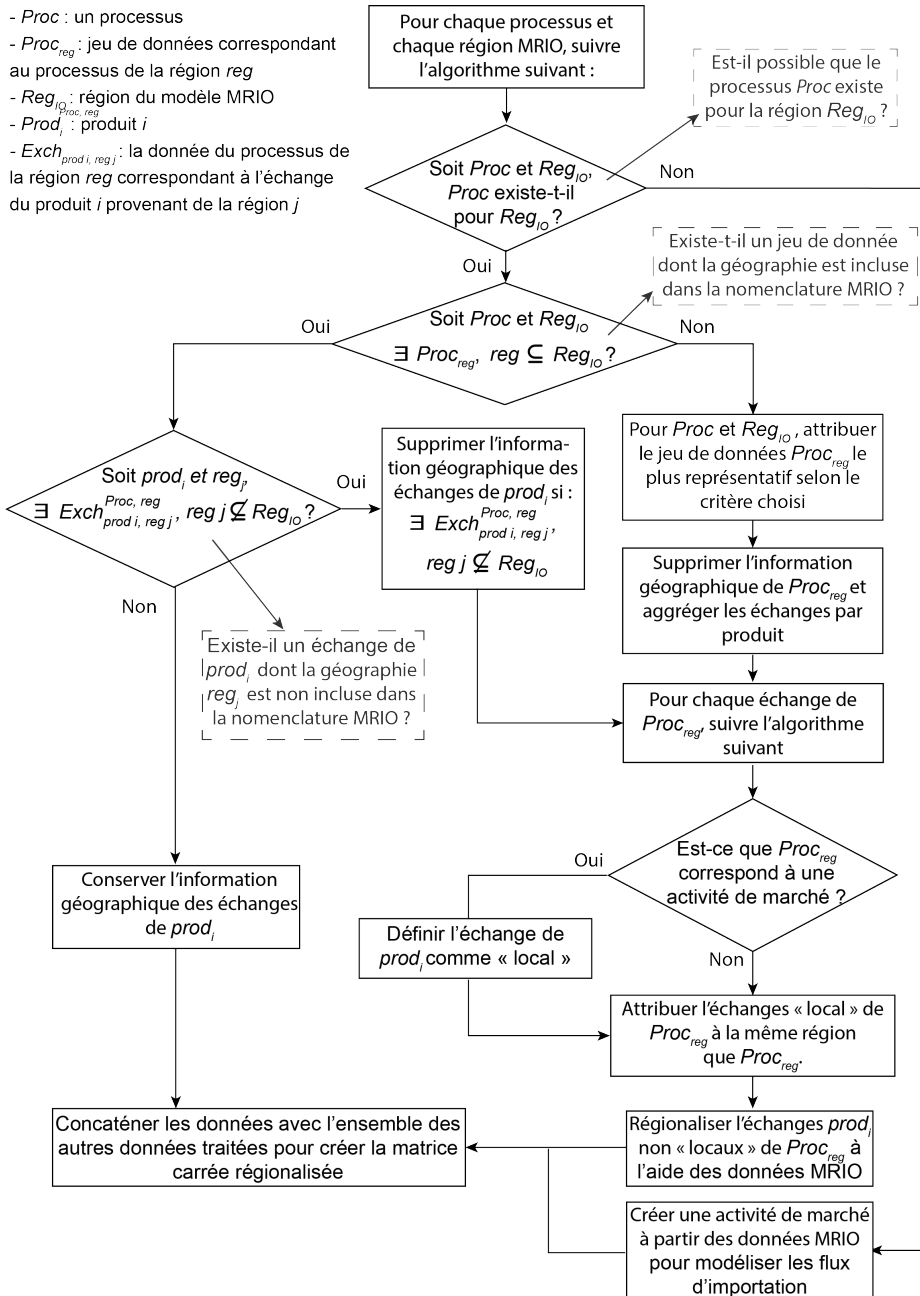


Figure 2-5 Principe de création de la matrice des processus unitaire régionalisé.

Une fois la matrice A_{geo} créée, il est possible de créer la matrice d'intervention pour calculer les ICV régionalisés, puis celle des indicateurs des impacts environnementaux pour réaliser une LCIA.

3.1 La création des index selon la compatibilité avec la nomenclature des modèles d'entrées sorties

L'approche proposée exploite deux types de données : des données « processus » et des données de modèles multirégionaux d'entrées-sorties. Les données « processus » représentent les quantités physiques des échanges de produits et des substances nécessaires à la réalisation des processus, quand celles des modèles multirégionaux d'entrées-sorties représentent les valeurs monétaires

des catégories de produits échangées entre les secteurs industriels régionalisés. L'information régionalisée des échanges de produits induits par les processus est exploitée si elles sont compatibles avec les données du modèle d'entrée sorties, sinon les données monétaires des modèles MRIO sont utilisées pour estimer l'origine géographique des échanges. Cette approche permet d'utiliser les données physiques régionalisées si celles-ci existent plutôt qu'une estimation systématique basée sur les données monétaires. Ici, l'hypothèse qui est faite est que les données physiques régionalisées sont plus justes que les données monétaires pour estimer les échanges de produits entre les différentes régions. En effet, les données monétaires des modèles d'entrée sorties représentent des échanges de catégories de produits, c'est à dire que pour une même valeur d'échange d'une catégorie de produits, il peut exister plusieurs variations d'échanges physiques de produits de la catégorie (voir Chapitre 1 Section 2.3).

Les données sont considérées comme compatible lorsque les régions de départ et d'arrivée des échanges sont incluses dans les régions du modèle MRIO (voir tableau 2.5). Aussi, un jeu de donnée peut être considéré comme partiellement compatible lorsque le processus a lieu dans une région incluse dans la nomenclature géographique du modèle MRIO et que l'ensemble des échanges d'au moins un produit provient de régions incluses dans le modèle MRIO. Dans ce cas, seul l'information géographique de ces échanges compatibles est conservée, et le reste de l'information géographique est supprimée au profit d'une estimation des origines spatiales des échanges à l'aide des données MRIO. Dans tous les autres cas, jeu de donnée est considéré comme incompatible, l'ensemble des informations géographiques des échanges est supprimé puis régionalisé via une estimation à l'aide des données MRIO.

Comme vu précédemment, un algorithme vient déterminer pour chaque processus et chaque région le jeu de données le plus représentatif selon le critère de similarité régionale. Une fois appliqué, un second algorithme vient déterminer les données non compatibles pour les régionaliser à l'aide des données MRIO (voir fig. 2.5).

La méthode actuelle permet de prendre en compte seulement un couple de bases de données à la fois, c'est à dire une base de données de processus et une base de données MRIO. Pourtant, certaines bases proposent des données plus fines que d'autres pour certaines régions géographiques et certains secteurs. Par exemple, la base de données MRIO EORA fournit des SUT nationaux avec des nomenclatures et des données plus précises pour certains régions, mais à une nomenclature plus agrégées que celles d'EXIOBASE pour les matériaux et l'énergie dans la majorité des cas. Pour coupler les processus avec plusieurs modèles MRIO, par exemple à la fois les tables SUT d'Exiobase et d'EORA, des étapes supplémentaires sont nécessaires, comme déterminer la qualité d'une donnée d'un modèle pour pouvoir déterminer la donnée de quel modèle est la plus fiable, mais elles n'ont pas encore été définies ni implémentées.

Tableau 2-4 Exemple de régions et d'inclusions des régions des processus Ecoinvent dans celles du modèle MRIO Exiobase.

Régions	Nomenclature des régions des processus Ecoinvent	Nomenclature des régions MRIO d'Exiobase	La région du processus est-elle incluse dans celle du modèle MRIO ?
France	France (FR)	France	Oui
Chili	Chili (CL)	Rest of the World : Latin America	Oui
Europe	Europe (RER)	N/A*	Non
Monde	Global (GLO)	N/A	Non

* : la région Europe n'existe pas à l'origine dans le modèle MRIO Exiobase, mais peut être calculée en agrégeant les données des pays européens. Dans ce cas, l'information sur les échanges géographiques réalisés au sein de la région Europe est perdue.

3.2 La régionalisation des données à l'aide des données MRIO

La matrice des données processus non compatibles représente l'ensemble des jeux de données des processus qui ne sont pas compatibles avec la nomenclatures régionale MRIO. Elle est construite à partir des données à régionaliser, des processus représentant les activités de marchés, et les échanges de produits locaux. En effet, toutes les données ne sont pas à régionaliser, telles que celles des processus correspondant aux activités de marchés ou correspondant aux échanges de produits « locaux ».

3.2.1 La détermination des processus « activités de marché »

Parmi les données de processus, certaines bases de données « processus » proposent des activités de marché. Pour une région donnée, ces activités de marché permettent de prendre en compte l'ensemble des processus qui ont lieu au sein de cette région et qui produisent un même produit, et les services associés de transport et de distribution. Par exemple, le produit de l'activité de marché électrique annuel d'une région donnée correspond à l'ensemble des processus de cette région qui produisent de l'électricité. Les valeurs des produits provenant de chacun de ces processus sont pondérées en fonction de la production annuelle. A ces données sont ajoutés celles correspondant aux services associés de transmission et de distribution de l'électricité.

Pour une région donnée, ces activités de marché permettent de prendre en compte les produits provenant de différentes technologies ayant lieu au sein de cette région, ou des produits provenant de différentes sous-régions. Telles que ces activités de marchés sont conçues, leurs jeux de données correspondant ne sont

pas régionalisés. Les jeux de données de ces activités de marché correspondent seulement aux productions des processus ayant lieu au sein d'une région donnée, et non aux produits qui y circulent seulement, comme les produits en transit.

Cette représentation des activités de marché peut poser problème lorsque pour une même région la production est inférieure à la consommation, ou qu'une activité fait appel à un même produit provenant de plusieurs régions, ou lorsque la production n'est pas suffisante pour respecter les contraintes de la conservation des flux dans le circuit de distribution (e.g. les réseaux électriques ou de gaz), et de fait implique l'importation systématique du produit d'une autre région. Il est nécessaire de prendre des précautions pour concevoir un modèle représentatif des échanges réels. Dans le premier cas, un processus ou un ensemble de processus qui viendraient à consommer plus de produits qu'une région peut en produire doit faire appel à des marchés de plusieurs régions. Ce cas est assuré par l'information géographique des jeux de données régionalisé en amont des activités de marché. Dans le second cas, les activités de marchés doivent renseigner les processus d'importation qui sont essentiels pour assurer la fonction de distribution que représente l'activité de marché. Pour ce dernier cas, qui correspond majoritairement aux données des marchés de l'électricité et du gaz, les bases de données telles que Ecoinvent ou Gabi fournissent des jeux de données qui prennent en compte les importations entre les régions.

3.2.2 La détermination des produits locaux

Parmi les données processus, certains échanges de produits ne doivent pas être régionalisés dans notre méthode. C'est le cas des produits qui sont à la fois produits et consommés au même endroit et au même moment. Ces échanges de produits ne sont pas à rediriger à l'aide des flux monétaires du modèle MRIO. Ils sont attribués à la même région que l'activité qui les consomme. Ces produits sont dits « locaux » et leurs échanges ne sont pas régionalisés.

Parmi ces produits « locaux » on retrouve les services qui sont liées aux sols, à l'opération ou la maintenance « sur place » des machines. Par exemple, les activités agricoles tels que les services de labourage ou d'essaimage sont des produits « locaux ». De même, les activités de construction de bâtiment ou d'aménagement des sols fournissent des produits « locaux ». Les bâtiments sont liés aux sols qui ont été aménagés pour leur implantation. Il s'agit de produits consommés là où ils sont produits et au même moment qu'ils sont produits. De fait, ils à attribuer à la région du processus qui les consomme. Cependant, si un processus fournit un produit « local », le processus est traité comme un processus ordinaire, sauf si c'est une activité de marché. En effet, la production d'un produit local peut faire appel à de nombreux produits provenant de diverses régions.

Les données représentant les échanges de produits locaux sont traitées séparément des données à régionaliser afin de ne pas être régionalisées. Une fois

l'étape de régionalisation terminée, elles sont réintégrées aux données régionalisées.

3.2.3 La création de la matrice A_{geo}

Dans le principe, la régionalisation des jeux de données processus s'opère en cinq étapes : i) discriminer les données compatibles de celles non compatibles à régionaliser, ii) supprimer l'information géographique des données représentant les échanges à régionaliser et agréger ces données selon les types de processus, iii) discriminer les données des échanges à régionaliser de celles des activités de marchés et des produits locaux, iv) régionaliser les données des échanges à régionaliser à l'aide des données MRIO, v) concaténer l'ensemble des données entre elles pour retrouver des jeux de données complets.

i) voir Section 3.1 pour la discrimination des données compatibles avec celles non compatibles.

ii) Une fois les données compatibles dissociées de celles non compatibles, la seconde étape consiste à traiter les secondes en sommant les valeurs des données des échanges de produits correspondant aux mêmes types de processus (voir fig. 2.6). Pour un même produit, il est possible de faire appel à plusieurs processus similaires, chacune représentant le même processus mais correspondant à des régions différentes. Si de tels échanges existent dans un jeu de données non compatibles, les données sont agrégées en une seule pour que chaque échange ne se résume qu'à une seule donnée par processus et type de produit. Par exemple, dans la base de données Ecoinvent 3.2, il existe pour un même processus plusieurs jeux de données selon la région considérée. Pour l'activité de marché de l'électricité à haut voltage, il existe 82 jeux de données différents, chacun correspondant à une région distincte. Si une activité fait appel à l'activité représentant la production moyenne de l'électricité mondiale, elle utilise donc ces 82 jeux de données. Dans notre cas, après suppression des informations géographiques, les valeurs de ces 82 jeux de données sont agrégées en une seule donnée.

iii) Une fois l'information géographique supprimée et les échanges des jeux de données non compatibles agrégés, le traitement consiste à discriminer les échanges à régionaliser de celles des activités de marché et des produits locaux qui ne doivent pas être régionalisées. Sous forme matricielle, pour la région j , cette étape consiste à créer trois matrices distinctes : la matrice des échanges à régionaliser $A_{aggr\ exch}$, la matrice des activités de marchés de la région j $A_{market\ Reg\ j}$ et celle des produits locaux de la région j $A_{local\ product\ Reg\ j}$.

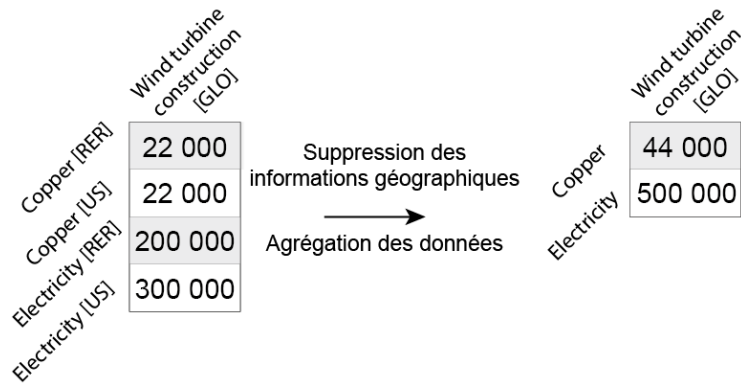


Figure 2-6 Principe d'agrégation des données par type de produit.

iv) Une fois les étapes de discrimination réalisées, la régionalisation s'apparente à une succession de produits d'Hadamard entre la $\mathbf{A}_{aggr\ exch}$ et la matrice de ratio de provenance MRIO par bloc de région, notée $\mathbf{R}_{Reg\ i > Reg\ j}$. Un bloc de région correspond aux ratios de provenance des catégories de produits d'une région pour les secteurs de la région étudiée. Le produit d'Hadamard correspond à la multiplication des éléments ayant la même position dans chacune des deux matrices. Soit \mathbf{a}_{ij} la donnée de $\mathbf{A}_{aggr\ exch}$ représentant l'échange à régionaliser du produit \mathbf{i} du processus \mathbf{j} , et \mathbf{r}_{ij} représentant le ratio de provenant du produit \mathbf{i} du processus \mathbf{j} . \mathbf{r}_{ij} est déterminé à partir de la catégorie de produits du produit \mathbf{i} et du secteur du processus \mathbf{j} . Soit $\mathbf{A}_{aggr\ exch} = (\mathbf{a}_{ij})$ la matrice des échanges à régionaliser et $\mathbf{R} = (\mathbf{r}_{ij})$ la matrice des ratios, le résultat du produit d'Hadamard est égal à $\mathbf{a}_{ij} \times \mathbf{r}_{ij}$.

v) Une fois l'étape de régionalisation des données effectuées, afin de retrouver les jeux de données complets, l'ensemble des données régionalisées, de marché, des produits locaux et celles compatibles sont regroupées en une seule matrice \mathbf{A}_{geo} . Sous forme matricielle, parce que les données d'une matrice à l'autre sont distinctes, le regroupement s'apparente à une somme des matrices (voir fig 2.7).

Cette approche est correcte uniquement si il existe pour chaque région l'ensemble des processus. Or, il existe des régions pour lesquelles certains processus n'existe pas, comme c'est le cas pour les processus d'extraction de certains minéraux qui n'est possible que là où il y a ces ressources. Dans ce cas, il est nécessaire de prendre en compte ces situations et d'éviter d'attribuer des processus à des régions où ils ne devraient pas avoir lieu.

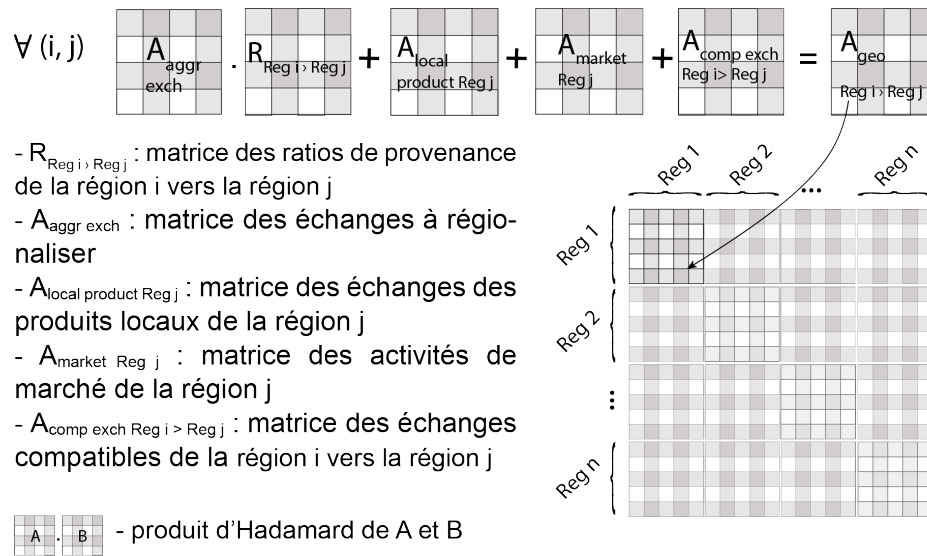


Figure 2-7 Principe de régionalisation des jeux de données non compatible via une approche matricielle

3.2.4 La redirection des échanges pour les processus qui n'existe pas

Les nomenclatures des secteurs et des produits des modèles MRIO sont plus agrégées que celles des données processus. Par exemple, la catégorie de produits du cuivre inclus à la fois des produits de cuivre primaire basiques tels que des plaques de cuivre cathode, et des produits manufacturés comme des tubes ou des fils par exemple. Il est possible qu'un échange de produits soit orienté sur une région où il existe une activité de transformation (e.g. tréfilage de cuivre) mais pas de raffinage (e.g. production de plaque de cuivre cathode). Si un processus consomme à la fois des plaques de cuivre cathode et du fils de cuivre, la répartition des échanges estimés à partir des données MRIO mènera à ce qu'une partie des échanges des plaques de cuivre cathode et de fils de cuivre provient d'une telle région. Or cette région peut fournir du fils de cuivre mais pas du cuivre primaire. Une correction est nécessaire. Deux modélisations sont possibles : le cuivre primaire ne provient pas de la région en question, il faut dans ce cas répartir la valeur de l'échange provenant de cette région sur les autres régions, ou considérer cette région comme une région de transit pour le cuivre primaire.

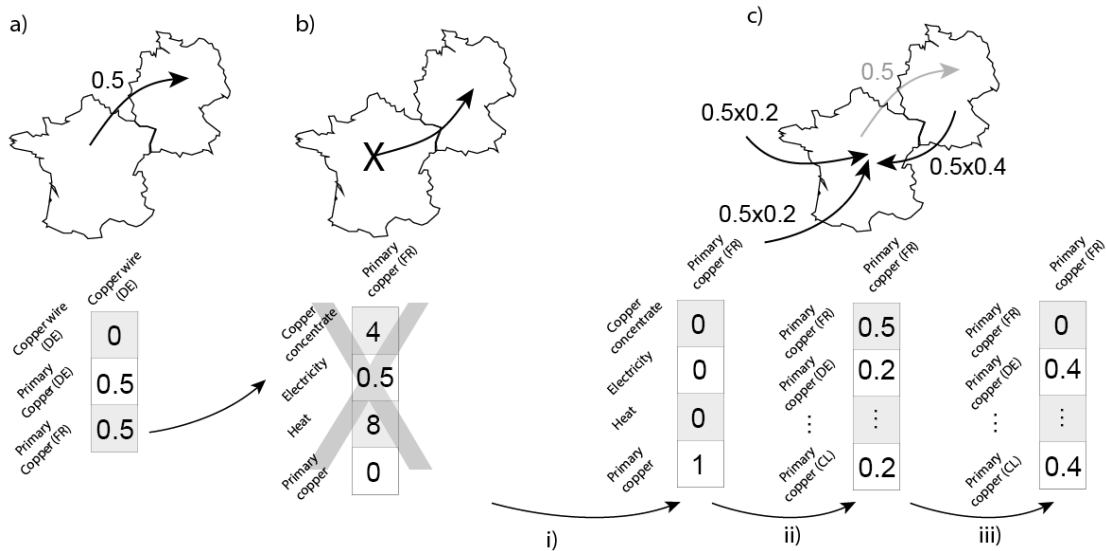
A cette difficulté s'ajoute le fait que dans certaines bases de données « processus » certains échanges de produits transformés sont modélisés par deux échanges : un échange du produit à transformer et un échange du service de transformation de ce produit. Par exemple, dans la base de données Ecoinvent, les câbles électriques sont représentés par un échange de cuivre primaire de type cathode et un échange de service de tréfilage, et tous les deux correspondent à la catégorie des produits de cuivre. En appliquant notre méthode de régionalisation via les données MRIO, ces deux échanges sont réorientés de la même façon. Ici, la réorientation des échanges est cohérente, car les deux échanges représentent un unique câble, l'échange du service de tréfilage étant indissociable de celui du cuivre primaire. Cependant, il est possible que lors de la régionalisation, un de des

échanges soit redirigé vers une zone géographique où le processus qui est censé le fournir n'existe pas. Par exemple, si l'activité de tréfilage de cuivre existe en France, ce n'est pas le cas de l'activité de production de cuivre primaire. A contrario, si on traite distinctement le flux de service de tréfilage du flux de cuivre et s'ils sont redirigés différemment, le résultat ne sera pas cohérent avec l'idée que les deux échanges représentent un câble.

Pour résoudre ces difficultés, j'ai fait le choix d'accepter que des échanges de produits puissent provenir d'une région qui ne devrait pas pouvoir les fournir. Si pour une région donnée le processus qui fournit le produit ne devrait pas exister, alors le processus est transformé en une activité de transit. Cette activité de transit vient rediriger les échanges vers les processus similaires des autres régions en fonction des données MRIO de la catégorie de produits des flux. Par exemple, il n'y a pas de processus de raffinage de cuivre en France, ce processus est donc transformé en activité de transit. Le processus est transformé de sorte que les échanges de cuivre issus du raffinage proviennent des pays desquels la France importe des produits de cuivre.

La transformation d'un processus en une activité de transit s'opère en trois étapes : (i) le jeu de données est supprimée de ses informations concernant les échanges, (ii) il est transformé de sorte qu'il consomme un échange provenant d'un processus similaire à lui, puis (iii) il est régionalisé via les données MRIO (voir Fig. 2.7).

Cette approche nécessite des informations sur l'existence ou non des activités dans les différentes régions considérées. Par exemple, si on considère le couplage des données Ecoinvent avec celles d'Exiobase, pour la base de données Ecoinvent, qui représente environ 3 300 processus distincts, il est nécessaire de savoir si ces processus existent pour les 48 régions différentes d'Exiobase, soit environ 158 400 données à collecter. Devant les contraintes de ressources humaines et de temps, et les difficultés à exploiter informatiquement les données à disposition, la majorité de la documentation étant sous format de publications à lire, la méthode se limite pour le moment aux activités des ressources primaires et de leurs premières transformations. Les données sont obtenues au travers de la littérature scientifique ou des rapports des agences internationales telles que l'IEA, l'alliance pour le cuivre et l'aluminium, et des agences nationales telles que l'Institut d'études géologiques des Etats-Unis (USGS), le service géologique de Grande-Bretagne (BGS) ou le bureau de recherches géologiques et minières français (BRGM).



a) Le jeu de données allemand de production de fils de cuivre fait appel à du cuivre primaire provenant de France. b) Cependant, l'activité de production de cuivre primaire français n'existe pas.

c) Le jeu de donnée correspondant à la production de cuivre primaire français est transformé en un jeu de données d'activité de transit. i) L'activité est transformée en un activité qui se consomme elle même, ii) spatialisée avec les données MRIO, iii) puis les données redistribuées sur les régions autres que la France

Figure 2-8 Principe de transformation des activités qui n'existent pas pour une région donnée en une activité de transit.

i) La première étape du calcul consiste, pour chaque région, à corriger les matrices $\mathbf{A}_{\text{aggr exch}}$, $\mathbf{A}_{\text{local product}}$ et $\mathbf{A}_{\text{market}}$ à l'aide des masques de correction en mettant à zéro les échanges des processus qui n'existent pas. Du point de vue calculatoire, cette approche se réalise en appliquant un masque binaire aux matrices. Ce masque binaire est une matrice diagonale de 1, pour les activités existantes, et de 0, pour les activités non existantes (voir fig. 2.8). La multiplication des matrices par le masque permet de supprimer l'information relative aux échanges des processus non existants (mise à zéro des échanges). Un masque est créé pour chaque région.

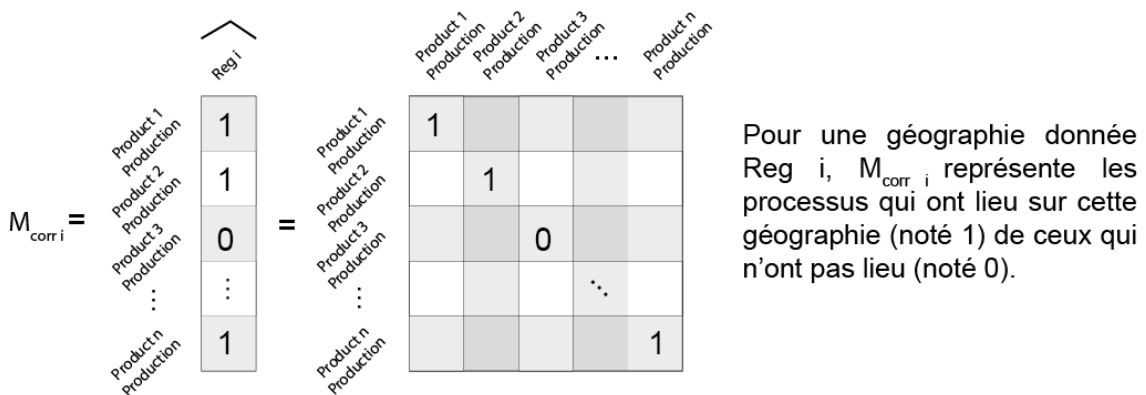


Figure 2-9 Masque binaire qui représente les activités ayant lieu ou non sur une région.

ii) La seconde étape consiste à transformer le jeu de donnée de sorte qu'il consomme un processus similaire à lui même. Une fois la mise à zéro des échanges réalisée, cette étape est réalisée en sommant les matrices modifiées, excepté **A_{local product}**, avec le masque logiquement inversé (les 1 du masque deviennent des 0 et inversement). Les processus corrigés sont alors transformés en processus consommant un processus similaire, ici eux-mêmes. Cette seconde étape ne doit pas être appliquée à la matrice **A_{local product}**, car elle contient les données des échanges « locaux » des processus, les échanges « non locaux » étant contenus dans la matrice **A_{aggr exch}**. Les processus à corriger doit être corrigé dans les deux matrices pour s'assurer que l'ensemble des échanges soient mis à zéro, cependant seulement une des deux matrices doit prendre être modifiée pour prendre en compte la transformation du processus en activité de transit. Appliquer la seconde étape aux deux matrices, **A_{local product}** et **A_{aggr exch}** reviendrait à corriger deux fois le processus, et en sommant **A_{aggr exch}** et **A_{local product}** résulterait à un double comptage : les processus corrigés se consommeraient deux fois.

iii) La troisième et dernière étape consiste à appliquer la matrice des ratios de provenance aux jeux de données corrigés pour les régionaliser (voir fig. 2.9).

Cette étape de transformation est majeure, et nécessite d'être bien prise en compte pour la création des matrices des flux élémentaires et des indicateurs d'impacts environnementaux. Les données relatives aux flux élémentaires et d'impacts environnementaux des processus qui ont été corrigés doivent être mises à zéro pour éviter un double comptage.

3.3 Prise en compte des incohérences entre les données processus et MRIO

Parmi les activités qui n'existent pas, il n'est pas toujours possible de rediriger les échanges. Ces cas sont aux nombres de trois : i) s'il n'existe pas de données pour le secteur industriel de l'activité, ii) si les données d'existence des processus ne sont pas compatibles avec celles des données MRIO, iii) si un secteur industriel ne consomme aucun produit qui provient de lui même ou d'un secteur industriel similaire d'une région différente. Dans ces trois cas, les activités ne sont pas mises à zéro. Cependant, elles sont marquées de sorte à pouvoir les reconnaître.

i) Si un secteur industriel n'existe pas dans une région, il n'y a pas de données MRIO pour ce secteur industriel. Dans ce cas, si l'activité est corrigée, elle se consomme elle-même en boucle infinie. Pour éviter ce problème, un algorithme vient détecter ces cas, et vient modifier le masque de correction en conséquence. Si cette erreur existe, il est peu probable qu'elle impacte le calcul. En effet, si un secteur industriel n'existe pas, il est peu probable, sauf erreur dans le modèle MRIO, qu'un autre secteur industriel ait un échange avec ce secteur en particulier.

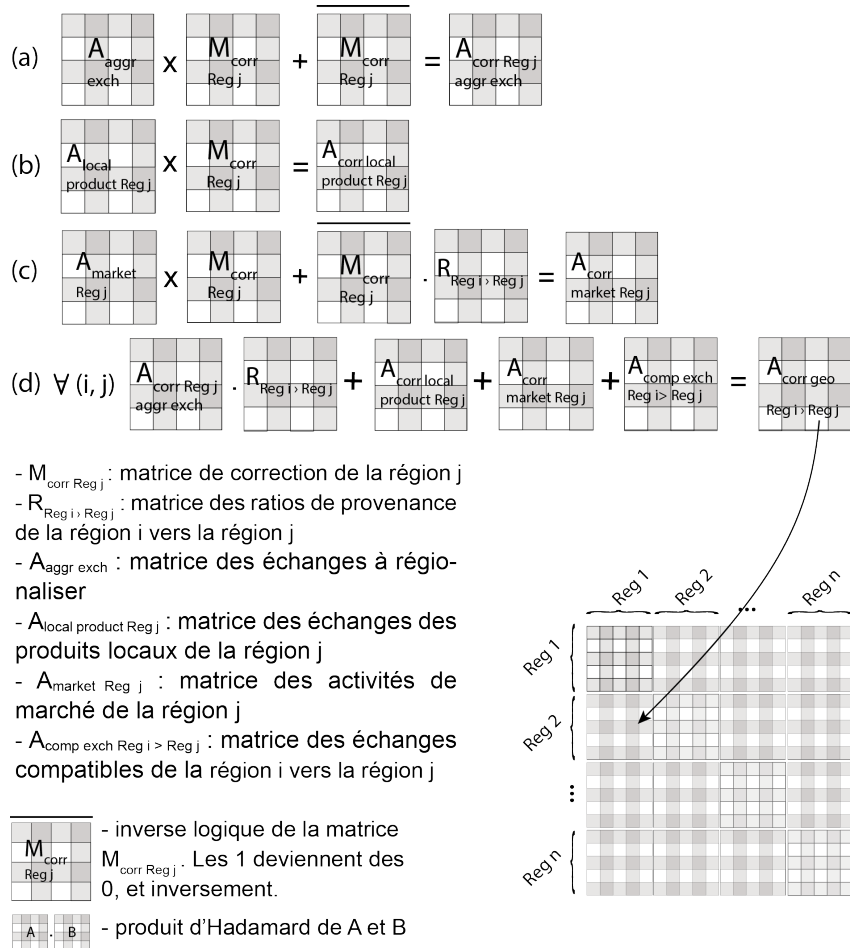


Figure 2-10 Principe du calcul de la régionalisation des données processus

ii) Il peut arriver que les données MRIO correspondant à une image des activités d'une année soient obsolètes. Par exemple, l'Espagne produisait en 2007 de la lignite, mais ce n'est plus le cas actuellement. Si les données MRIO utilisées sont celles de 2007, comme cela est le cas pour le modèle Exiobase 2, et que les données du masque de correction soient plus récentes, une erreur est introduite. Dans le modèle d'Exiobase 2, le secteur de production de lignite espagnole existe, qui fait appel pour les produits de lignite uniquement à lui-même. Dans ce cas, les données ne seront pas transformées, car le flux sera systématiquement réintroduit sur l'Espagne. Comme précédemment, ces processus ne sont pas transformés mais seulement marqués comme une erreur. Seules des données plus récentes pourraient résoudre ce problème.

iii) Enfin, dans le cas où un secteur industriel ne consomme aucun produit provenant de lui-même ou d'un secteur similaire d'une région différente, il n'existe aucune donnée pour rediriger les flux vers d'autres régions. Dans ce cas aussi, le processus n'est pas transformé mais seulement marqué.

Ces trois cas peuvent être prévenus si la nomenclature du module MRIO est plus fine, ou si les ratios de provenances sont modifiés pour prendre en compte les

catégories de produits et les régions à problèmes. Cependant, cette méthode n'a pas été implémentée.

3.4 La construction pour permettre le calcul par série de puissances

Par construction, la matrice est de taille importante. Elle contient au minimum le nombre de processus distincts fois le nombre de régions prises en compte. Si on applique la méthodologie à la base Ecoinvent 3.2 en utilisant les données d'Exiobase 2, la matrice résultante est une matrice carrée avec plus de 295400 lignes. Les calculs et la manipulation de cette matrice nécessitent une quantité importante de ressources. Il est donc nécessaire de prendre en compte ces contraintes lors de la création et l'usage de la matrice \mathbf{A}_{geo} .

Pour faciliter le calcul du vecteur de production \mathbf{s} , plutôt que de passer par le calcul de la matrice inverse ou la résolution du système linéaire $\mathbf{s} = \mathbf{A}_{geo}^{-1}\mathbf{f}$, il est possible d'utiliser sous certaines conditions le développement par série de puissances (Suh, Heijungs, 2007). Le développement par série de puissance revient à calculer le vecteur \mathbf{s} de façon itérative. Le vecteur s'obtient à l'aide de l'équation suivante :

$$\begin{aligned}\mathbf{A}_{geo} &= \mathbf{I} - \mathbf{B}_{geo} \\ \mathbf{s} &= \mathbf{A}_{geo}^{-1} \cdot \mathbf{f} = (\mathbf{I} - \mathbf{B}_{geo})^{-1} \cdot \mathbf{f} \\ \mathbf{s} &\underset{n \rightarrow \infty}{=} (\mathbf{I} + \mathbf{B}_{geo} + \mathbf{B}_{geo}^2 + \mathbf{B}_{geo}^3 + \dots + \mathbf{B}_{geo}^n) \cdot \mathbf{f}\end{aligned}$$

Avec :

- \mathbf{I} : la matrice identité ;
- \mathbf{A}_{geo} : la matrice technologique ;
- \mathbf{B}_{geo} : la matrice des consommations et des coproduits directs ;
- \mathbf{f} : le vecteur demande ;
- \mathbf{s} : le vecteur de production.

Le calcul par série de puissance est une approche plus performante du point de vue du temps de calcul et de gestion de la mémoire matérielle. En effet, il suffit de sommer des produits successifs du vecteur \mathbf{f} par la matrice \mathbf{B}_{geo} . Cependant, la construction de la \mathbf{B}_{geo} nécessite des ajustements (Suh, Heijungs, 2007 ; Finkbeiner, 2016) : i) il doit exister autant d'activités que de produits, ii) les termes de la diagonale doivent être nuls, iii) \mathbf{B}_{geo} doit respecter les conditions de Hawkins-Simon.

Les conditions i) et ii) s'obtiennent en construisant des matrices carrées avec des index de lignes et de colonnes similaires, et en normalisant les données sur les productions brutes. La condition ii) implique que les flux de déchets et de produits recyclables soient transformés en flux de service de traitement. En effet,

le traitement des déchets peut se modéliser de deux façons : soit par une activité qui consomme les déchets ou les produits à recycler, soit par une activité de service de traitement. Dans le premier cas, les déchets et les produits recycler sont considérés comme des co-produits, et les produits de référence des activités de traitement sont représentés par une entrée, soit une sortie négative, donc ils ne respectent pas les conditions pour le développement par série de puissance. Dans le second cas, le produit de référence est un service, mais les échanges de déchets et de produits à recycler ne peuvent plus être représentés comme des co-produits, mais comme des appels aux services de traitement. La condition iii) est respectée si les conditions précédentes sont respectées et si les valeurs propres de \mathbf{B}_{geo} ont un module inférieur à 1, ou si les valeurs de \mathbf{B}_{geo} en dehors de la diagonale sont positives ou nulles.

Par construction, ces conditions sont respectées pour les inventaires construits par imputation, mais peuvent ne pas l'être pour les inventaires construits par extension des frontières. Dans le cas par extension des frontières, les activités peuvent produire des coproduits, ils sont représentés par des entrées négatives. Dans ce dernier cas, la matrice ne respecte plus les conditions et le calcul par séries de puissance peut diverger.

Pour obtenir la solution, il est possible d'utiliser les algorithmes de résolutions numériques fournies par l'environnement logiciel Python, R ou Matlab, tels que l'algorithme GMRES (Baker et al., 2005). Si cette approche est efficace pour des matrices carrées d'une dizaine de milliers de lignes, avec une solution obtenues en quelques minutes, elle ne l'est pas pour des matrices dix fois plus grandes pour lesquelles il faut plusieurs dizaines d'heure de calcul pour obtenir une solution. Pour accélérer la convergence vers la solution du système, la somme des premières puissances peut être utilisée comme point de départ de l'algorithme.

3.5 La construction des matrices d'interventions et des facteurs de caractérisation des impacts environnementaux

Pour calculer un inventaire ou une évaluation l'impact d'un processus, il est nécessaire de construire les matrices correspondant aux données des échanges élémentaires et celle des indicateurs d'impact environnementaux associées. La matrice des interventions régionalisées, notée \mathbf{E}_{geo} , permet de calculer les flux élémentaires induits par les activités régionalisés. Elle est construite de sorte à être compatible avec la matrice \mathbf{A}_{geo} . Elle est une matrice non carrée, dont les blocs de la diagonale représentent les échanges élémentaires pour chaque activité de chaque région (voir fig. 2.11). La matrice \mathbf{E}_{geo} est construite à partir des données correspondant aux processus de la base des processus.

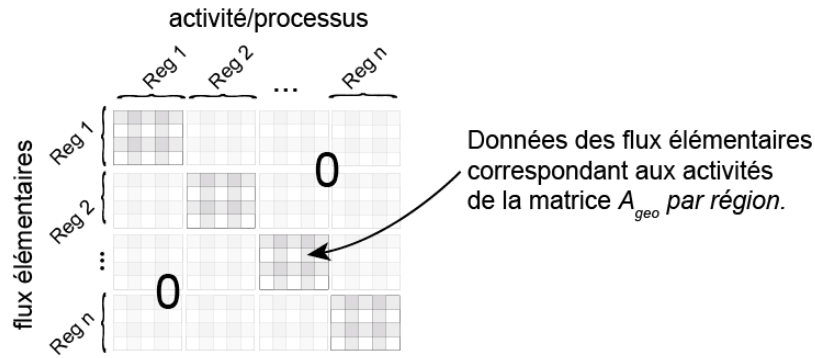


Figure 2-11 Matrice d'interventions, ou la matrice des flux élémentaires.

Par construction, un jeu de donnée d'une région peut être utilisé pour une autre région. Cependant, certains flux élémentaires ont des caractéristiques qui sont spécifiques à une région ou une géographie particulière. Par exemple, les flux élémentaires des minerais de cuivre extraits représentent des minerais avec des concentrations correspondant à la région d'origine du jeu de données. Cette concentration ne correspond pas systématiquement à la concentration des minerais d'une autre région, donc que les concentrations des minerais d'un jeu représentatif d'une région ne soient pas cohérentes avec la réalité. Il est possible de corriger les flux élémentaires si les informations sont disponibles, mais par manque de ressources humains et de temps, ces corrections n'ont pas été implémentées.

La matrice des facteurs de caractérisation des indicateurs des impacts environnementaux, notée H_{geo} , est construite en fonction de la matrice des flux élémentaires E_{geo} (voir fig. 2.12). S'il est possible d'utiliser des facteurs de caractérisation qui dépendent des régions, cette possibilité n'a pas été implémentée.

