

Métaux et économie circulaire au Québec

Rapport de l'étape 2 : diagnostic

Sous-étape 2.1 : revue de la littérature et des bonnes pratiques internationales – MFA et ACV

Projet réalisé par l'Institut EDDEC

financé par le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles

Auteurs

Principaux :

- Manuele Margni, professeur, CIRAIG, Polytechnique Montréal
- Jean-François Ménard, associé de recherche, CIRAIG, Polytechnique Montréal
- François Saunier, associé de recherche, CIRAIG, Polytechnique Montréal
- Gabrielle van Durme, associée de recherche, CIRAIG, Polytechnique Montréal

Contributeurs :

- Pierre Baptiste, professeur, génie industriel et mathématique, Polytechnique Montréal
- Normand Mousseau, professeur, département de physique, Université de Montréal
- Oumarou Savadogo, professeur, génie métallurgique, Polytechnique Montréal
- Richard Simon, professeur, génie des mines, Polytechnique Montréal

30 juillet 2016

Table des matières

1	Analyse de flux de matières	4
1.1	Introduction	4
1.2	Analyse de flux de matières et métaux.....	4
1.2.1	Définition de l'analyse de flux de matières.....	4
1.2.2	Utilisation de l'AFM dans le secteur des métaux	5
1.2.3	Références utilisées pour cette synthèse sur l'AFM	7
1.3	Points méthodologiques clés	8
1.3.1	Choix de l'approche méthodologique	8
1.3.2	Structure du modèle.....	10
1.3.3	Comptabilisation des stocks	14
1.3.4	Gestion de l'incertitude	15
1.3.5	Visualisation des résultats	16
1.4	Collecte des données	16
1.4.1	Catégories de données et disponibilité	16
1.4.2	Sources de données potentielles	17
2	Analyse du cycle de vie	19
2.1	Introduction	19
2.2	Définition de l'analyse du cycle de vie	19
2.3	Points méthodologiques clés	21
2.3.1	Objectifs et champ de l'étude	21
2.3.2	Inventaire du cycle de vie.....	30
2.3.3	Évaluation des impacts du cycle de vie (EICV).....	30
2.3.4	Interprétation	34
2.4	Sources de données potentielles.....	34
3	Références.....	37
3.1	Revue de la littérature méthodologique en AFM.....	37

3.2	Sources de données avérées ou potentielles pour l'AFM	37
3.3	Revue de la littérature en ACV (méthodologie et sources de données potentielles)	39
ANNEXE A : Méthodologie de l'analyse du cycle de vie (ACV)		42

Liste des figures

Figure 1-1 : Éléments pour lesquels des cycles à l'échelle mondiale ont été élaborés (Chen et al., 2012).....	6
Figure 1-2 : Éléments pour lesquels des cycles à des échelles régionales ont été élaborés (Chen et al., 2012).....	6
Figure 1-3 : Cadre générique AFM (Chen et al., 2012).	11
Figure 1-4 : Modèle AFM pour le cuivre en France (Bonnin et al., 2013)	13
Figure 1-5 : Modèle AFM pour le lithium (Ziemann et al., 2012).....	14
Figure 2-1 - Les quatre grandes phases de l'ACV (ISO 14040/44)	19
Figure 2-2 – Catégories d'impacts et de dommages de la méthode IMPACT 2002+ (adapté de Joliet et al., 2003) .	20
Figure 2-3 – Cycle de vie des métaux (traduit de : PE International, 2014)	21
Figure 2-4 : Illustration d'un processus multifonctionnel	22
Figure 2-5 : Illustration de l'extension du système pour traiter la multifonctionnalité.....	23
Figure 2-6 – Comparaison des résultats en termes d'émissions de gaz à effet de serre pour les allocations massique et économique (Nuss et al., 2013).....	24
Figure 2-7 : Processus représentatif de la mine LaRonde (données tirées de Tuusjarvi et al., 2012)	25
Figure 2-8 : Comparaison des facteurs d'allocation selon quatre approches : massique, massique normalisée, économique avec prix annuel, économique avec prix moyen sur 10 ans (adapté de Tuusjarvi et al., 2012)	25
Figure 2-9 : Schématisation des quatre types de recyclage (Dubreuil et al., 2010).....	27
Figure 2-10 : Méthode d'imputation du contenu recyclé.....	28
Figure 2-11 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières	29
Figure 2-12 : Chaîne de cause à effet pour l'épuisement de ressources naturelles (De Bruille, 2014).....	32

Liste des tableaux

Tableau 1-1 : Études utilisées pour la revue de la littérature méthodologique de l'AFM.....	7
Tableau 1-2 : Objectifs poursuivis par les méthodes d'analyse de flux de matières	8
Tableau 2-1 : Sources de données potentielles pour l'étude ACV.....	34

1 ANALYSE DE FLUX DE MATIÈRES

1.1 Introduction

L'objectif de la revue de la littérature d'études appliquant l'analyse des flux de matières (AFM) est de réaliser des apprentissages méthodologiques pertinents afin de guider la mise en œuvre de l'AFM dans le cadre du présent projet. Il ne s'agit donc pas de comparer les résultats de ces études, mais bien leur approche méthodologique.