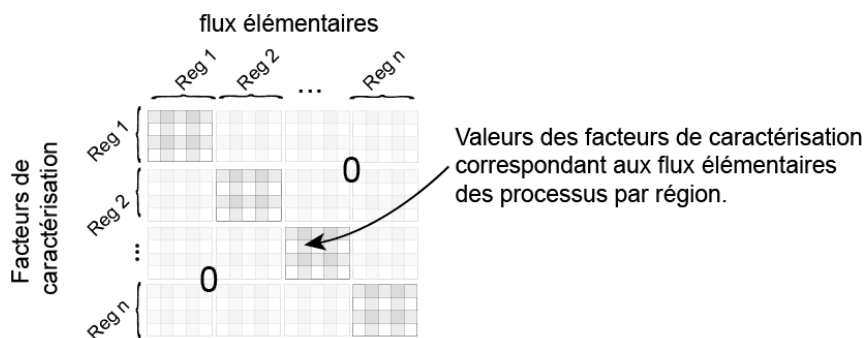


Figure 2-12 Matrice des facteurs de caractérisations.

4 La gestion des données à l'aide d'une plateforme de type wiki

4.1 Un stockage des données basées sur les graphes

La création des matrices régionalisées A_{geo} , B_{geo} , E_{geo} et H_{geo} nécessite de nombreuses données, de sources et de natures différentes. Afin d'optimiser la gestion des données, une base graphique sémantique et une plateforme de gestion des données de type wiki a été mise en place (voir fig 2.13). Cette plateforme permet de stocker les données brutes et les liens entre les différentes données sous forme de graphes sur une même plateforme, et d'y accéder via des scripts Java ou Python. Elle permet aussi de créer des liens logiques selon des conditions ou des règles. Par exemple, pour chaque processus de chaque région, un jeu de données a été attribué selon la règle géographique définie précédemment. Cette information est créée à partir des données originales, puis stockée et gérée séparément des données d'origines sur la plateforme. Si la méthode est modifiée ou qu'une correction est nécessaire, il suffit de modifier les règles pour recréer les liens.

Cette gestion des données permet une meilleure visibilité sur les données exploitées, mais aussi de permettre à des collaborateurs de contribuer aux modèles. Cependant, cet atout est aussi un danger. Sans une méthodologie claire sur la façon de structurer la donnée, les graphes deviennent inexploitable de façon systématique.

Afin de faciliter la gestion des données au cours du temps et assurer la pérennité du travail réalisé, que ce soit pour les mises à jour ou l'intégration toujours plus importante de données, j'ai mené un profond travail de réflexion méthodologique sur la gestion de la données. Un soin particulier a été donné à définir chaque type de données. J'ai également créé une ontologie informatique, de type IEO pour Industrial Ecology Ontology (IEO).

Pour plus d'information à ce sujet, se référer au Chapitre 3 sur la gestion des données.

4.2 L'alimentation de la base de données et les scripts de transformation

La plateforme et les graphes qui y sont stockés ont nécessité un travail conséquent en amont. Pour alimenter la base en données processus et MRIO, j'ai du créer les scripts nécessaires de transformation des données Ecospol 2 et MRIO en graphes RDF compatibles avec l'ontologie IEO (voir fig. 2.14). Ces scripts permettent de transformer un ou plusieurs milliers de fichiers Ecospol 2 pour les données processus, ou csv pour les données MRIO, en données compatibles avec la plateforme. Les codes représentent plusieurs milliers de lignes de codes.

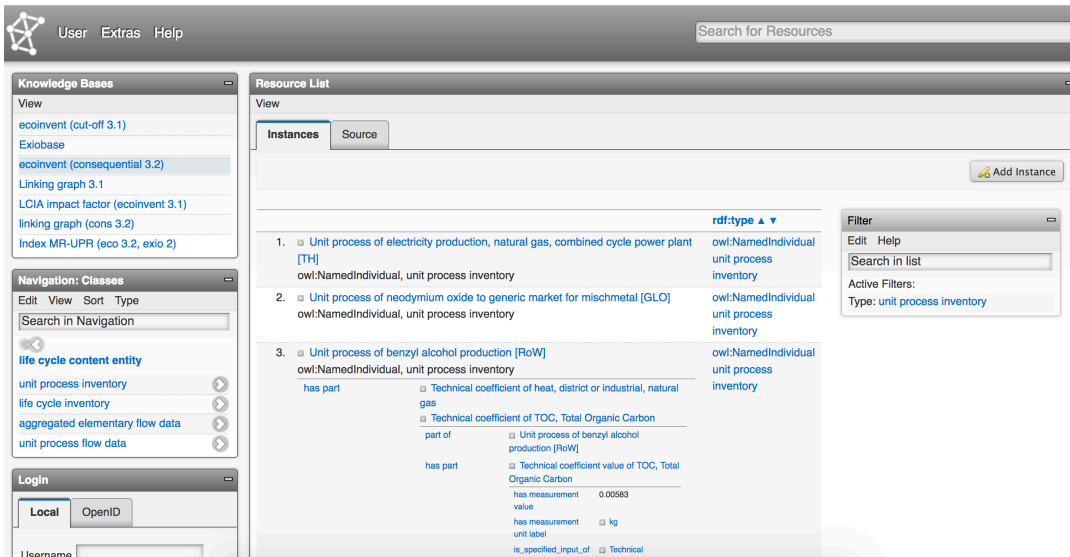


Figure 2-13 Plateforme sémantique de type wiki.

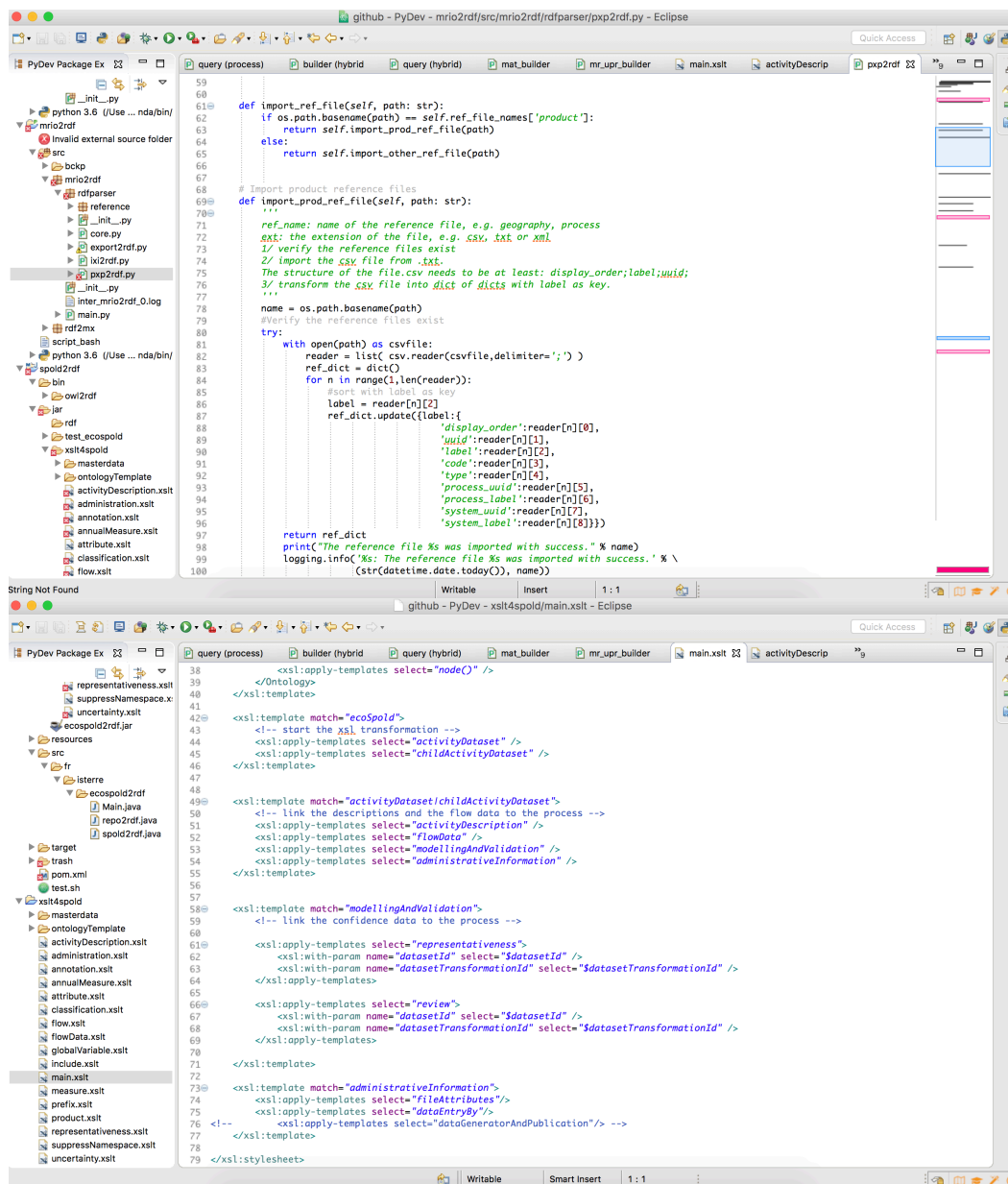


Figure 2-14 Environnement de travail pour la création des scripts. En haut : une portion du script pour la transformation des données MRIO ; en bas : portion de script pour la transformation des données processus

5 Résultats : application de la méthodologie à la base Ecoinvent 3.2 avec les données Exiobase 2

5.1 L'application de la méthodologie à la base de processus Ecoinvent avec les données MRIO d'Exiobase

Un exemple d'application de la méthodologie a été réalisé avec les données de la base Ecoinvent 3.2 et les données MRIO d'Exiobase 2. La matrice \mathbf{A}_{geo} représente une matrice carrée d'environ 295 400 lignes, soit autant de jeux de données. La matrice et ses index ont été créés via un jeu de requête SPARQL et un script Python. Les requêtes SPARQL permettent de manipuler les données des graphes et le script Python permet de construire de façon efficace la matrice \mathbf{A}_{geo} à partir des requêtes. Les solutions basées sur SPARQL et Python ont été sélectionnées car elles deviennent des standards dans la gestion et le traitement de données. De plus, il s'agit d'outils opensource. Ces qualités facilitent le maintien et l'évolution du code de façon collaborative.

Les codes ont été créés sous forme de modules que l'on peut importer dans une application. Ce choix, bien que nécessitant un travail de codage plus élaboré, facilite la réutilisation et le maintien du code pour un usage ultérieur.

5.2 L'application de la méthodologie pour déterminer les flux pour la construction d'une éolienne.

La méthodologie proposée peut s'appliquer à des données par imputation ou par extension des frontières. Je présente par la suite l'exemple d'une même éolienne fabriquée et installée dans deux régions différentes, la France et la Chine. Pour chacune de ces régions, je reporte les résultats, obtenus avec les outils décrits précédemment, des coefficients techniques du cuivre, des flux élémentaires de minerais de cuivre et d'eau, et des indicateurs de contribution au changement climatique. Je compare également les résultats obtenus avec les données non régionalisées.

J'ai fait le choix de créer la matrice \mathbf{A}_{geo} selon un modèle par extension des frontières, qui permet de respecter le principe de la conservation des masses et des débits, contrairement à l'approche par imputation (voir Chapitre 1). Les données qui concernent la fabrication et l'installation d'une éolienne de 4,5 MW sont celles de la base Ecoinvent 3.2 (voir tableau 2.6).

Les données sur l'existence des activités par région pour créer le masque de correction ont été obtenues à l'aide des rapports du BGS (Reichl et al., 2014) de l'USGS (USGS, 2015) pour les minéraux non énergétiques, et des rapports statistiques de l'IEA pour les matières premières énergétiques (IEA, 2017).

Tableau 2-6 Jeux de données utilisés

Nom du jeu de données	Données incluses
wind turbine construction, 4.5MW, onshore [GLO]	Assemblage et installation, aménagement du terrain, démantèlement
wind turbine network connection construction, 4.5MW, onshore [GLO]	Travaux d'enterrement des câbles, démantèlement

5.3 L'estimation des flux de cuivre et de cuivre concentré

5.3.1 La production de cuivre pour le cas français

La production totale de cuivre est estimée à 70,3 t de cuivre primaire. Les trois régions qui contribuent le plus à la production de ce cuivre primaire sont l'Amérique latine qui représente 25,2 t (37%), l'Allemagne avec 10,8 t (16%), et la Russie avec 9,9 t (15%). Les autres régions contribuent à hauteur de 24,5t (35%). On retrouve parmi ces dernières régions les pays européens, la Chine et l'Afrique sans l'Egypte et sans l'Afrique du Sud, et le Brésil (voir fig. 2.15).

Le cuivre provient de deux types d'activité : i) Les activités qui raffinent le minerai de cuivre directement après l'extraction, et ii) les activités qui transforment le concentré de cuivre en cuivre primaire via une opération de raffinage à partir du concentré de cuivre. Le cuivre produit directement après l'extraction représente environ 8,9 t, dont 6,5 t sont produites en Amérique Latine sans le Brésil. Cependant, le reste de la production de cuivre, soit 58,7 t de cuivre, est réalisée à partir de concentrés de cuivre.

La production du cuivre concentré est estimée à 167,6 t. Les trois régions qui fournissent le plus de concentré de cuivre sont l'Amérique latine sans le Brésil à hauteur de 97,5 t (58%), la Russie avec 24,1 t (14%), la région d'Asie et du Pacifique sans l'Indonésie avec 14,8 t (9%). Le Canada produit lui fournit 13,3 t (8%) de concentré de cuivre. Le reste des régions fournissent 17,9 t (11%) (voir fig. 2.16).

Le concentré de cuivre est produit à partir de minerais de cuivre qui est extrait du sol, dont les quantités et flux sont obtenues à l'aide du calcul des inventaires des flux élémentaires. Les minerais contiennent le métal à extraire plus la gangue.

La production de minerais est estimée à 9 kt. Les principaux producteurs de minerais sont l'Amérique Latine sans le Brésil, la Russie et le Canada (voir Fig. 2.17). Ces résultats diffèrent des données sur le concentré de cuivre. Ceci est dû à la variation des jeux de données entre les régions. Par exemple, il existe plusieurs jeux de données pour la production de cuivre à partir de minerais. En particulier, il en existe un pour la Suède et un autre pour l'Australie. La concentration des minerais prise en compte dans les deux jeux est différente : 0,38% pour la Suède,

et 0,81% pour l'Australie. Pour une même production, une plus faible concentration de métal dans les minerais amène à une quantité plus importante de minerais à extraire.

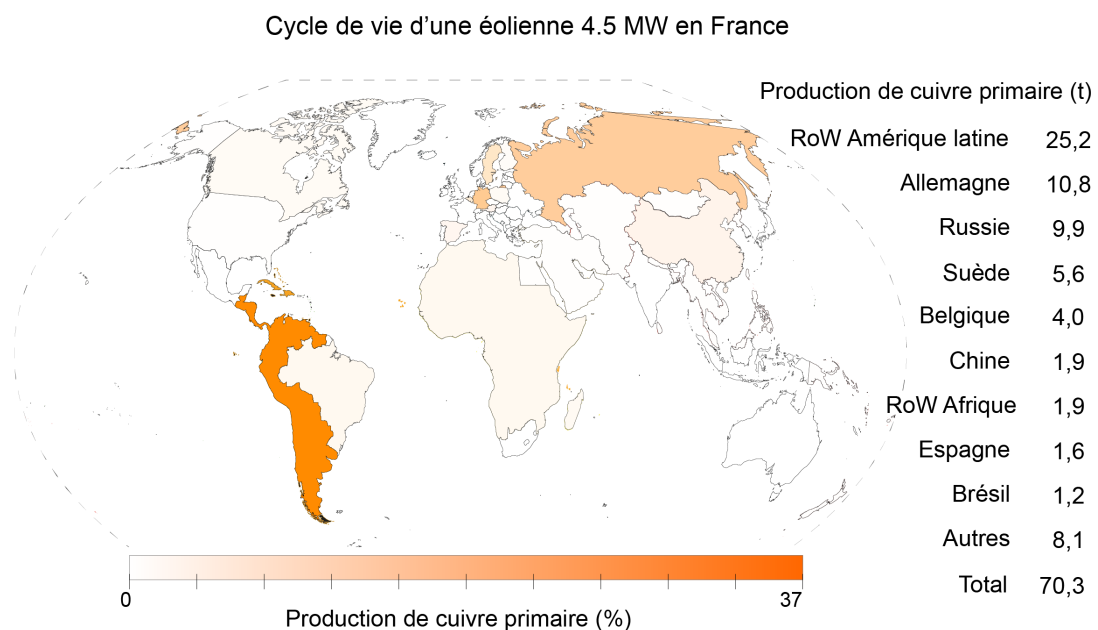


Figure 2-15 Production de cuivre primaire régionalisée pour la fabrication et l'installation d'une éolienne de 4.5 MW en France.

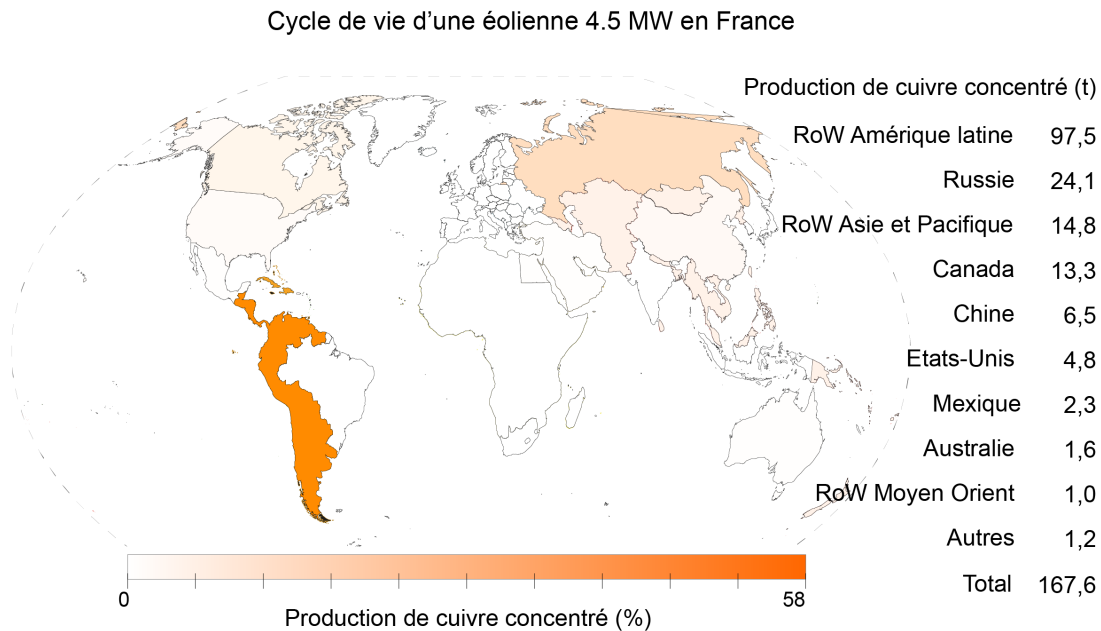


Figure 2-16 Production de cuivre concentré régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en France

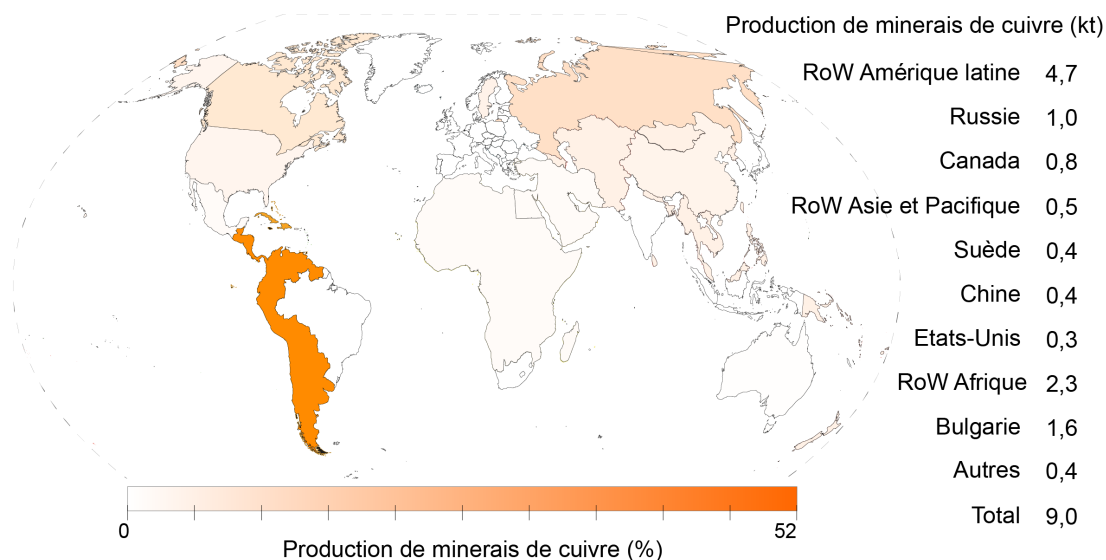


Figure 2-17 Production de minerais de cuivre régionalisée le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.

5.3.2 La production de cuivre pour le cas chinois

La production totale de cuivre est estimée à 55,2 t de cuivre primaire. Les trois régions qui contribuent le plus à la production de ce cuivre primaire sont la Chine, qui représente 38,6 t (70%), l'Amérique latine sans le Brésil avec 8,8 t (16%), et la Corée du Sud, avec 1,6 t (3%). Les autres régions contribuent à hauteur de 6,2 t (11%). On retrouve parmi l'Allemagne, l'Espagne, les pays d'Afrique et du Moyen Orient (voir Fig. 2.18).

La production de minerais est estimée à 15 Mt. Les pays les plus producteurs de minerais sont la Chine et l'Amérique latine sans le Brésil. A eux deux, ces régions fournissent 79% du minerai de cuivre.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en Chine

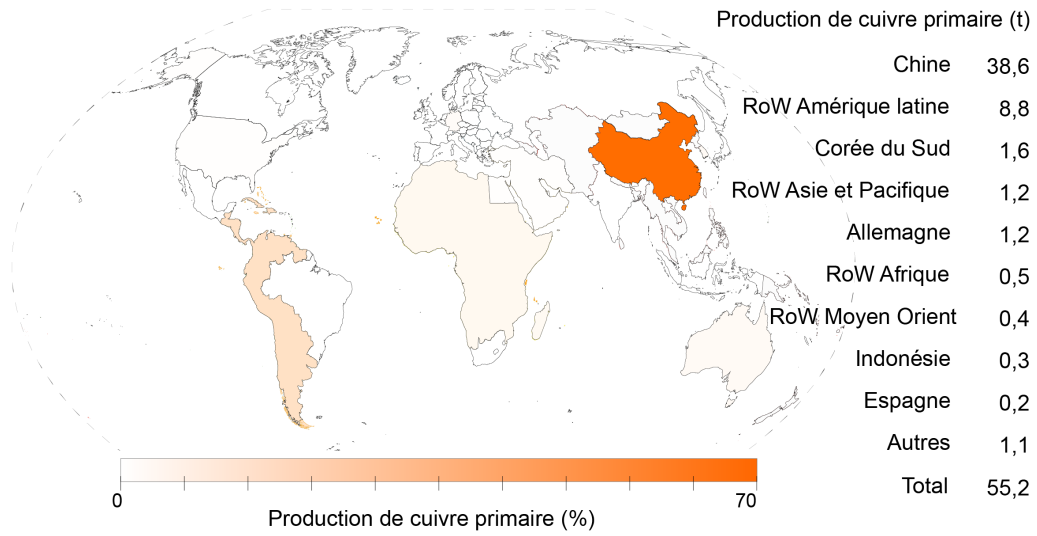


Figure 2-18 Production de cuivre primaire régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en Chine

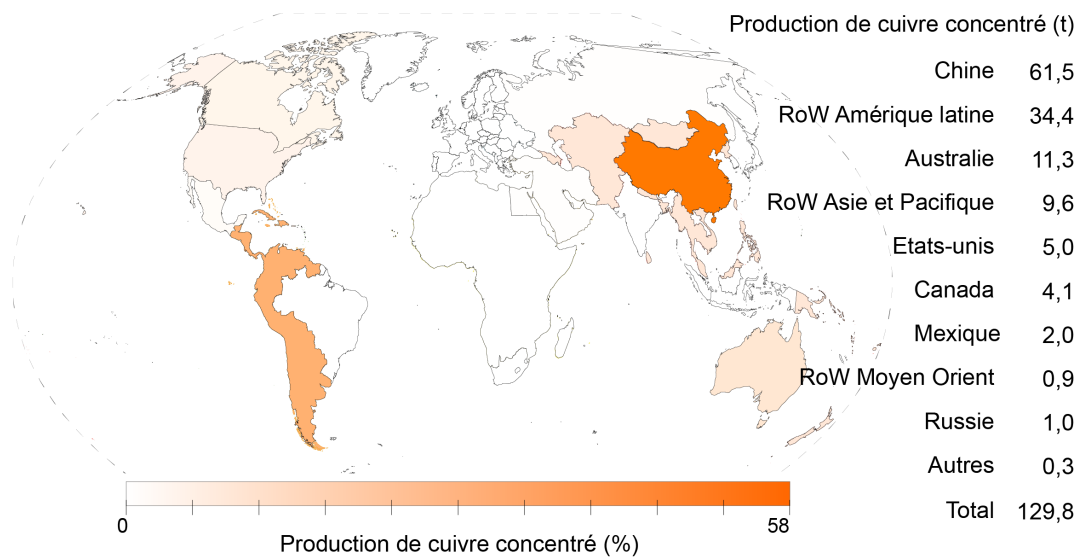


Figure 2-19 Production de cuivre concentré régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en Chine

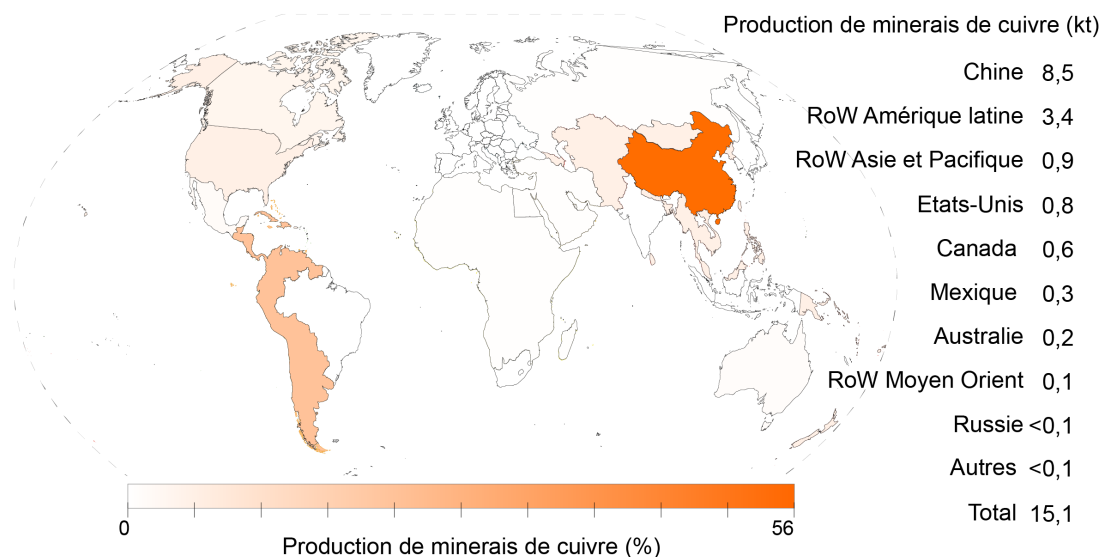


Figure 2-20 Production de minerai de cuivre régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.

5.3.3 Les différences de production dues aux variations des jeux de données entre le cas français et le cas chinois

Il est intéressant d'observer que les quantités de cuivre utilisées pour une même éolienne sont différentes pour les deux régions étudiées. Cette différence est due aux jeux de données de traitement des produits de cuivre en fin de vie qui sont différents pour les deux géographies. Pour le cas de la France, le jeu de données correspond à celui de la Suisse, alors celui de la Chine correspond à un jeu plus générique « Rest-of-the-World » (RoW). Le jeu de données Suisse représente une simple activité d'incinération des produits en fin de vie, alors que le jeu RoW représente une activité de recyclage qui recycle les produits de fin de vie à hauteur de 23%. Le montant de cuivre recyclé représente 23% de 70 t, soit 15 t. Ce montant correspond à la différence des montants de cuivre primaire entre les deux cas. Pour rappel, le modèle appliqué pour le calcul est celui du système par extension des frontières. Dans ce cas, les produits recyclés ou les coproduits deviennent mathématiquement des productions évitées. En d'autres termes, le montant des produits recyclés ou des coproduits sont soustraits du résultat. Si on observe des différences de résultat entre les deux régions, elles sont cohérentes avec l'approche proposée.

Les données pour la France présente un montant de minerais plus faible que pour la Chine, alors que la production de cuivre est plus importante pour la France que pour la Chine. Ceci est dû à la différence de concentration des minerais de cuivre qui interviennent dans le calcul pour la France et pour la Chine. La base Ecoinvent 3.2 propose des minerais de cuivre d'une concentration à 0,52% à 2,19%. Dans le cas français, la proportion de minerais plus concentrés est plus importante que dans le cas chinois.

5.3.4 La consommation d'eau pour le cas français et chinois

Il existe plusieurs types d'eau qui sont prises en compte par la base Ecoinvent. Parmi eux, l'eau de rivière consommée a été calculée pour le cas français et le cas chinois.

La consommation de l'eau pour le cycle de vie d'une éolienne de 4. MW est estimée à 12 886 m³ pour la France et 10 712 m³ pour la Chine. La consommation de l'eau de rivière est fonction des processus de production d'énergie et d'extraction des minéraux. Pour la France, la consommation d'électricité est concentrée sur la France et l'exploitation minière sur la région d'Amérique latine sans le Brésil (voir fig. 2.21). Pour la Chine, la consommation d'électricité et l'exploitation minière est concentrée sur la Chine (voir fig. 2.22).

Un travail supplémentaire est nécessaire pour discriminer les proportions d'eau de rivière consommée par les différentes activités impliquées dans le cycle de vie de l'éolienne. Cependant, ce travail n'a pas été effectué par manque de temps. L'analyse nécessiterait de répéter le calcul pour les différents intrants nécessaires à la fabrication, l'installation, l'opération et le démantèlement de l'éolienne. Ces multiples opérations n'ont pas encore été codées pour être automatisées, ce qui prend un temps considérable autrement.

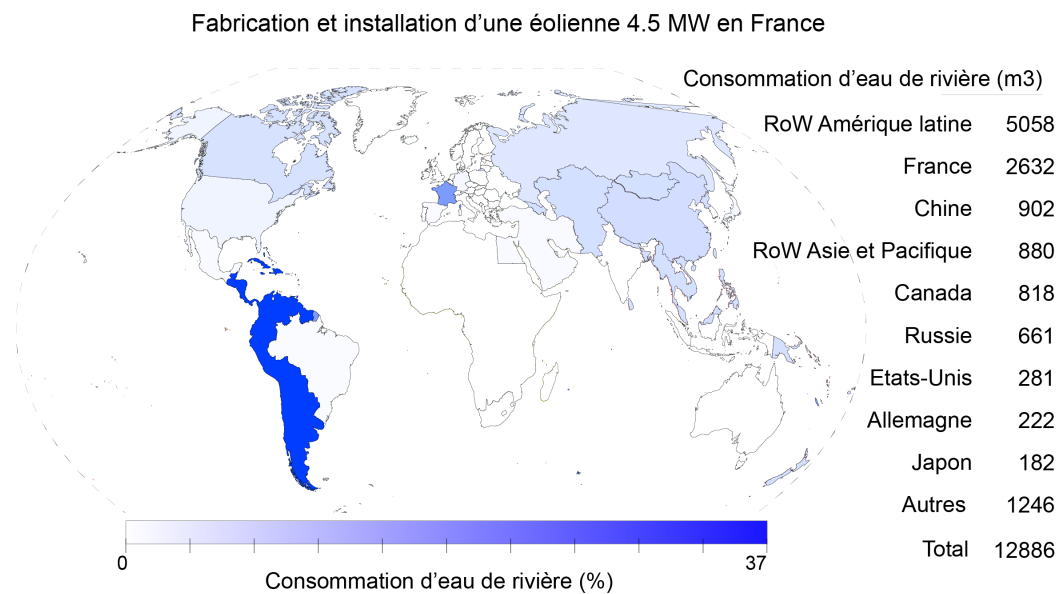


Figure 2-21 Consommation d'eau de rivière régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en Chine

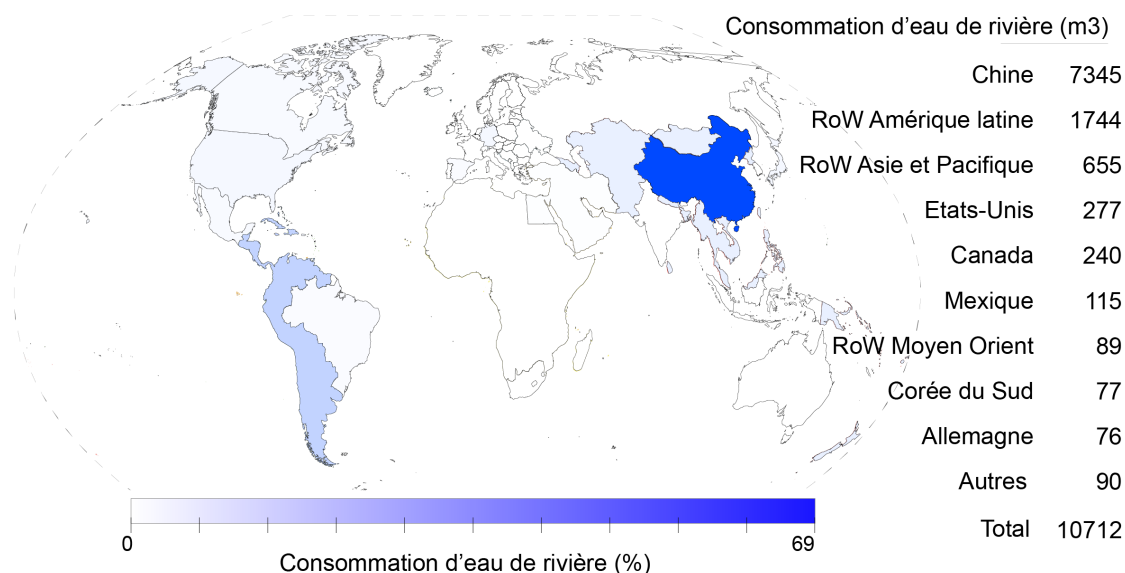


Figure 2-22 Consommation d'eau de rivière régionalisée pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.

5.3.5 L'émission de gaz à effet de serre pour le cas français et chinois

La base Ecoinvent propose plusieurs indicateurs pour caractériser le changement climatique. Parmi eux, celui recommandé par l'ILCD est l'indicateur « IPCC 2007, GWP100a » (JRC, 2012). Il représente le forçage radiatif d'une substance sur 100 ans. Il est calculé en équivalent kg-CO₂, c'est à dire combien de kilogramme de CO₂ réalise le même forçage que la substance étudiée. La base Ecoinvent propose l'indicateur plus récent « IPCC 2013, GWP 100a » et c'est ce dernier indicateur qui a été choisi.

Le cycle de vie de l'éolienne 4,5 MW via une approche par extension des frontières a une contribution au changement climatique d'environ 4 kt CO₂-eq. Cependant la distribution de la contribution à ce changement climatique varie. Pour le cas français, elle est concentrée en France pour 38 %, puis distribuée dans les régions de Chine, de Russie, d'Europe, d'Amérique latine, d'Asie et de pacifique (voir fig. 2.23). Pour le cas chinois, les contributions aux changements climatiques sont très concentrées en Chine pour 75%, le reste étant distribué en Allemagne, l'Amérique latine sans le Brésil, l'Asie et le Pacifique (voir fig. 2.24).

Au même titre que l'eau, la discrimination des contributions au changement climatiques des différentes activités et processus impliqués n'a pas été réalisée pour des raisons de temps.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en France

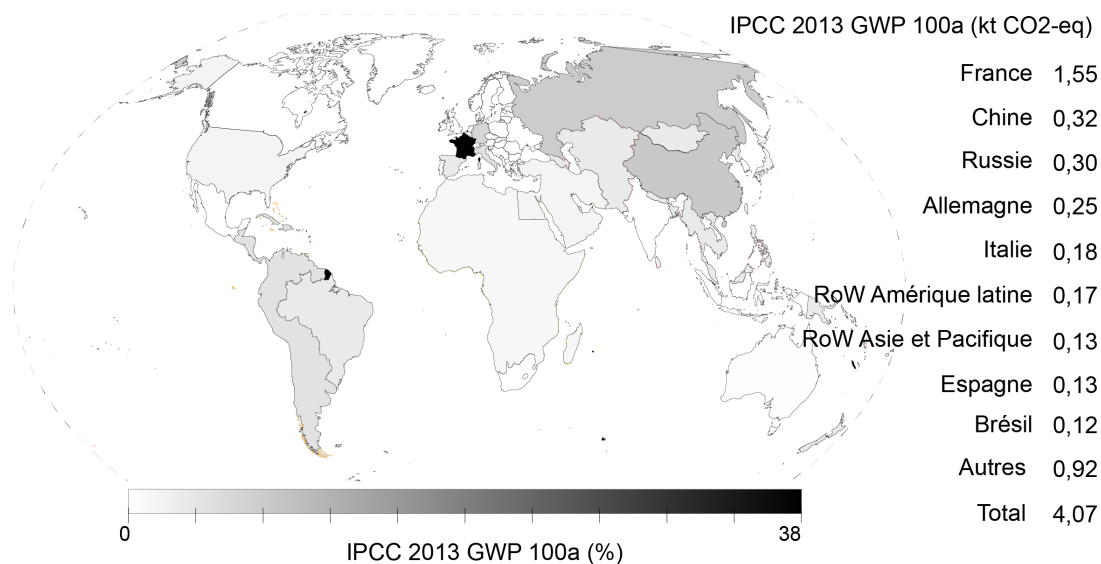


Figure 2-23 Contribution au changement climatique pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en France.

Cycle de vie d'une éolienne 4.5 MW en Chine

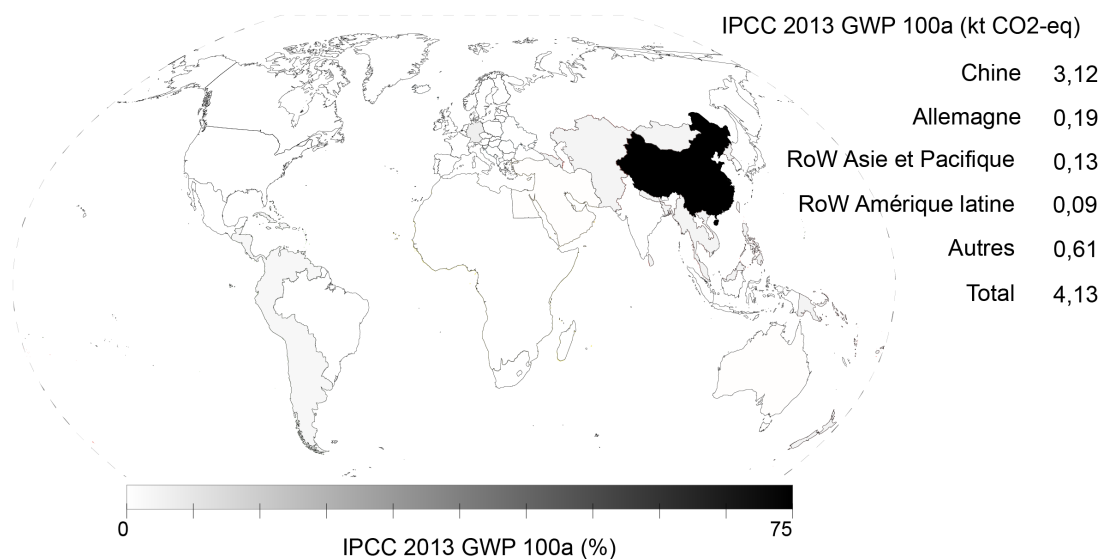


Figure 2-24 Contribution au changement climatique pour le cycle de vie d'une éolienne de 4.5 MW en Chine.

5.4 Des résultats cohérents avec une ACV standard réalisée les mêmes données processus

Comme pour une ACV standard, les résultats obtenus ici sont difficiles à valider. Il faut garder à l'esprit qu'une ACV et ses composants tels que les inventaires sont des modélisations qui prennent en compte l'ensemble de la chaîne de valeur. La validation d'une ACV ou d'un inventaire nécessiterait de mesurer l'entièreté des échanges sur des processus réels et sur l'entièreté de la chaîne de valeur. Un tel travail n'est pas réalisable actuellement.

Les résultats fournis plus haut sont basés sur des données d'ACV. Ils sont par construction difficile à valider. Cependant, les résultats peuvent être comparé avec une ACV standard réalisée avec les mêmes données processus.

Une ACV standard avec l'approche par extension des frontières, a été réalisée avec les mêmes jeux de données (voir tableau 2.7). Les résultats entre les résultats d'ACV standard et ceux du cas chinois sont très proches, alors que ceux de la France diffèrent mais conservent les ordres de grandeurs. Ces résultats s'expliquent par le fait que les jeux de données « RoW » génériques sont prépondérants dans les résultats fournis par Ecoinvent 3.2, ce qui est aussi le cas pour le cas chinois. Le cas français fait intervenir plus de processus spécifiques. Les différences dans la production de cuivre primaire et de minerais de cuivre s'expliquent par une variation des jeux de données qui interviennent dans les calculs de la France, en particulier le jeu de donnée rattaché à la production de concentré de cuivre de Russie qui correspond à l'extraction de minerais de cuivre les plus concentrés de la base Ecoinvent 3.2.

Tableau 2-7 Comparaison des résultats obtenus pour une éolienne 4.5 MW sans régionalisation, avec régionalisation pour la France, et pour la Chine

Nom	Ecoinvent 3.2	France	Chine
Cuivre primaire (t)	55,5	70,3	55,2
Cuivre concentré (t)	124,7	167,6	129,8
Minerais de cuivre (kt)	15,1 kt	9,0	15,1
Eau, rivière (m3)	11469	12 886	10 712
IPCC 2013 GWP 100a (kt CO2-eq)	4,77	4,17	4,13

5.5 Une régionalisation qui permet de prendre en compte les mix énergétiques régionaux

La méthodologie proposée fournit des résultats cohérents avec une ACV standard en ce qui concerne les matériaux. Cependant, la valeur ajoutée de l'approche régionalisée est la régionalisation et les variations de résultats que la régionalisation permet de prendre en compte. Parmi les indicateurs, les demandes en énergie sont deux indicateurs sensibles à la régionalisation. Selon la région, le mix énergétique varie, donc selon la chaîne de valeur géographique, le type d'énergie consommée aussi.

On remarque que les mix énergétiques sont différents d'un cas à l'autre. La proportion de l'énergie provenant de sources renouvelables change. Si dans le cas

de l'ACV standard et le cas français les énergies renouvelables représentent environ la moitié de l'énergie consommée, elles sont moins importantes dans le cas chinois. Parmi ces énergies renouvelables, les énergies autres que celles d'origine hydraulique représentent 16% dans le cas de l'ACV standard, environ 2% dans le cas français et environ 5% dans le cas chinois (voir tableau 2.8). On peut aussi déduire de ces résultats que la chaîne de valeur du cas français est plus efficiente que celle de l'ACV standard ou de la Chine.

Tableau 2.8 Comparaison de la demande en énergie électrique

Indicateurs	Ecoinvent 3.2	France	Chine
Energie électrique (MWh)	969	789	780
Energie électrique renouvelable (MWh)	468	391	320
Energie électrique renouvelable sans hydro (MWh)	73	7	15
Proportion d'énergie électrique renouvelable (sans hydro) (%)	48 (7)	49 (1)	41 (2)

6 Discussion

6.1 Une méthodologie pour réaliser des études ACV régionalisées

La méthodologie proposée permet d'obtenir des résultats d'ACV régionalisés. Elle repose sur le couplage des données des processus et des échanges monétaires des modèles MRIO. Elle permet d'exploiter l'information géographique des processus lorsqu'elle existe, et d'estimer la géographie des flux des processus à l'aide des données monétaires lorsqu'elle n'existe pas.

Cette méthodologie peut s'appliquer pour réaliser des ACV par imputation ou par extension des frontières. L'exemple d'application pour une éolienne de 4.5 MW montre que les résultats sont cohérents avec les données d'une ACV standard. La méthodologie permet, pour une étude de cas, de prendre en compte à la fois les processus jugés les plus représentatifs par région et la chaîne de valeur géographique. Cette méthodologie peut aussi être utilisée pour estimer les besoins en énergie et en matériaux des technologies. Si les résultats présentés ici correspondent à ceux d'une ACV par extension des frontières, une étude plus fine devrait être réalisée sans soustraction des coproduits et des produits de recyclages. Ceci permettrait d'estimer la consommation directe et indirecte régionalisée de matériaux et l'énergie cumulée régionalisée nécessaire à la réalisation de processus.

Dans le cadre de l'estimation des besoins en ressources et en énergie des scénarios de transition énergétique, la régionalisation des processus permet de

prendre en compte les différents mix énergétiques des différentes régions. Au cours du temps, selon les régions, les mix énergétiques vont évoluer, mais tous n'intégreront pas les énergies renouvelables au même rythme. Si certains mix de certaines régions peuvent intégrer rapidement une quantité importante de technologies basées sur les énergies renouvelables, il est possible que d'autres n'en n'intègrent que très peu ou sur un rythme moins soutenu. En prenant en compte les différents mix énergétiques et la géographie des échanges, il est possible de prendre en compte l'évolution des mix énergétiques au sein de la chaîne de valeur. Ainsi, un pays qui importe des produits provenant d'une région au mix énergétique basé sur des énergies carbonées comptabilisera un indicateur de changement climatique plus important que s'il importait ces produits ayant un mix énergétique basé sur les énergies renouvelables.

Si l'approche proposée fournit une information géographique, elle présente plusieurs faiblesses, que ce soit en terme de méthodologie ou d'application du code. Comparée à une ACV standard, l'approche nécessite beaucoup de travail en amont pour lier les nomenclatures entre elles, elle ne permet pas encore de déterminer de façon fiable les jeux les plus représentatifs, et ne prend pas en compte les incertitudes.

6.2 Un travail de récolte et d'organisation des données conséquent en amont

Les nomenclatures représentent plusieurs milliers d'instances qu'il faut lier à la main la première fois. Par exemple, la base Ecoinvent est composée de plus de 6000 processus différents, et d'environ 2000 produits différents. Chacune de ces activités et ces produits doivent être liés à la nomenclature des modèles MRIO, soit pour le modèle Exiobase 2, 163 secteurs industriels et 200 catégories de produits. Ce travail ne doit être réalisé qu'une seule fois, mais il est très fastidieux. De plus, il n'y a pas de moyen de vérifier automatiquement l'incohérence ou les erreurs de correspondance.

L'approche a pour ambition d'utiliser les jeux de données les plus représentatifs pour les processus des régions données. Cependant, il n'existe pas à cette heure de méthodologie pour déterminer la représentativité d'un jeu de données pour un processus d'une région donnée. L'approche actuelle ne permet pas d'utiliser le meilleur jeu de données, mais le jeu de données correspondant à une géographie similaire.

6.3 Des difficultés méthodologiques et techniques à prendre en compte sur les incertitudes et la sensibilité

Le résultat de la méthode est une matrice carrée d'environ 300 000 lignes. La gestion des incertitudes ou des sensibilités ne peut plus se faire via les approches par échantillonnage telles que celles de Monte-Carlo. Il est nécessaire de passer par une approche analytique telle que la méthode par approximation des séries de

Taylor (Imbeault-Tétrault et al., 2013). Cependant, cette approche est complexe à mettre en place dans un tel modèle. Les données d'origine doivent être exploitables et compatibles avec la détermination des incertitudes et des sensibilités par les approches analytiques, ce qui n'est pas le cas pour le moment.

Un travail préalable sur les données d'origine est nécessaire, que ce soit celles des données processus comme celles d'Ecoinvent, ou les données MRIO comme celles d'Exiobase ou EORA. Enfin, le calcul des incertitudes via l'approche matricielle doit être codé, ce qui n'est pas le cas pour le moment.

6.4 Des travaux supplémentaires pour prendre en compte des scénarios

La matrice est créée à partir des données processus et MRIO. Si nous souhaitons utiliser le modèle avec des données « processus » ou MRIO évolutives, il devient nécessaire de modifier la matrice à la marge ou d'en recréer une pour chaque changement. La première solution nécessite la création de masques ou de matrices de correction pour modifier à la marge. Du fait de la taille de la matrice, il n'est pas possible d'explorer et de modifier la matrice à la main. Ce travail nécessite de lier les données de modélisation ou de scénario aux nomenclatures des données des processus et des échanges monétaires. Cela n'a pas encore été effectué et nécessite une réflexion concernant la gestion des données des scénarios. La seconde méthode peut exploiter la plateforme pour modifier à la main ou via des scripts les données d'origine et créer une nouvelle matrice à chaque étape. Si cette méthode nécessite moins de travaux de codage, le coût humain et en temps est conséquent. La modification des données à la main n'est pas automatisée et peut être source d'erreurs. Aussi, la création d'une matrice nécessite environ 3h sur un cluster de laboratoire. Le code n'est pas suffisamment optimisé pour le moment pour exploiter cette solution.

6.5 Des travaux supplémentaires pour permettre l'hybridation des données processus à l'aide des données MRIO

Il est fréquent d'utiliser pour une ACV les données MRIO pour compléter les données processus. Ici, l'approche proposée n'exploite que les données monétaires à des fins de régionalisation lorsque cette information n'existe pas. Cependant, la plateforme peut être utilisée pour créer des matrices hybrides, ou encore utiliser une matrice hybride régionalisée. Cette dernière solution permettra de prendre en compte les informations géographiques des processus au sein des ACV hybrides, et d'attribuer aux mieux les impacts environnementaux.

6.6 Des travaux à poursuivre pour mieux gérer de nouvelles informations et permettre l'évolution du modèle

Le modèle d'inventaire régionalisé a été conçu à l'aide des données présentes sur la plateforme. Un ensemble de requêtes et de routines ont été codées pour

permettre la création de nouveaux modèles à partir des données de la plateforme. La plateforme a été conçue pour permettre l'alimentation du modèle à l'aide de nouvelles données de façon collaborative. Si des données de processus, d'échanges économiques ou de nouveaux indicateurs sont échangées sur la plateforme, elles bénéficieront au modèle de régionalisation. La plateforme peut en fait bénéficier de nombreuses améliorations, que ce soit pour aux niveaux de l'alimentation ou la gestion des données, ou du traitement des résultats. Actuellement, l'alimentation directe de la plateforme sans passer par le script de transformation peut s'avérer fastidieux. Une interface graphique sera développée pour faciliter cette étape. Des routines et une interface seront également mises en place pour l'analyse des résultats finaux des différentes des activités impliquées dans la chaîne de valeur.

7 Conclusion

L'estimation des besoins en ressources et en énergie, ainsi que l'évaluation des impacts environnementaux d'un scénario de transition énergétique nécessitent de connaître la chaîne de valeur technologique et géographique des technologies impliquées. La méthode proposée ici, permet de régionaliser les échanges et les impacts environnementaux pour un processus ou un ensemble de processus.

La méthodologie a été développée de sorte à pouvoir exploiter au mieux l'information disponible, en particulier utiliser l'information géographique des processus lorsqu'elle existe, ou venir utiliser les modèles MRIO lorsqu'elle n'existe pas. Les outils en découlant permettent d'estimer la contribution des différentes régions aux échanges de produits, avec l'environnement, et aux impacts environnementaux. La méthode peut être utilisée pour réaliser des ACV régionalisées. Elle est prête et adaptée à l'usage des indicateurs d'impacts environnementaux régionalisés

Du fait de la quantité importante de données nécessaire à la construction du modèle, une plateforme a été développée. Cette plateforme a été conçue pour être alimentée et pour gérer l'information de façon collaborative, indépendamment de l'usage de ses données, ou être utilisée pour d'autres applications. Via une interface web, la plateforme peut être alimentée, éditée par un collectif, chacun expert dans son domaine.

Cependant, cet outil n'est pas encore l'outil adéquat pour évaluer les scénarios de transition énergétique. L'évolution technologique et la temporalisation du modèle sont les prochains travaux qu'il est nécessaire de réaliser pour pouvoir évaluer un scénario de transition énergétique.

8 Bibliographie

AUER, Sören, DIETZOLD, Sebastian et RIECHERT, Thomas, 2006. OntoWiki – A Tool for Social, Semantic Collaboration. In : CRUZ, Isabel, DECKER, Stefan, ALLEMANG, Dean, PREIST, Chris, SCHWABE, Daniel, MIKA, Peter, USCHOLD, Mike et AROYO, Lora M. (éd.),

The Semantic Web - ISWC 2006 [en ligne]. S.l. : Springer Berlin Heidelberg. Lecture Notes in Computer Science, 4273. p. 736-749. [Consulté le 22 juillet 2016]. ISBN 978-3-540-49029-6. Disponible à l'adresse : http://link.springer.com/gaenmade.ujf-grenoble.fr/chapter/10.1007/11926078_53.

BAKER, A., JESSUP, E. et MANTEUFFEL, T., 2005. A Technique for Accelerating the Convergence of Restarted GMRES. In : SIAM Journal on Matrix Analysis and Applications. 1 janvier 2005. Vol. 26, n° 4, p. 962-984. DOI 10.1137/S0895479803422014.

CICAS, Gyorgyi, HENDRICKSON, Chris T., HORVATH, Arpad et MATTHEWS, H. Scott, 2007. A regional version of a US economic input-output life-cycle assessment model. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 1 septembre 2007. Vol. 12, n° 6, p. 365-372. DOI 10.1065/lca2007.04.318.

FINKBEINER, Matthias (éd.), 2016. Special Types of Life Cycle Assessment [en ligne]. Dordrecht : Springer Netherlands. [Consulté le 23 octobre 2017]. LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment. ISBN 978-94-017-7608-0. Disponible à l'adresse : <http://link.springer.com/10.1007/978-94-017-7610-3>.

GIBON, Thomas, WOOD, Richard, ARVESEN, Anders, BERGESEN, Joseph David, SUH, Sangwon et HERTWICH, Edgar G., 2015. A methodology for integrated, multiregional life cycle assessment scenarios under large-scale technological change. In : Environmental Science & Technology [en ligne]. août 2015. [Consulté le 3 septembre 2015]. DOI 10.1021/acs.est.5b01558. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b01558>.

HERTWICH, Edgar G., GIBON, Thomas, BOUMAN, Evert A., ARVESEN, Anders, SUH, Sangwon, HEATH, Garvin A., BERGESEN, Joseph D., RAMIREZ, Andrea, VEGA, Mabel I. et SHI, Lei, 2014. Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. In : Proceedings of the National Academy of Sciences. 6 octobre 2014. p. 201312753. DOI 10.1073/pnas.1312753111.

HILL, Jason, POLASKY, Stephen, NELSON, Erik, TILMAN, David, HUO, Hong, LUDWIG, Lindsay, NEUMANN, James, ZHENG, Haochi et BONTA, Diego, 2009. Climate change and health costs of air emissions from biofuels and gasoline. In : Proceedings of the National Academy of Sciences. 2 octobre 2009. Vol. 106, n° 6, p. 2077-2082. DOI 10.1073/pnas.0812835106.

IEA, 2017. World energy balances. S.l. World Energy Statistics.

IMBEAULT-TÉTREAU, Hugues, JOLLIET, Olivier, DESCHÊNES, Louise et ROSENBAUM, Ralph K., 2013. Analytical Propagation of Uncertainty in Life Cycle Assessment Using Matrix Formulation. In : Journal of Industrial Ecology. août 2013. Vol. 17, n° 4, p. 485-492. DOI 10.1111/jiec.12001.

JRC, 2012. EUR 25167 EN-2012 : Characterisation factors of the ILCD. Recommended Life Cycle Impact Assessment methods. S.l.

NANSAI, Keisuke, MORIGUCHI, Yuichi et SUZUKI, Noriyuki, 2005. Site-Dependent Life-Cycle Analysis by the SAME Approach: Its Concept, Usefulness, and Application to the Calculation of Embodied Impact Intensity by Means of an Input–Output Analysis. In : Environmental Science & Technology. 1 septembre 2005. Vol. 39, n° 18, p. 7318-7328. DOI 10.1021/es047951n.

REHR, Amanda P., SMALL, Mitchell J., MATTHEWS, H. Scott et HENDRICKSON, Chris T., 2010. Economic Sources and Spatial Distribution of Airborne Chromium Risks in the U.S. In : Environmental Science & Technology. 15 mars 2010. Vol. 44, n° 6, p. 2131-2137. DOI 10.1021/es9013085.

REICHL, C., SCHATZ, M. et ZSAK, G., 2014. World mining data. In : Minerals Production International Organizing Committee for the World Mining Congresses, Vienna. 2014. p. 261.

- SUH, Sangwon et HEIJUNGS, Reinout, 2007. Power series expansion and structural analysis for life cycle assessment. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 24 août 2007. Vol. 12, n° 6, p. 381-390. DOI 10.1065/lca2007.08.360.
- TESSUM, Christopher W., HILL, Jason D. et MARSHALL, Julian D., 2014. Life cycle air quality impacts of conventional and alternative light-duty transportation in the United States. In : Proceedings of the National Academy of Sciences. 30 décembre 2014. Vol. 111, n° 52, p. 18490-18495. DOI 10.1073/pnas.1406853111.
- TESSUM, Christopher W., MARSHALL, Julian D. et HILL, Jason D., 2012. A Spatially and Temporally Explicit Life Cycle Inventory of Air Pollutants from Gasoline and Ethanol in the United States. In : Environmental Science & Technology. 16 octobre 2012. Vol. 46, n° 20, p. 11408-11417. DOI 10.1021/es3010514.
- USGS, 2015. Volume I : Metals and Minerals. S.l. Minerals Yearbook:
- W3C, 2014. RDF - Semantic Web Standards. In : [en ligne]. 2014. [Consulté le 27 février 2017]. Disponible à l'adresse : <https://www.w3.org/RDF/>.
- YANG, Yi, 2016. Toward a more accurate regionalized life cycle inventory. In : Journal of Cleaner Production. 20 janvier 2016. Vol. 112, Part 1, p. 308-315. DOI 10.1016/j.jclepro.2015.08.091.
- ZIMDARS, Christopher, HAAS, Adrian et PFISTER, Stephan, 2017. Enhancing comprehensive measurement of social impacts in S-LCA by including environmental and economic aspects. In : The International Journal of Life Cycle Assessment. 27 mars 2017. p. 1-14. DOI 10.1007/s11367-017-1305-z.

9 Annexe A : Exemple de liens d'appartenance entre les géographies

Tableau 2-10 Exemple de correspondances entre les nomenclatures des régions Ecoinvent et celles d'Exiobase

Région Ecoinvent 3.2	Régions Exiobase 2	Région Ecoinvent 3.2	Régions Exiobase 2
Afghanistan	RoW Asia and Pacific	Brunei Darussalam	RoW Middle East
Africa	RoW Africa	Bulgaria	Bulgaria
Aland Islands	Finland	Burkina Faso	RoW Africa
Alaska Systems Coordinating Council	United States	Burundi	RoW Africa
Albania	RoW Asia and Pacific	Cambodia	RoW Asia and Pacific
Alberta	Canada	Cameroon	RoW Africa
Algeria	RoW Africa	Canada	Canada
American Samoa	RoW America	Canada without Alberta	Canada
Andorra	Spain	Canada without Alberta and quebec	Canada
Angola	RoW Africa	Canary Islands	RoW America
Anguilla	RoW America	Cape Verde	RoW Africa
Antigua and Barbuda	RoW America	Cayman Islands	RoW America
Argentina	RoW America	Central African Republic	RoW Africa
Armenia	RoW Asia and Pacific	Central America	RoW America
Aruba	RoW America	Central and Eastern Europe	RoW Europe
Asia	RoW Asia and Pacific	Central Asia	RoW Asia and Pacific
Asia without China	RoW Asia and Pacific	Central European Power Association	RoW Europe
Australia	Australia	Chad	RoW Africa
Australia and New Zealand	Australia	Chile	RoW America
Australian Capital Territory	Australia	China	China
Austria	Austria	Christmas Island	Australia
Azerbaijan	RoW Asia and Pacific	Churchill Falls Generating Station	Canada
Bahamas	RoW America	Cocos (Keeling) Islands	Australia

Bahrain	RoW Middle East
Baltic System Operator	Estonia
Bangladesh	RoW Asia and Pacific
Barbados	RoW America
Belarus	RoW Europe
Belgium	Belgium
Belize	RoW America
Benin	RoW Africa
Bermuda	RoW America
Bhutan	RoW Asia and Pacific
Bolivia, Plurinational State of	RoW America
Bonaire, Sint Eustatius, and Saba	RoW America
Bosnia and Herzegovina	RoW Europe
Botswana	RoW Africa
Bouvet Island	Norway

Colombia	RoW America
Commonwealth of Independent States	Russian Federation
Comoros	RoW Asia and Pacific
Congo	RoW Africa
Congo, Democratic Republic of the	RoW Africa
Cook Islands	RoW Asia and Pacific
Costa Rica	RoW America
Cote d'Ivoire	RoW Africa
Croatia	RoW Europe
Cuba	RoW America
Curaçao	RoW America
Cyprus	Cyprus
Czech Republic	Czech Republic
Denmark	Denmark
Djibouti	RoW Africa

10 Annexe B : Exemple de liens entre les processus Ecoinvent et les secteurs industriels Exiobase 2

Tableau 2-11 Exemple de correspondances entre les nomenclatures des processus et des produits Ecoinvent et les secteurs Exiobase

Processus Ecoinvent	Produit Ecoinvent	Secteur Exiobase 2	Processus local?
acrylic dispersion production, product in 65% solution state	acrylic dispersion, without water, in 65% solution state	Chemicals nec	Non
air separation, cryogenic	oxygen, liquid	Chemicals nec	Non
alkyd resin production, long oil, product in 70% white spirit solution state	alkyd resin, long oil, without solvent, in 70% white spirit solution state	Chemicals nec	Non
aluminium milling, small parts	aluminium removed by milling, small parts	Fabricated metal products, except machinery and equipment	Non
assembly of liquid crystal display, auxiliaries and energy use	assembly of liquid crystal display, auxiliaries and energy use	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Non
butane-1,4-diol production	butane-1,4-diol	Ethane	Non
copper mine operation	copper concentrate	Copper ores and concentrates	Non
cover plaster production, organic	cover plaster, organic	Cement, lime and plaster	Non
electric connector production, peripheral component interconnect buss	electric connector, peripheral component interconnect buss	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Non
electricity production, wind, 1-3MW turbine, offshore	electricity, high voltage	Electricity by wind	Oui
electricity, high voltage, import from CA-MB	electricity, high voltage	Transmission services of electricity	Oui
generator production, 200kW electrical	generator, 200kW electrical	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Non
heat and power co-generation, wood chips, 6667 kW	heat, district or industrial, other than natural gas	Steam and hot water supply services	Oui
hydropower plant construction, reservoir	hydropower plant, reservoir	Construction work	Oui
internal combustion engine production, passenger car	internal combustion engine, for passenger car	Motor vehicles, trailers and semi-trailers	Non
land already in use, arable land	land tenure, arable land, measured as carbon net primary productivity	Real estate services	Non
market for adhesive mortar	adhesive mortar	Chemicals nec	Oui

market for aircraft, long haul	aircraft, long haul	Other transport equipment	Oui
market for chassis, internet access equipment	chassis, internet access equipment	Motor vehicles, trailers and semi-trailers	Oui
market for chloroacetic acid	chloroacetic acid	Chemicals nec	Oui
market for dimethyl sulfide	dimethyl sulfide	Chemicals nec	Oui
market for fluorine, liquid	fluorine, liquid	Chemicals nec	Oui
market for gas motor, mini CHP plant	gas motor, mini CHP plant	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Oui
market for harvesting, by complete harvester, potatoes	harvesting, by complete harvester, potatoes	Crops nec	Oui
market for heat and power co-generation unit, organic Rankine cycle, 1400kW thermal, common components, heat+electricity	heat and power co-generation unit, organic Rankine cycle, 1400kW thermal, common components, heat+electricity	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Oui
market for internet access, videoconference, 0.7 Mbit/s	internet access, videoconference, 0.7 Mbit/s	Computer and related services	Oui
market for irrigation	irrigation	Crops nec	Oui
market for laser machining, metal, with YAG-laser, 60W power	laser machining, metal, with YAG-laser, 60W power	Fabricated metal products, except machinery and equipment	Oui
market for manganese(III) oxide	manganese(III) oxide	Chemicals nec	Oui
market for mischmetal	mischmetal	Other non-ferrous metal products	Oui
market for mobile cable yarder, truck-mounted, incl. processor	mobile cable yarder, truck-mounted, incl. processor	Machinery and equipment n.e.c.	Oui
market for operation, housing system, pig, fully-slatted floor, per pig place	operation, housing system, pig, fully-slatted floor, per pig place	Pigs	Oui
market for phosphoryl chloride	phosphoryl chloride	Chemicals nec	Oui
market for plug, inlet and outlet, for computer cable	plug, inlet and outlet, for computer cable	Electrical machinery and apparatus n.e.c.	Oui
market for potato seed, for setting	potato seed, for setting	Crops nec	Oui
market for refrigeration machine, carbon dioxide, liquid as refrigerant	refrigeration machine, carbon dioxide, liquid as refrigerant	Machinery and equipment n.e.c.	Oui
market for rock wool, packed	rock wool, packed	Other non-metallic mineral products	Oui
market for sheet rolling, aluminium	sheet rolling, aluminium	Aluminium and aluminium products	Oui
market for skimmed milk, from cow milk	skimmed milk, from cow milk	Dairy products	Oui

market for sludge from steel rolling	sludge from steel rolling	Inert/metal/hazardous waste for treatment: landfill	Oui
market for strontium sulfate, unprocessed	strontium sulfate, unprocessed	Chemicals nec	Oui
market for tetrafluoroethylene	tetrafluoroethylene	Plastics, basic	Oui
market for uranium, enriched 3.8%, per separative work unit	uranium, enriched 3.8%, per separative work unit	Nuclear fuel	Oui
market for uranium, enriched 4.2%, per separative work unit	uranium, enriched 4.2%, per separative work unit	Nuclear fuel	Oui
market for ventilation system, decentralized, 6 x 120 m ³ /h, steel ducts	ventilation system, decentralized, 6 x 120 m ³ /h, steel ducts	Machinery and equipment n.e.c.	Oui
market for waste expanded polystyrene	waste expanded polystyrene	Oil/hazardous waste for treatment: incineration	Oui
market for waste gypsum	waste gypsum	Inert/metal/hazardous waste for treatment: landfill	Oui
market for waste mineral plaster	waste mineral plaster	Inert/metal/hazardous waste for treatment: landfill	Oui
market for wastewater from liquid crystal production	wastewater from liquid crystal production	Other waste for treatment: waste water treatment	Oui
market for wood chips, dry, measured as dry mass	wood chips, dry, measured as dry mass	Products of forestry, logging and related services	Oui
market for wood preservation, pressure vessel, creosote, outdoor use, ground contact	wood preservation, pressure vessel, creosote, outdoor use, ground contact	Products of forestry, logging and related services	Oui
natural gas, burned in gas motor, for storage	natural gas, burned in gas motor, for storage	Natural gas and services related to natural gas extraction, excluding surveying	Oui
packaging glass production, white	glass cullet, sorted	Secondary raw materials	Non
packaging glass production, white	packaging glass, white	Glass and glass products	Non
paris market carrot production	paris market carrot	Vegetables, fruit, nuts	Non
photovoltaic panel production, single-Si wafer	photovoltaic panel, single-Si wafer	Radio, television and communication equipment and apparatus	Non
sodium methoxide production	sodium methoxide	Chemicals nec	Non
soybean meal and crude oil production	soybean meal	Food products nec	Non

11 Annexe C : Exemple d'activité selon la géographie

Tableau 2-12 Listes des régions où l'activité de production de cuivre primaire peut exister

copper by copper production, primary			
Austria	Non	Slovenia	Non
Belgium	Oui	Slovak Republic	Non
Bulgaria	Oui	United Kingdom	Non
Cyprus	Oui	United States	Oui
Czech Republic	Non	Japan	Oui
Germany	Oui	China	Oui
Denmark	Non	Canada	Oui
Estonia	Non	South Korea	Oui
Spain	Oui	Brazil	Oui
Finland	Oui	India	Oui
France	Non	Mexico	Oui
Greece	Non	Russian Federation	Oui
Hungary	Non	Australia	Oui
Ireland	Non	Switzerland	Non
Italy	Non	Turkey	Oui
Lithuania	Non	Taiwan	Non
Luxembourg	Non	Norway	Oui
Latvia	Non	Indonesia	Oui
Malta	Non	South Africa	Oui
Netherlands	Non	RoW Asia and Pacific	Oui
Poland	Oui	RoW America	Oui
Portugal	Non	RoW Europe	Oui
Romania	Non	RoW Africa	Oui
Sweden	Oui	RoW Middle East	Oui

12 Annexe D : Exemple de code Python pour la création de la matrice technologique

```
def build_req_mx(self, save_diag=None, path=None, keep_loss=True):
    """
    This function allows to build the direct requirement
    matrix with the loss on the diagonal.
    """
    # create a journal to follow the advancement of the algorithm
    logging.basicConfig(level=logging.DEBUG, filename='CUPR-panda_%i.log' % self.rank)
    logging.info("Building of Panda matrix ongoing...")

    # build the index
    logging.info("Getting the index and the diagonal")
    dataset = q.get_datasets()
    A_diagonal = dict()
    for data in dataset:
        try:
            value = {(data['io_ref_flow']['value'],
                      data['upr']['value'],
                      data['upr_ref_flow']['value']):

                     {(data['io_ref_flow']['value'],
                      data['upr']['value'],
                      data['upr_ref_flow']['value']):

                      float(data['value']['value'])}}
            self.dict_update(A_diagonal, value)
        except:
            print("Error with this dataset:", str(data))
            print("Unexpected error:", str(sys.exc_info()[0]))
            raise

    logging.info("Index created")

    logging.info("Getting the coefficients")

    dataset = q.get_all_tech_coeff()
    direct_req_coeff = dict()

    if dataset == [] or dataset == None:
        warn("Dataset with all tech coeff at zero. Check the request or the database.")
```

```

logging.info('Dataset with all tech coeff at zero')

# create the direct requirement matrix by columns
else:
    logging.info('Coefficient ok')
    for data in dataset:
        try:
            # {columns:{row:value}}
            value = {(data['io_ref_flow']['value'],
                       data['upr']['value'],
                       data['upr_ref_flow']['value']):

                      {(data['io_ref_flow_n_1']['value'],
                        data['upr_n_1']['value'],
                        data['upr_ref_flow_n_1']['value']):

                       float((data['value']['value']))}}
            self.dict_update(direct_req_coeff, value)
        except:
            print("Error with this dataset:", data)
            raise

logging.info('Building of the Panda index and matrix ongoing...')
# the index is the total index (index_dict), and not the index from the partial results
# otherwise, you'll lose data.
logging.info('Building matrix ongoing...')
# Create the index of the matrix. To be sure the matrix is square.
# To be sure the matrix is square, the index is the same for the columns and the rows
index = MultiIndex.from_tuples([i for i in sorted(A_diagonal.keys())],
                               names=['Sector', 'Process', 'Product'])
# create the direct requirement matrix
direct_req_coeff = DataFrame(direct_req_coeff,
                             index=index,
                             columns=index).fillna(0)
# create the matrix of production (1: production and -1: treatment)
A_diagonal = DataFrame(A_diagonal,
                       index=index,
                       columns=index).fillna(0)

index = None

logging.info('Matrix created.')

```

```

# if we want to correct the direct requirement matrix with the loss
# Warning, the loss information will be loss after be applied.
if keep_loss is not True:
    warn("The matrix is going to be correct with the loss value. \n" \
         "the loss information will be loss after be applied.")
    loss_diag = diag(direct_req_coeff.values)
    i = 0
    # divide each column by the loss factor
    for i in range(len(loss_diag)):
        if loss_diag[i] == 1.0:
            print("error, there 1.0 is direct req matrix")
            break
        elif isnull(loss_diag[i]) or loss_diag[i] == 0.0:
            pass
        else:
            direct_req_coeff.iloc[:,i] = direct_req_coeff.iloc[:,i].values/(1.0 - loss_diag[i])
            direct_req_coeff.iloc[i, i] = 0.0

logging.info('Building finish.')

if save_diag is True:
    return direct_req_coeff, A_diagonal
else:
    return direct_req_coeff

```


13 Annexe D : Exemple de requête SPARQL pour la création de la matrice technologie

```
def get_all_tech_coeff(self):
    self.query = """
SELECT *
FROM ""'+self.ecoinvent+'"""
FROM ""'+self.linkGraph+'"""
WHERE {
GRAPH ""'+self.ecoinvent+'""" {

# The data is a unit process or an inventory
{?upr rdf:type ieo:IEO_0000011 } UNION {?upr rdf:type ieo:IEO_0000004}.

# get the geography of the data
?upr ieo:IEO_1000001 ?geo.
?geo rdf:type ecoinvent:geography.

# get the reference of the data
?upr ieo:IEO_1000001 ?ref_proc.
?ref_proc rdf:type ecoinvent:activityNameId.

# get the reference product of the data
?upr bfo:BFO_0000051 ?ref_tech_coeff.
?ref_tech_coeff ieo:IEO_1000001 ecoinvent:referenceProduct;
bfo:BFO_0000051/bfo:IAO_0000004 ?ref_value;
ieo:IEO_1000001 ?upr_ref_flow.

# get the coefficient
?upr bfo:BFO_0000051 ?tech_coeff.
?tech_coeff rdf:type ieo:IEO_0000088.
?tech_coeff bfo:BFO_0000051/bfo:IAO_0000004 ?_value.

# get the activity linked to the coefficient
?tech_coeff dterms:source ?upr_n_1.
?upr_n_1 ieo:IEO_1000001 ?ref_proc_n_1.
?ref_proc_n_1 rdf:type ecoinvent:activityNameId.

# get the reference of the n-1 activity
?upr_n_1 bfo:BFO_0000051 ?tech_coeff_n_1.
?tech_coeff_n_1 ieo:IEO_1000001 ecoinvent:referenceProduct;
bfo:BFO_0000051/bfo:IAO_0000004 ?value_n_1;
ieo:IEO_1000001 ?upr_ref_flow_n_1.
```

```
?upr_ref_flow_n_1 rdf:type ecoinvent:intermediateExchangeId.
```

```
# suppress all zero value
```

```
FILTER (?ref_value != 0.0)
```

```
FILTER (?_value != 0.0)
```

```
FILTER (?value_n_1 != 0)
```

```
# transform waste product into service
```

```
BIND(?_value*?value_n_1 as ?value)
```

```
#BIND(?_value as ?value)
```

```
}
```

```
# get the MRIO sector
```

```
GRAPH ""+self.linkGraph+"" {
```

```
?link bfo:BFO_0000051 ?upr_ref_flow;
```

```
bfo:BFO_0000051 ?ref_proc;
```

```
ieo:IEO_1000001 ?io_ref_flow.
```

```
?io_ref_flow rdf:type exio:product_classification.
```

```
?link_n_1 bfo:BFO_0000051 ?upr_ref_flow_n_1;
```

```
bfo:BFO_0000051 ?ref_proc_n_1;
```

```
ieo:IEO_1000001 ?io_ref_flow_n_1.
```

```
?io_ref_flow_n_1 rdf:type exio:product_classification}
```

```
}
```

```
""
```

```
results = self.get_results()
```

```
datasets = list()
```

```
for dataset in results['results']['bindings']:
```

```
    datasets.append(dataset)
```

```
return datasets
```

Chapitre 3 : Gestion de la donnée et du savoir dans le domaine de l'écologie industrielle.

1	DES DIFFICULTES POUR L'ACCES ET L'USAGE DES DONNEES D'ACV ET D'IOA.....	132
1.1	<i>Les données d'ACV et d'EEIOA sujettes à l'effet « silo ».....</i>	<i>133</i>
1.2	<i>La qualité et le sens des données remis en question.....</i>	<i>135</i>
1.3	<i>Repenser la gestion des données pour répondre à ces problématiques : l'approche ontologique.....</i>	<i>135</i>
2	LES LEÇONS DE L'APPROCHE ONTOLOGIQUE DANS LE DOMAINE BIOMEDICALE.....	137
2.1	<i>L'ontologie : une description logique d'un domaine de connaissance.....</i>	<i>137</i>
2.2	<i>L'usage des ontologies dans le milieu biomédical pour faciliter l'intégration et le traitement des données.....</i>	<i>138</i>
3	APPLICATION DES METHODOLOGIES DU BIOMEDICAL POUR CREER UNE ONTOLOGIE DE L'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE	139
3.1	<i>L'ontologie réaliste BFO comme base pour l'ontologie IEO.....</i>	<i>139</i>
3.2	<i>Méthodologie pour la création de l'ontologie IEO :.....</i>	<i>141</i>
1.1.1	<i>Les ontologies OBI et IAO :.....</i>	<i>145</i>
3.1	<i>L'ontologie STATO :.....</i>	<i>145</i>
1.1.2	<i>L'ontologie ENVO :.....</i>	<i>146</i>
4	RESULTATS.....	147
4.1	<i>Le module IEO-LCA pour la représentation des processus industrielles.....</i>	<i>147</i>
4.2	<i>Les échanges et leurs rôles dans les processus.....</i>	<i>149</i>
4.3	<i>La qualité des entités matérielles.....</i>	<i>150</i>
4.4	<i>La représentation des données.....</i>	<i>153</i>
4.5	<i>La représentation des UPR.....</i>	<i>156</i>
5	LE MODULE IEO-IO POUR LA REPRESENTATION DES ACTIVITES DES SECTEURS INDUSTRIELS.....	159
5.1	<i>Le module IEO-IO : une structure similaire à celle du module IEO-LCA.....</i>	<i>159</i>
5.2	<i>La représentation des métadonnées.....</i>	<i>161</i>
5.3	<i>La qualité des données.....</i>	<i>162</i>
6	DISCUSSION : UNE NOUVELLE ONTOLOGIE POUR L'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE	163
6.1	<i>Un nouveau format de données flexible et évolutif avec une dimension sémantique.....</i>	<i>163</i>
6.2	<i>Création d'une plateforme wiki basée sur l'ontologie IEO.....</i>	<i>164</i>
6.1	<i>Les limites et contraintes de l'approche ontologique.....</i>	<i>167</i>
7	CONCLUSION	168
8	BIBLIOGRAPHIE	169
9	ANNEXE A : CREATION ET EDITION D'UNE ONTOLOGIE AVEC LE LOGICIEL PROTEGE	175
10	ANNEXE B : LES TYPES DE L'ONTOLOGIE IEO ET LEUR DEFINITION	176

Ce chapitre aborde les problématiques propres à la gestion des données et de la connaissance qui ont été utilisées lors de cette thèse. Dans un premier temps, il décrit les difficultés relatives aux données et aux savoirs auxquelles font face les chercheurs utilisant des outils d'analyses de cycle de vie (ACV) et d'entrées-sorties (IOA). Puis, il relève la similitude de ces problématiques avec celles du milieu du biomédical qui a su répondre à ces difficultés à l'aide des technologies sémantiques, en particulier en adoptant les ontologies informatiques pour structurer les données et la connaissance. Enfin, une solution d'outils basés sur les technologies sémantiques et l'expérience du milieu biomédical est proposée. Ces travaux ont permis la création d'une plateforme internet pour gérer les données et la connaissance de façon collaborative.

Dans les sections 3 et 4, pour éviter des ambiguïtés, les noms écrits en italique font référence aux termes décrits dans l'ontologie IEO et non à leur usage commun. Ces termes sont décrits dans le texte, mais aussi rappelés dans l'annexe A et B.

1 Des difficultés pour l'accès et l'usage des données d'ACV et d'IOA

Les outils développés au sein de cette thèse reposent sur le rapprochement des outils de l'écologie industrielle, en particulier les analyses de cycle de vie (ACV) et les analyses d'entrées-sorties étendues à l'environnement (EE-IOA). Ces deux outils permettent d'intégrer l'ensemble de la chaîne de valeur d'un processus ou d'un secteur industriel, puis de quantifier les flux échangés avec l'environnement et les indicateurs environnementaux associés. Leur intérêt réside dans la prise en compte de la chaîne de valeur et l'obtention de résultats quantitatifs. Cela constitue aussi leur faiblesse. La qualité des résultats fournis par ces outils est étroitement liée aux données utilisées et à leur qualité (Hischier et al., 2004 ; Finnveden et al., 2009 ; Hischier, Walser, 2012 ; Pauliuk, Majeau-Bettez, Mutel, et al., 2015). Or l'accès, la réutilisation et la qualité des données développées lors des études ACV et EE-IOA sont sujets à de multiples critiques : une mauvaise transparence des données (Frischknecht, 2004 ; Pauliuk, Majeau-Bettez, Mutel, et al., 2015), une gestion des données toujours plus complexe induite par les droits d'usage (Kuczenski, 2015), et des variations dans la représentation et la signification des données (Ingwersen et al., 2015 ; Pauliuk, Majeau-Bettez, Müller, et al., 2015 ; Kuczenski et al., 2016). A ces difficultés s'ajoute la multiplication des formats informatiques et des outils logiciels pour la représentation, l'exploitation et la diffusion des informations.

1.1 Les données d'ACV et d'EEIOA sujettes à l'effet « silo »

Dans la pratique, pour des raisons de temps, de coûts ou de restriction d'accès aux données, un analyste qui utilise une approche ACV ou EE-IOA ne peut pas récolter l'ensemble des informations concernant la chaîne de valeur du produit, que ce soit en amont et en aval des étapes de vie étudiées. Or, il est nécessaire d'avoir ces données pour estimer l'ensemble des impacts associés à tous les processus impliqués dans le cycle de vie du produit. Pour résoudre ce problème, les analystes scindent leur sujet d'étude en deux parties, celle regroupant les processus d'avant-plan, dit *foreground*, et celle regroupant les processus d'arrière-plan, dit *background* (Hiederer et al., 2011 ; Majeau-Bettez et al., 2011 ; Kuczenski, 2015).

Les processus d'avant-plan sont et en lien direct avec le sujet d'étude, alors, que les processus d'arrière-plan les précèdent ou les suivent. L'analyste utilise les données les plus fiables et les plus justes pour les processus d'avant-plan, et utilisent des données dites génériques, issues de bases de données gérées par des tiers pour définir les processus d'arrière-plan. A partir de ces données, l'analyste va créer une modélisation représentative de son sujet d'étude. Cette modélisation lui permet de calculer les consommations directes et indirectes de produits manufacturés, des ressources naturelles, des émissions de produits dans l'environnement, puis des indicateurs environnementaux associés (voir chapitre 1).

Pour réaliser une ACV, un analyste a accès à de nombreux outils et de nombreuses bases de données. Il n'existe pas de norme ou un format universel concernant ces bases de données. Parmi les plus connues, on peut citer les bases Ecoinvent (Ecoinvent, 2017a), GaBi (GaBi, 2017) et ELCD (ELCD3.2, 2015). Chacune de ces bases repose sur un format spécifique et un système de classification qui les rendent incompatibles entre elles sans traitement préalable. La base de données GaBi est intégrée à l'environnement logiciel propriétaire de GaBi Software et repose sur son format GBX. Ecoinvent fournit seulement une base de données qui repose sur le format Ecospold, maintenant à sa version 2, basé sur le standard XML du W3C (W3C, 2008). ELCD fournit les données au format ILCD, lui aussi basé sur le standard XML mais présentant une structure différente de celle d'Ecospold. Pour pallier ce problème, la plupart des fournisseurs logiciels proposent aux utilisateurs des bases de données exploitables uniquement dans leur environnement logiciel, qui est généralement limité aux calculs d'ACV pour un usage commercial.

Pour réaliser une EE-IOA, un analyste peut exploiter les outils et les données des services de statistiques nationaux. Malheureusement, le détail des données concernant les échanges réalisés avec l'environnement et les indicateurs environnementaux associés sont différents d'un service statistique à l'autre. Par exemple, les modèles EE-IOA des services de statistiques Eurostat de l'Union Européenne (Eurostat, 2017) et de l'OCDE (Wiebe, Yamano, 2016) permettent seulement de calculer la quantité de gaz à effet de serre émis dans

l'environnement, alors que le modèle USEEIO des Etats-Unis (Yang et al., 2017) permet de calculer les échanges avec l'environnement pour plus de mille types de ressources et de produits différents, ainsi que 13 facteurs pour quantifier les impacts environnementaux associés. A côté des services statistiques, des projets ad-hoc tels que WIOD (Dietzenbacher et al., 2013), GTAP (Andrew, Peters, 2013), EORA (Lenzen et al., 2013), EXIOBASE (Wood et al., 2014) fournissent des données modèles EE-IOA multirégionaux (EE-MRIO) pour l'ensemble de l'économie mondiale. Parmi ces EE-MRIO, les classifications des échanges intersectoriels et les détails des échanges avec l'environnement et des indicateurs varient. Le projet GTAP fournit des données pour calculer les émissions dans l'air et l'occupation des sols, quand WIOD, EORA et EXIOBASE fournissent des données supplémentaires pour estimer la consommation en eau et en minéraux, ainsi que les émissions dans l'eau. Les modèles d'EORA et d'EXIOBASE permettent aussi de calculer des valeurs physiques de certaines ressources alors que les autres ne permettent de calculer que des flux monétaires. Le modèle EXIOBASE offre également la possibilité de quantifier des indicateurs environnementaux (Inomata, Owen, 2014).

Au même titre que les outils ACV, les outils et les formats numériques EE-IOA sont différents. Eurostat et l'OCDE proposent des outils de requêtes ou le téléchargement de données en blocs basés sur une architecture thématique via une plateforme internet dédiée. Le projet WIOD fournit seulement des fichiers Excel via son site internet. Le projet GTAP fournit des données formatées pour son propre environnement logiciel (GTAP, 2017). Le projet EORA propose ses fichiers de données et des outils optimisés pour Matlab (Eora, 2017), quand le projet CREEA, à l'origine d'EXIOBASE, fournit ses fichiers de données et des outils optimisés pour Python (Konstantin, 2014), un autre langage de programmation. Chaque initiative ou projet fournit donc des données avec des formats différents nécessitant une expertise informatique différente pour les exploiter.

Le développement des outils EE-IOA et ACV a donné lieu à une multiplication de logiciels et de formats de données ou des pratiques qui rendent leur exploitation difficile en dehors du périmètre d'étude initial. Cet état de fait est considéré comme une difficulté majeure à l'amélioration et aux développements de ces outils (Ingwersen et al., 2015 ; Speck et al., 2016). Il se traduit par l'effet « silo », ou de vase-clos, c'est à dire la création de base de données et d'outils associés qui, dans leur structure, ne sont pas compatibles entre eux et restreignent la maintenance autant que l'usage des données au-delà du périmètre d'étude initial (Arp et al., 2015).

Le développement de nouvelles approches et des outils dans le domaine des ACV et des IOA est très dynamique (Islam et al., 2016). Par exemple, le rapprochement des outils ACV et des EE-IOA via des modèles hybrides (Anders Arvesen et al., 2013 ; Islam et al., 2016) ou la régionalisation des ACV (Mutel, Hellweg, 2009 ; Liu et al., 2014 ; Yang, 2016) nécessitent des traitements d'intégration supplémentaires. L'évolution des normes et des pratiques

qu'impliquerait une généralisation de ces nouvelles pratiques nécessite une modification des formats de données et des outils actuels, et de nouveaux travaux d'interopérabilité pour l'ensemble des acteurs.

1.2 La qualité et le sens des données remis en question

Si la disponibilité et l'accès aux données pour les analystes et les chercheurs en écologie est une des difficultés majeures pour le développement des ACV et des EE-IOA, la variabilité des représentations et des significations des données, diffusées au sein de ces bases de données et de la littérature scientifique, est aussi identifiée comme une difficulté majeure. Par exemple, bien qu'il existe des normes et des recommandations pour conduire une analyse ACV, telles que la norme ISO (Finkbeiner et al., 2006) ou le guide du JRC (European Commission et al., 2010), il n'existe pas de règles sur la façon d'organiser l'information en jeux de données et dans la façon de les diffuser. Ainsi, même si deux analystes étudient un même processus industriel, utilisent le même logiciel, le même format de données, les mêmes bases de données et obtiennent les mêmes résultats, la façon dont chacun organisera les données produites lors de son étude peut finalement aboutir à la création de jeux de données différents ! En effet, un analyste peut représenter l'ensemble des processus du système étudié en un seul et même jeu de données, là où un second peut représenter ces processus par des jeux de données distincts pour analyser indépendamment l'impact de chacune de ces activités. Aussi, certaines données diffusées sont relatives aux systèmes et aux processus, tandis que d'autres concernent les processus unitaires, c'est-à-dire des données de modélisation. La base de donnée ELCD illustre bien ce problème. Elle contient des jeux de données avec des unités différentes et des périmètres d'analyses différentes. Ainsi, les données pour le transport par camion sont exprimées en 1 kg sur 100 km et celles du transport en 1 t par km ; certains jeux de données intègrent les biens d'équipement quand d'autres non ; certains jeux de données représentent les entrées et les sorties des processus pour l'ensemble de la durée de vie du processus, quand les autres données sont fournies pour des processus unitaires, c'est à dire pour une unité fonctionnelle (1 kg, 1 kWh ou 1 m). Ces différences ne permettent pas de réutiliser les jeux de données en dehors du périmètre d'étude initial sans un traitement préalable et complexifie la vérification de la qualité, de la signification et de la pertinence des données pour une nouvelle étude.

1.3 Repenser la gestion des données pour répondre à ces problématiques : l'approche ontologique

Comme vu précédemment, le développement des ACV et d'IOA a abouti à une multiplication des outils informatiques différents et incompatibles entre eux. L'exploitation des données des bases de données d'ACV et d'EE-IOA nécessite la maîtrise de plusieurs outils, mais aussi un traitement d'intégration supplémentaire si on souhaite utiliser des données provenant de plusieurs sources ou développer

des approches hybrides. Enfin, le manque de règle concernant la structuration de l'information peut amener deux études d'un même processus industriel à aboutir à deux jeux de données différents.

La création d'une nouvelle base de données qui puisse intégrer les données d'ACV et d'EE-IOA, avec une méthodologie claire pour structurer l'information, est la réponse la plus pertinente à ces problèmes. Mais l'écueil à éviter est évidemment de ne pas recréer une énième base avec un nouveau format et un nouvel environnement logiciel qui deviendra rapidement obsolète pour des raisons techniques, telles que la modification des technologies ou des formats de données utilisées, ou des raisons humaines, comme les difficultés de maintenir la base de façon par manque de ressources humaines ?

Actuellement, les technologies des bases des données d'ACV et d'EE-IOA les plus utilisées s'appuient sur les tables relationnelles telles que les bases SQL et les documents hiérarchisés telles que les bases XML. L'une et l'autre classent l'information selon une structure préalablement définie pour répondre à un cahier des charges précis. Elles ne sont pas conçues pour gérer et intégrer plusieurs bases de données entre-elles, ou pour des architectures susceptibles d'évoluer (Redmond et al., 2012). Elles ne sont donc pas adaptées aux nouveaux besoins de l'écologie industrielle. Parmi les technologies existantes de stockage et d'échange des données, les technologies du web sémantique sont celles les plus à même de fournir une solution (Ingwersen et al., 2015 ; Zhang et al., 2015 ; Kuczynski, 2015 ; Kuczynski et al., 2016). En effet, les bases de données sémantiques reposent sur des normes techniques solides et intègrent toujours plus de fonctionnalité. Ces approches stockent l'information sous forme de graphe, une structure qui permet de représenter la donnée comme on le souhaite, à partir de nœuds d'information et de relations entre ces nœuds qui structurent l'information. Cette caractéristique permet de rendre compte de la sémantique des données et faire évoluer l'architecture du classement selon de nouveaux besoins, sans nécessité de reconstruire une nouvelle base de données. L'approche sémantique a été pensée techniquement pour faciliter l'intégration des bases de données entre elles et une gestion de l'information décentralisée (Redmond et al., 2012 ; Arp et al., 2015).

De récentes propositions ont été faites pour généraliser les bases de données sémantiques au sein de la communauté de l'écologie industrielle. Davis et al. (2010) et Patard (2015) proposent la création de plateformes de type wiki pour alimenter, maintenir et exploiter les données de façon collaborative. Ingwersen et al. (2015) proposent un format de données pour échanger les données des études ACV sous forme de données sémantiques. Kuczynski (2015) et Kuczynski et al. (2016) proposent une architecture logicielle où les bases de données sont subdivisées selon les caractéristiques et la nature des données : données brutes, données d'inventaires, facteur de caractérisation etc. L'intérêt est de faciliter la gestion des données concernant l'accès, la confidentialité, la maintenance etc. Enfin, Pauliuk et al. (2015) proposent une méthodologie pour le développement d'une ontologie pour le domaine de l'écologie industrielle.

Bien que ces approches considèrent les problèmes de la gestion des données dans le domaine de l'écologie industrielle, la plupart se concentrent néanmoins sur la seule interopérabilité des outils et sur la représentation des données d'ACV. Aucune ne considère les travaux similaires dans les autres disciplines. Pourtant le domaine de l'écologie industrielle n'est pas le seul concerné par les difficultés liées à la gestion des données. En particulier, les milieux de la recherche en génomique et clinique ont employé avec succès les outils du web sémantique pour surmonter des difficultés analogues. De fait, l'analyse du développement des outils et des pratiques dans le domaine du biomédical peut nous renseigner sur les meilleures pratiques à appliquer au domaine de l'écologie industrielle.

2 Les leçons de l'approche ontologique dans le domaine biomédicale

2.1 L'ontologie : une description logique d'un domaine de connaissance

Le développement de la recherche génomique et des essais cliniques s'est retrouvé confronté à l'inflation de données, aux problèmes de l'interopérabilité entre les bases de données, et aux difficultés de réutiliser les données produites au-delà des périmètres d'études initiaux. Afin de limiter l'expansion de ce problème et de valoriser au mieux les données produites, la communauté du biomédical s'est appuyée sur les technologies du web sémantique, en particulier les bases de connaissance (Grenon et al., 2004). Les bases de connaissances s'apparentent à des graphes d'information structurées à l'aide d'ontologies informatiques. L'information y est représenté sous forme de nœuds et de relations explicites entre les nœuds définis à l'aide d'une ontologie informatique.

Les ontologies informatiques ont été développées dans le domaine de l'intelligence artificielle dans les années 1990 (Smith, Welty, 2001), puis se sont développées au secteur de l'indexation internet, aux secteurs commerciaux et à la gestion des savoirs (McGuinness, 2002). Elles sont une description formelle des termes d'un domaine d'étude et des relations entre ces termes. Elles s'apparentent à une taxonomie de concepts et de relations de propriétés entre ces concepts. Ces relations peuvent être de propriété, de données ou d'annotation. Les relations de propriété définissent les relations d'un concept à un autre. Celles de donnée définissent les valeurs d'un concept. Enfin, celles d'annotation fournissent une description textuelle du concept telle qu'un nom, un commentaire ou une définition.

Ces termes et ces relations s'expriment sous la forme d'un langage de description logique interprétable par les machines. En termes de langage informatique, les ontologies s'appuient sur les langages Resource Description Framework (RDF) et Web Ontology Language (OWL), deux langages standards du World Wide Web Consortium (W3C). Le langage RDF permet de représenter

les concepts et les relations sous forme de graphe, tandis que le langage OWL permet de définir l'ontologie, soit d'exprimer les liens logiques entre les concepts et les relations.

Les ontologies sont utilisées conjointement avec les bases de données orientées graphes pour former ce qu'on appelle des bases de données sémantiques, aussi appelées « bases de connaissance ». Dans la pratique, une base de connaissance est un ensemble de graphes qui représente les diverses portions de l'information structurées selon les concepts et les relations définies par une ou plusieurs ontologies. Les diverses portions de l'information, nommées instances, sont toutes rattachées à un ou plusieurs concepts et sont reliées entre elles via des relations logiques. Par exemple, l'ontologie définit le type et la quantité de relations qui sont possibles entre deux instances appartenant à deux concepts différents. Elle permet aussi de réaliser des inférences logiques pour définir à quel concept rattacher une instance ou définir une nouvelle relation à une instance.

Une ontologie est désignée par plusieurs termes. On parle ainsi de vocabulaire ou d'architecture de base de données sémantiques. En définitive, les ontologies sont un outil qui s'apparente à une définition claire des termes relatifs à un domaine de connaissance pour les humains et à une architecture logique pour les machines. Par exemple, l'ontologie Simple Knowledge Organization System RDF Schema (SKOS) permet de décrire les concepts exactes et proches liés à une entité. Elle permet de lier une information à son concept exact avec la relation `skos:exactMatch`, et des concepts proches avec la relation `skos:closeMatch`. Par définition, l'information qui est désignée par ces deux relations est forcément du type `skos:Concept` (W3C, 2017). L'ontologie SKOS est de plus en plus utilisée pour l'indexation sur internet, ou pour permettre de mieux décrire les concepts relatives à un document ou une page sur internet. En particulier, ceci facilite l'indexation de l'information par les moteurs de recherche.

2.2 L'usage des ontologies dans le milieu biomédical pour faciliter l'intégration et le traitement des données

Les ontologies ont connu dans le milieu biomédical un développement important, en particulier avec les travaux du consortium Open Biomedical Ontologies (OBO). Ce consortium a développé l'ontologie Gene Ontology (GO) qui visait à uniformiser la représentation des données génétiques développées au sein de nombreux programmes de recherche. L'objectif était de pouvoir les exploiter de façon systématique par des algorithmes et ainsi consolider les modèles et les corrélations. Fort de ce succès, la démarche a été étendue aux autres domaines du biomédical car, si les données existaient, la majorité d'entre elles étaient stockées sous des architectures différentes. Cela ne permettait pas le regroupement ou un traitement systématique des données provenant de plusieurs projets.

Pour un domaine de connaissance donné, le développement d'une ontologie facilite l'interopérabilité des bases de données entre elles. Pour autant, les ontologies de deux domaines ne sont pas systématiquement compatibles. Si les ontologies ne sont pas pensées dès leur conception pour être compatibles entre elles, la multiplication des ontologies viendrait juste à décaler l'effet « silo » à l'échelle des domaines couverts par les ontologies. Afin de prévenir ce problème, le consortium OBO a développé une plateforme de centralisation des ontologies, appelée OBO foundry, et une série de principes à respecter pour favoriser le développement d'ontologies compatibles entre-elles et leur maintenance (Grenon et al., 2004).

Les principes sont que les ontologies soient : ouvertes, orthogonales, logiquement cohérentes, et reliées à une ou plusieurs ontologies préexistantes (Smith et al., 2007). L'ouverture d'une ontologie signifie qu'elle est accessible et réutilisable sans restriction, et l'orthogonalité signifie qu'elle définit des concepts et des relations qui ne sont définis par aucune autre ontologie présente sur la plateforme. L'orthogonalité se traduit par le fait qu'une information n'a qu'une seule et unique façon d'être représentée. Une ontologie doit être construite de sorte que les relations entre les concepts n'aboutissent pas à des incohérences logiques. En effet, les développeurs sacrifient parfois la cohérence des liens logiques, et donc l'interopérabilité, pour des raisons pratiques ou de performance. Enfin, pour relier les ontologies entre-elles, la plateforme OBO préconise d'utiliser une ontologie dite de référence, telle que l'ontologie BFO. Les ontologies de référence présentent des concepts suffisamment généraux pour représenter tout type d'information. Elles sont construites de sorte que les concepts d'une ontologie qui décrit un domaine de connaissance particulier puissent toujours être définis comme des sous-concepts des concepts l'ontologie de référence.

Si deux bases de connaissance appliquent ces principes, elles seront interopérables. En plus de profiter de la flexibilité de la représentation des graphes, les données d'une base de connaissance pourront être réutilisées et intégrées avec des données provenant d'autres bases de connaissance pour produire du nouveau savoir, au-delà du périmètre d'étude initial.

3 Application des méthodologies du biomédical pour créer une ontologie de l'écologie industrielle

3.1 L'ontologie réaliste BFO comme base pour l'ontologie IEO

Comme vu précédemment, une des bonnes pratiques pour le développement des bases de connaissance implique l'usage d'une ontologie de référence. Parmi les plus connues, on peut citer GFO, BFO, DOLCE et SUMO (Herre, 2010 ; Arp et al., 2015).

Les ontologies BFO et GFO ont été développées avec l’ambition de décrire les faits scientifiques dérivés des observations scientifiques et de servir de base au développement d’autres ontologies, tandis que DOLCE et SUMO sont des ontologies dédiées à la création de bibliothèques ou de thésaurus centrées sur la sémantique linguistique (Khan, 2011). Les ontologies BFO et GFO sont plus adaptées à notre problématique que les ontologies DOLCE ou SUMO qui sont plus adaptées au domaine du traitement lexical.

L’ontologie BFO est réaliste, c’est à dire qu’elle représente seulement les choses telles qu’elles sont dans le réel. L’ontologie GFO est réaliste et descriptive, autrement dit elle peut aussi représenter les choses via le langage naturel et le sens commun humain (Khan, 2011). Si l’approche uniquement réaliste peut être une limitation lorsqu’une ontologie est utilisée pour l’analyse linguistique, c’est un avantage pour maintenir les ontologies en lien avec des observations scientifiques et pour réutiliser les données (Smith, Ceusters, 2010). L’idée n’est pas de réduire la représentation des informations pour qu’elle s’adapte à des concepts de l’esprit humain, mais bien de représenter les observations à l’aide de termes scientifiques. Par exemple, le concept de complexité n’est pas un concept qui existe dans la réalité, mais est une interprétation issue d’observations et d’hypothèses, souvent traduite par un indicateur normalisé. Si une ontologie descriptive peut intégrer le concept de complexité et le lier directement à l’indicateur, une ontologie réaliste doit d’abord représenter l’ensemble des informations nécessaires au calcul de l’indicateur de complexité. L’approche réaliste permettent de stocker la structure et les données des observations scientifiques sans perdre d’information utile à leur validation et leur réutilisation, puis de les lier aux concepts humains les plus justes tels qu’ils sont définis par les disciplines scientifiques. Si les concepts sont modifiés, par exemple parce que la théorie interprétative a évolué, seul une maintenance partielle de l’ontologie est nécessaire. Aussi, les données des observations scientifiques issues d’une discipline scientifique particulière peuvent être associées à d’autres concepts d’une autre discipline scientifique, facilitant l’usage des données au-delà du périmètre d’étude initial.

L’ontologie BFO, en plus d’être l’ontologie de référence de la plateforme OBO, connaît une réutilisation dans le domaine de l’écologie avec l’ontologie Environment Ontology (ENVO) (Buttigieg et al., 2013), et le domaine du développement durable avec l’ontologie Sustainable Development Goals Interface Ontology (SDGIO) (FAO, 2016). Ces deux domaines sont proches de l’écologie industrielle et tendent à se rapprocher via le développement de nouveaux indicateurs environnementaux et sociaux (Dong, Hauschild, 2017).

L’ontologie IEO a pour objectif de représenter les données issues des outils du domaine de l’écologie industrielle tels que les ACV et les IOA, autrement dit des données issues de l’observation scientifique de processus industriels et d’activités économiques. Les travaux d’ACV ou d’IOA manipulent des données d’origines différentes, mais leur rapprochement offre de nouvelles perspectives en terme d’analyse environnementale (Islam et al., 2016). Au regard de ces caractéristiques,

il a été fait le choix de baser l'ontologie IEO sur l'ontologie BFO. L'ontologie IEO réutilise autant que possible les concepts et les relations des ontologies basées sur BFO et fournit les concepts et les relations manquants, nécessaires à la représentation des données des ACV et des IOA. L'ontologie IEO intègre des concepts des ontologies suivantes : Relations Ontology (RO), Information Artefact Ontology (IAO), Ontology for Biomedical Investigation (OBI), STATistic Ontology (STATO) et (ENVO). Dans la prochaine section, nous décrivons la démarche utilisée pour développer l'ontologie IEO, ainsi que les ontologies utilisées pour la création de l'ontologie IEO.

3.2 Méthodologie pour la création de l'ontologie IEO :

L'ontologie IEO a pour objectif de représenter les données issues des outils du domaine de l'écologie industrielle. Elle peut suivre l'évolution des normes et des pratiques dans le domaine des ACV ou des IOA, et faciliter l'intégration de données provenant d'autres outils de l'écologie industrielle ou d'autres domaines de connaissance. La méthodologie s'appuie sur les recommandations du W3C (Hyland et al., 2014) et celles issues du milieu biomédical (Arp et al., 2015) : 1) une représentation réaliste, 2) la réutilisation des concepts et des relations existants, 3) l'application du principe d'orthogonalité et 4) le respect de la cohérence logique.

La construction d'une ontologie s'effectue en trois temps. Dans le premier temps, une succession d'interrogations est réalisée sur la définition de la nature réelle des entités à représenter. Dans un second temps, une revue de l'ensemble des ontologies existantes est effectuée afin d'en extraire les parties d'intérêt et de créer les concepts et les relations nécessaires manquantes. Enfin, l'ontologie est finalisée en intégrant les diverses ontologies les unes aux autres en respectant les liens logiques de chacune des ontologies.

Voici une liste non exhaustive des questions qui se sont posées pour le développement de l'ontologie IEO :

- Qu'est-ce qu'un processus et un système fonctionnels ?
- Qu'est-ce qu'une fonction ?
- Existe-t-il une représentation réaliste similaire pouvant s'appliquer à la fois aux processus industriels et aux secteurs économiques ?
- Que représentent les données des différents outils des ACV : périmètre d'étude, produits intermédiaires, échanges élémentaires, inventaires, indicateur d'impact, facteur de caractérisation ?
- Que représentent les industries, les produits, les secteurs ainsi que les coefficients techniques et d'intervention des outils IOA ?
- Quelles sont les normes et les pratiques associées aux ACV et IOA ?
- Quels sont les formats d'échange de données pour les outils ACV et IOA existants ?

Ce travail de questionnement a été suivi des étapes suivantes :

- i) Création d'une ébauche de représentation ontologique à partir des documents de référence sur la construction et l'usage des outils ACV (Hans-Jörg Althaus et al., 2007 ; Hiederer et al., 2011) et des IOA (Ayres, Ayres, 2002 ; Suh, 2009).
- ii) Travaux complétés de l'analyse des architectures des bases de données existantes tels que le format Ecospold 1.0 et 2.0 (Ecoinvent, 2017b), et ILCD (EPLCA, 2017).
- iii) Recherche des concepts et des relations d'intérêt dans les ontologies existantes via les portails de stockage d'ontologies OBO foundry (OBO Foundry, 2017), BioPortal (NCBO, 2016), OntoBee (Ong et al., 2017) et ESIP-Portal (ESIP, 2017).
- iv) Création des concepts et des relations nécessaires à la représentation ontologique de l'ontologie IEO qui n'existent pas dans les ontologies existantes.

Les ontologies qui ont été réutilisées pour la construction de l'ontologie IEO sont BFO, RO, OBI, IAO, STATO et ENVO. Elles sont toutes basées sur l'ontologie BFO, ce qui facilite leur intégration entre-elles. Cependant, l'ontologie IEO ne nécessite pas l'entièreté de chacune des ontologies sur lesquelles elle est basée. Un travail de clarification a été nécessaire pour ne garder des ontologies que les concepts et les relations d'intérêt.

3.2.1 L'ontologie BFO :

L'ontologie BFO a été développée dans le but de représenter de façon formelle et réaliste à la fois les objets et les processus du vivant. Elle est issue des travaux effectués au sein de l'Institute for Formal Ontology and Medical Information Science (IFOMIS) de l'Université de Leipzig. Elle est l'ontologie de référence de la plateforme OBO.

L'ontologie BFO regroupe 36 types, ou *universals* en anglais, pour définir et structurer l'information à représenter et stocker. Un type est défini comme une caractéristique commune d'un ensemble d'instances représentant des entités qui existe dans la réalité (Smith, Ceusters, 2010). Il est entendu par instance une portion d'information représentant une entité. Par exemple, le type *material entity* représente l'ensemble des instances, soit des portions d'informations, désignant des entités matérielles, qu'elles soient vivantes ou non, solides, liquides, gazeuses, etc. Un type peut être un sous-type d'un autre type, par exemple le type *region spatial* est un sous-type du type *entity immaterial*. Dans ce cas, les instances d'un sous-type héritent des caractéristiques du type supérieur. L'ontologie BFO s'apparente donc à une taxonomie de types.

L'ontologie BFO repose sur une articulation entre les continuants et les occurrents. Les continuants représentent les instances d'entités qui perdurent dans le temps telles que les entités matérielles : une cellule, un corps ou un

thermomètre, etc. ; ou immatérielles : une ligne, une cavité ou une surface, etc. Les occurents représentent les instances des processus, c'est-à-dire les événements et les changements qui ont lieu au cours du temps : la respiration, le déplacement ou l'élévation de la température, etc. Le lien entre ces deux types s'expliquent par le fait que les occurents dépendent de continnants et vice et versa (Grenon et al., 2004). Par exemple, le processus de respiration ne peut avoir lieu sans un corps qui peut respirer, et la respiration modifie les qualités du corps.

L'ontologie BFO fournit deux types pour définir les aspects d'une entité ou d'un processus : le specifically dependent continuant et le generically dependent continuant. Le premier est un type de caractéristiques liées à une entité réelle qui ne peuvent exister sans cette entité, par exemple la masse d'une éolienne qui n'existe plus sans l'éolienne. Le second est un type de caractéristiques liées à une entité réelle, mais qui ne dépendent pas d'elle pour subsister, par exemple une mesure, dont l'information stockée sur une machine existe sans l'entité mesurée.

Bien que l'ontologie BFO ait été développée afin de représenter les processus physiologiques et l'anatomie, l'ontologie peut s'utiliser pour tous les domaines, par exemple la production d'électricité à partir d'une éolienne (voir fig. 3.1).

L'ontologie BFO n'est qu'une ontologie de référence et ne permet pas une représentation fine des concepts ou des caractéristiques liées à un domaine de connaissance en particulier. Pour obtenir une description plus fine des types, il est nécessaire d'utiliser ou de définir des types plus spécifiques. Afin de respecter les meilleurs pratiques, ces types devront s'inscrire dans la taxonomie de l'ontologie BFO.

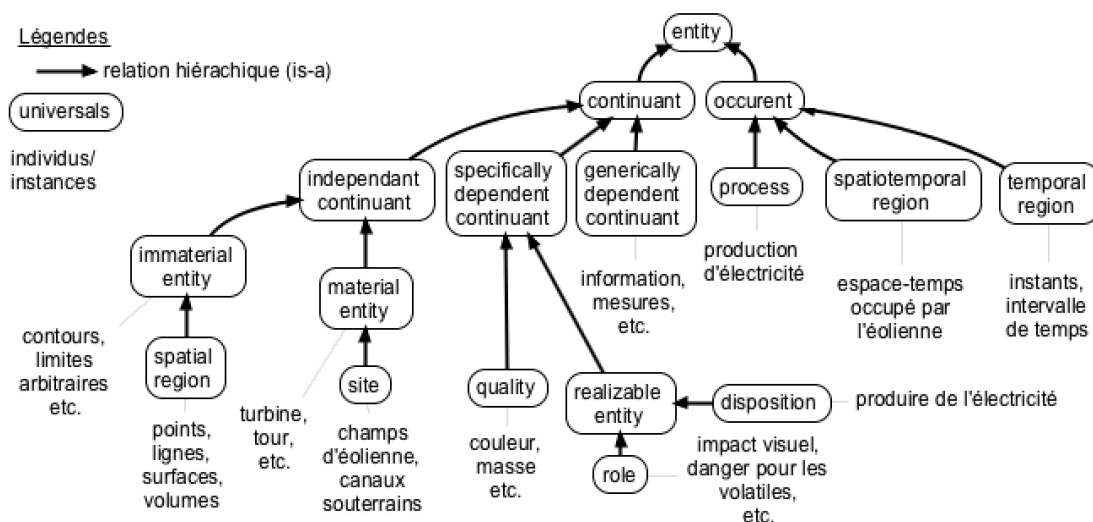


Figure 3-1 Représentation partielle de l'ontologie BFO et son application pour représenter la production d'électricité par une éolienne. Par exemple, le type material entity est le type des instances désignant une entité matérielle.

3.2.2 L'ontologie RO :

L'ontologie BFO seule ne fournit qu'une taxonomie formelle de types qui permet de classer les instances, mais ne permet d'exprimer les liens logiques entre les instances. Pour exprimer ces liens logiques, l'ontologie BFO s'utilise avec l'ontologie Relations Ontology (RO). Au même titre que BFO est l'ontologie de référence de la plateforme OBO pour définir les types généraux d'instances, l'ontologie RO est l'ontologie de référence pour les relations entre les instances (Smith et al., 2005).

L'ontologie RO est proposée en plusieurs modules, dont certains sont spécifiques à certains domaines de connaissance tels que l'écologie ou les neurosciences. Ici, nous nous intéresserons au module RO de base appelé core, non spécifique à un domaine en particulier et compatible avec l'ontologie BFO standard. Ce module contient 29 relations de propriété, dont 14 sont des relations dites inverses, exprimant l'inverse d'une relation. En effet, dans une ontologie, les liens logiques sont directionnels. Par exemple, les relations d'appartenance *part of* et *has part* sont deux relations dont l'une est l'inverse de l'autre. Si A *part of* B, alors B *has part* A, et *has part* est l'inverse de *part of*.

En reprenant l'exemple précédent de l'éolienne, il est possible de représenter les concepts relatifs à l'éolienne et leurs relations entre eux (voir fig. 3.2). L'ontologie RO fournit des relations telles que *part of* pour exprimer des liens d'appartenance, ou *has quality* pour exprimer le lien entre entité matérielle ou immatérielle et ses qualités, ou *located in* pour définir le lien entre une entité matérielle ou immatérielle et un lieu ou une région spatiale, etc.

Les ontologies de référence BFO et RO fournissent une taxonomie de types et des relations de base pour la construction d'ontologies qui définissent des domaines de connaissance plus spécifiques et permettent une description plus fine de l'information. Ces ontologies plus fines sont nommées les ontologies de domaine.

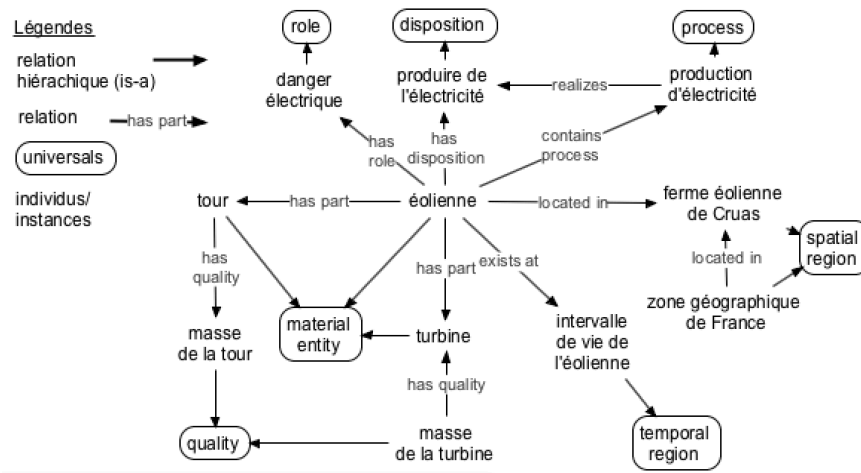


Figure 3-2 Représentation de l'information relative à la ferme d'éolienne de Cruas, France, à l'aide des ontologies BFO et RO. Les instances sont définies par leur type et reliées entre elles via les relations de propriétés.

3.2.3 Les ontologies OBI et IAO :

Les ontologies BFO et RO sont limitées à des représentations générales des types et des relations. Afin de pouvoir représenter l'information et les données, les ontologies OBI et IAO, basées sur BFO et RO, ont été développées. Elles fournissent les types et les relations nécessaires à la représentation des données, le lien aux sources de l'information et aux diverses classifications, telles que la classification Chemical Abstracts Service (CAS), mais aussi des objectifs, des protocoles, des conclusions et des données associées aux expérimentations dans les domaines biologique et médical (Bandrowski et al., 2016). Par exemple, il est possible de représenter les données de mesures correspondant à la masse d'une turbine d'éolienne, la source de la donnée ainsi que la classification de la turbine d'éolienne selon la nomenclature OBI des activités industrielles européennes (voir fig. 3.3).

3.2.4 L'ontologie STATO :

L'ontologie STATO est une ontologie qui permet la représentation des modèles statistiques, des distributions de probabilité, des variables, des variances, etc. Elle est issue du projet ISA Commons qui vise à archiver les publications scientifiques des sciences biologiques en même temps que les données utilisées pour réaliser ces publications. L'objectif du projet est de permettre le partage, la vérification, la reproductibilité des résultats et la réutilisation des données par l'ensemble de la communauté scientifique (Sansone et al., 2012). ISA Commons propose un environnement logiciel complet dont l'ontologie STATO fait office d'architecture pour structurer les données et permettre l'interopérabilité entre les différents outils (González-Beltrán et al., 2014).

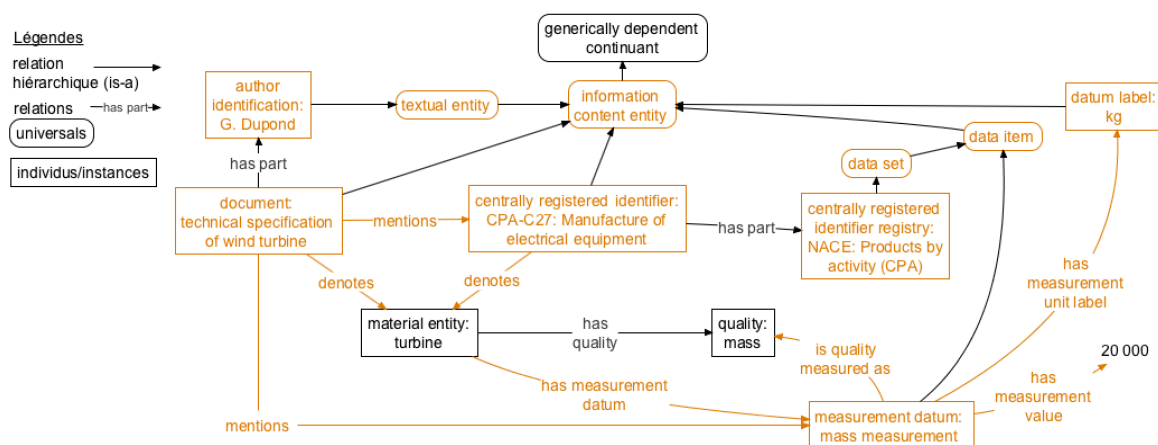


Figure 3-3 Représentation de la documentation, de la classification et de la mesure de masse d'une éolienne à l'aide des ontologies BFO (noir) et IAO (orange).

L'ontologie STATO est actuellement utilisée dans de nombreux projets d'envergure pour décrire les données statistiques associées aux données de mesures ou de calculs. Elle est utilisée dans le projet Term Enrichment Protocol project du consortium GO pour décrire les statistiques associées aux gènes ; au sein du projet l'International Neuroinformatics Coordinating Facility (ICNF) pour décrire

les données d'imageries en neurologie ; au sein du journal Giga Science de l'académie d'Oxford ; ou la plateforme de données scientifique de Nature pour mettre à disposition les données statistiques associées aux publications (STATO, 2016).

L'ontologie STATO est une extension des ontologies BFO, IAO et OBI. Elle compte 678 types et 53 relations de propriété. La communauté de développeurs de STATO est très active. Elle répond à la communauté des chercheurs pour intégrer les données et les traitements statistiques nécessaires aux chercheurs (ISA project, 2016). Par exemple, elle a intégré les types liés aux distributions lognormale à notre demande.

3.2.5 L'ontologie ENVO :

L'ontologie ENVO a été développée pour faire face à la multiplication des données des sciences biologiques en relation avec l'environnement. L'ontologie ENVO est une extension de l'ontologie BFO. Elle intègre aussi les ontologies telles que les ontologies Chemical Entities of Biological Interest (ChEBI), pour la description des entités chimiques, et Phenotypic qualities (PATO), pour la description des caractéristiques anatomiques des êtres vivants. L'ontologie ENVO est actuellement utilisée au sein de 20 projets, dont le programme pour l'environnement des Nations unies (UNEP), la plateforme de données de la revue Nature, les archives européennes de nucléotides (ENA) ou encore les programmes de recherche contre la malaria en Ouganda (PRISM) (ENVO, 2017).

L'ontologie ENVO permet la représentation de nombreux environnements via une ontologie suffisamment exhaustive pour pouvoir représenter un grand nombre de types différents : forêt, océan, mer, atmosphère, montagne, sol, sédiment, etc. Elle permet aussi la représentation des processus naturels, tels qu'une éruption volcanique (voir fig. 3.4) (Buttigieg et al., 2016). Elle regroupe à ce jour 5617 types, 111 relations de propriété et son développement est toujours en cours au sein d'une communauté dynamique.

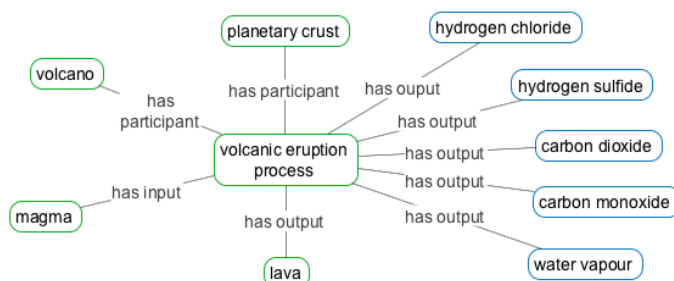


Figure 3-4 Représentation d'une éruption volcanique à l'aide des ontologies ENVO (en vert) et de ChEBI (en bleu) [Source: Buttigieg et al. 2016]

4 Résultats

L'ontologie IEO est une ontologie développée pour la description des données du domaine de l'écologie industrielle. Elle se décompose en deux modules : IEO-LCA, pour la représentation des processus et des données relatives aux processus industriels ; et IEO-IO, pour les modélisation des activités industrielles sectorielles et les données associées. Ces modules réutilisent pour partie les types et les relations de propriété des ontologies BFO et RO pour la représentation des processus, OBI, IAO et STATO pour les données, et EnvO pour la représentation des milieux et des systèmes environnementaux (voir fig. 3.5).

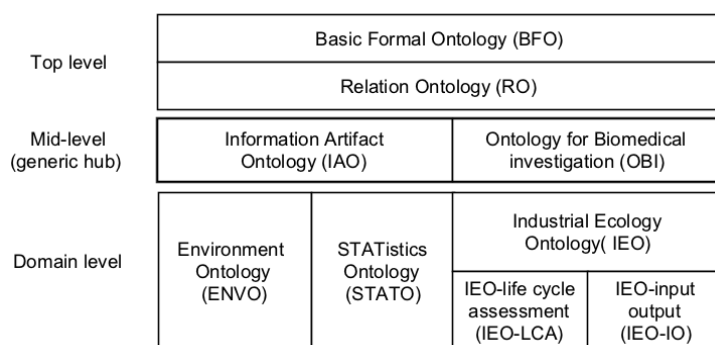


Figure 3-5 L'ontologie IEO et les ontologies auxquelles elle est liée.

4.1 Le module IEO-LCA pour la représentation des processus industrielles

Le module IEO-LCA permet la représentation des processus, le système dans lesquels ils ont lieu, et les échanges induits entre les systèmes et leurs environnements depuis la mise en place des éléments du système sur le lieu d'opération jusqu'à la mise à disposition des éléments du système pour d'autres activités.

L'ontologie IEO représente séparément les systèmes et les processus des inventaires, qu'ils soient des processus unitaires (UPR) ou des inventaires de cycles de vie (ICV). En effet, les UPRs et les ICVs sont des données issues de la transformation des données brutes relatives aux processus, ils ne sont pas des représentations de processus, ce sont des données de modélisation(voir Chapitre 1).

Dans cette section, les différentes parties du module IEO-LCA sont décrites et des exemples de représentation des informations sont donnés.

4.1.1 Les processus et les systèmes fonctionnels

L'ontologie IEO s'articule autour des concepts de processus et de systèmes fonctionnels. Les processus fonctionnels se définissent comme des processus planifiés qui assurent une fonction durant toute la durée du processus.

Les processus fonctionnels font intervenir des systèmes fonctionnels. Les systèmes fonctionnels sont des ensembles d'éléments intégrés causalement qui assurent au moins une fonction et répondent à un besoin. La dimension causale signifie que la modification physique des éléments implique celle du système, impact la fonction de ce dernier. Par exemple, dans le cas d'une ferme d'éolienne, une turbine d'éolienne ne peut pas constituer un système fonctionnel dans le sens où, seule, elle ne peut pas assurer sa fonction de produire de l'électricité. La production d'électricité n'est possible que si elle est assemblée à minima à une tour, une fondation, des pâles et un réseau électrique de raccordement aux infrastructures de transport d'électricité. Si le réseau électrique de raccordement est dimensionné pour une seule éolienne, et intègre l'ensemble des éléments permettant de délivrer l'énergie électrique sur le réseau de transmission, donc d'assurer la fonction de produire l'électricité, alors cet ensemble constitue le système fonctionnel. Si le réseau électrique de raccordement intègre plusieurs éoliennes, alors le système fonctionnel doit prendre en compte l'ensemble des éoliennes.

Le module IEO-LCA distingue quatre types de processus : les processus de mise en place (*setting-up process*), d'opération (*operating process*), de maintenance (*maintenance process*) et de mise à disposition des éléments du système (*disposition process*) pour d'autres processus (voir fig. 3.6.a).

- i) Le processus de mise en place représente tout ce qui se situe entre la mise à disposition des éléments constitutifs du système et sa mise en opération. Les processus d'aménagement de terrain, de transport des éléments du système ou leur installation sont des processus de mise en place.
- ii) Le processus d'opération est le processus qui réalise la fonction du système. Par exemple, la production d'électricité pour un champ d'éolienne ou le transport d'un usager ou d'une marchandise pour une voiture sont des processus d'opération.
- iii) Le processus de maintenance représente l'ensemble des produits, biens ou services, nécessaires au maintien du processus de fonctionnement. Par exemple, les déplacements du personnel et du matériel nécessaire aux maintenances préventives et curatives sont des processus de maintenance.

Le processus de mise à disposition correspond à l'ensemble des activités entre le dernier instant du processus de fonctionnement et la mise à disposition des éléments du système pour être consommés ou traités par d'autres activités. Par exemple, pour un véhicule, le déplacement jusqu'à un centre de véhicule hors d'usage qui va détruire le véhicule est un processus de mise à disposition. Pour un champ d'éolienne, le démantèlement et le conditionnement des produits

démantelés ainsi que le réaménagement des terrains sont des processus de mise à disposition. En effet, les éléments du champ d'éolienne ne peuvent pas être consommés ou traités par une autre activité industrielle sans un démantèlement au préalable.

Les processus comme les systèmes existent pour un temps et dans un espace donné. L'ontologie IEO lie l'information de l'espace au système, et celle de la durée aux processus. En effet, les processus ont lieu là où est le système fonctionnel. Cette représentation permet de renseigner les informations temporelles de chaque processus, dont ceux ayant lieu avant et après le processus de fonctionnement du système (voir fig 3.6.b). Cette représentation permet également de renseigner la durée des processus lorsque la durée de vie du système n'est pas déterminée, comme dans le cas des systèmes fonctionnels en réseau. Les systèmes fonctionnels en réseau sont des systèmes au sein desquels les quatre types de processus peuvent avoir lieu en même temps. Par exemple, l'infrastructure électrique peut être étendue à un point, démantelée à un autre, maintenue ou remplacée ailleurs, et en opération sur le reste. Il n'est pas possible de définir une durée de vie pour ce type de système sans connaître l'ensemble des processus en cours sur l'ensemble des portions du système.

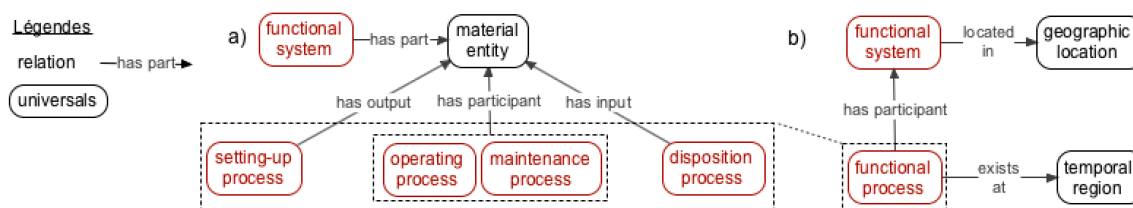


Figure 3-6 a) Représentation d'un système fonctionnel et de ses processus associés. b) L'information géographique est liée au système quand les informations temporelles sont liées aux processus. En noir, les types issus de BFO/RO, en rouge, ceux d'IEO.

4.2 Les échanges et leurs rôles dans les processus

Les échanges des processus représentent l'ensemble des flux de matières et des activités dont dépendent les processus ou qui résultent de ces processus. L'ontologie IEO considère deux types d'échanges : les échanges matériels et les échanges de services. Les échanges matériels correspondent aux entités matérielles qui sont consommées ou produites par un processus. Par exemple, le flux de véhicules en sortie d'usine est un échange matériel entre l'usine et le transporteur. Les échanges de services correspondent aux processus qui modifient les conditions de consommation, d'usage ou de production des entités matérielles. Ils ont aussi la caractéristique d'être consommés au moment même de leur production. Par exemple, l'électricité, le traitement de surface ou le transport sont des échanges de service.

Les entités matérielles, selon le contexte économique, environnemental ou social, ont des rôles qui se réalisent lors des échanges. Ainsi, un produit dans un

contexte technologique donné est un déchet, et devient un produit valorisable dans un autre. L'ontologie IEO fournit une liste de rôles qui permet de représenter les différents rôles joués par les échanges entre le processus et son environnement. Ces rôles sont : le rôle de ressource naturelle, d'émission anthropogénique (anthropogenic discharge), de produit final, de consommation intermédiaire, de coproduit et de déchet. Ces rôles sont en lien étroit avec l'origine et la destination des échanges, ainsi que le poids économique des échanges. Cette liste de rôles n'est pas exhaustive et peut être complétée selon les besoins des analystes.

L'ontologie IEO utilise les types provenant de l'ontologie ENVO tels que la biosphère pour représenter l'ensemble des écosystèmes naturels, et celui de technosphère, basée sur la définition de Zalasiewicz et al. (2016) pour représenter l'ensemble des systèmes environnementaux technologiques créés par l'homme. Les échanges provenant de la biosphère réalisent le rôle de ressource naturelle, alors que ceux à destination de la biosphère réalisent le rôle d'émissions anthropogéniques. Quant aux échanges qui proviennent de la technosphère, ils réalisent le rôle de consommation intermédiaire, et ceux à destination de la technosphère, celui de produit principal, de coproduit ou de déchets. Par exemple, le processus de mise en place de la ferme d'éolienne dépend des tours d'éolienne et induit des émissions de CO₂ produites par les machines de chantier. Les tours proviennent de la technosphère et ont le rôle de produit intermédiaire, alors que les émissions de CO₂ finissent dans la biosphère et ont le rôle d'émission anthropogénique (voir fig. 3.7).

Suite à une discussion que nous avons eue avec les développeurs de l'ontologie ENVO, le type de technosphère a été intégré à l'ontologie ENVO et ne dépend plus directement de l'ontologie IEO. L'intérêt est de garder une cohérence sur le domaine couvert par les ontologies ENVO et IEO.

4.3 La qualité des entités matérielles

Les échanges font toujours intervenir une entité matérielle, que ce soit un échange matériel ou un échange de service. Lors des échanges matériels, l'entité matérielle est la ressource, le bien ou le produit échangé entre le processus et son environnement. Pour les échanges de service, l'entité matérielle est le système fonctionnel qui fournit le service. Par exemple, le véhicule et le système routier fournissent les services de transport routier et les usines de traitement fournissent les services de traitement. Le module IEO-LCA permet de représenter ces entités matérielles qui interviennent lors de ces échanges, ainsi que leurs qualités, telles que la masse, le volume, la densité ou la concentration en un élément chimique donné (voir fig. 3.8).

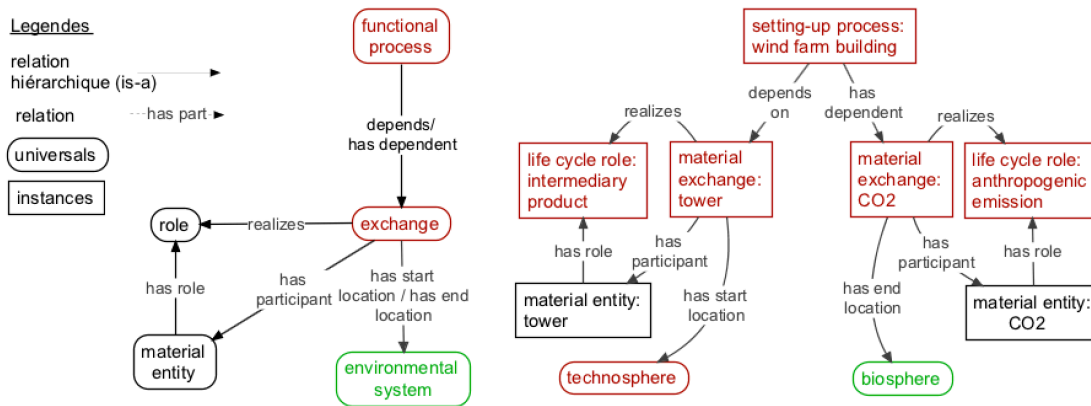


Figure 3-7 A gauche, la représentation des échanges induits par un processus et leurs rôles à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), ENVO (vert) et IEO (rouge). A droite, un exemple d'application partielle avec le processus de mise en place de la ferme éolienne, l'installation des tours d'éolienne et le CO2 émis lors du processus.

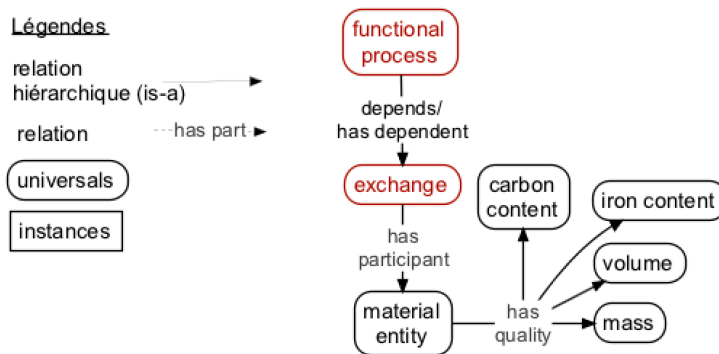


Figure 3-8 Représentation des qualités des entités matérielles à l'aide des ontologies BFO/RO (noir) et IEO (rouge).

Il faut noter que si une qualité est modifiée, par définition cela signifie que l'entité matérielle est modifiée. Ainsi, le prix n'est pas une qualité. Il est une information fournie lors d'une activité de marché économique, et peut se voir modifier sans que l'entité matérielle soit modifiée. L'ontologie IEO ne définit pas de qualité en particulière. Elles sont à définir selon les besoins des analystes.

4.3.1 Les fonctions d'usage réalisées au sein des processus

L'ontologie IEO permet la représentation des fonctions d'usage (functional disposition), c'est à dire les dispositions utiles d'une entité matérielle du point de vue de l'utilisation, qui traduisent les usages des biens et les services intervenant dans les processus d'un système fonctionnel. Les fonctions d'usage sont liées à une entité matérielle et sont réalisées au sein des processus fonctionnels (voir fig. 3.9.a). Par exemple, le diesel qui est échangé lors du processus de mise en place de la ferme d'éolienne a la fonction d'usage « fournir l'énergie nécessaire aux véhicules qui transportent le béton ». Cette fonction d'usage est réalisée lors du processus de mise en place. Cependant, la fonction d'usage d'une entité matérielle n'est pas systématiquement réalisée par le processus qui a induit son échange. Par exemple, la fonction d'usage de la génératrice, qui est installée lors du processus

de mise en place, est de produire l'électricité. Si la mise en place de la génératrice a été le résultat d'un échange matérielle lors du processus de mise en place, sa fonction d'usage est réalisée lors du processus d'opération (voir fig. 3.9.b).

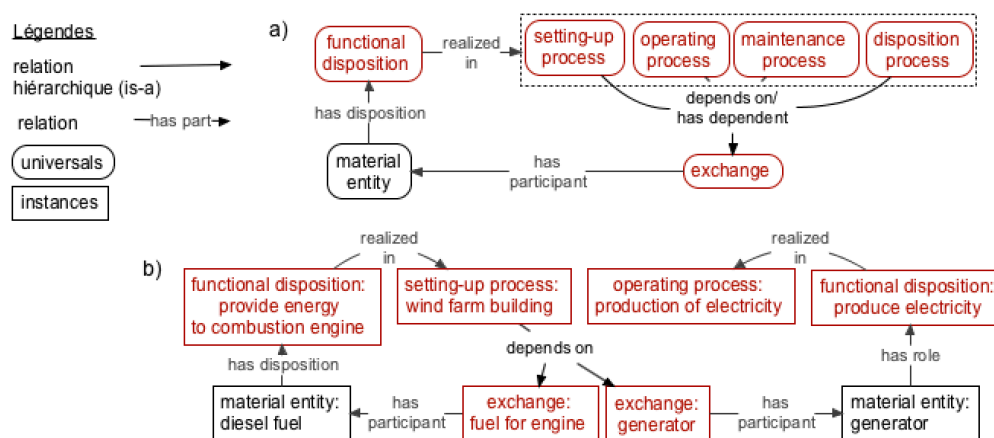


Figure 3-9 a) Représentation des fonctions d'usage à l'aide de l'ontologie IEO. b) Exemple d'application partielle avec le processus de mise en place. En noir, les concepts issus de BFO/RO, en rouge, ceux d'IEO.

Les fonctions d'usage ne sont pas les fonctions au sens de l'ontologie BFO. Les fonctions de l'ontologie BFO sont des dispositions d'une entité matérielle qui ont été obtenues soit intentionnellement, lors de la conception, soit par sélection naturelle, et assurent la réalisation d'un processus en particulier. Si cette définition peut s'appliquer aux produits manufacturés, ce n'est pas le cas des ressources naturelles comme le sol ou l'eau. De plus, certains produits sont utilisés pour des dispositions qui n'ont pas été intentionnellement conçues, comme c'est le cas avec la valorisation des déchets.

4.3.2 La granularité de représentation des processus

L'ontologie IEO structure l'information relative aux entités matérielles, aux processus et aux échanges induits qui interviennent directement dans les étapes de vie du système fonctionnel. Cet ensemble, qui comprend le système fonctionnel et les processus depuis la mise en place jusqu'à la mise à disposition, forme un bloc cohérent. Ces blocs représentent la granularité de référence pour l'ontologie IEO (voir fig. 3.10.a). Ces blocs peuvent ensuite être reliés à d'autres blocs représentant des systèmes en amont ou en aval via des relations de dépendance (voir fig 3.10.b). Cependant, le niveau de détail peut être insuffisant si un analyste souhaite une représentation plus détaillée des processus au sein de ces blocs. Par exemple, il peut souhaiter représenter plusieurs processus d'opération distincts au sein du même système fonctionnel, un mode de fonctionnement optimal et un mode de fonctionnement dégradé, ou un processus spécifique à un coproduit distinct du produit principal. L'ontologie offre la possibilité de représenter les processus avec une granularité plus fine tout en conservant la sémantique et les liens logiques entre les blocs. Pour se faire, un système comme

un processus peut se représenter à partir de ses parties (voir fig. 3.10.c) et y lier les processus via une relation de participation (voir fig. 3.10.d).

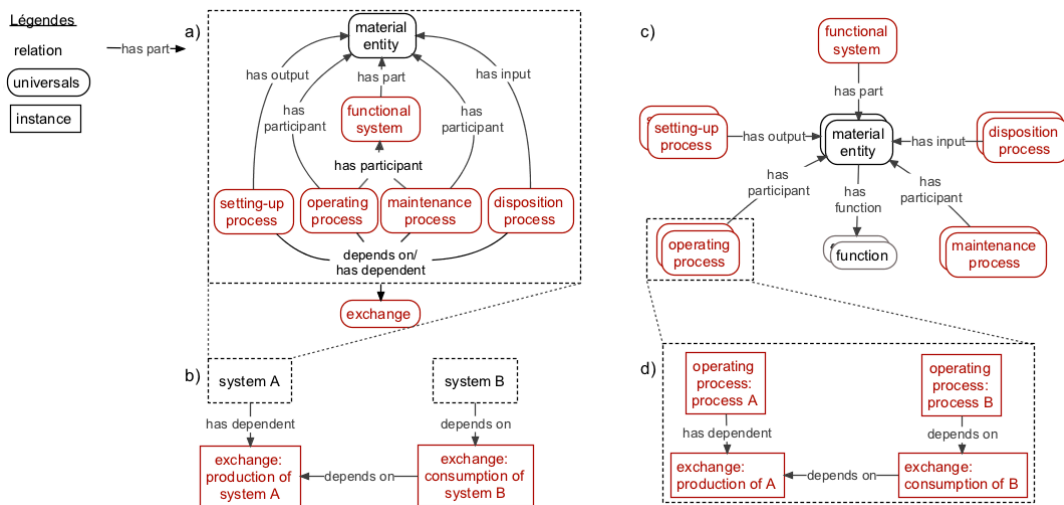


Figure 3-10 a) Représentation d'un système fonctionnel et de ses processus fonctionnels, b) du lien de dépendance entre plusieurs systèmes fonctionnels, c) des processus fonctionnels lorsque le système fonctionnel fait intervenir plusieurs sous processus distincts, et d) le lien entre ces processus fonctionnel au sein d'un même système. En noir, les types issus de BFO/RO, en rouge, ceux d'IEO.

4.4 La représentation des données

Les outils tels que les ACV ou les IOA sont des outils centrés autour des données relatives aux systèmes ou aux processus étudiés. Le soin qui est pris à la représentation des processus est avant tout celui de représenter les données afin de pouvoir analyser et reproduire les résultats, mais aussi de pouvoir réutiliser les données pour d'autres analyses de cycle de vie ou dans d'autres domaines scientifiques. Dans l'ontologie IEO, les instances de données sont distinctes des instances des entités auxquelles les données font référence. Par exemple, la mesure ou le calcul du poids d'une entité matérielle sont distinctes de l'entité matérielle. Le type de la donnée est défini explicitement comme une mesure ou un calcul. Pour représenter les données liées aux types tels que les échanges ou les qualités, l'ontologie IEO s'appuie sur les ontologies OBI, IAO et STATO. Ces dernières fournissent l'ensemble des types et des relations de propriété et de données pour lier de façon explicite les entités de l'ontologie IEO aux données de mesures ou de calcul.

La représentation des données des ontologies est complexe, car le type de donnée et les traitements associés sont en développement permanent. A ce stade de développement, l'ontologie permet la représentation des données liées aux dispositions du système, comme la capacité nominale de puissance électrique d'une turbine, ou encore à la quantité totale d'un échange d'un processus fonctionnel. Les données peuvent être de deux types : mesurées (measurement datum) ou calculées (predicted value) (voir fig. 3.11).

Les données fournies peuvent être associées à des données statistiques. Par exemple, une valeur peut être issue d'un traitement statistique de plusieurs mesures, ou avoir une marge d'erreur. Dans ce cas, les informations relatives à la distribution de probabilité viennent informer une mesure ou une prédiction (voir fig 3.12).

Dans le meilleur des cas, les ontologies OBI et IAO permettent de lier les données aux méthodes et aux instruments de mesure ou de calcul, ayant permis l'obtention des données quantitatives. Cependant, ces données sont rarement partagées, que ce soit dans les publications scientifiques ou dans les documentations des bases de données génériques. Le module IEO-LCA présenté dans la Fig. 12 offre une base de représentation des systèmes et des processus pour les échanges de données, ou pour permettre une réutilisation des données pour la réalisation d'inventaire matière, d'ICV ou d'ACV.

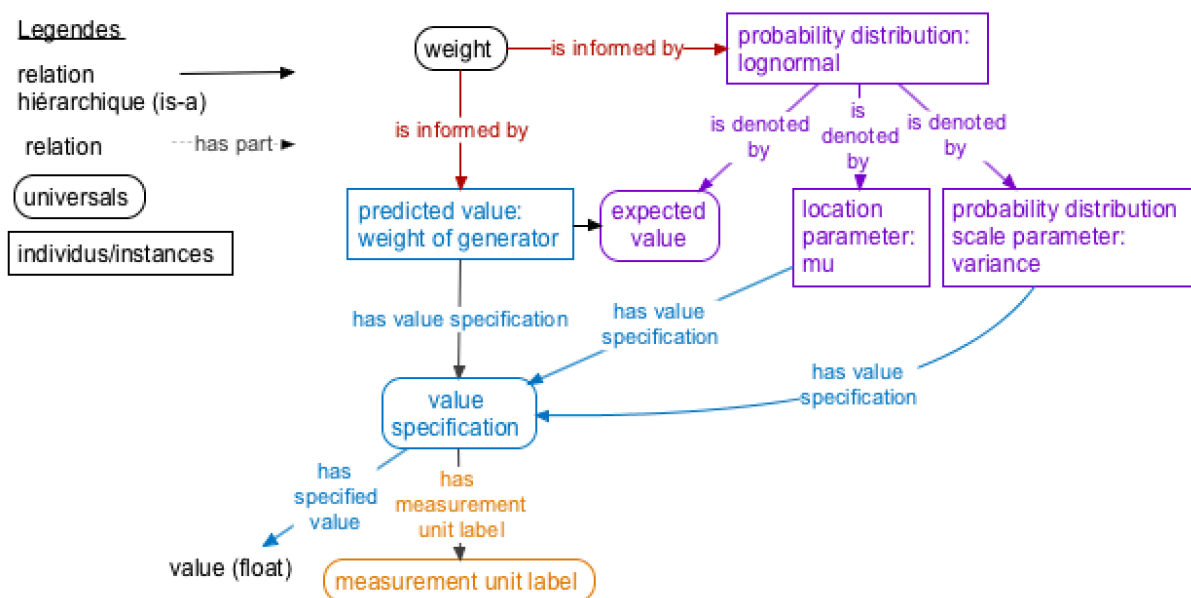


Figure 3-11 Représentation de la valeur de la masse du générateur et sa distribution log-normale à l'aide des ontologies BFO (noir), OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).

4.5 La représentation des UPR

Un UPR n'est pas une représentation d'un processus, mais un modèle associé à un jeu de données calculé à partir des données brutes des flux entrants et sortants du processus. Dans la pratique, un UPR est le résultat d'un traitement des données du processus étudié pour représenter ce qu'il a fallu produire pour une unité fonctionnelle du produit de référence. Le produit de référence représente le produit dont on souhaite analyser l'impact environnemental et l'unité fonctionnelle traduit la fonction du produit de référence. Selon que l'étude ACV est une analyse attributionnelle ou conséquentielle, et que le processus étudié fournisse plusieurs produits valorisables, la méthode de calcul pour obtenir l'UPR diffère. Si le processus à modéliser fournit plus qu'un produit valorisable, il existe plusieurs façons de calculer un UPR : i) par partitionnement, ou ii) par extension du système (voir chapitre 1).

- i) **Dans la modélisation par partitionnement**, les entrées et les sorties du système sont attribuées aux différents produits valorisables selon des coefficients de partitionnement. Avec un même processus, il y a autant d'UPR qu'il y a de produits valorisables, et à chaque UPR correspond un produit de référence. Les coefficients de partitionnement doivent représenter la causalité entre le produit et les flux induits. Ils peuvent être fonction du prix, du poids, du volumes, ou des contenus carbonés, etc.
- ii) **Dans la modélisation par extension du système**, les coproduits sont considérés comme des productions évitées. Il y a autant d'UPR que de produits valorisables, et à chaque UPR correspond à un produit de référence. Cependant, les flux d'entrées et de sorties sont attribués dans leurs totalités au produit de référence de l'UPR, quand les autres produits sont considérés comme des consommations négatives.

Pour un même processus, si plusieurs produits valorisables sont considérés, il y a autant de produits valorisables fois d'approches retenues (voir fig. 3.13.a). Dans la plupart des cas, un UPR est une image du processus, autrement dit les rôles réalisés par les échanges se retrouvent modélisés dans l'UPR. Par exemple, les données d'un coproduit vont jouer le rôle de coproduit dans la modélisation d'un UPR. Mais un analyste peut aussi vouloir créer un scénario dans lequel le coproduit est devenu le produit principal, et les déchets sont devenus des coproduits. Cette modification des rôles amène à une modélisation différente de l'UPR. Ainsi, selon le choix de modélisation et le contexte de l'étude, les données d'un échange peuvent jouer un rôle différent de celui de l'échange qu'il est pertinent de représenter. Ce rôle est traduit par le type des données (voir fig. 3.13.b). Aussi, certains UPR sont paramétriques. Dans ce cas, les valeurs des coefficients des UPR ne dépendent pas uniquement des approches de modélisation, par partitionnement ou extension de système, mais aussi des

paramètres considérés. Par exemple, un UPR d'un panneau photovoltaïque dépend de la radiation solaire moyenne. Si les données brutes d'un panneau photovoltaïque en Espagne sont utilisées pour calculer l'UPR au Groenland, il est nécessaire de les ajuster en fonction de la radiation solaire moyenne du Groenland (voir fig.13 b et c).

4.5.1 La représentation des liens de dépendance entre les données modélisées

Dans la pratique, pour réaliser un inventaire complet, on calcule un UPR pour chaque processus d'avant-plan. Si certains processus d'avant-plan sont dépendants entre eux, les UPRs sont reliés entre eux. Enfin, l'ensemble de processus d'avant-plan est relié aux données d'arrière-plan. Les données d'arrière-plan utilisées sont des ICVs provenant d'une ou plusieurs bases de données. La liaison entre les UPR se fait en liant les coefficients des produits intermédiaires et des coproduits aux produits de références correspondants (voir fig. 3.14.a). Ensuite, les coefficients restants sont reliés aux jeux de données des bases de données génériques via leur nomenclature (voir fig. 3.14.b). Cependant, les nomenclatures des bases de données ne correspondent pas toujours aux produits, aux services, aux ressources ou aux émissions des processus étudiés. De plus, elles varient selon les fournisseurs et les versions des bases de données. Ainsi, il arrive que les échanges des processus fonctionnels que l'on souhaite modéliser à l'aide des données génériques n'existent pas dans les nomenclatures des bases de données utilisées. Dans ce cas, l'analyste réalise des hypothèses et des approximations. Par exemple, Arvesen et al. (2013) ont modélisé les 23 tonnes d'acier magnétique du générateur d'éolienne étudié comme de l'acier faiblement allié. A l'aide de cette approximation, ils ont pu relier leur jeu de données à ceux de la base Ecoinvent 2, et calculer l'ICV et l'ACV du générateur (voir fig. 3.14.c).

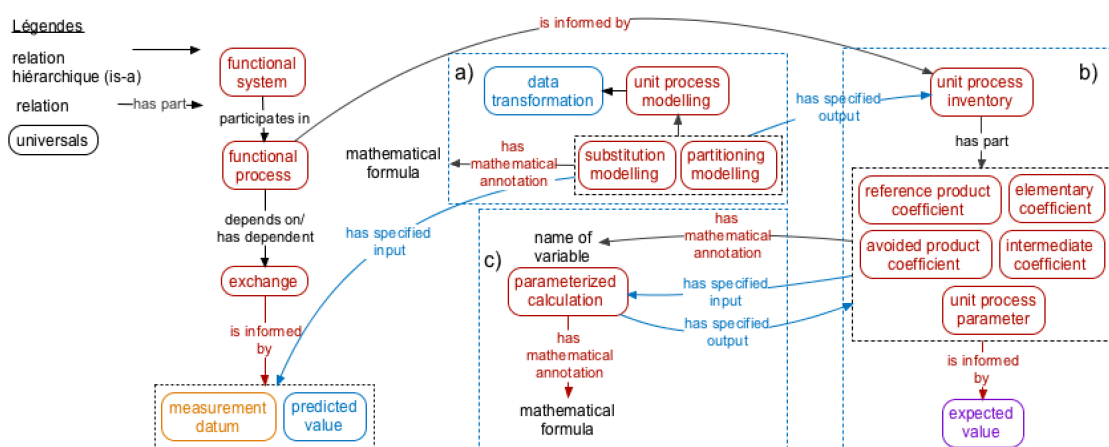


Figure 3-13 Représentation de a) l'étape de modélisation des données relatives aux processus fonctionnels en UPR, b) des UPR et c) du rôle que joue la donnée lors de la modélisation à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).

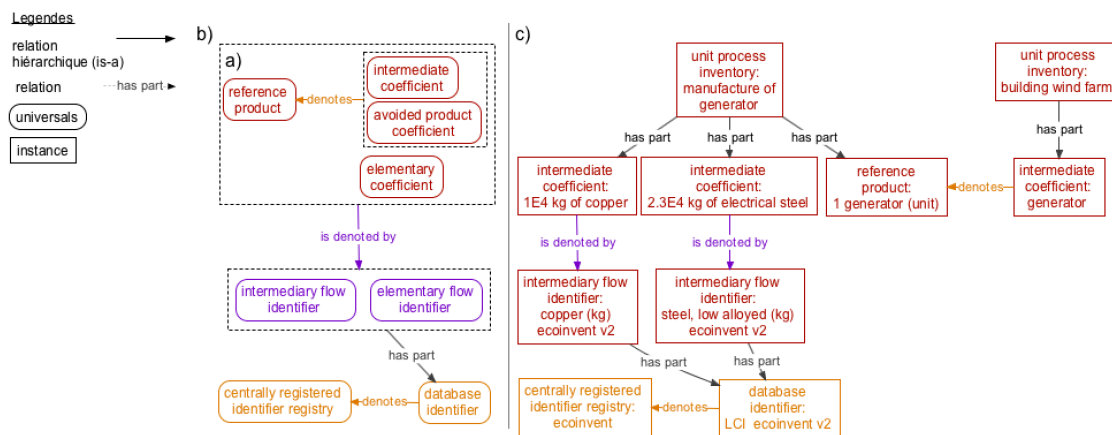


Figure 3-14 Représentation de a) du lien entre les coefficients des UPR, b) entre les coefficients des UPR et la nomenclature des bases de données, et c) d'un exemple avec le cas d'un générateur d'éolienne, à l'aide des ontologies IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).

4.5.2 La représentation des résultats d'inventaires et d'analyses de cycle de vie

Le module IEO-LCA permet la représentation des UPR, mais aussi des résultats d'ICV et d'ACV. Les ICV représentent l'ensemble des échanges réalisés avec la biosphère, autrement dit la somme des coefficients élémentaires pour fournir une unité fonctionnelle du produit de référence (voir fig. 3.15.a). Les ACV représentent les mécanismes et les dommages environnementaux induits pour la production d'une unité fonctionnelle du produit de référence. Ces mécanismes et ces dommages environnementaux sont traduits à l'aide d'indicateurs et quantifiés par des scores d'impact (voir fig. 3.15.b). Ces scores d'impact sont calculés à partir des facteurs de caractérisations des indicateurs de chaque coefficient élémentaire (voir fig 3.15.c). Dans la pratique, le calcul des ICV et des ACV sont dépendantes des bases de données d'ACV qui fournissent à la fois les données nécessaires pour intégrer l'ensemble du cycle de vie du processus étudié, la nomenclature des coefficients élémentaires, et les facteurs de caractérisations des indicateurs pour chaque coefficient élémentaire. En effet, les définitions des coefficients élémentaires et des facteurs de caractérisation associés sont réalisées en amont de la pratique des ICV et des ACV. Les indicateurs et les méthodologies de calcul des facteurs de caractérisation sont le résultat de recherches spécifiques à la quantification des impacts environnementaux (Jolliet et al., 2003 ; Huijbregts et al., 2017). Ces résultats sont ensuite adaptés et intégrés aux bases de données d'ACV.

Le module IEO-LCA permet la représentation réaliste des processus industriels, des données associées et des modélisations issues des outils ACV. Mais le module ne fournit pas les types nécessaires à la représentation des autres outils de l'écologie industrielle, en particulier les IOA. Pour la représentation des IOA, l'ontologie IEO a un autre module, similaire dans sa construction, mais qui fournit les types adéquats à la représentation des IOA.

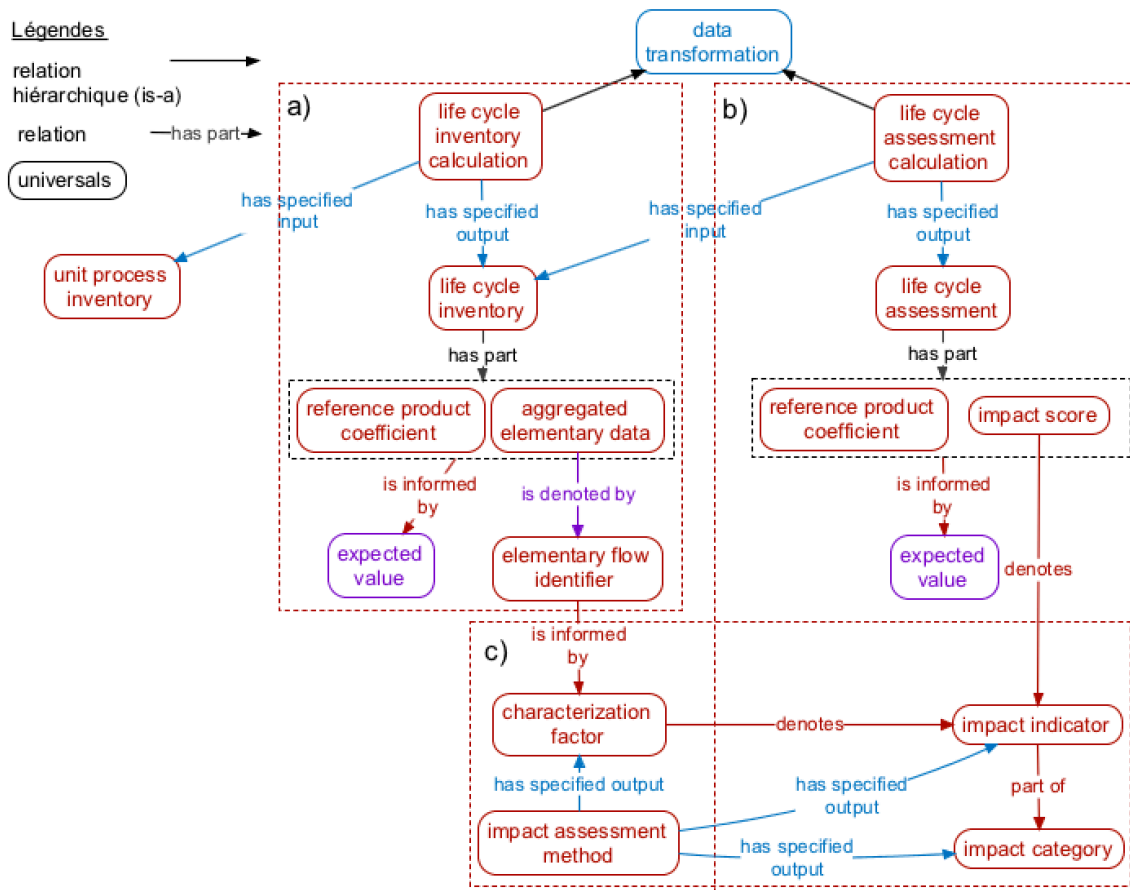


Figure 3-15 Représentation a) d'un ICV, b) d'un ACV, et c) des indicateurs et des facteurs de caractérisations associés à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI (bleu), STATO (violet) et IEO (rouge).

5 Le module IEO-IO pour la représentation des activités des secteurs industriels

5.1 Le module IEO-IO : une structure similaire à celle du module IEO-LCA

Le module IEO-IO permet la représentation des échanges physiques et monétaires des secteurs industriels, ainsi que les coefficients techniques et d'intervention associés. Le module se concentre seulement sur la représentation des données des échanges intersectoriels et avec l'environnement. Autrement dit, les aspects de consommation des acteurs finaux tels que les ménages ou les gouvernements, la valeur ajoutée, les salaires, la taxation, et les facteurs de caractérisation des indicateurs environnementaux ne sont pas représentés.

Les données des échanges intersectoriels des modèles IOA sont calculées à partir des données statistiques des consommations et des productions des secteurs industriels des régions étudiées. Ces statistiques se présentent sous forme de tableaux de consommation, de production, d'extraction des ressources et d'émissions. A partir de ces tableaux sont créées deux matrices. La matrice des coefficients techniques qui représente les échanges intersectoriels, et la matrice

d'interventions qui représente les coefficients d'échange avec l'environnement. Dans la pratique, les outils et la démarche des IOA et des ACV sont similaires, mais les dimensions spatiales et temporelles diffèrent. Du point de vue spatial, un IOA s'appuie sur une modélisation des échanges économiques à l'échelle macroscopique, souvent à l'échelle des pays et des secteurs industriels, quand les ACV s'appliquent à une échelle des processus industriels. Du point de vue temporel, les IOA représentent les échanges sur une période donnée – souvent une année – lorsqu'une ACV doit prendre en compte l'entièreté de la durée de la vie du processus industriel. En dehors de cette distinction, et du vocabulaire associé, les informations relatives à une IOA peuvent se représenter d'une façon similaire à ceux d'une ACV. De fait, le module IEO-IO reprend la structure du module IEO-LCA. Il adapte les types sans modifier les relations de propriétés.

5.1.1 La représentation des tables entrées-sorties et les choix de modélisation

A ce stade de développement, l'ontologie IEO a été développée pour représenter les données relatives à la construction des modèles EE-IOA nécessaire au calcul de la consommation intermédiaire pour une demande finale donnée, et non les données brutes ou intermédiaires relatives aux systèmes fiscaux, les valeurs ajoutées, les salaires ou les comptes satellitaires². La représentation de ces dernières nécessite un important travail de développement qui n'a pas été effectué du fait des objectifs de la thèse.

Les activités économiques correspondent à des processus industriels agrégés qui induisent des échanges de biens et services, consommés et produits. Ces activités font intervenir des systèmes économiques qui correspondent aux capitaux physiques et humains productifs (voir fig. 16.a). Dans la pratique, les activités économiques et les produits que consomment ou fournissent les activités sont structurées selon une certaine nomenclature, en branche sectorielle ou d'activité, et les produits en catégories de produits. Les échanges sont représentés par la quantité totale branche par branche des productions, des consommations, des importations et des exportations des catégories de produits sur une période donnée – souvent une année. Ces informations sont rassemblées sous le terme de table d'entrées-sorties (SUT) (voir fig. 16.b). De la même façon que pour les UPR, il existe plusieurs modèles d'IOA pour un même jeu de données issu des SUT. Ainsi, le module IEO-IO permet la représentation de l'étape de calcul (voir fig. 16.c) pour l'obtention des tables symétriques des modèles IOA (voir fig. 16.d).

Contrairement au module IEO-LCA, la dimension de la fonctionnalité des activités économiques n'est pas représentée. Le niveau d'agrégation des systèmes, des activités économiques et la méthodologie de récolte des données, ne permet

² Voir Eurostat (2008) pour la description complète des tables entrées-sorties, dont les IOA-EE ne sont que les modèles analytiques dérivés.

pas d'identifier et d'attribuer des fonctions. Par exemple, un câble de cuivre et un tube de cuivre peuvent se retrouver dans la même catégorie de produit.

5.2 La représentation des métadonnées

5.2.1 L'annotation des données

Les métadonnées correspondent aux données qui informent, définissent et décrivent les données. Par exemple, les dates de création de la donnée, son auteur et sa description sont des métadonnées. Dans l'ontologie IEO, les relations d'annotations, contrairement aux relations de propriété, ne sont pas contraintes. De fait, toute entité peut être annotée sans limite, et dans n'importe quelle langue, par des noms, des commentaires, des descriptions, des définitions, etc. Ces annotations sont essentielles pour expliciter les informations enregistrées et les rendre intelligibles pour l'homme.

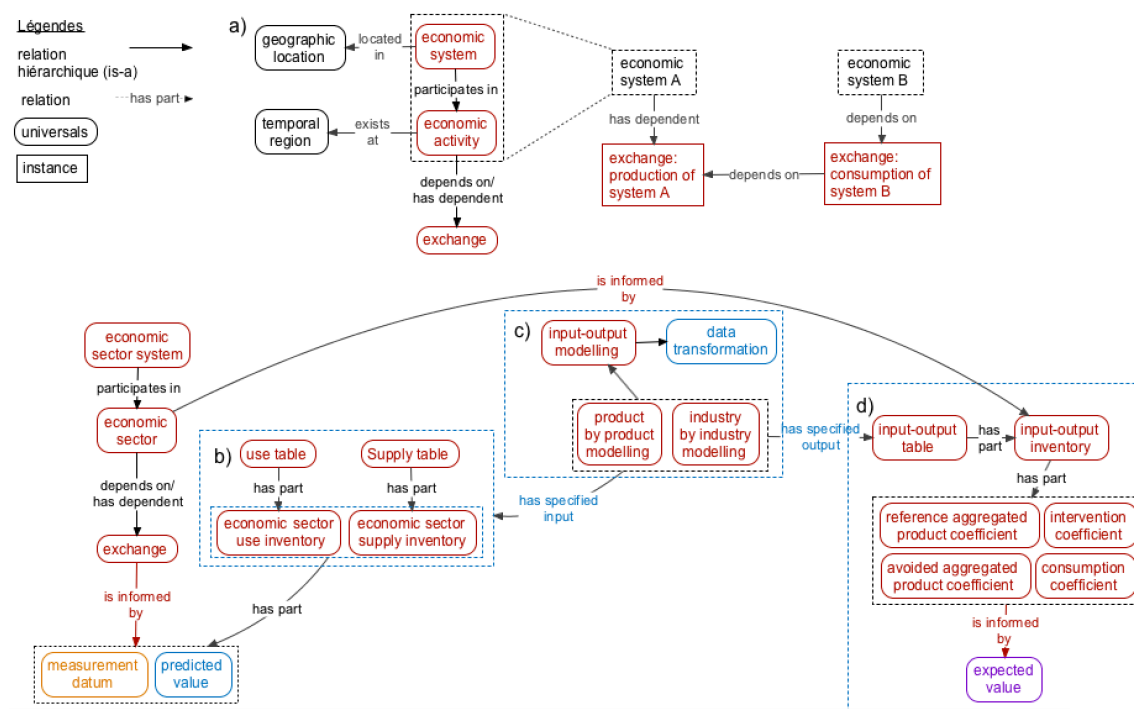


Figure 3-16 En haut : a) représentation des activités économiques et leur interdépendance ; en bas : représentation b) des TES, c) le choix de modélisation d'IOA, d) et du modèle IOA à l'aide des ontologies BFO/RO (noir), OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).

Au delà de ces annotations, l'ontologie IEO intègre la possibilité de lier une entité à une référence. Pour cela, l'ontologie IEO reprend la structure de l'ontologie Bibo (Frédéric Giasson, Bruce D'Arcus, 2009) (voir fig 3.17.a), qui permet de lier n'importe quelle instance à une source ou une référence, telles qu'un article de journal scientifique, une conférence, un document technique d'un constructeur, etc. (voir fig. 3.17.b).

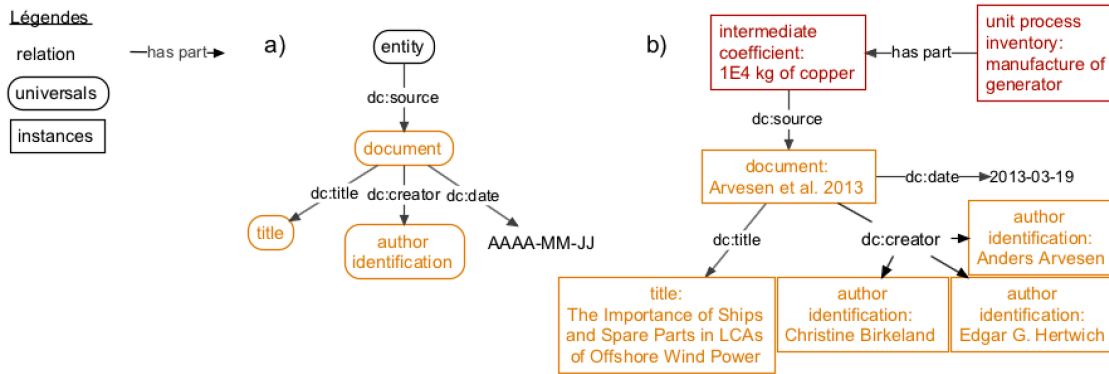


Figure 3-17 Représentation a) de la structure de l'ontologie Bibo, et b) d'un exemple d'application à l'aide des ontologies IAO (orange) et IEO (rouge).

5.3 La qualité des données

La qualité des données au regard des objectifs de la modélisation est une donnée importante pour le modélisateur, que ce soit pour les ACV ou les IOA. L'ontologie IEO permet la représentation de la qualité des données telle que les matrices de « pedigree » utilisées en ACV par la base de données Ecoinvent (Hans-Jörg Althaus et al., 2007) (voir fig. 3.18). Ces matrices de « pedigree » sont constituées de cinq indicateurs qui renseignent sur la qualité d'une donnée au regard de son usage, et sont utilisées pour modifier la variance des incertitudes de la donnée. Ces indicateurs sont : la fiabilité, la complétude, les corrélations temporelle, géographique et technologique. Au-delà des matrices de « pedigree », l'ontologie IEO intègre les indicateurs de qualité développés par Zaveri et al. (2016) et recommandés par le W3C (Riccardo Albertoni et al., 2016) pour mesurer la qualité des données.

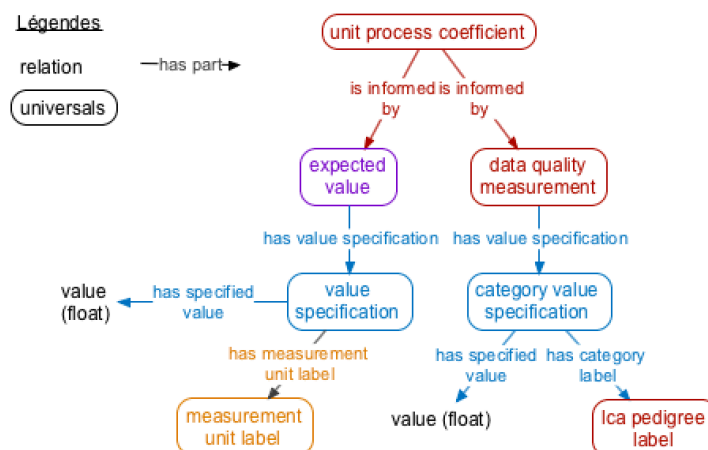


Figure 3-18 Représentation de la qualité d'un coefficient d'un UPR avec les indicateurs de « pedigree », à l'aide des ontologies OBI (bleu), IAO (orange), STATO (violet) et IEO (rouge).

6 Discussion : une nouvelle ontologie pour l'écologie industrielle

L'ontologie IEO permet la représentation des processus industriels, des activités économiques sectorielles et les données associées. Elle est la première ontologie à avoir été construite avec les meilleures pratiques concernant la gestion des données liées et les enseignements issus de l'expérience du domaine du biomédical. L'ontologie IEO répond à la fois aux difficultés que les praticiens rencontrent concernant l'interopérabilité des bases de données et à la sémantique des données dans le domaine de l'écologie industrielle. Dans cette section, je présente les caractéristiques de l'ontologie IEO pour la gestion des données et son application pour la création d'une plateforme de type wiki pour gérer l'information de façon collaborative, qui a été le travail principal mené pendant mon doctorat.

6.1 Un nouveau format de données flexible et évolutif avec une dimension sémantique

Comparer aux bases de données préexistantes, telles que celles de Ecoivent ou ILCD, celles basées sur l'ontologie IEO présentent plusieurs avantages : i) une structuration claire de l'information, dans sa définition et sa structure, ii) une flexibilité d'usage, iii) une capacité d'évolution, et iv) prévient l'effet « silo » de l'information.

Une base de données basée sur l'ontologie IEO permet de représenter les données telles qu'elles sont réellement. Les entités mesurées, les informations et les données relatives de ces entités, ainsi que les données de modélisation sont strictement différenciées. Les UPR, les ICV, les ACV ou les tables entrées-sorties symétriques des IOA sont représentés comme ils sont, c'est à dire des modélisations. Ils sont représentés indépendamment des données réelles des processus ou des activités économiques sectorielles. Ainsi, l'ontologie permet la représentation des processus ou des économies analysés jusqu'aux modèles ACV ou IOA. La diffusion de ces deux types d'informations facilite la vérification et la reproduction des résultats de l'étude, et de réutiliser les données au-delà de l'étude initiale.

Les technologies du web sémantique ont été conçues pour gérer les informations et les données de façon décentralisée. Il est possible de stocker et de gérer l'information sur une seule base de donnée sémantique, ou de la subdiviser en plusieurs bases sans nuire à l'intégrité de l'information. Par exemple, les informations et les données brutes peuvent être gérées séparément des données de modélisation, que ce soit pour des raisons de confidentialité, de maintenance ou d'usage. Elles peuvent ensuite être intégrées les unes aux autres sans difficultés techniques.

L'ontologie IEO est évolutive et n'est pas limitée à son état de développement actuel. Basée sur une approche réaliste, une base de donnée structurée par l'ontologie IEO peut intégrer de nouvelles représentations de l'information et des données relatives à l'écologie industrielle sans besoin de modifier la structure initiale. Il est ainsi possible d'intégrer de nouveaux types et de nouvelles relations à l'ontologie IEO sans nuire à l'interopérabilité de la base de données, ou sans devoir créer une nouvelle base de données. Cependant, l'évolution de l'ontologie ne doit pas se faire au détriment de l'interopérabilité. Autrement dit, les principes appliqués pour la création de l'ontologie IEO doivent être respectés lors de ses évolutions, en particulier la cohérence logique et l'orthogonalité. Contrairement aux ontologies proposées actuellement, comme celles proposées par Zhang et al. (2015) ou Kuczynski et al. (2016), l'ontologie IEO est basée sur une représentation réaliste et le respect des principes de la plateforme OBO. Ces caractéristiques lui permettent d'être compatible avec les ontologies qui suivent ces mêmes contraintes. Les bases de connaissance basées sur IEO sont interopérables entre elles, mais aussi avec des bases de connaissance d'autres domaines. Par exemple, elles peuvent intégrer des données provenant des domaines de l'environnement structurées avec l'ontologie ENVO, ou du développement durable structurées avec l'ontologie SDGIO. L'ontologie IEO est donc une solution aux problèmes majeurs qui limitent le développement des outils d'ACV et d'EE-IOA, à savoir l'accès aux informations et aux données, et la signification de la donnée. De plus, elle facilite techniquement la gestion décentralisée et l'intégration des données entre-elles.

6.2 Création d'une plateforme wiki basée sur l'ontologie IEO

6.2.1 *Intégration de l'ontologie IEO à une plateforme de type Wiki.*

Un des aspects critiques des ACV et des EE-IOA est la collecte des données, leur vérification puis leur traitement systématique et automatisé via des algorithmes informatiques. Ces étapes consomment beaucoup de temps et nécessitent une expertise spécifique. Or les données récoltées et mises en forme pour les ACV, EE-IOA ou approches hybrides peuvent être utiles pour d'autres études avec d'autres objectifs. Par exemple, les données issues des études ACV et IOA peuvent être réutilisées pour calculer la consommation de minéraux pour réaliser un scénario de transition énergétique (Vidal et al., 2013 ; Hertwich et al., 2014, Vidal, 2017), ou estimer la vulnérabilité d'une technologie à la rupture d'approvisionnement en fonction de ses composants (Gemechu et al., 2015). La mise en place d'une plateforme wiki sémantique basée sur l'ontologie IEO permet de structurer l'information de sorte à maximiser sa valorisation en gérant l'information de façon collaborative, c'est-à-dire en s'appuyant sur l'expertise de l'ensemble des participants pour alimenter et vérifier la qualité des données.

Un prototype de plateforme wiki sémantique a été développé dans le cadre de ma thèse. Ce prototype s'appuie sur la plateforme OntoWiki développée par l'université de Leipzig (Auer et al., 2006). La plateforme OntoWiki s'apparente à

une interface internet entre une ou plusieurs bases de connaissance pour faciliter l'alimentation, l'édition et la visualisation des données. Elle a été développée pour gérer l'information de façon collaborative et réutilise pour partie les principes d'un wiki, à savoir la possibilité de commenter une information ou une donnée, de lancer des discussions et de conserver les traces de modifications des données.

J'ai choisi la plateforme OntoWiki plutôt que d'autres plateformes sémantiques telles que le wiki sémantique de MediaWiki (Cruz, 2006), ou Wikidata de la fondation Wikipedia (Erxleben et al., 2014), car elle distingue la gestion des données de leur diffusion. La gestion des données est réalisée via une interface d'édition permettant de naviguer dans des bases de connaissance complexes, alors que leur diffusion est réalisée via une interface de type site internet permettant de restituer l'information sur un format plus grand public. Le prototype de plateforme wiki sémantique développé au cours de cette thèse est constitué de l'ensemble d'éléments suivant:

- i) deux scripts pour transformer et alimenter la base de connaissance par des données provenant de base de données préexistantes ;
- ii) un éditeur d'ontologie pour mettre à jour ou corriger la ou les ontologies utilisées ;
- iii) la plateforme OntoWiki et ses extensions pour alimenter, éditer, visualiser, commenter et discuter des données ;
- iv) une couche logicielle pour exploiter les données pour des ACV ou des IOA. Le prototype fournit une solution concrète au développement d'une plateforme collaborative de type Wiki telle que proposée par Davis et al. (2010) et Patard (2015).

Les scripts comprennent un script de transformation des données d'ACV et un script de transformation des données des IOA. J'ai écrit le premier script pour pouvoir importer dans notre base de connaissance des données aux formats Ecospold 2 telles que les fichiers d'Ecoinvent ou des fichiers créés à partir d'OpenLCA. Le deuxième script a été écrit pour importer les données des SUT des IOA au format CSV telles qu'Exiobase 2 (voir fig. 3.12). Il faut noter que certains jeux de données provenant de la base de données Ecoinvent et ILCD ne sont pas compatibles avec la structure de l'ontologie IEO. Par exemple, les jeux de données représentant des processus industriels qui sont la combinaison de plusieurs étapes ne sont pas compatibles avec la représentation des processus de l'ontologie IEO qui distinguent les différents cycles de vie. Une adaptation complète des données provenant nécessite un travail humain conséquent. Cependant, dans un premier temps, ces données sont utilisées pour fournir une base de connaissance générique.

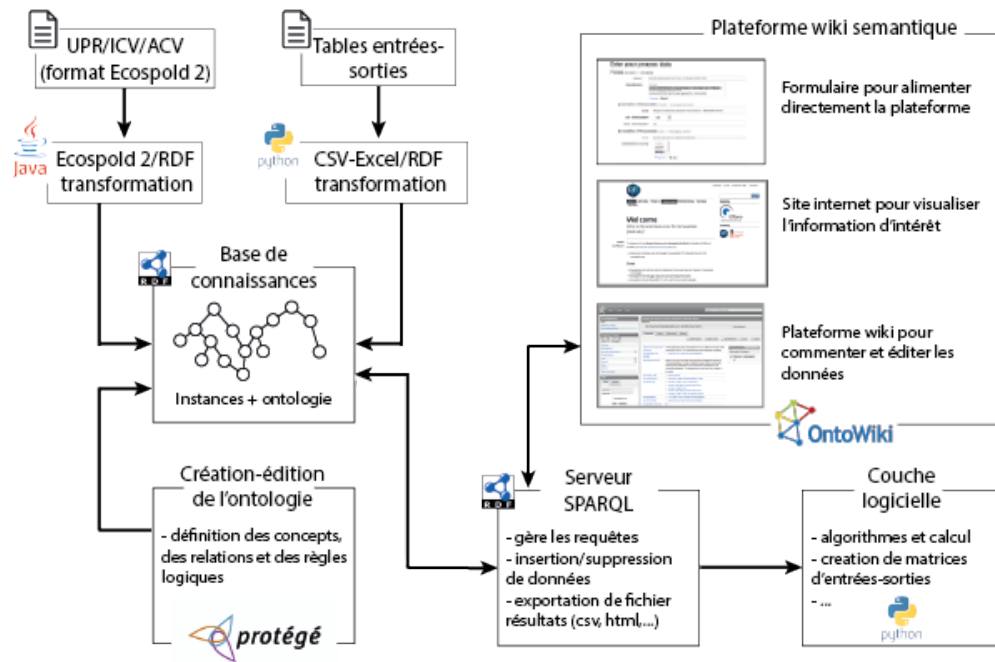


Figure 3-19 Ecosystème logiciel autour de la plateforme wiki sémantique Ontowiki.

6.2.2 La gestion de l'information selon la confidentialité

La plateforme prototype peut stocker l'ensemble des informations relatives à un domaine de connaissance dans une seule et même base de connaissance, ou dans plusieurs bases de connaissance compatibles entre-elles. La base connaissance peut être subdivisée si l'accès à une partie de la base de connaissance doit être différenciée du reste. Les raisons de la différenciation peuvent être dues à la confidentialité ou aux droits de diffusion des données. En effet, un analyste ACV utilise des données provenant de différentes sources, telles que les bases de données, les publications scientifiques ou d'industriels. Ces données ne sont pas soumises aux mêmes droits d'utilisation ou de diffusion. Par exemple, les bases de données Ecoinvent ou Gabi sont propriétaires. La diffusion et l'usage de ces données sont limités par une licence d'usage. Elles ne peuvent pas être diffusées librement pour des raisons légales, mais elles restent indispensables pour réaliser une ACV. Notre approche offre ainsi une solution technique au principe proposé par Kuczenski (2015) et Kuczenski et al. (2016) pour gérer séparément les bases de données propriétaires de celles publiques.

6.2.3 Exploitation de la plateforme pour le cas du calcul d'un inventaire de cycle de vie

Pour calculer un inventaire tout en gérant de façon différenciée l'information des bases de données propriétaire du reste, la plateforme doit intégrer au minimum deux bases de connaissance : a) la base de données basée sur l'ontologie IEO relative aux données brutes, b) la base de données correspondant aux données génériques, et c) que les deux bases partagent un ensemble d'identifiants communs qui fait office de liaison entre elles (voir fig. 3.20). Ces identifiants

communs représentent la nomenclature des flux intermédiaires et élémentaires. À l'aide de cette structure, il devient possible de calculer des inventaires de cycle de vie.

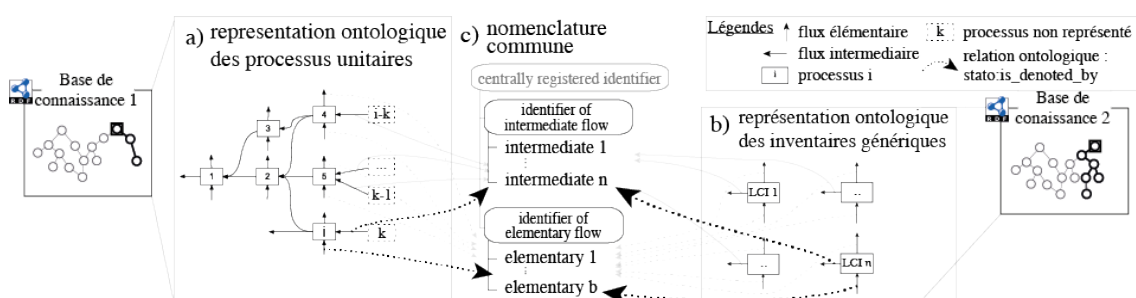


Figure 3-20 Principe de gestion différenciée des bases de connaissance, avec a) une base de connaissance représentant les UPR, b) une base de connaissance générique de LCI nécessaire au calcul des ACV, et c) les identifiants communs à chacune des bases de connaissance.

Le calcul de l'inventaire peut se faire avec une approche matricielle, via l'approche de Leontief (Heijungs, Suh, 2006). Il suffit de construire la matrice A représentant les échanges entre les processus et la matrice B représentant les échanges entre les processus et l'environnement à partir des deux bases de données (voir fig. 3.21). Puis, à l'aide de ces matrices et de l'équation (1), il est possible de calculer l'inventaire e pour une demande finale donnée f :

$$e = B \cdot A^{-1} \cdot f \quad (1)$$

Cette approche permet de calculer des ICV tout en gérant séparément les données incompatibles en terme de licence d'usage. Chacune des bases de connaissance peut être alimentée, éditée, commentée, discutée et animée par une communauté différente. Cette approche peut s'appliquer à plus de deux bases de connaissance et par extension, peut être généralisée à l'ensemble des outils de l'écologie industrielle.

6.1 Les limites et contraintes de l'approche ontologique

L'approche ontologique permet de stocker l'information avec sa dimension sémantique. Cependant, elle ne permet pas de définir la sémantique d'une donnée quand celle-ci n'a pas été définie au préalable. Aussi, les informations actuellement disponibles dans les bases de données génériques existantes ou les publications scientifiques, ne sont pas systématiquement formatées de sorte à pouvoir être intégrées à une base de connaissance basée sur l'ontologie IEO sans un travail humain préalable, qui peut être conséquent. Il est important de sensibiliser la communauté scientifique de l'écologie industrielle à la nécessaire adoption de meilleures pratiques dans la diffusion des données pour faciliter leur vérification et la reproduction des résultats, ainsi que leur réutilisation pour d'autres études. L'ontologie IEO est une partie de la solution à ces problèmes,

mais son utilisation doit au préalable être généralisée par les praticiens, ce qui nécessite une coopération de tous les acteurs de la discipline.

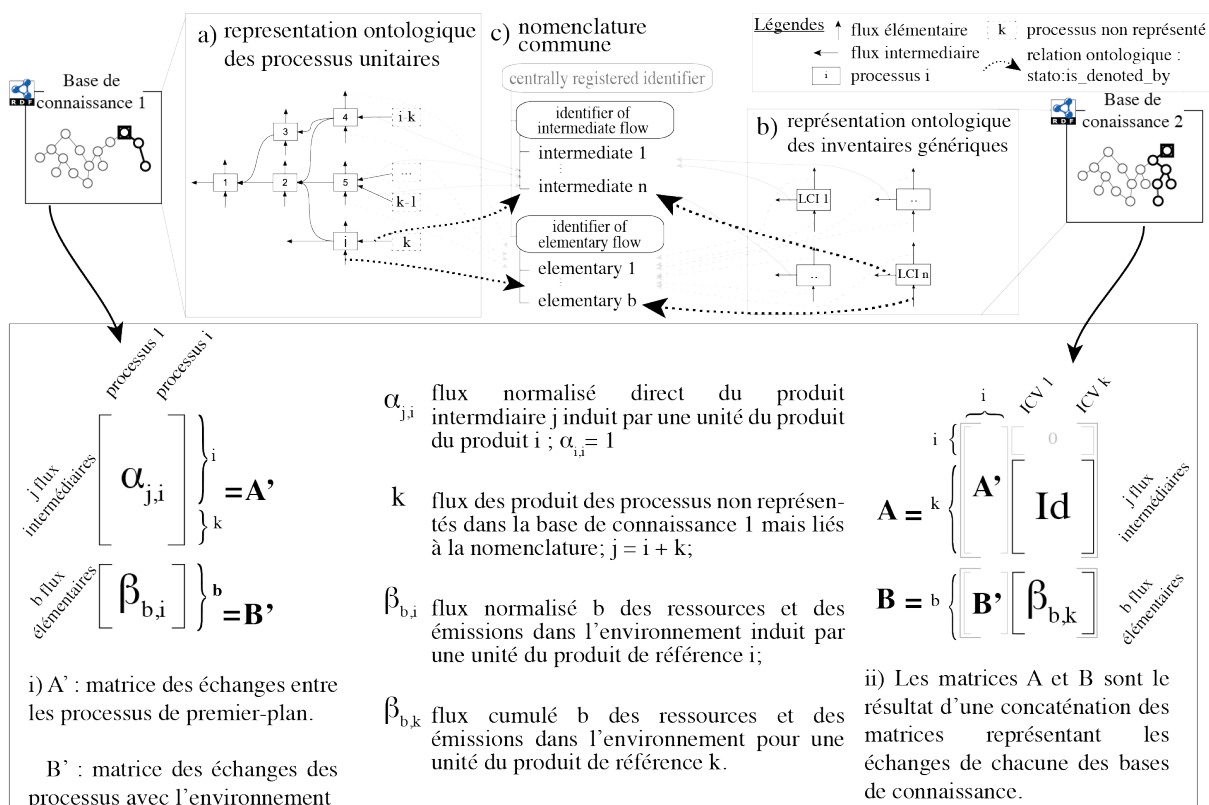


Figure 3-21 Principe de création des matrices A et B pour le calcul d'ICV.

7 Conclusion

Le domaine de l'écologie industrielle propose plusieurs outils pour estimer la consommation directe et indirecte de produits et de ressources, ainsi que l'impact environnemental induit par l'activité de l'homme. Les ACV permettent la modélisation des chaînes de valeurs d'un processus industriels et les EE-IOA, d'un secteur industriel. L'intérêt de ces outils est leur caractère quantitatif : ils reposent sur des données et fournissent des résultats quantitatifs. Cependant, leur intérêt est aussi leur faiblesse. La qualité des résultats fournis par les ACV et EE-IOA dépend entièrement de la qualité des données utilisées. Or la qualité, mais également l'accès et la possibilité de réutilisation des données utilisées lors des études ACV et EE-IOA sont sujets à de multiples critiques : une mauvaise transparence des données, une gestion des données toujours plus complexe et des variations dans leur représentation et signification. A ces difficultés s'ajoute la multiplication des formats informatiques et des outils logiciels pour la représentation, l'exploitation et la diffusion des informations. Ces difficultés peuvent être résolues en changeant les pratiques et les outils informatiques pour aller vers une normalisation, le web sémantique couplé aux bases de données ontologiques étant une voie prometteuse. L'information des bases de données ontologiques est structurée par un ensemble de concepts et des relations logiques

qui représentent l'information d'un domaine de connaissance donné et avec une sémantique est clairement définie et normalisée.

Afin d'éviter de développer une nouvelle famille d'outils non compatibles, la communauté de l'écologie industrielle doit absolument prendre en compte l'expérience des autres domaines de connaissances, en particulier celui du biomédical qui a été précurseur dans les efforts de normalisation de la représentation et des données lors du développement des projets de recherche sur le génome. Les travaux menés dans le domaine biomédical ont abouti à un ensemble de recommandations et de bonnes pratiques pour gérer l'information d'un domaine de connaissance donné, mais aussi pour assurer les conditions d'interopérabilité et l'intégration des bases de connaissance afin de maximiser la valorisation de l'information.

L'ontologie IEO présentée dans le présent travail a été créée selon les recommandations et les bonnes pratiques issues de l'expérience du biomédical. Elle s'appuie sur une représentation réaliste des données qui permet une structuration claire et non ambiguë de l'information, dans sa définition et sa structure, avec une flexibilité d'usage, une capacité d'évolution, prévenant l'effet « silo » de l'information. L'ontologie IEO fournit les éléments pour représenter l'ensemble des informations relatives aux ACV et aux EE-IOA. De plus, l'ontologie IEO est compatible avec les ontologies qui décrivent le domaine de l'écologie (ontologie ENVO) et du développement durable (ontologie SGDIO). Les caractéristiques de l'ontologie IEO en font donc un candidat de choix pour structurer l'information de l'écologie industrielle. Elle peut être intégrée aux nouvelles plateformes wiki sémantique telles que OntoWiki ou Wikidata. Cette solution fournit une interface graphique pour gérer de façon collaborative l'information, tout en préservant la structure de l'information pour assurer un traitement informatique et algorithmique. Ainsi, la plateforme wiki sémantique peut être utilisée pour alimenter et gérer l'information d'une part, et permettre l'accès aux données pour la création des outils ACV et EE-IOA d'autre part. Ainsi, l'ontologie IEO et la gestion de l'information via une plateforme wiki sémantique sont une solution qui répond aux besoins de la communauté de l'écologie industrielle.

8 Bibliographie

Anders Arvesen, Christine Birkeland, et Edgar G. Hertwich. 2013. « The Importance of Ships and Spare Parts in LCAs of Offshore Wind Power ». *Environmental Science & Technology* 47 (6):2948-56.

Andrew, Robbie M., et Glen P. Peters. 2013. « A multi-region input-output table based on the global trade analysis project database (gtap-mrio) ». *Economic Systems Research* 25 (1):99-121. <https://doi.org/10.1080/09535314.2012.761953>.

Arp, Robert, Barry Smith, et Andrew D. Spear. 2015. *Building Ontologies with Basic Formal Ontology*. The MIT Press.

- Auer, Sören, Sebastian Dietzold, et Thomas Riechert. 2006. « OntoWiki – A Tool for Social, Semantic Collaboration ». In *The Semantic Web - ISWC 2006*, édité par Isabel Cruz, Stefan Decker, Dean Allemang, Chris Preist, Daniel Schwabe, Peter Mika, Mike Uschold, et Lora M. Aroyo, 736-49. *Lecture Notes in Computer Science 4273*. Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/11926078_53.
- Ayres, Robert U., et Leslie Ayres, éd. 2002. *A handbook of industrial ecology*. Cheltenham, UK ; Northampton, MA: Edward Elgar Pub.
- Bandrowski, Anita, Ryan Brinkman, Mathias Brochhausen, Matthew H. Brush, Bill Bug, Marcus C. Chibucos, Kevin Clancy, et al. 2016. « The Ontology for Biomedical Investigations ». *PLOS ONE* 11 (4):e0154556. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154556>.
- Buttigieg, Pier Luigi, Norman Morrison, Barry Smith, Christopher J. Mungall, et Suzanna E. Lewis. 2013. « The environment ontology: contextualising biological and biomedical entities ». *Journal of Biomedical Semantics* 4:43. <https://doi.org/10.1186/2041-1480-4-43>.
- Buttigieg, Pier Luigi, Evangelos Pafilis, Suzanna E. Lewis, Mark P. Schildhauer, Ramona L. Walls, et Christopher J. Mungall. 2016. « The environment ontology in 2016: bridging domains with increased scope, semantic density, and interoperation ». *Journal of Biomedical Semantics* 7:57. <https://doi.org/10.1186/s13326-016-0097-6>.
- Ceusters, Werner. 2012. « An information artifact ontology perspective on data collections and associated representational artifacts. » In *MIE*, 68–72. <https://books.google.fr/books?hl=fr&lr=&id=Hul-VBfW3LcC&oi=fnd&pg=PA68&dq=IAO+ontology&ots=k3ULrClKp0&sig=MIm7N7F8af04z5727ohDcpLMT5w>.
- Cruz, Isabel F., éd. 2006. *The Semantic Web: ISWC 2006: 5th International Semantic Web Conference, ISWC 2006, Athens, GA, USA, November 5-9, 2006: proceedings*. *Lecture notes in computer science 4273*. Berlin ; New York: Springer.
- Davis, Chris, Igor Nikolic, et Gerard P.J. Dijkema. 2010. « Industrial Ecology 2.0 ». *Journal of Industrial Ecology* 14 (5):707-26. <https://doi.org/10.1111/j.1530-9290.2010.00281.x>.
- Dietzenbacher, Erik, Bart Los, Robert Stehrer, Marcel Timmer, et Gaaitzen De Vries. 2013. « The construction of world input–output tables in the WIOD project ». *Economic Systems Research* 25 (1):71–98.
- Dong, Yan, et Michael Z. Hauschild. 2017. « Indicators for Environmental Sustainability ». *Procedia CIRP*, The 24th CIRP Conference on Life Cycle Engineering, 61 (janvier):697-702. <https://doi.org/10.1016/j.procir.2016.11.173>.
- Ecoinvent. 2017a. « ecoinvent database ». 2017. <http://www.ecoinvent.org/>.
- . 2017b. « ecoSpold2 ». *ecoSpold2*. 2017. <http://www.ecoinvent.org/data-provider/data-provider-toolkit/ecospold2/ecospold2.html>.
- ELCD3.2. 2015. « ELCD3.2 ». *EPLCA - European reference Life-Cycle Database*. 2015. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/ELCD3/index.xhtml?stock=default>.
- ENVO. 2017. « Environment Ontology ». 2017. <http://www.environmentontology.org/home>.
- Eora. 2017. « Full Eora ». *World MRIO*. 2017. <http://www.worldmrio.com/mrio/ftp.jsp>.
- EPLCA. 2017. « ILCD format ». *Developer - Life Cycle Data Network*. 2017. <http://eplca.jrc.ec.europa.eu/LCDN/developer.xhtml>.
- Erxleben, Fredo, Michael Günther, Markus Kröttsch, Julian Mendez, et Denny Vrandečić. 2014. « Introducing Wikidata to the linked data web ». In *The Semantic Web–ISWC 2014*, 50–65. Springer. http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-11964-9_4.

- ESIP. 2017. « ESIP Ontology Portal ». 2017. <http://semanticportal.esipfed.org/ontologies>.
- European Commission, Joint Research Centre, et Institute for Environment and Sustainability. 2010. *General Guide for Life Cycle Assessment - Detailed Guidance*. International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook. Luxembourg: Publications Office.
- Eurostat, éd. 2008. *Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables*. 2008 edition. Luxembourg: Eurostat.
- . 2017. « Eurostat Database ». 2017. <http://ec.europa.eu/eurostat/web/esa-supply-use-input-tables/data/database>.
- FAO. 2016. « Sustainable Development Goals Interface Ontology (SDGIO) on support of United Nations Sustainable Development Goals (SDG) Project ». *Agricultural Information Management Standards (AIMS)*. 2016. <http://aims.fao.org/activity/blog/sustainable-development-goals-interface-ontology-sdgio-support-united-nations>.
- Finkbeiner, Matthias, Atsushi Inaba, Reginald Tan, Kim Christiansen, et Hans-Jürgen Klüppel. 2006. « The New International Standards for Life Cycle Assessment: ISO 14040 and ISO 14044 ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (2):80-85. <https://doi.org/10.1065/lca2006.02.002>.
- Finnveden, Göran, Michael Z. Hauschild, Tomas Ekvall, Jeroen Guinée, Reinout Heijungs, Stefanie Hellweg, Annette Koehler, David Pennington, et Sangwon Suh. 2009. « Recent developments in Life Cycle Assessment ». *Journal of Environmental Management* 91 (1):1-21.
- Frédéric Giasson, et Bruce D'Arcus. 2009. « The Bibliographic Ontology ». 4 novembre 2009. <http://bibliontology.com/>.
- Frischknecht, Rolf. 2004. « Transparency in LCA-a Heretical Request? » *The International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (4):211-13.
- GaBi. 2017. « GaBi Software ». 2017. <http://www.gabi-software.com/international/index/>.
- Gemechu, Eskinder D., Christoph Helbig, Guido Sonnemann, Andrea Thorenz, et Axel Tuma. 2015. « Import-Based Indicator for the Geopolitical Supply Risk of Raw Materials in Life Cycle Sustainability Assessments ». *Journal of Industrial Ecology*, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1111/jiec.12279>.
- González-Beltrán, Alejandra, Eamonn Maguire, Susanna-Assunta Sansone, et Philippe Rocca-Serra. 2014. « linkedISA: semantic representation of ISA-Tab experimental metadata ». *BMC Bioinformatics* 15 (14):S4. <https://doi.org/10.1186/1471-2105-15-S14-S4>.
- Grenon, Pierre, Barry Smith, et Louis Goldberg. 2004. « Biodynamic Ontology: Applying BFO in the Biomedical Domain ». *Studies in Health Technology and Informatics* 102:20-38.
- GTAP. 2017. « Global Trade Analysis Project ». Global Trade Analysis Project. 2017. <https://www.gtap.agecon.purdue.edu/default.asp>.
- Hans-Jörg Althaus, Gabor Doka, Roberto Dones, Thomas Hec, Stefanie Hellweg, Roland Hischier, Thomas Nemecek, Gerald Rebitzer, Michael Spielmann, et Gregor Wernet. 2007. « Overview and Methodology - Data v2.0 ». 1. ecoinvent report. Dübendorf: EcoInvent. http://www.ecoinvent.org/fileadmin/documents/en/01_OverviewAndMethodology.pdf.
- Heijungs, Reinout, et Sangwon Suh. 2006. « Reformulation of matrix-based LCI: from product balance to process balance ». *Journal of Cleaner Production* 14 (1):47-51. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2005.05.022>.
- Herre, Heinrich. 2010. « General Formal Ontology (GFO): A Foundational Ontology for Conceptual Modelling », 297-345. https://doi.org/10.1007/978-90-481-8847-5_14.

- Hertwich, Edgar G., Thomas Gibon, Evert A. Bouman, Anders Arvesen, Sangwon Suh, Garvin A. Heath, Joseph D. Bergesen, Andrea Ramirez, Mabel I. Vega, et Lei Shi. 2014. « Integrated Life-Cycle Assessment of Electricity-Supply Scenarios Confirms Global Environmental Benefit of Low-Carbon Technologies ». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, octobre, 201312753. <https://doi.org/10.1073/pnas.1312753111>.
- Hiederer, Roland, European Commission, Joint Research Centre, et Institute for Environment and Sustainability. 2011. *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment: Provisions and Action Steps*. Luxembourg: Publications Office.
- Hischier, Roland, Stefanie Hellweg, Christian Capello, et Alex Primas. 2004. « Establishing Life Cycle Inventories of Chemicals Based on Differing Data Availability (9 Pp) ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10 (1):59-67. <https://doi.org/10.1065/lca2004.10.181.7>.
- Hischier, Roland, et Tobias Walser. 2012. « Life cycle assessment of engineered nanomaterials: State of the art and strategies to overcome existing gaps ». *Science of The Total Environment* 425:271-82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.001>.
- Hobbs, Jerry R., et Feng Pan. 2006. « Time ontology in OWL ». W3C working draft 27:133.
- Huijbregts, Mark A. J., Zoran J. N. Steinmann, Pieter M. F. Elshout, Gea Stam, Francesca Verones, Marisa Vieira, Michiel Zijp, Anne Hollander, et Rosalie van Zelm. 2017. « ReCiPe2016: A Harmonised Life Cycle Impact Assessment Method at Midpoint and Endpoint Level ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 22 (2):138-47. <https://doi.org/10.1007/s11367-016-1246-y>.
- Hyland, Bernadette, Ghislain Ateazing, et Boris Villazón-Terrazas. 2014. « Best Practices for Publishing Linked Data ». 9 janvier 2014. <https://www.w3.org/TR/ld-bp/>.
- Ingwersen, Wesley W., Troy R. Hawkins, Thomas R. Transue, David E. Meyer, Gary Moore, Ezra Kahn, Peter Arbuckle, Heidi Paulsen, et Gregory A. Norris. 2015. « A New Data Architecture for Advancing Life Cycle Assessment ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 20 (4):520-26.
- Inomata, Satoshi, et Anne Owen. 2014. « Comparative evaluation of mrio databases ». *Economic Systems Research* 26 (3):239-44. <https://doi.org/10.1080/09535314.2014.940856>.
- ISA project. 2016. ISA-tools. Web Ontology Language. ISA tools. <https://github.com/ISA-tools/stato>.
- Islam, Samantha, S. G. Ponnambalam, et Hon Loong Lam. 2016. « Review on life cycle inventory: methods, examples and applications ». *Journal of Cleaner Production*, PRES'15: Cleaner energy planning, management and technologies, 136, Part B (novembre):266-78. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.144>.
- Jolliet, Olivier, Manuele Margni, Raphaël Charles, Sébastien Humbert, Jérôme Payet, Gerald Rebitzer, et Ralph Rosenbaum. 2003. « IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (6):324. <https://doi.org/10.1007/BF02978505>.
- Khan, Zubeida. 2011. « Extending ontology development methodologies with foundational ontologies ». <http://www.cair.za.net/sites/default/files/outputs/Thesis.pdf>.
- Konstantin, Stadler. 2014. « pymrio - multi regional input output analysis in python ». <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.1209339.v1>.
- Kuczenski, Brandon. 2015. « Partial Ordering of Life Cycle Inventory Databases ». *The International Journal of Life Cycle Assessment*, octobre, 1-11.

- Kuczynski, Brandon, Christopher B. Davis, Beatriz Rivela, et Krzysztof Janowicz. 2016. « Semantic Catalogs for Life Cycle Assessment Data ». *Journal of Cleaner Production* 137 (novembre):1109-17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.07.216>.
- Lenzen, Manfred, Daniel Moran, Keiichiro Kanemoto, et Arne Geschke. 2013. « Building eora: a global multi-region input–output database at high country and sector resolution ». *Economic Systems Research* 25 (1):20-49. <https://doi.org/10.1080/09535314.2013.769938>.
- Liu, Kevin Fong-Rey, Ming-Jui Hung, Po-Chung Yeh, et Jong-Yih Kuo. 2014. « GIS-Based Regionalization of LCA ». *Journal of Geoscience and Environment Protection* 02 (02):1-8. <https://doi.org/10.4236/gep.2014.22001>.
- Majeau-Bettez, Guillaume, Anders Hammer Strømman, et Edgar G. Hertwich. 2011. « Evaluation of Process- and Input–Output-based Life Cycle Inventory Data with Regard to Truncation and Aggregation Issues ». *Environmental Science & Technology* 45 (23):10170-77. <https://doi.org/10.1021/es201308x>.
- McGuinness, Deborah L. 2002. « Ontologies come of age ». *Spinning the semantic web: bringing the World Wide Web to its full potential*, 171–194.
- Mutel, Christopher L., et Stefanie Hellweg. 2009. « Regionalized life cycle assessment: computational methodology and application to inventory databases ». *Environmental science & technology* 43 (15):5797–5803.
- NCBO. 2016. « NCBO BioPortal ». 2016. <http://bioportal.bioontology.org/>.
- OBO Foundry. 2017. « The OBO Foundry ». 2017. <http://www.obofoundry.org/>.
- Ontobee. 2017. « Ontobee ». 2017. <http://www.ontobee.org/>.
- Patard, Rudy. 2015. « Proposal for Wiki Based Free-Open Journals ». <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01181142/document>.
- Pauliuk, Stefan, Guillaume Majeau-Bettez, Daniel B. Müller, et Edgar G. Hertwich. 2015. « Toward a Practical Ontology for Socioeconomic Metabolism ». *Journal of Industrial Ecology*.
- Pauliuk, Stefan, Guillaume Majeau-Bettez, Christopher L. Mutel, Bernhard Steubing, et Konstantin Stadler. 2015. « Lifting Industrial Ecology Modeling to a New Level of Quality and Transparency: A Call for More Transparent Publications and a Collaborative Open Source Software Framework ». *Journal of Industrial Ecology*, n/a-n/a.
- Redmond, Eric, Jim R. Wilson, et Jacquelyn Carter. 2012. *Seven databases in seven weeks: a guide to modern databases and the NoSQL movement*. Pragmatic programmers. Dallas, Tex: Pragmatic Bookshelf.
- Riccardo Albertoni, Antoine Isaac, Jeremy Debattista, Makx Dekkers, Christophe Guéret, Deirdre Lee, Nandana Mihindukulasooriya, et Amrapali Zaveri. 2016. « Data on the Web Best Practices: Data Quality Vocabulary ». 15 décembre 2016. <https://www.w3.org/TR/vocab-dqv/>.
- Sansone, Susanna-Assunta, Philippe Rocca-Serra, Dawn Field, Eamonn Maguire, Chris Taylor, Oliver Hofmann, Hong Fang, et al. 2012. « Toward Interoperable Bioscience Data ». *Nature Genetics* 44 (2):121-26. <https://doi.org/10.1038/ng.1054>.
- Smith, Barry, Michael Ashburner, Cornelius Rosse, Jonathan Bard, William Bug, Werner Ceusters, Louis J Goldberg, et al. 2007. « The OBO Foundry: coordinated evolution of ontologies to support biomedical data integration ». *Nature biotechnology* 25 (11):1251. <https://doi.org/10.1038/nbt1346>.
- Smith, Barry, et Werner Ceusters. 2010. « Ontological realism: A methodology for coordinated evolution of scientific ontologies ». *Applied Ontology* 5 (3-4):139-88. <https://doi.org/10.3233/AO-2010-0079>.

- Smith, Barry, Werner Ceusters, Bert Klagges, Jacob Köhler, Anand Kumar, Jane Lomax, Chris Mungall, Fabian Neuhaus, Alan L. Rector, et Cornelius Rosse. 2005. « Relations in biomedical ontologies ». *Genome Biology* 6:R46. <https://doi.org/10.1186/gb-2005-6-5-r46>.
- Smith, Barry, et Christopher Welty. 2001. « Ontology: Towards a new synthesis ». In *Formal Ontology in Information Systems*, 10:3–9. ACM Press, USA, pp. iii-x. <http://dl.acm.org/citation.cfm?id=505201>.
- Speck, Ricky, Susan Selke, Rafael Auras, et James Fitzsimmons. 2016. « Life Cycle Assessment Software: Selection Can Impact Results ». *Journal of Industrial Ecology* 20 (1):18-28. <https://doi.org/10.1111/jiec.12245>.
- STATO. 2016. « STATO ontology ». STATO: an Ontology of Statistical Methods. 2016. <http://stato-ontology.org/>.
- Suh, Sangwon. 2009. *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*. Springer Science & Business Media.
- Vidal, Olivier, Bruno Goffé, et Nicholas Arndt. 2013. « Metals for a Low-Carbon Society ». *Nature Geoscience* 6 (11):894-96. <https://doi.org/10.1038/ngeo1993>.
- W3C. 2008. « World Wide Web Consortium ». Extensible Markup Language (XML). 2008. <https://www.w3.org/XML/>.
- Wiebe, Kirsten S., et Norihiko Yamano. 2016. « Estimating CO2 Emissions Embodied in Final Demand and Trade Using the OECD ICIO 2015 ». *OECD Science, Technology and Industry Working Papers* 2016/05. <https://doi.org/10.1787/5jlrcm216xkl-en>.
- Wood, Richard, Konstantin Stadler, Tatyana Bulavskaya, Stephan Lutter, Stefan Giljum, Arjan de Koning, Jeroen Kuenen, et al. 2014. « Global Sustainability Accounting—Developing EXIOBASE for Multi-Regional Footprint Analysis ». *Sustainability* 7 (1):138-63.
- Yang, Yi. 2016. « Toward a more accurate regionalized life cycle inventory ». *Journal of Cleaner Production* 112, Part 1 (janvier):308-15. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.08.091>.
- Yang, Yi, Wesley W. Ingwersen, Troy R. Hawkins, Michael Srocka, et David E. Meyer. 2017. « USEEIO: A new and transparent United States environmentally-extended input-output model ». *Journal of Cleaner Production* 158:308-18. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.150>.
- Zalasiewicz, Jan, Mark Williams, Colin N. Waters, Anthony D. Barnosky, John Palmesino, Ann-Sofi Rönnskog, Matt Edgeworth, et al. 2016. « Scale and diversity of the physical technosphere: A geological perspective ». *The Anthropocene Review*, 2053019616677743.
- Zaveri, Amrapali, Anisa Rula, Andrea Maurino, Ricardo Pietrobon, Jens Lehmann, et Sören Auer. 2016. « Quality assessment for Linked Data: A Survey ». *Semantic Web* 7 (1):63-93. <https://doi.org/10.3233/SW-150175>.
- Zhang, Yingzhong, Xiaofang Luo, Jennifer J. Buis, et John W. Sutherland. 2015. « LCA-oriented semantic representation for the product life cycle ». *Journal of Cleaner Production* 86 (janvier):146-62. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.08.053>.

9 Annexe A : création et édition d'une ontologie avec le logiciel Protégé

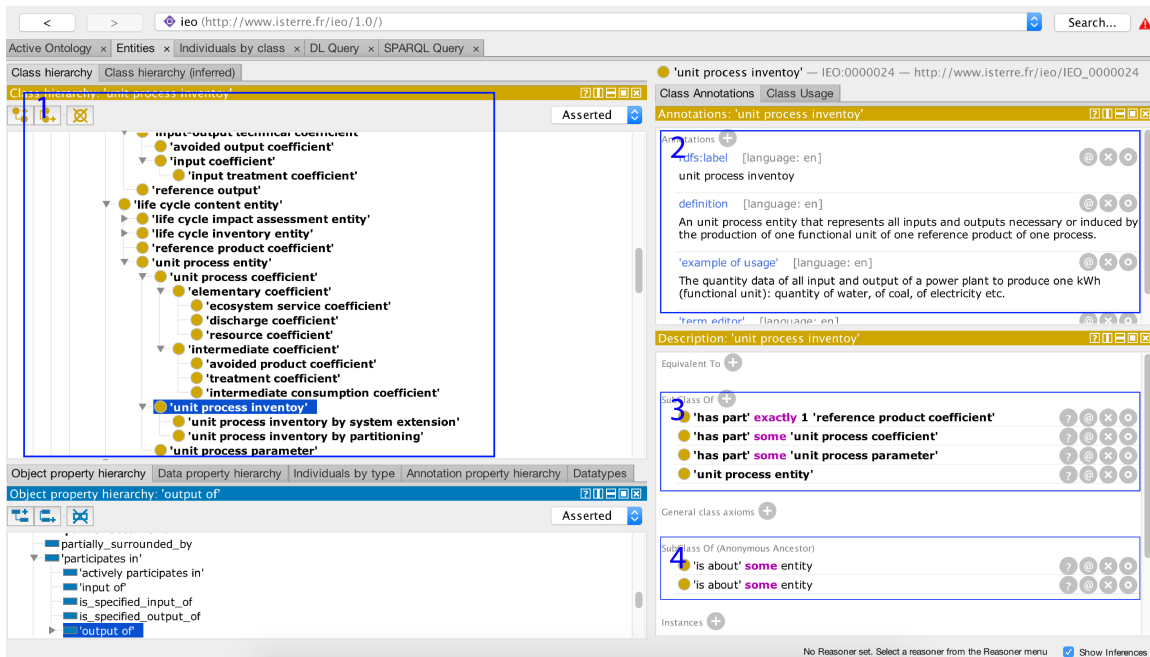


Figure 3-22 Eléments d'une ontologie : 1) la taxonomie des types et leurs relations hiérarchiques, 2) les relations d'annotations qui décrivent le type, 3) les relations d'objet du type et 4) les relations d'objet hérités d'un type.

10 Annexe B : les types de l'ontologie IEO et leur définition

L'ontologie IEO est codé selon une approche réaliste. Les types représentent les caractéristiques communes d'instances, ces dernières étant des portions d'information représentant une entité existant dans la réalité. Aussi, elle suit les recommandations de la plateforme OBO. Une des recommandations préconise que les types et les relations soient exprimées sous forme d'URI alpha numérique propre à chaque ontologie. Ces pratiques permettent d'éviter que deux types ou relations qui ont la même désignation dans leur ontologie respectif mais pas le même sens soit confondu. Par exemple, la relation de liaison entre une entité et une information est codé IEO_0000000 avec le label « is informed by » plutôt que directement isInformedBy. Une autre recommandation préconise de fournir pour chaque type ou relation un nom, une définition, un exemple, et la source ou l'auteur du terme.

Tableau 3-0-1 Types et relations de l'ontologie IEO

label	URI	Definition
is informed by	IEO_0000000	When an information content entity (ICE) is about an entity, this entity is informed by this ICE. The ICE informs something, i.e. give information about something.
has mathematical notation	IEO_0000028	A mathematical annotation is a mathematical symbol or expression used to represent the entity.
system	RO_0002577	A material entity consisting of multiple components that are causally integrated.
functional system	IEO_0000001	A system that fulfills at least one function or responds to at least one need.
economic sector system	IEO_1000001	A system of organised commercial or non-commercial relations between participants, having the capacity to solve a productive issue relating to a type of goods or services.
process	BFO_0000015	An occurrent that has temporal proper parts and for some time t, p s-dependes_on some material entity at t.
functional process	IEO_0000002	A functional process is a planned process that realizes a function regarding a functional system.
setting-up process	IEO_0000003	A functional process during which the functional system or some parts of it is set up and/or assembled to realize its function.
operating process	IEO_0000004	A functional process during which the functional system realizes its function.

maintenance process	IEO_0000005	A functional process during which the maintenance of the functional system is realized.
disposal process	IEO_0000006	A functional process during which the functional system or some parts of it is made available for others functional processes.
functional system exchange	IEO_0000009	An exchange made with the surrounding of a system through its boundaries and necessary to its functioning.
material exchange	IEO_0000010	An functional system exchange of a quantity of a material entity that is needed or induced by a functional process.
service exchange	IEO_0000011	A functional system exchange that changes the conditions of the consuming units, or facilitates the exchange of something, and during which what is produced is consumed at the same time.
economic sector	IEO_1000000	The economic sector is the whole of the use of inputs (e.g., capital, labor, energy and materials) to produce outputs according to a sectoral division of the economic activities.
role	BFO_0000023	A realizable entity the manifestation of which brings about some result or end that is not essential to a continuant in virtue of the kind of thing that it is but that can be served or participated in by that kind of continuant in some kinds of natural, social or institutional contexts.
economical role	IEO_0000012	The role realized by a material entity regarding its economic value and interest.
disposition	BFO_0000016	b is a disposition means: b is a realizable entity & b's bearer is some material entity & b is such that if it ceases to exist, then its bearer is physically changed, & b's realization occurs when and because this bearer is in some special physical circumstances, & this realization occurs in virtue of the bearer's physical make-up.
function	BFO_0000034	A function is a disposition that exists in virtue of the bearer's physical make-up and this physical make-up is something the bearer possesses because it came into being, either through evolution (in the case of natural biological entities) or through intentional design (in the case of artifacts), in order to realize processes of a certain sort.
functional disposition	IEO_0000013	The functional disposition is the disposition of interest of a material entity for which it is used or consumed.
information content entity	IAO_0000030	A generically dependent continuant that is about some thing.
life cycle content entity	IEO_0000059	An information content entity about the life cycle aspect of a process.

reference product coefficient	IEO_0000015	A product of reference with its unit label for which an life cycle assessment is realized.
unit process entity	IEO_0000056	An information artifact about one process modeled for one unit of one reference product.
unit process inventoy	IEO_0000024	An unit process entity that represents all inputs and outputs necessary or induced by the production of one functional unit of one reference product of one process.
unit process coefficient	IEO_0000023	An unit process entity that represent the amount of one exchange of a process when it is reduced to one functional unit of the reference product.
intermediate coefficient	IEO_0000018	An unit process coefficient that represents the exchange coming from technosphere.
intermediate consumption coefficient	IEO_0000016	An intermediate coefficient that represents the exchange of consumed good or service coming form technosphere. It is modeled as positive coefficient.
treatment coefficient	IEO_0000017	An intermediate coefficient that represents the exchange of treatment service coming form technosphere. It is modeled as negative coefficient of product to treat.
avoided product coefficient	IEO_0000019	An intermediate coefficient that represents the joint, by- or secondary product of a process and going to the technosphere. It exists only for unit process inventory by system extension and is a negative coefficient.
elementary coefficient	IEO_0000022	An unit process coefficient that represents an exchange realized behind the technosphere.
resource coefficient	IEO_0000020	An elementary coefficient that represents a material entity that coming from behind the technosphere.
discharge coefficient	IEO_0000021	An elementary coefficient that represents the discharge of material entity that ends behind the technosphere.
ecosystem service coefficient	IEO_0000063	An elementary coefficient that represents a service that coming from an ecosystem.
life cycle inventory entity	IEO_0000057	An information content entity about the life cycle inventory.
life cycle inventory	IEO_0000030	A compilation and a quantification of elementary inputs and outputs induced by one unit of reference product considering its life cycle.
aggregated elementary flow data	IEO_0000033	An aggregated elementary data is a cumulated quantification of one elementary flow for one unit of reference product throughout its life cycle.

aggregated resource data	IEO_0000031	An aggregated resource data is a cumulated quantification of one elementary flow from the environment for a product throughout its life cycle.
aggregated discharge data	IEO_0000032	An aggregated discharge data is a cumulated quantification of one elementary flow discharged in the environment for a product throughout its life cycle.
life cycle impact assessment entity	IEO_0000058	An information artifact about one life cycle assessment modeled for one unit of one reference product.
life cycle impact assessment	IEO_0000035	A compilation and a quantification of the impact score induced by one unit of reference product considering its life cycle.
impact score	IEO_0000036	A compilation and a quantification of the impact score induced by one unit of reference product considering its life cycle. It aims to understand and evaluate the magnitude and significance of the potential environmental impacts.
characterization factor	IEO_0000037	A quantification of an impact indicator. It has a mathematical notation and a unit.
impact indicator	IEO_0000038	A quantifiable representation of an environmental issue of concern (impact category) to which life cycle inventory results may be assigned.
impact category	IEO_0000039	A class representing environmental issues of concern to which life cycle inventory results may be assigned.
impact assessment method	IEO_0000040	A whole of practices, impact category and indicator to assess the environmental impact of a process.
life cycle exchange identifier	IAO_0000578	An information content entity that consists of a reference exchange and additional information about the life cycle database registry to which it belongs.
elementary exchange identifier	IEO_0000041	A life cycle exchange identifier of one elementary flow.
intermediate exchange identifier	IEO_0000042	A life cycle exchange identifier of one intermediate flow.
life cycle database identifier	IEO_0000043	An identifier that denotes a life cycle database.
centrally registered	IAO_0000579	A CRID registry is a dataset of CRID records, each consisting of a CRID symbol and additional information which was

identifier registry		recorded in the dataset through a assigning a centrally registered identifier process.
database registry	IEO_000044	A centrally registered identifier registry that represents the whole of the identifiers of a life cycle database.
input-output content entity	IEO_000060	An information content entity that is about the input output tables : the supply and use table or symmetric input-output table.
input-output technical coefficient	IEO_100015	The technical coefficient represents one exchange within the industry for one unit of one economic sector's output.
input coefficient	IEO_100012	A input-output technical coefficient that is the amount of one of the input requirements per unit of output.
input treatment coefficient	IEO_100013	A input-output technical coefficient that is the amount of treatment requirement per unit of output.
avoided output coefficient	IEO_100014	A input-output technical coefficient that is the amount of one avoided production per unit of output, i.e. amount of output that is not necessary to be produced by the dedicated activity.
input-output inventory	IEO_100029	An input output entity that shows the exchanges for one unit of one economic sector's output.
product by product inventory	IEO_100010	An input-output inventory that shows the product exchanges of products for one unit of product output.
industry by industry inventory	IEO_100011	An input-output inventory that shows the industry exchanges for one unit of output of one industry.
input-output intervention coefficient	IEO_100018	The intervention coefficient represents the amount of one environmental intervention for one unit of output.
input-output resource coefficient	IEO_100016	The amount of one consumed resource for one unit of output.
input-output discharge coefficient	IEO_100017	The amount of one induced discharge for one unit of output.
reference output	IEO_100030	The reference output represents the output of the input-output inventory. It is defined by a classification and a measurement unit label: monetary unit (USD, USC, Euro, etc.) or physical unit (kg, mt, Mt, etc.).
input-output table	IEO_100028	A mean of presenting a detailed analysis of the process of production and the use of goods and services (products) and

		the income generated in that production. The input-output table can be either in the form of (a) supply and use tables or (b) symmetric input-output tables.
use table	IEO_1000019	An input-output table that shows the use of goods and services by product and by type of use for intermediate consumption by industry, final consumption expenditure, gross capital formation and exports of an economy for a given period of time.
supply table	IEO_1000020	An input-output table that shows the domestic and imported supply of goods and services by type of product of an economy for a given period of time.
symmetric input-output table	IEO_1000021	An input-output table that is an analytical tool derived from the supply and use tables that shows the inter-industry transactions as well as all expenditures on primary inputs.
product by product table	IEO_1000022	A symmetric input-output table that is based on assumptions on the technology assumption and the product classification.
industry technology assumption table	IEO_1000024	A product by product table that is based on the assumption each product is produced in its own specific way, irrespective of the industry where it is produced.
product technology assumption table	IEO_1000025	A product by product table that is based on the assumption each product is produced in its own specific way, irrespective of the industry where it is produced.
industry by industry table	IEO_1000023	A symmetric input-output table that is based on assumptions on the sales structure and the industry classification.
fixed industry sales structure table	IEO_1000026	An industry by industry table that is based on the assumption each industry has its own specific sales structure, irrespective of its product mix.
fixed product sales structure table	IEO_1000027	An industry by industry table that is based on the assumption each product has its own specific sales structure, irrespective of the industry where it is produced.
data transformation	OBI_0200000	A planned process that produces output data from input data.
unit process modelling	IEO_0000025	A data transformation from the measures or predicted values of the exchanges of a human activity process during its entire duration into a unit process inventory and its parts (technical coefficient).
partitioning modelling	IEO_0000026	A unit process modelling in which the inputs and the outputs of a process are assigned to its multiple products according to an arbitrary factor.
substitution	IEO_0000027	A unit process modelling in which one coproduct of the process replaces an equivalent products produced elsewhere,

modelling		thus avoids the exchanges induced by this equivalent product.
life cycle inventory calculation	IEO_0000029	A data transformation that is the calculation of the life cycle inventory and its coefficients from the measure or predicted value of exchanges of a process.
life cycle assessment calculation	IEO_0000034	A data transformation that is the calculation of a life cycle impact assessment from the life cycle inventory.
parameterized calculation	IEO_0000045	A data transformation is a calculation of a parameter of a model.
input-output modelling	IEO_1000009	An information artifact about the modelization of input-output model
product by product modelling	IEO_1000004	An input-output modelling of product by product table from an whole of use and supply tables.
product technology modelling	IEO_1000002	An product by product modelling that is based on the technology by product assumption.
industry technology modelling	IEO_1000003	An product by product modelling that is based on the technology by industry assumption.
industry by industry modelling	IEO_1000007	An input-output modelling of industry by industry table from an whole of use and supply tables.
fixed industry sales structure modelling	IEO_1000005	An industry by industry modelling that is based on a fixed industry sales structure assumption.
fixed product sales structure modelling	IEO_1000006	An industry by industry modelling that is based on a fixed product sales structure assumption.
quality	BFO_0000019	A specifically dependent continuant that, in contrast to roles and dispositions, does not require any further process in order to be realized.
data quality	IEO_0000052	A quality of a data item
completeness	IEO_0000046	The degree to which the data represents the expected information.
geographical correlation	IEO_0000047	The degree to which the geography represented by the data is representative of the geography represented by a data set.
reliability	IEO_0000048	The degree to which a data item can be depended on to be accurate.

technology correlation	IEO_0000049	The degree to which the technology represented by the data is representative of the technology represented by a data set.
temporal correlation	IEO_0000050	The degree to which the period represented by the data is representative of the period represented by a data set.
measurement datum	IAO_0000109	A measurement datum is an information content entity that is a recording of the output of a measurement such as produced by a device.
categorical measurement datum	OBI_0000938	A measurement datum that is reported on a categorical scale
product life cycle stage assessment	IEO_0000051	An assessment of the maturity of a technology regarding the market.
data quality measurement	IEO_0000054	A measurement of the quality of a data.
predicted value	OBI_0001934	An information content entity that has been generated by a prediction process in which an estimate of a value of an entity is made which can be measured but without performing such a measurement.
categorical label	OBI_0000963	A label that is part of a categorical datum and that indicates the value of the data item on the categorical scale.
product life cycle stage label	IEO_0000053	A label that represents the maturity of a technology regarding the market.
lca pedigree label	IEO_0000055	A label that represents a pedigree dimension.

Perspective : Couplage des inventaires régionalisées avec un modèle dynamique

1	LES AJUSTEMENTS DES INVENTAIRES POUR TEMPORALISER LES DONNEES	186
1.1	La dissociation des jeux de données selon les étapes de vie	186
1.2	Prendre en compte l'évolution du marché électrique.....	187
1.3	L'hybridation des inventaires avec les données MRIO	187
1.4	La détermination des mix technologique par type d'énergie	188
1.5	L'évolution technologique des processus.....	188
1.6	La prise en compte de l'évolution des réserves.....	188
1.7	La prise en compte de l'évolution des données MRIO dans le temps.....	191
2	LE COUPLAGE DES RESULTATS D'INVENTAIRES REGIONALISES A UN MODELE « ENERGIE-MATIERE » DYNAMIQUE	191
3	CONCLUSION	194
4	BIBLIOGRAPHIE.....	194
5	ANNEXE A : « GLOBAL TRENDS IN METAL CONSUMPTION AND SUPPLY : THE RAW MATERIAL ENERGY NEXUS ».....	196

La transition énergétique nécessite de modifier les infrastructures de production, de transport, de stockage et de distribution d'énergie. L'objectif est de transformer une infrastructure basée majoritairement sur les énergies carbonées vers des énergies non carbonées. Si les énergies renouvelables sont accessibles en plus grande quantité que les énergies fossiles, elles sont beaucoup plus diluées. De fait, la nouvelle infrastructure à mettre en place est conséquente. En moyenne, pour produire une même quantité d'énergie utile, les technologies basées sur les énergies renouvelables nécessitent plus de matériaux que celles basées sur les énergies fossiles (voir Introduction).

Pour évaluer les besoins en ressources et en énergie d'un scénario de transition énergétique, il est nécessaire de prendre en compte plusieurs dimensions du problème : technologique, géographique et temporelle. Nous avons montré que l'évaluation d'un scénario de transition énergétique dépendait à la fois des chaînes de valeur technologique et géographique, mais aussi de l'évolution de ces chaînes dans le temps. Les travaux réalisés dans cette thèse fournissent une solution pour déterminer la chaîne de valeur technologique et géographique, mais les résultats ne sont pas temporalisés. Nous présenterons ici une proposition de travaux pour prendre en compte l'aspect temporel des scénarios de transition énergétique.

1 Les ajustements des inventaires pour temporaliser les données

Le modèle développé dans cette thèse est un inventaire de processus unitaires similaires à ceux d'une ACV standard, certes régionalisée, mais statique. Le modèle peut être temporalisé à plusieurs niveaux : i) en prenant en compte la variation de la demande et des étapes de vie des processus, ii) l'évolution technologique des processus, et iii) l'évolution des concentrations des ressources et des besoins en énergie pour les extraire.

1.1 La dissociation des jeux de données selon les étapes de vie

Afin d'évaluer les scénarios de transition énergétique dans le temps, il est nécessaire de prendre en compte les unités de production, de stockage et de distribution d'énergie à installer au cours du temps, leur fonctionnement, puis leur démantèlement, le traitement et éventuellement le recyclage des produits de fin de vie. Pour réaliser ce travail, il est nécessaire de scinder les jeux de données par étape de vie, ce qui n'est pas le cas de l'ensemble des jeux de données processus présents dans les bases de données. Un travail préalable des jeux de données est nécessaire.

Le second avantage de la dissociation des systèmes par étape de vie est de pouvoir prendre en compte la variation d'usage des installations. La majeure partie des données disponibles dans la base de données de processus pour les ACV, sont des données calculées pour un fonctionnement optimal. Par exemple,

dans le cas de la base Ecoinvent (Ecoinvent, 2017), les données sur les centrales à gaz, fioul ou charbon sont données pour un fonctionnement d'environ 8000 heures par an tout au long de la durée de la vie des centrales, soit un fonctionnement quasi permanent. Cependant, si ces centrales sont utilisées pour ajuster la production à la demande, le temps et les conditions de fonctionnement ne correspondent plus mêmes conditions d'utilisation. Dans un premier temps, il est possible de dissocier les installations du fonctionnement, et donc de mieux prendre en compte l'usage des installations. Dans un second temps, un travail d'ajustement sur les données d'opération est nécessaire pour prendre en compte les temps de fonctionnement en régime dégradé. Grâce au travail réalisé sur les nomenclatures, les jeux de données peuvent être scindés en plusieurs jeux selon les étapes de vie. Cependant le code doit être adapté pour prendre en compte cette étape supplémentaire.

1.2 Prendre en compte l'évolution du marché électrique

Lors de la transition énergétique, les mix énergétiques des différentes régions seront modifiés. Les scénarios fournissent des informations sur l'évolution des capacités installées et de l'énergie produite, mais les régions représentées ne sont pas forcément les mêmes que celle des modèles MRIO. Les régions des scénarios sont généralement plus agrégées que celles des modèles MRIO. Par exemple, les scénarios de l'IEA prennent en compte 9 régions (IEA, 2017), alors que le modèle MRIO Exiobase 2 prend en compte 48 régions (Wood et al., 2014). Deux approches sont envisageables. La première est d'agréger les régions du modèle MRIO pour les faire correspondre à celle des scénarios. C'est l'approche retenue par le modèle THEMIS développé par Gibon et al. (2015). Le choix de cette solution ferait perdre le détail du modèle régionalisé. La seconde approche est d'estimer l'évolution des capacités et de la production d'énergie pour les régions non représentées dans les scénarios. A l'aide des informations sur les installations actuelles et celles des scénarios, il est possible de générer des données pour les régions non représentées. Cependant, sans information supplémentaire, il existe une infinité de solutions possibles.

Une réflexion est nécessaire pour déterminer la meilleure approche et les conditions permettant de restreindre les solutions de la seconde approche.

1.3 L'hybridation des inventaires avec les données MRIO

L'hybridation des inventaires par des données MRIO permet de mieux estimer les besoins et les impacts. En particulier, l'information sur le transport est différente d'une géographie à l'autre, ou selon la provenance du produit. L'hybridation permet de prendre en compte les activités qui sont absentes des données processus. Cependant, les nomenclatures de flux et d'indicateurs entre un inventaire ACV et un modèle MRIO sont différentes, et les nomenclatures des modèles MRIO sont plus agrégées. Un travail est nécessaire pour pouvoir coupler les données des modèles MRIO avec ceux des données processus

Le modèle MRIO fournit des données monétaires sur le transport. En première approximation, les données monétaires du transport peuvent être utilisées pour fournir une estimation des données processus de transport quand elles n'existent pas. Ce couplage peut se faire via un facteur de conversion flux monétaire – flux physique par région.

1.4 La détermination des mix technologique par type d'énergie

Si les énergies renouvelables sont variées, les technologies pour les capter sont toutes aussi très variées. Que ce soit les éoliennes, les panneaux photovoltaïques, ou les moyens de stockage, il existe plusieurs technologies au sein d'un même groupe. Par exemple, il existe des éoliennes en mer et des éoliennes sur terre. Parmi ces éoliennes, il existe des éoliennes de 1 à 2 MW, et des éoliennes de 6 MW. Les matériaux et l'énergie nécessaires à leur fabrication varient selon les technologies et leur puissance. Afin de prendre en compte ces variations de technologie, il est nécessaire de faire des hypothèses sur les paniers de technologies qui seront déployées, et de produire un jeu représentatif d'un mix technologique moyen. Une autre solution consiste à générer un jeu moyen avec une distribution probabiliste des données. Si la première solution est coûteuse en temps, la seconde nécessite d'implémenter la gestion des propagations des incertitudes dans le calcul matricielle.

1.5 L'évolution technologique des processus

Les processus de fabrication évoluent dans le temps. Ils s'améliorent, optimisent les ressources et tendent à produire moins de déchets. Par exemple, un nouveau processus de production de cellule photovoltaïque a été développé. Ce processus consomme moitié moins d'énergie que le processus majoritaire actuel (Koppelaar, 2017). Il est nécessaire de prendre en compte cette évolution technologique pour les technologies impliquées dans les scénarios de transition énergétique, mais aussi dans la chaîne de valeur. Grâce au travail réalisé sur les nomenclatures, il est possible d'appliquer des facteurs d'amélioration technologique différents selon la nature des échanges. Cependant, un recueil de données et une réflexion sont nécessaires pour prendre en compte les évolutions technologiques. En effet, ces évolutions ne sont pas linéaires et elles sont indépendantes des courbes d'apprentissage économique. Des hypothèses ou une nouvelle méthodologie doivent être développées, telles que la génération de courbes d'évolution au cours du temps de la consommation des matériaux et de l'énergie par technologie.

1.6 La prise en compte de l'évolution des réserves

Au cours du temps, la concentration des réserves en matières premières a en moyenne diminué. A technologie constante, cette réduction de la concentration entraîne une augmentation exponentielle de la consommation d'énergie de production (Vidal, 2017) (voir Fig. 1). Pourtant, les technologies d'extraction et

d'affinage des matières premières ont largement évolué au cours du temps, ce qui a permis jusqu'à présent de compenser l'augmentation d'énergie due à la baisse de concentration (Fig. 4.1).

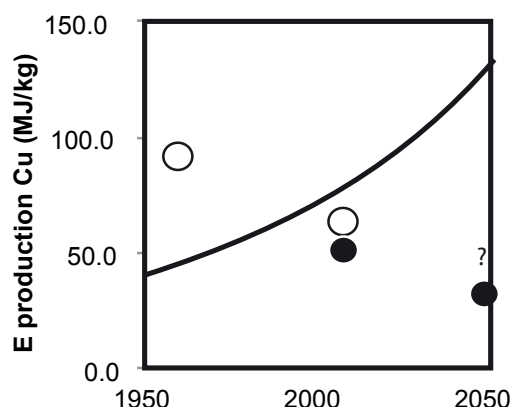


Figure 4-1 Evolution de la consommation d'énergie pour la production de cuivre primaire à partir de porphyres cuprifères en fonction de la baisse de concentration avec le temps et avec les technologies actuelles (courbe noire). Les cercles vides montrent les valeurs réelles observées en 1963 et 2013. Les cercles noirs montrent les valeurs moyennes mondiales tous types de gisements confondus

Pour quantifier ces évolutions, il est nécessaire de modéliser le couplage entre évolution des réserves (partie économiquement exploitable d'un gisement) et leur consommation avec les paramètres économiques tels que les coûts de production, les revenus de l'industrie minière et l'évolution de son capital. Une approche possible a été proposée par Olivier Vidal (voir le supplementary information de Aly et al., 2017 et Vidal, 2017). Il a conçu un modèle proie-prédateur permettant d'estimer la régénération des réserves due à la baisse de concentration et à la découverte de nouveaux gisements, et leur consommation due à l'extraction en fonction de scénarios de demande (voir Fig.2). Les proies du modèle sont les réserves et les prédateurs sont le capital agrégé de l'industrie de production. Contrairement aux approches logistiques, le modèle proie-prédateur prend en compte la croissance des réserves et l'évolution du prix des matières premières.

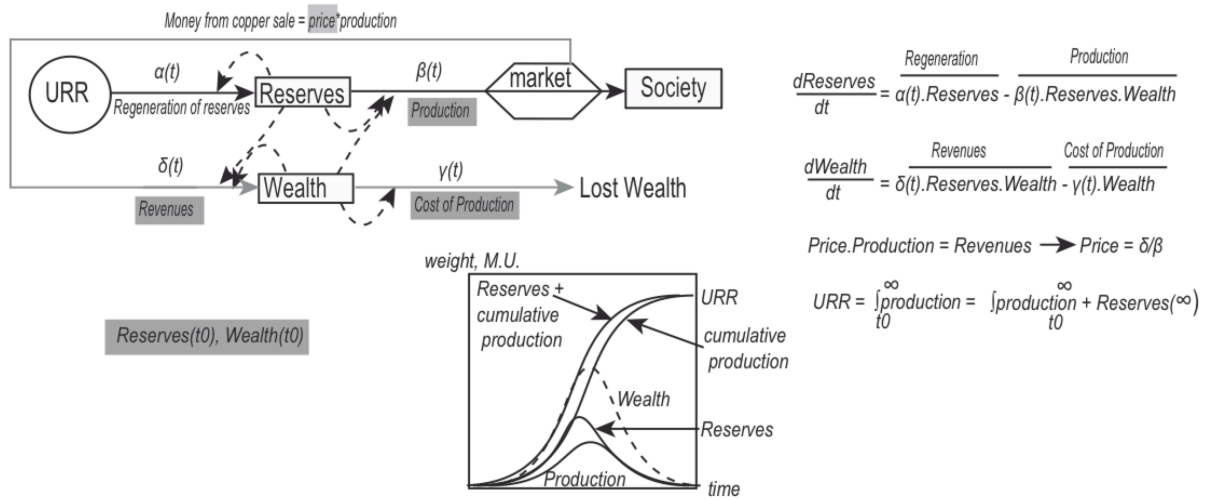


Figure 4-2 Principe du modèle proie prédateur développé par Olivier Vidal (Source : Olivier Vidal)

Le modèle est paramétré à l'aide de données historiques d'évolution . des réserves, de la production, des coûts de production, du prix moyen et donc des bénéfices entre 1900 et 2014. Les évolutions futures sont ensuite prédites pour différents scénarios de demande. La concentration moyenne des gisements exploités au cours du temps est estimée à l'aide d'une relation logarithmique dérivée de l'analyse des évolutions grade-tonnage (Gerst, 2008 ; Vieira et al., 2012) :

$$\log(CTCu)_t = \frac{C_t - a}{b}$$

Avec :

- **CTCu** la production cumulée ;
- **C_t** la concentration ;
- **a** et **b**, deux paramètres.

Pour les porphyres cuprifères, la concentration peut être déterminé à l'aide de cette équation en définissant les paramètres **a = 2,064** et **b = -0,237** (voir fig. 4.3). En appliquant cette approche à l'ensemble des ressources majeures de nos modèles, il serait possible de générer des facteurs multiplicateurs sur la consommation d'énergie pour les processus d'extraction en fonction de l'évolution des concentrations des minerais selon la géographie et au cours du temps (voir Annexe A pour plus de détails).

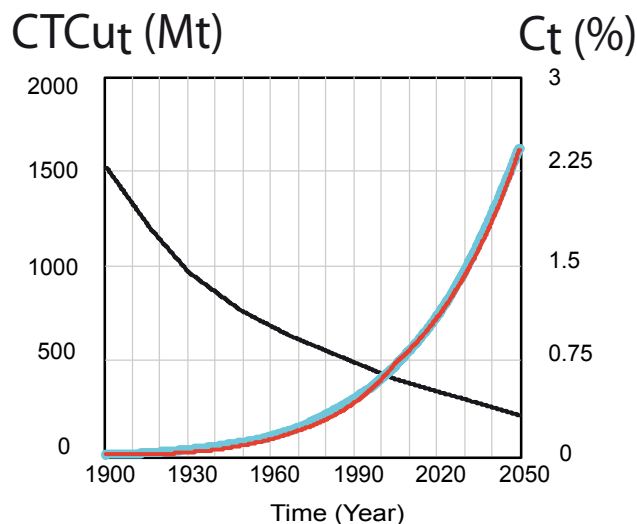


Figure 4-3 Concentration estimée en cuivre des gisements porphyriques exploités (courbe noire) pour reproduire (courbe rouge) la production mondiale cumulée observée (courbe bleue) (Source : Vidal, 2017)

1.7 La prise en compte de l'évolution des données MRIO dans le temps

L'inventaire régionalisé développé dans cette thèse est basé sur des données MRIO. Ces données sont pour le moment statiques. Il faudrait maintenant intégrer l'évolution temporelle dans le modèle MRIO, pour prendre en compte l'évolution des échanges commerciaux et produire des inventaires régionalisés avec des flux géographiques évolutifs au cours du temps. Cela suppose de recueillir des données et des avis d'expert sur l'évolution de la demande, l'évolution de la consommation des secteurs et du prix des produits, et de construire un modèle d'équilibre général. Le code actuel permet de construire une matrice en 3h. Pour pouvoir appliquer cette approche, une optimisation du code est nécessaire afin d'accélérer la construction des matrices et permettre la construction de la matrice régionalisée avec un pas de temps annuel.

2 Le couplage des résultats d'inventaires régionalisés à un modèle « énergie-matière » dynamique

Afin de pouvoir estimer les besoins et les ressources des scénarios de transition énergétique, les inventaires régionalisés vont être couplés à un modèle dynamique. A l'aide de l'inventaire, un ensemble de données sera produit au cours du temps pour les différentes régions. Elles seront intégrées à un modèle dynamique représentant les scénarios de transition énergétique, comme le modèle « énergie-matière » utilisé dans Vidal et al. (2017) (voir Annexe A), et détaillé dans Vidal (2017).

Le modèle permet, pour un scénario donné, de calculer les besoins en ressources et en énergie d'un scénario de transition énergétique (voir Fig.4) à l'aide de données d'inventaire et des durées de vie des technologies. Les consommations en ressources primaires, secondaires et l'énergie consommée sont calculées avec

l'hypothèse que les matières recyclées issues du démantèlement sont réutilisées pour la construction des infrastructures du système énergétique (voir Fig.5). Cette hypothèse est simplificatrice de la réalité, mais elle permet d'éviter d'explicitier le détail des flux de produits recyclés entre le système énergétique et le reste de l'économie.

L'intérêt du modèle dynamique « énergie-matière » est la prise en compte de la substitution progressive des matériaux primaires en matériaux secondaires. Les bénéfices du recyclage sur les besoins en ressources et en énergie sont comptabilisés. Par exemple, il est possible de comparer les bénéfices de l'allongement de la durée de vie avec ceux d'une substitution d'une technologie par une plus récente du point de vue des besoins en ressource. Par contre, le modèle actuel ne prend en compte que la fabrication des unités de production d'énergie. Des travaux sont en cours pour prendre également en compte les infrastructures de transmission et de distribution, ainsi que les technologies de stockage, et leurs étapes de fonctionnement.

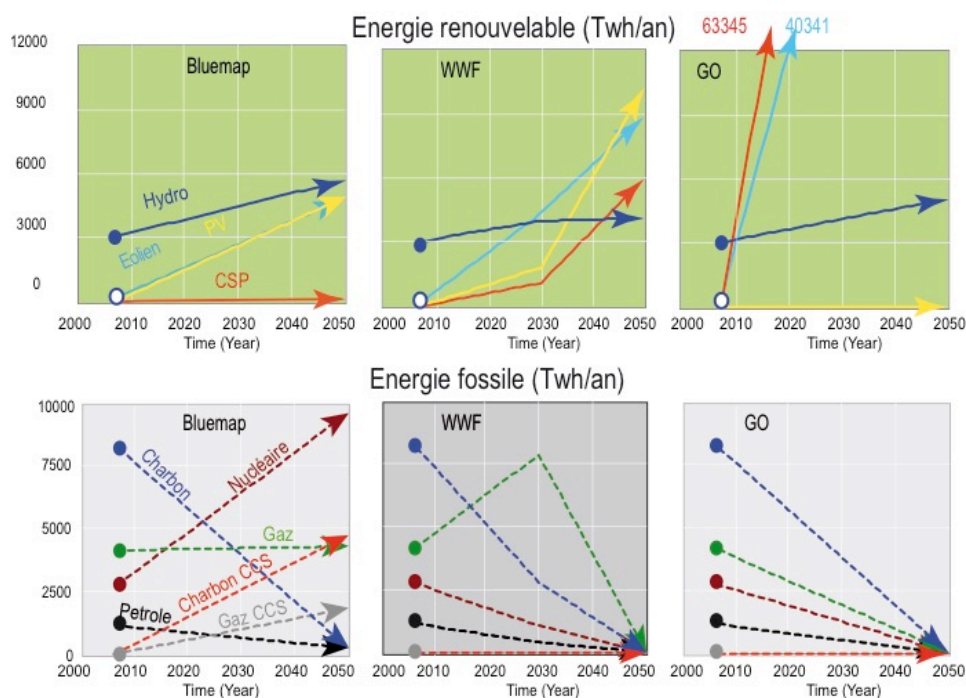


Figure 4-4 Evolution du mix énergétique pour les scénarios blumap (AIE 2010), Ecofys-WWF (2012) et Garcia-Olivarès et al. (2012) (Source : Olivier Vidal).

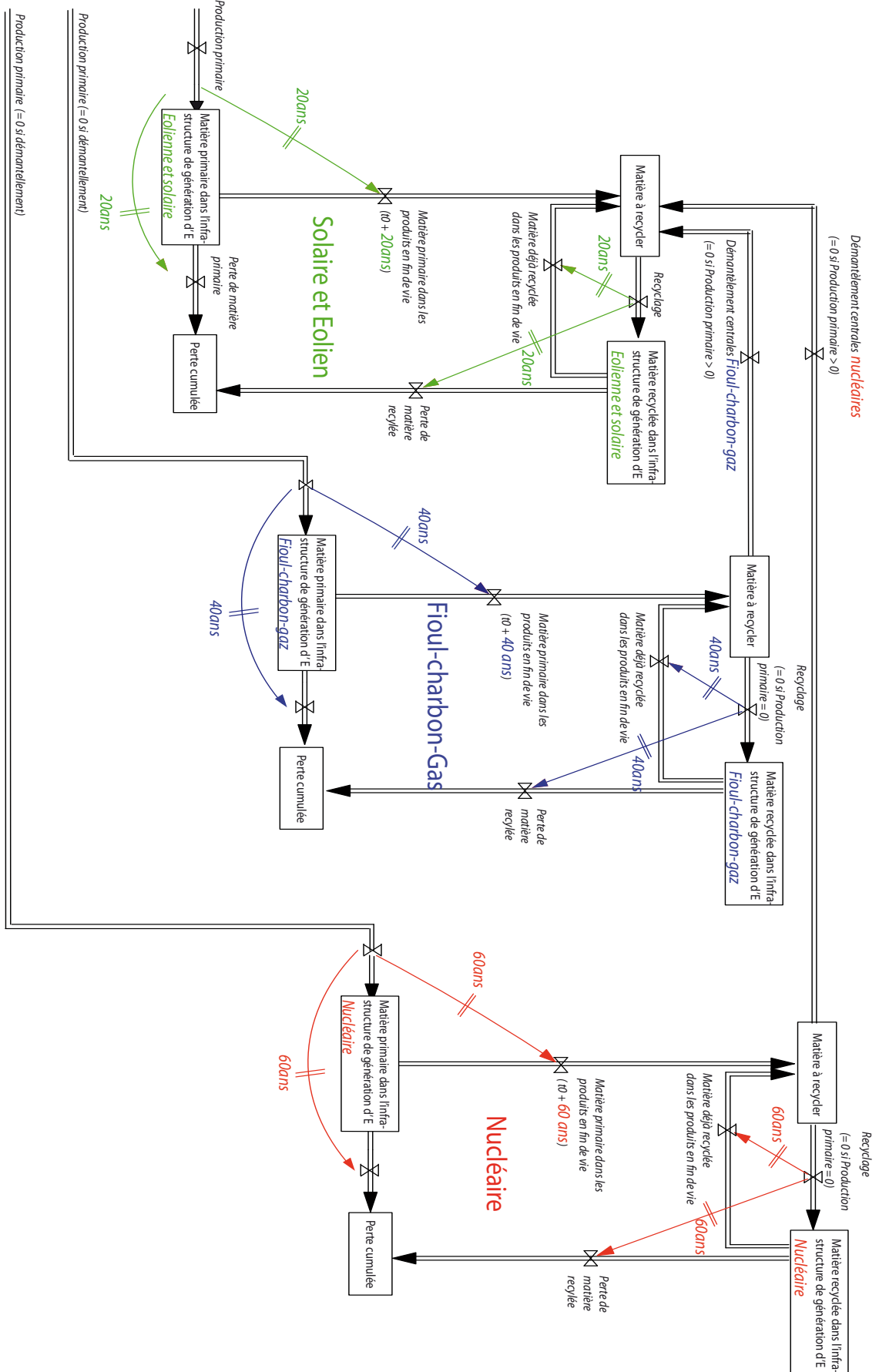


Figure 4-5 Représentation schématique du modèle utilisé pour la modélisation dynamique des flux et stock de matières première de l'infrastructure de génération d'électricité. Un taux de recyclage de 70% est utilisé pour toutes les matières.

3 Conclusion

L'inventaire régionalisé développé au sein de cette thèse ne suffit pas à lui seul pour estimer les besoins en ressources et en énergie d'un scénario de transition énergétique. Plusieurs travaux supplémentaires sont nécessaires : i) la dissociation des jeux de données par étape de vie, ii) l'hybridation des données d'inventaire avec les données MRIO, iii) la prise en compte des évolutions du mix énergétique, iv) technologique et v) des flux géographiques, et vi) la prise en compte de l'évolution des réserves.

Parmi ces travaux, certains sont plus prioritaires que d'autres. La dissociation par étapes de vie, l'évolution du mix énergétique et l'évolution des concentrations des gisements sont primordiales pour réaliser une estimation au premier ordre. Dans un second temps, l'hybridation des données pour prendre en compte le transport sera envisagée. Le transport est un poste important de consommation d'énergie et de production de gaz à effet de serre. Cependant, l'évolution technologique et des flux géographiques nécessitent des travaux méthodologiques importants pour un gain difficile à comptabiliser. Ils ne seront pas réalisés dans l'immédiat.

Une fois ces travaux réalisés, les données nécessaires au modèle dynamique « énergie-matière » seront produites selon un pas de temps donné. Il sera alors possible d'estimer les besoins en ressources et énergie pour réaliser un scénario de transition énergétique.

4 Bibliographie

ECOINVENT, 2017. ecoinvent database. In : [en ligne]. 2017. [Consulté le 13 juillet 2017]. Disponible à l'adresse : <http://www.ecoinvent.org/>.

GERST, M. D., 2008. Revisiting the Cumulative Grade-Tonnage Relationship for Major Copper Ore Types. In : *Economic Geology*. 1 mai 2008. Vol. 103, n° 3, p. 615-628. DOI 10.2113/gsecongeo.103.3.615.

GIBON, Thomas, WOOD, Richard, ARVESEN, Anders, BERGESEN, Joseph David, SUH, Sangwon et HERTWICH, Edgar G., 2015. A methodology for integrated, multiregional life cycle assessment scenarios under large-scale technological change. In : *Environmental Science & Technology* [en ligne]. août 2015. [Consulté le 3 septembre 2015]. DOI 10.1021/acs.est.5b01558. Disponible à l'adresse : <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b01558>.

IEA, 2017. Scenarios and projections. In : [en ligne]. 2017. [Consulté le 28 février 2017]. Disponible à l'adresse : <https://www.iea.org/publications/scenariosandprojections/>.

KOPPELAAR, R. H. E. M., 2017. Solar-PV energy payback and net energy: Meta-assessment of study quality, reproducibility, and results harmonization. In : *Renewable and Sustainable Energy Reviews* [en ligne]. mai 2017. [Consulté le 16 décembre 2016]. DOI 10.1016/j.rser.2016.10.077. Disponible à l'adresse : <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032116306906>.

OLIVIER VIDAL, FATMA ROSTOM, CYRIL FRANÇOIS et GAEL GIRAUD, 2017. Global Trends in Metal Consumption and Supply: The Raw Material–Energy Nexus. In : Elements [en ligne]. 7 octobre 2017.

VIDAL, Olivier, 2017. Mineral Resources and Energy: Future Stakes in Energy Transition. S.l. : Elsevier.

VIEIRA, Marisa D. M., GOEDKOOP, Mark J., STORM, Per et HUIJBREGTS, Mark A. J., 2012. Ore Grade Decrease As Life Cycle Impact Indicator for Metal Scarcity: The Case of Copper. In : Environmental Science & Technology. décembre 2012. Vol. 46, n° 23, p. 12772-12778. DOI 10.1021/es302721t.

WOOD, Richard, STADLER, Konstantin, BULAVSKAYA, Tatyana, LUTTER, Stephan, GILJUM, Stefan, DE KONING, Arjan, KUENEN, Jeroen, SCHÜTZ, Helmut, ACOSTA-FERNÁNDEZ, José, USUBIAGA, Arkaitz, SIMAS, Moana, IVANOVA, Olga, WEINZETTEL, Jan, SCHMIDT, Jannick H., MERCIAI, Stefano et TUKKER, Arnold, 2014. Global Sustainability Accounting—Developing EXIOBASE for Multi-Regional Footprint Analysis. In : Sustainability. 26 décembre 2014. Vol. 7, n° 1, p. 138-163.

5 Annexe A : « Global Trends in Metal Consumption and Supply : The Raw Material Energy Nexus ».



Olivier Vidal¹, Fatma Rostom², Cyril François¹ and Gael Giraud²

1811-5209/17/0013-0319\$2.50 DOI: 10.2138/gselements.13.5.319

The consumption of mineral resources and energy has increased exponentially over the last 100 years. Further growth is expected until at least the middle of the 21st century as the demand for minerals is stimulated by the industrialization of poor countries, increasing urbanization, penetration of rapidly evolving high technologies, and the transition to low-carbon energies. In order to meet this demand, more metals will have to be produced by 2050 than over the last 100 years, which raises questions about the sustainability and conditions of supply. The answers to these questions are not only a matter of available reserves. Major effort will be required to develop new approaches and dynamic models to address social, economic, environmental, geological, technological, legal and geopolitical impacts of the need for resources.

KEYWORDS: mineral resources, raw materials, energy

INTRODUCTION

The global acceleration of industrialization during the 20th century can be illustrated by the exponential growth of all the indicators of human activity, prosperity, and environmental impacts (Steffen et al. 2014). The growth of populations, particularly urban populations, and the increase in economic activity, average income and standard of living are all associated with an equally exponential growth in the need for energy and raw materials (Fig. 1). Mineral resources (gravels and sand, cement, ores, industrial minerals) are at the forefront of this growth because they are used to build urban and transport infrastructures, to manufacture consumer goods, and to produce and use energy. Per-capita levels of resource consumption are at their highest levels in history, and humanity is now using mineral resources at the unprecedented level of 70 Gt/year (Wiedmann et al. 2015). This great acceleration naturally raises the question of resource sustainability. Maintaining exponential trends is simply impossible in a finite world. Nevertheless, further growth in raw material and energy consumption is expected because the poorest nations aspire to increase their living standards and welfare, and because new advanced technologies are expanding rapidly.

These different issues are discussed herein, including a brief review of society's resource needs and some modelling of future metal production. Our purpose is not to provide a conclusive answer to the very complex issues raised by mineral resource consumption and supply, but rather to identify some of the key points that seem important to consider.

¹ Institut des Sciences de la Terre-ISTerre
University Grenoble Alpes, CNRS
Grenoble, France
E-mail: olivier.vidal@univ-grenoble-alpes.fr

² Centre d'économie de la Sorbonne, Université Paris
Panthéon-Sorbonne, France
Chair Energy & Prosperity, Agence Française de Développement
Paris, France

TRENDS IN MINERAL RESOURCE CONSUMPTION

The first stage in industrialization is characterized by the construction of infrastructures in the sectors of heavy industry, housing, transport and communication, and in the sectors of production, transport and use of energy. This development phase consumes mainly 'structural' raw materials produced in global amounts of more than one million tons/year, such as concrete, steel and iron, aluminium, copper, manganese, zinc, chromium, lead, titanium,

and nickel. After a period of increased consumption, the yearly consumption of structural raw materials stabilizes when the gross domestic product (GDP) per capita reaches about US\$15,000–\$20,000 per capita for steel and concrete consumption, and US\$20,000–\$25,000 for aluminium and copper consumption (Bleischwitz and Nechifor 2016). Many countries with large populations (e.g. China, Indonesia, India, Pakistan and many African countries) currently have GDP/capita of less than US\$15,000. Their industrialization will inevitably be associated with an increase in the consumption of raw materials. This has clearly been the case since the late 1990s with the rapid industrialization of China, which led to dramatic growth in the rate of global steel and concrete consumption (6%/year), Al (5%/year), Cu (3%/year) (Fig. 1B AND 1C), and Cr (5%/year), Mn (6%/year), Ni (5%/year) and Zn (4%/year). The maximum stock of iron and steel in developed societies is estimated to be about 10 t/capita (Wiedmann et al. 2015). In order to increase the current stock of 2.7 t/capita for a population of 7 billion individuals to a stock of 10 t/capita for 9 billion individuals, it would be necessary to produce 71 Gt of iron, which represents 85% of the known crude ore reserves (USGS 2017). For this evolution to take place in 35 years, the average steel production must reach 3 Gt/year by 2050, twice the current production rate.

Subsequent to, or in parallel with, the building of its base infrastructure, a country's economy will move towards high technologies. At the beginning of the 20th century, metal consumption was limited mainly to Fe, Cu, Pb, Zn, and Ag, which had the desired basic physical and chemical properties needed for the technologies of the time. High technologies now require new raw materials and mineral resources because they utilise many additional properties, including electronic structure, catalytic properties, quantum and semi-conductor properties specific to almost all the elements of the periodic table. The annual growth in the production of rare metals is at record levels: around

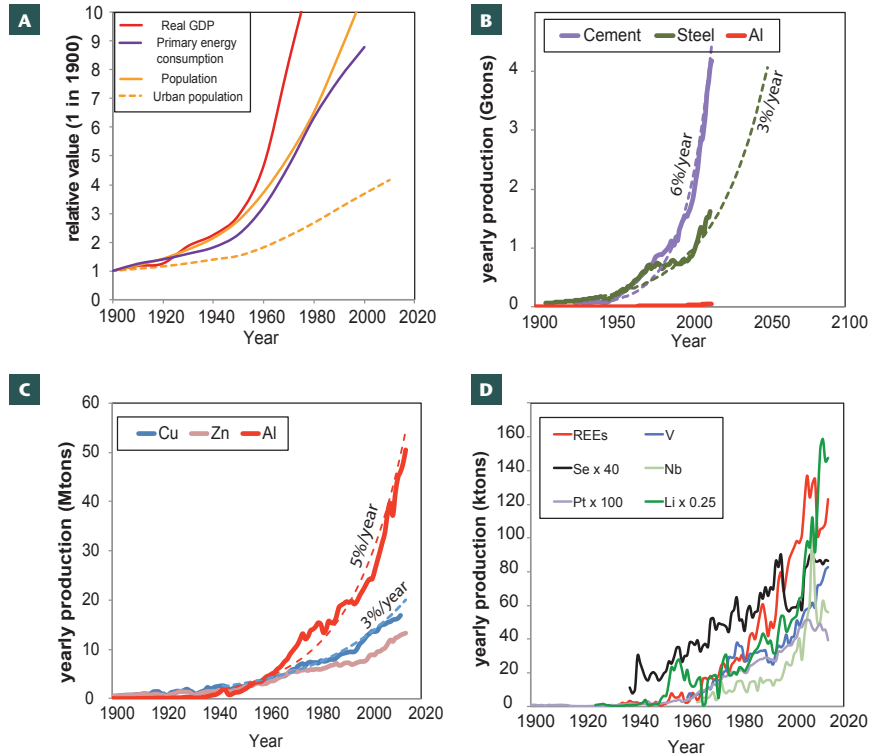


FIGURE 1 (A) Historical evolution of various indicators of prosperity and human activity. FROM STEFFEN ET AL. (2014). (B) Yearly production, between 1900 and 2015 of cement, steel and Al. (C) Yearly production, between 1900 and 2015 of Cu,

Zn and Al. (D) Yearly production of rare-earth elements (REEs), V, Se, Nb, Pt and Li. The dashed lines in (B–C) show the evolution of production calculated for the indicated growth rates. DATA IN PARTS 1B, 1C AND 1D FROM KELLY ET AL. (2017).

10%/year for Sb, Be, Co, Ga, Ge, Li, Mo and some of the rare-earth elements (REEs) (FIG. 1D). These huge growth rates and the inevitable problems of supply have become a focus of attention during the last decade. But evaluating the future of rare metals is extremely difficult because the demand for such metals depends on the rapid development of new technologies. For instance, Hitachi in 2012 manufactured high-efficiency permanent magnet synchronous motors that are free of REEs. Reluctance motors using REE-free electromagnets instead of permanent magnets are also an option for the future. Thus, should the supply of REEs become an issue, then technological innovations might develop that do not require essential REEs in their manufacture. This is an important difference between the 'high-tech' metals and the 'structural metals' such as steel, copper and aluminium: it would be very difficult to find adequate substitutes for the latter group. Another difference is that rare metals are often extracted as by-products from the production of the major metals that are the economic basis for most mines. If the demand of a co-produced metal rises, mining larger quantities is not possible because the major metal determines the volumes.

Until now, industrial development has been possible due to the access to cheap and abundant fossil energy. This situation is likely to change because the emissions of carbon dioxide and other combustion-related components have worrying environmental consequences. The Paris

Agreements of COP 21 (the 21st meeting of the Conference of the Parties), which plans to achieve 'carbon neutrality' sometime between 2050 and 2100, will involve a massive reduction of carbon dioxide emissions and an in-depth revision of the existing global fossil-energy-based system. New low-carbon energy infrastructures require more raw materials per megawatt of installed capacity than the existing fossil fuel-based facilities (Kleijn et al. 2011; Garcia-Olivares et al. 2012; Vidal et al. 2013; Hertwich et al. 2015) (FIG. 2). Therefore, large amounts of structural mineral resources (FIG. 3) and high-tech metals will be consumed, such as REEs in the super-magnets of wind turbines; Ga, In, Se and Te in photovoltaic thin films; Li in batteries of hybrid or electric vehicles; and platinum-group metals (PGMs) in fuel cells. Garcia-Olivares et al. (2012) have estimated that a complete shift to electricity produced by renewable resources as the sole source of used energy could require as much as 330 Mt of Cu (almost 20 times the current global yearly production), 8 Mt of Li (190 times), 66 Mt of Ni (30 times) and 31 kt of Pt (15 times). The supply of such huge amounts of metals, while preserving the supply for other needs, hardly seems achievable by 2050. Even the more conservative scenarios of future energy production that maintain a share of fossil fuels point out that very large quantities of metals will be needed (FIG. 3). The amounts of steel, aluminium and copper required to build the infrastructure needed for energy production according

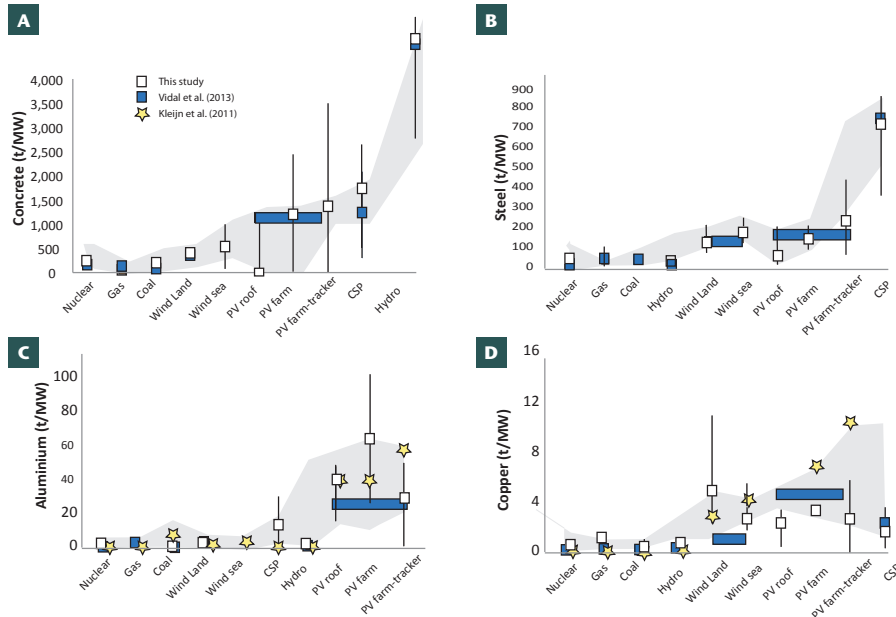


FIGURE 2 The amount of raw material per megawatt (t/MW) required for a range of energy production facilities: (A) concrete, (B) steel, (C) aluminium, and (D) copper. Abbreviations are as follows: PV = photovoltaic cell; CSP = concentrated solar power. The values labelled 'this study' were averaged from about one-hundred published sets of data, the error bars

showing the spread of data. Although the spread of data is large, an average increase of the amount of raw material per megawatt is observed between fossil-fuel energy production technologies and technologies using renewable energy. DATA DERIVED FROM KLEIJN ET AL. (2011), VIDAL ET AL. (2013) AND PRESENT STUDY.

to the Blumap scenario of the International Energy Agency (IEA 2010) represent 0.7, 3 and 2 times the global 2010 supply of these metals, respectively. The amounts of steel, aluminium and copper required for the Ecofys–WWF³ scenario (see Deng et al. 2011) correspond to 2.5, 6 and 4.4 times the 2010 supply, respectively, in addition to 10 Mt of lithium. The ever-increasing need for rare metals is also worrying (Örland 2011): forecasts for 2030 indicate that the yearly global demand in Ga, In, Se, Te, Dy, Nd, Pr and Tb for photovoltaic cells and wind turbines will require production levels of these metals to be increased by between 10% to 230% of the 2010 world supply.

Altogether, the overall stocks of all metals needed to be produced by 2050 and the use of these metals in all manner of products in 2050 could be 5 to 10 times the current stocks (Graedel and Cao 2010; Graedel 2011). This means that the cumulative amount of metals to be produced over the next 35 years would exceed the cumulative amount that has been produced to date. Is this possible?

WILL THE SUPPLY MATCH THE DEMAND?

Several studies suggest that the future supply of raw materials will not match the demand because the amount of mineable fossil resources *apparently* decreases with time

(see counterargument below) and that the production of several metals has either already peaked or will peak in the foreseeable future (Meadows et al. 1972; Laherrère 2010; Kerr 2014; Northey et al. 2014; Sverdrup and Ragnasdóttir 2014). Classical modelling of fossil resources assumes that production follows a symmetric bell-shaped curve of normal distribution (Hubbert 1956; Laherrère 2010; Frimmel and Müller 2011). The background to this assumption is that production continuously increases at an exponential rate when easily accessible resources can be extracted, and it later collapses when the stock of mineable resources (what is termed the 'ultimately recoverable resources') becomes depleted. According to these assumptions, the decline of the growth rate of base metals production between 1970 and 2000 (Fig. 1) could have been erroneously interpreted as a sign of reserve depletion – 'reserves' being the part of a resource that can be economically extracted using the technology of the time. In reality, the stabilisation of production after the strong growth that followed World War II resulted from a lower growth-rate in demand. China's sharp increase in metal consumption starting during the late 1990s was matched by an equally strong increase in production, with no supply constraints due to depletion of reserves. It seems, therefore, nonsensical to assume that the demand and production of a mineral resource will continuously increase at an exponential rate until the reserves are depleted. The Hubbert peak theory (Hubbert 1956) assumes that the ultimately recoverable resources are finite and quantifiable. While it is true that the stock of mineral resources in Earth is finite and is not being renewed on a human timescale, it is also true that the whole continental crust is composed of minerals that could

³ Ecofys is a Netherlands-based renewable energy consultancy organisation; WWF is the World Wide Fund for Nature (formerly the World Wildlife Fund), which is an international non-governmental organisation dedicated to conservation.

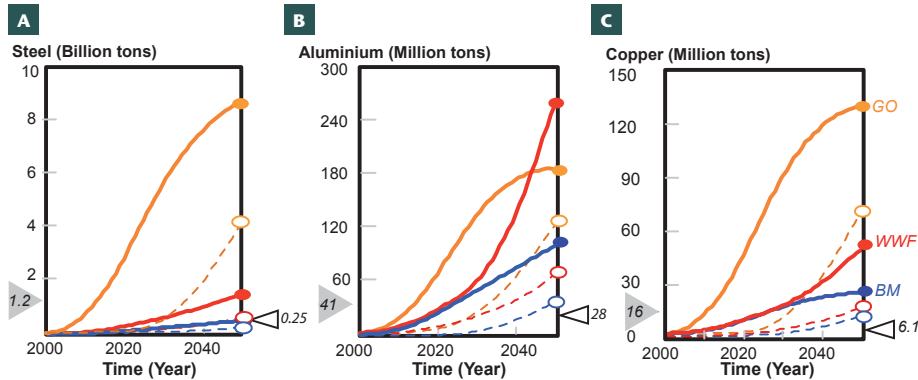


FIGURE 3 Cumulative amounts of three key metals that will be primary mined (continuous lines) and recycled (dashed lines), as projected between the years 2000 and 2050 and that are, or will be, used to build the infrastructure of energy generation: (A) steel, (B) aluminium, and (C) copper. Abbreviations refer to reference sources used: GO = Garcia-Olivares et al. (2012);

BM = bluemap of IEA (2010); WWF = World Wildlife Fund and Ecofys of Deng et al. (2011). The grey-filled and open triangles show the 2010 global supply of primary and recycled metals, respectively.

eventually be extracted to produce metals. Improvements in technology will allow new discoveries to be made and make economically viable the exploitation of resources that were previously impossible to extract. It follows that the ultimately recoverable resources and the reserves are, in fact, larger now than they were 50 or 100 years ago. The increase of ultimately recoverable resources with time is well illustrated by the case of copper: the recovery values estimated in 2010 were made by calibrating logistic functions on the historic data of global production, and the derived recovery values that were calculated ranged from about 1 Gt (Laherrère 2010) to 3.8 Gt (Frimmel and Müller 2011). At the same time, the US Geological Survey estimated copper resources at 1.5 Gt. Three years later in 2014, the US Geological Survey completed its geology-based assessment of global copper resources and suggested that an amount of ~ 3.5 Gt of undiscovered copper should be added to the 2.1 Gt of already identified resources (Johnson et al. 2014). Thus, the demand for a metal and the reserves of that metal both fluctuate over time.

At least two other points must be considered when dealing with the future evolution of metal production, and these are dealt with below.

Energy Required to Produce a Mineral Resource and Associated Environmental Impacts

Mineral availability is related to accessibility, which is tightly connected to the energy required to extract/produce that mineral. Currently, about 10% of the global energy consumption and about 25% of the energy consumed by industry worldwide is used for the production of steel, cement and aluminium (EIA 2013). The production of mineral resources is, therefore, very energy intensive. Because the production costs depend on the cumulative energy of production (E_{cum}) and because the reserves depend on the production costs, any future reserves are connected to the evolution of E_{cum} . To a first order, both E_{cum} and the price of metals vary as a power-law of the dilution of the metal (inverse of ore grade) (Phillips and Edwards 1976; Johnson et al. 2007; Gutowski et al. 2013) (Fig. 4). It follows that, at constant technology, E_{cum} is expected to increase exponentially with decreasing ore grade (Mudd 2010; Norgate and Jahanshahi 2010). This

need for energy is often seen as a future limit to extraction. However, the increase in E_{cum} can be compensated by improving the energy efficiency. For example, the E_{cum} of steel has been reduced from about 50 MJ/kg in 1900 to 25 MJ/kg in 2010 and the E_{cum} of primary aluminium has decreased from 50 kWh/kg in 1950 to 15 kWh/kg in 2010 (Gutowski et al. 2013). Further improvements in energy efficiency will likely be possible, even though the rate of improvement will necessarily decline as the thermodynamic limit of primary production is approached (about 10MJ/kg for steel, and 10 kWh/kg for Al). If we were to use less efficient, but nonetheless less polluting, renewable and free energy sources at a low price in the future, then the question of mineral scarcity must be viewed differently. When the infrastructure of renewable energy matures, the price of energy will drop and the contribution of E_{cum} in the cost of raw materials production will drop as well. We could afford to exploit resources not currently open to development. It is not certain whether this constitutes real progress, however, because cheaper energy and resources would entail an increase in demand and consumption, and a concomitant increase in environmental impacts other than those deriving from energy use. The 5 November 2015 Samarco company tailings dam collapse in Brazil is an illustration of the risks of large-scale mining. The decision in April 2017 by El Salvador to ban all metal mining on its territory is another example of popular mobilisation against environmentally destructive projects that had been responsible for heavily polluting the country's surface waters. The future production of mineral resources will depend on social acceptance, which requires improvement of the levels of environmental protection and governance (Ali et al. 2017), the respect of safeguards and the systematic use of cutting-edge, although expensive, technologies that reduce the damage from mining and mineral processing activities.

The Potential of Recycling

The stabilization, or even the decline, of primary production does not mean that the world will suddenly run out of metals. In contrast to fossil fuels, primary metals are not lost when they are used, and metal-bearing goods that are manufactured today can be viewed as the reserves for tomorrow's recycling. An increase in recycling, however,

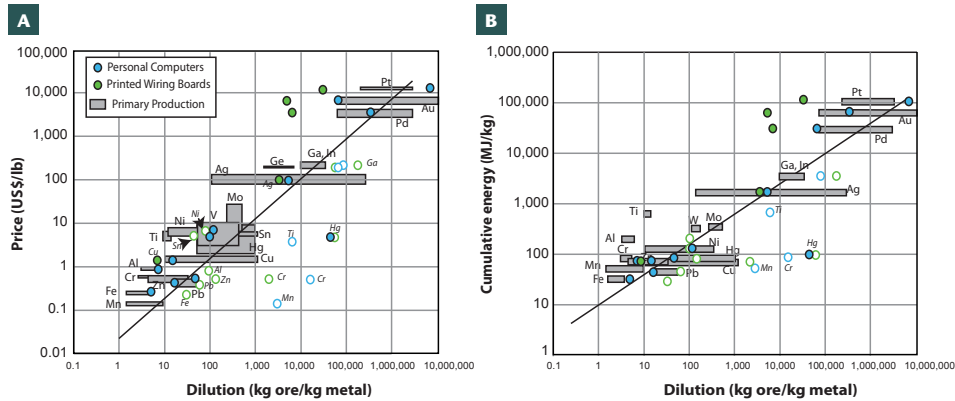


FIGURE 4 (A) Graph of price (in US\$ per pound of metal) in terms of the dilution of that metal in its ore deposit (grey boxes) and that metal in personal computers (filled blue circles) and in printed circuit boards (filled green circles). Black line defines the average price vs dilution relationship obtained from primary metal production. Filled circles above this line are metals predominantly recycled; those metals below the black line (signified

by empty circles) are too diluted compared to their concentration in ore deposits to be recycled at affordable price and energy cost. A noticeable exception of this trend is Hg, which is recycled for regulation reasons. (B) Graph of cumulative energy of metal production (E_{cum}) versus metal dilution in original ore body. Symbols as for 4A. DATA FROM PHILLIPS AND EDWARDS (1976), GUTOWSKI ET AL. (2013), AND KELLY ET AL. (2017).

will not be sufficient to meet demand during future periods of economic growth because we can only recycle some of the consumer goods and equipment that were created within the last few decades. But when most countries in the world reach a GDP/capita that corresponds to the saturation level, then recycling of many metals may, in theory, become the most important source of raw materials. In practice, recycling potential is limited by economic factors, such as the difference between the price of metals and the cost of their recycling. Only the metals present in sufficiently high concentrations in their end-of-life products can be recycled: the recycling cost and E_{cum} of the most diluted metals will remain uncompetitive compared to the costs of their primary production (Fig. 4). This is why most rare metals used in high technologies are not recycled today. There are also examples for base metals whose recycling is limited by prohibitive costs. Falconer (2009) estimated that 60% to 80% of the copper in the undersea cables that link offshore wind turbines to Great Britain will not be recycled at the present cost of copper. However, a future increase of price due to an eventual depletion of primary reserves will foster recycling, which is the good news about mineral resources scarcity.

LONG-TERM FUTURE TRENDS

Modelling of mineral resource should not rely solely on factors such as a knowledge of present geological availability, historical data of production, and amount of ultimately recoverable resources. Modelling also requires assumptions regarding the growth rate of demand and the increase in levels of technology. Dynamic models are urgently needed, ones that will integrate the full complexity of the value chain, from primary production to recycling, and that will link together the energy requirements with the economic, geological, environmental, engineering, social and geopolitical dimensions. Such models are inherently complicated (Sverdrup and Ragnasdottir 2014), but it would be delusory to attempt to deal with the very complex issues with simple empirical and deterministic models such as that used by Hubbert for conventional oil in the 1950s. Olivier Vidal and Nicholas Arndt proposed a 'prey-predator' dynamic model to tackle some of these

complexities (see S1 supplementary information in Ali et al. 2017). They showed that a business-as-usual scenario of copper demand and costs of production at constant price lead to a peak of primary production in 2040, followed by a collapse of primary supply. This evolution is consistent with estimates made by Northey et al. (2014), who based their model on geological availability and future mines capacity. However, many other scenarios of demand can be envisaged. If the demand stabilizes at about 30 Mt/year from 2030 onwards (16 Mt/year in 2015), no production peak is observed with the Vidal and Arndt model, and the primary supply stabilizes until 2100 at constant copper price. Recycling is predicted to compensate for the decline of primary production even in cases where primary production collapses: the cumulative flow of primary and recycled copper, for example, remains higher than twice the present level. The Vidal and Arndt model, when applied to other metals, suggests that the supply of most base and precious metals (except gold) should meet demand until the end of the 21st century. The situation for rare metals is not as clear because the historical data on reserves and production are either lacking, imprecise, or they span too short a period of time to be used as reliable constraints for the models.

PERSPECTIVES

Sustaining the supply of raw materials is not only a matter of primary resources and reserves. The Earth remains an immense reservoir of elements, even though their accessibility is limited by our ability to identify and access the resources when they are deep and hidden, by our ability to anticipate geopolitical risks, and by our ability to control the environmental and social impacts associated with element extraction. Energy issues must be taken into account in addition to the economic and social conditions of primary production, recycling, and the eventual depletion of reserves. The evolution of demand must also be analysed for the two kinds of mineral resources identified above. The supply of *structural raw materials* seems to be secured for the next 50 years because the reserves are huge. By contrast, the supply of most *high-tech metals* is often considered to be critical. However, it is the production of the structural raw materials that bear most of the

environmental impacts and energy needs, and this is important because the long-term demand for structural raw materials is inevitable as poor countries become ever-more industrialized. The supply of rare metals is a shorter-term issue that results from four factors: 1) the decoupling of material and technological innovations from the reality of primary supply; 2) the difficulty of recycling complex and diluted products; 3) poor historical knowledge regarding rare-metal reserves, because these metals have not been in use for very long; 4) the fact that many high-tech metals are by-products of major metal production.

Despite the enormous stakes in, and complexities of, mineral commodities supply, simplistic empirical models are still being used to assess future supplies of mineral resources. Moreover, modelling to date has tended to focus on the catastrophic dimension of exponential growths. More accurate modelling must analyze the conditions of a more sustainable supply and also integrate the full complexity of the raw material value chain. This is equally true for the transition to low-carbon energies, whose impacts must be modelled not only to find the best techno-

economic optimum but also to optimize the environmental impacts and the raw materials supply methods. This can be done by defining the technologies that have minimal overall impact (on multiple factors in their production) and attempting to quantify the pace of when these technologies might come onstream.

Thus, the multi-faceted nature of producing and using raw materials needs to be integrated into dynamic models that will combine together knowledge from different scientific disciplines – Earth and environmental sciences, material sciences, engineering, economics, social sciences, and others – to get a better idea of what the future for metal production of all types really holds.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank Georges Calas, Bernard Wood and Jodi J. Rosso and for their editorial handling and revision of this manuscript. Olivier Vidal thanks support from CNRS (ENRS - projets fédérateurs REMINER), and from ADEME (project SURFER). ■

REFERENCES

- Ali S and 16 coauthors (2017) Mineral supply for sustainable development requires resource governance. *Nature* 543: 367-372
- Bleichschwitz R, Nechifor V (2016) Saturation and growth over time: when demand for minerals peaks. *Prisme* 34. doi: 10.13140/RG.2.2.24146.15049
- Deng Y, Cornelissen S, Klaus S (eds) (2011) *The Ecofys Energy Scenario. Part 2: The Energy Report: 100% Renewable Energy by 2050*. WWF with ECOFYS and OMA. <http://www.ecofys.com/files/files/ecofys-wwf-2011-the-energy-report.pdf>, pp 87-253
- EIA (2013) *International Energy Outlook 2013*. U.S. Energy Information Administration, Report Number: DOE/EIA-0484(2013), <https://www.eia.gov/outlooks/archive/ieo13/>
- Falconer IK (2009) *Metals required for the UK's low carbon energy system: the case of copper usage in wind farms*. MSc thesis, University of Exeter, UK. 99 pp
- Frimmel HE, Müller J (2011) Estimates of mineral resource availability – How reliable are they? *Akademie für Geowissenschaften und Geotechnologien, Veröffentlichung*, 28: 39-62
- García-Olivares A, Ballabrera-Poy J, García-Ladona E, Turiel A (2012) A global renewable mix with proven technologies and common materials. *Energy Policy* 41: 561-574
- Graedel TE (2011) On the future availability of the energy metals. *Annual Review of Materials Research* 41: 323-335
- Graedel TE, Cao J (2010) Metal spectra as indicators of development. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 107: 20905-20910
- Gutowski TG, Sahni S, Allwood JM, Ashby MF, Worrell E (2013) The energy required to produce materials: constraints on energy-intensity improvements, parameters of demand. *Philosophical Transactions of the Royal Society A* 371, doi: 10.1098/rsta.2012.0003
- Hertwich EG and 9 coauthors (2015) Integrated life-cycle assessment of electricity-supply scenarios confirms global environmental benefit of low-carbon technologies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112: 6277-6282
- Hubbert MK (1956) *Nuclear energy and fossil fuels*. *Drilling and Production Practice* 23: 7-25
- IEA (2010) *Energy Technology Perspectives 2010: Scenarios and Strategies to 2050*. Organisation for Economic Co-operation and Development and International Energy Agency, Paris, 710 pp
- Johnson KM, Hammarstrom JM, Zientek ML, Dicken CL (2014) Estimate of undiscovered copper resources of the world, 2013. U.S. Geological Survey Fact Sheet 2014-3004, <http://dx.doi.org/10.3133/fs20143004>, 3 pp
- Johnson J, Harper EM, Lifset R, Graedel TE (2007) Dining at the periodic table: metal concentrations as they relate to recycling. *Environmental Science & Technology* 41: 1759-1765
- Kerr RA (2014) The coming copper peak. *Science* 343: 722-724
- Kleijn R, van der Voet E, Kramer GJ, van Oers L, van der Giesen C (2011) Metal requirements of low-carbon power generation. *Energy* 36: 5640-5648
- Laherrère J (2010) *Copper peak. The Oil Drum – Discussions about Energy and our Future: Europe*, (blog site), <http://europe.theoil Drum.com/node/6307>
- Meadows DH, Meadows DL, Randers J, Behrens WW III (1972) *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's Project on the Predicament of Mankind*. Universe Books, New York, 205 pp
- Mudd GM (2010) The environmental sustainability of mining in Australia: key mega-trends and looming constraints. *Resources Policy* 35: 98-115
- Norgate T, Jahanshahi S (2010) Low grade ores – smelt, leach or concentrate? *Minerals Engineering* 23: 65-73
- Northey S, Mohr S, Mudd GM, Weng Z, Giurco D (2014) Modelling future copper ore grade decline based on a detailed assessment of copper resources and mining. *Resources, Conservation and Recycling* 83: 190-211
- Öhrlund I (2011). *Future Demand from Photovoltaic Cells and Wind Turbines – Investigating the Potential Risk of Disabling a Shift to Renewable Energy Systems*. European Parliament Science and Technology Options Assessment, IPOL-JOIN_ET(2011)471604, <http://go.nature.com/VUOs7V>
- Phillips WGB, Edwards DP (1976) Metal prices as a function of ore grade. *Resources Policy* 2: 167-178
- Steffen W, Broadgate W, Deutsch L, Gaffney O, Ludwig C (2014) The trajectory of the Anthropocene: the great acceleration. *The Anthropocene Review* 2: 81-98
- Sverdrup H, Ragnasdóttir KA (2014) Natural resources in a planetary perspective. *Geochemical Perspectives* 3: 129-341
- USGS (2017) *Iron ore*. United States Geological Survey Mineral Commodity Summaries, January 2017. https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/iron_ore/mcs-2017-feore.pdf, pp 90-91
- Kelly TD and 8 coauthors (2017) Historical statistics for mineral and material commodities in the United States. *US Geological Survey Data Series* 140. US Geological Survey. <https://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/historical-statistics/>
- Vidal O, Goffé B, Arndt N (2013) Metals for a low-carbon society. *Nature Geoscience* 6: 894-896
- Wiedmann TO and 6 coauthors (2015) The material footprint of nations. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112: 6271-6276 ■

Conclusion générale

La transition énergétique est un enjeu crucial du XXIème siècle, en particulier pour réduire les conséquences néfastes du changement climatique. Cependant, cette transition est sujette à de nombreux risques : économiques, géologiques, sociaux, environnementaux et géopolitiques. Afin de pouvoir évaluer la vulnérabilité et les conditions de faisabilité des scénarios de transition énergétique, il est nécessaire de pouvoir évaluer la chaîne de valeur technologique et géographique des technologies impliquées dans le système énergétique.

Nous avons montré dans le Chapitre 1 qu'il n'existait pas d'outil pour évaluer les scénarios de transition énergétique sur ces deux dimensions. Les outils actuels tels que les analyses de cycle de vie (ACV) permettent de prendre en compte la chaîne de valeur technologique, mais les données relatives aux ACV ne fournissent pas ou peu d'information sur la chaîne de valeur géographique. Les modèles d'entrées-sorties économiques (IOA), en particulier ceux multirégionaux (MRIO), s'ils fournissent des données sur les échanges économiques bilatéraux, ce sont des modèles très agrégés. Les nomenclatures des activités économiques et des catégories de produits prises en compte sont restreintes. Enfin, les études des flux de matière (S/MFA), s'ils peuvent fournir des données sur la circulation d'un produit ou d'une substance, ils ne sont pas adaptés à l'évaluation des scénarios de transition énergétique car ils ne prennent pas en compte les interactions entre les différents secteurs de l'économie.

Le travail réalisé au sein de ma thèse avait pour vocation de développer un outil pouvant à la fois évaluer la chaîne de valeur technologique et géographique. Il a été décidé d'exploiter les informations des outils ACV et MRIO, profitant des avantages de chacun, c'est à dire l'information technologique des premiers et l'information régionalisée des seconds. Une nouvelle méthodologie est proposée pour régionaliser les inventaires de cycle de vie d'ACV à partir des données MRIO (Chapitre 2). Cette méthodologie permet à partir d'une base de données ACV de processus industriels, d'exploiter l'information géographique des processus lorsqu'elle existe et d'exploiter les informations d'échanges économiques bilatéraux des MRIO pour estimer cette information lorsqu'elle n'existe pas. La méthodologie prend soin de faire correspondre les activités et les produits selon leurs géographies. Par exemple, les activités d'extraction et de premières transformations des ressources énergétiques et non énergétiques peuvent avoir lieu le modèle seulement là où elles peuvent avoir lieu dans la réalité. Il est alors possible d'évaluer les chaînes de valeurs technologiques et géographiques impliquées dans la transition énergétique.

Les outils qui découlent de cette nouvelle approche sont la première étape pour évaluer les scénarios de transition énergétique. Ils permettent d'évaluer l'évolution différenciée des mix énergétiques de plusieurs régions à la fois du en termes de besoin en ressources et des impacts environnementaux. Cependant, ils ne

prennent pas encore en compte la dimension temporelle, que ce soit des progrès technologiques, de la modification des concentrations des ressources ou de l'évolution des échanges bilatéraux. Les outils développés ne permettent pas non plus d'évaluer les incertitudes et les sensibilités des résultats aux variations des données. Ces différents points nécessitent des travaux supplémentaires qui sont en cours (Chapitre 4).

Les outils qui découlent de la méthodologie proposée dans les pages précédentes ont été développés avec pour objectif final d'évaluer les scénarios de transition énergétique, mais ils peuvent aussi être utilisés produire des ACV régionalisées. Il est maintenant possible d'attribuer les flux élémentaires et d'estimer des impacts géographiquement. Les outils prenant en compte la dimension géographique, les inventaires régionalisés peuvent être utilisés conjointement avec des indicateurs d'impact régionalisés, et de là, mieux prendre en compte la sensibilité des régions aux activités humaines.

Cette nouvelle méthode nécessite l'usage de nombreuses données de source différentes. Afin de gérer ces données, une plateforme internet collaborative a été mise en place, qui permet de dissocier la gestion des données de leur usage. Une réflexion sur la gestion de la donnée m'a amené à penser de manière différente la structure des données relatives à l'écologie industrielle. Une nouvelle architecture sémantique, aussi appelée ontologie, a été développée pour faciliter la gestion des données, mais aussi leur maintien et leur évolution dans le temps, que ce soit pour un utilisateur unique, ou pour une gestion collaborative (Chapitre 3). Si l'architecture développée permet de représenter les processus industriels et naturels, ainsi que les échanges bilatéraux économiques, des travaux supplémentaires sont à mener pour l'intégration des scénarios de transition énergétique.

Les travaux réalisés au sein de cette thèse seront lors de mon post-doc dans le cadre du projet SURFER de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), qui a vocation à évaluer les besoins et les impacts de la transition énergétique française.

Les données récoltées dans le cadre du travail de revue a fournit des données pour une première estimation des consommations en ressources au cours du XXIème siècle, qui sont discutées dans la publication suivante : Vidal, Fatma Rostom, Cyril François et Gaël Giraud, 2017. Global Trends in Metal Consumption and Supply: The Raw Material–Energy Nexus. In : Elements. 7 octobre 2017. Deux autres publications présentant les principaux résultats de ma thèse sont en cours de rédaction. Une première contribution avec Olivier Vidal et Michele de Rosa du projet BONSAI³ sur la gestion de données pour l'écologie industrielle sera soumise début 2018, et une seconde sur la régionalisation des

³ Le projet BONSAI a pour vocation de développer une base de données de cycle de vie en accès libre. Il regroupe des personnalités leader du milieu des analyses de cycle de vie, en particulier Bo Weidema.

inventaires de cycle de vie au cours de l'année 2018. Deux autres publications où je suis deuxième auteur (Olivier Vidal, Cyril Francois, Fatma Rostom and Gael Giraud) sont en cours de soumission à la revue PNAS : « Modelling the energy-minerals resources nexus » et “Prey-Predator dynamic modeling of the 1900-2100 copper reserves, production, price, revenues and costs of production”.