La première section ci-dessous introduit le concept de l'AFM et son utilisation dans le secteur des métaux; les études utilisées dans cette synthèse sont également présentées. La deuxième section expose les points méthodologiques clés de l'AFM qu'il conviendra de considérer dans le présent projet. Enfin, cette revue de la littérature a également été mise à contribution pour identifier des sources de données potentielles; elles sont alors répertoriées dans la troisième section.

1.2 Analyse de flux de matières et métaux

1.2.1 Définition de l'analyse de flux de matières

L'analyse de flux de matières (AFM) est une « évaluation systématique de tous les flux et stocks de matériel à l'intérieur d'un système défini dans le temps et dans l'espace » (Brunner *et al.*, 2004). Le **principe de conservation de la masse** d'Antoine Lavoisier doit être respecté : « Rien ne se perd, rien ne se crée, tout se transforme ». Le bilan de matière doit donc être équilibré, tel que présenté dans l'équation ci-dessous (Bonnin *et al.*, 2013) :

$$I + P = C + \Delta S + E$$

avec *I* : importations, *P* : production, *C* : consommation, *S* : stock, *E* : exportations

Une liste relativement exhaustive de questions classiques auxquelles une AFM est appelée à répondre est donnée par Graedel (2002, dans Geyer *et al.*, 2007) :

- Quelle quantité de matériel entre dans le système?
- Comment le matériel est-il transformé?
- Combien de matériel est ajouté au stock en utilisation?
- Combien de matériel est recyclé?
- Combien de matériel sort du système pour finir dans l'environnement?
- Combien de matériel se retrouve en décharge?
- Quelles tendances existent pour l'évolution de ces flux et stocks?

L'AFM permet ainsi de rendre visibles les trajectoires suivies par les matières étudiées et d'identifier les activités à l'origine de pertes vers l'environnement et de la création de déchets. Il s'agit donc d'un outil de diagnostic particulièrement pertinent dans un contexte d'économie circulaire. Cette utilité de l'AFM est de plus en plus reconnue, comme en témoigne la réalisation d'un nombre croissant d'AFM comme étape préliminaire à la mise en place de stratégies de circularité (Repellin *et al.*, 2014; Morris, 2015).

1.2.2 Utilisation de l'AFM dans le secteur des métaux

L'AFM peut être utilisée pour suivre toutes les matières présentes au sein d'un territoire donné (on peut alors parler de « métabolisme territorial ») ou seulement une matière. Dans cette dernière famille d'AFM, les métaux ont fait l'objet de très nombreuses études, d'étendue et de qualité diverses.

Une importante revue de la littérature a été publiée en 2012 par Chen et Graedel, portant sur la quantification des cycles anthropogéniques des éléments, soit les éléments pour lesquels l'activité humaine est la force dominante du cycle plutôt qu'une perturbation d'un système existant (par exemple, on ne parle pas de cycle anthropogénique pour le carbone, mais bien pour le fer). Sur base du critère du cycle anthropogénique, l'étude a porté sur 75 éléments du tableau périodique.

Certaines de leurs conclusions sont résumées ici :

- Le fer est le métal le plus largement étudié, avec plus de 200 cycles disponibles.
- Les autres métaux utilisés couramment, soit le nickel, le cuivre, le plomb, le zinc, l'argent, l'aluminium et le chrome présentent chacun plus de 70 cycles.
- Ce sont l'aluminium, le cuivre et le fer qui ont fait l'objet du plus grand nombre de cycles dynamiques (voir section 1.3.1.3).
- Pour le lithium, deux études ont été identifiées, soit une pour le Japon et l'autre pour le monde (note : la 1^{re} n'a pas été trouvée, tandis que la 2^e n'a pas encore été obtenue par l'équipe de recherche du présent projet).
- Les études diffèrent significativement d'un point de vue méthodologique. Ces différences proviennent souvent des objectifs de l'étude et de la disponibilité des données.

Les figures ci-dessous présentent les éléments pour lesquels des cycles ont été réalisés et publiés, à l'échelle mondiale (

Figure 1-1) et à des échelles régionales (

Figure 1-2). Lorsqu'une case comprend au moins une couleur, cela signifie qu'au moins un cycle a été réalisé pour l'élément correspondant. Ainsi, ces figures montrent qu'aucun cycle n'a été créé pour 33 des 92 premiers éléments du tableau.

Le Québec ne semble pas avoir fait l'objet d'AFM, tandis que le Canada est représenté dans certaines études de portée mondiale, mais ne semble pas non plus avoir fait l'objet d'études spécifiques.

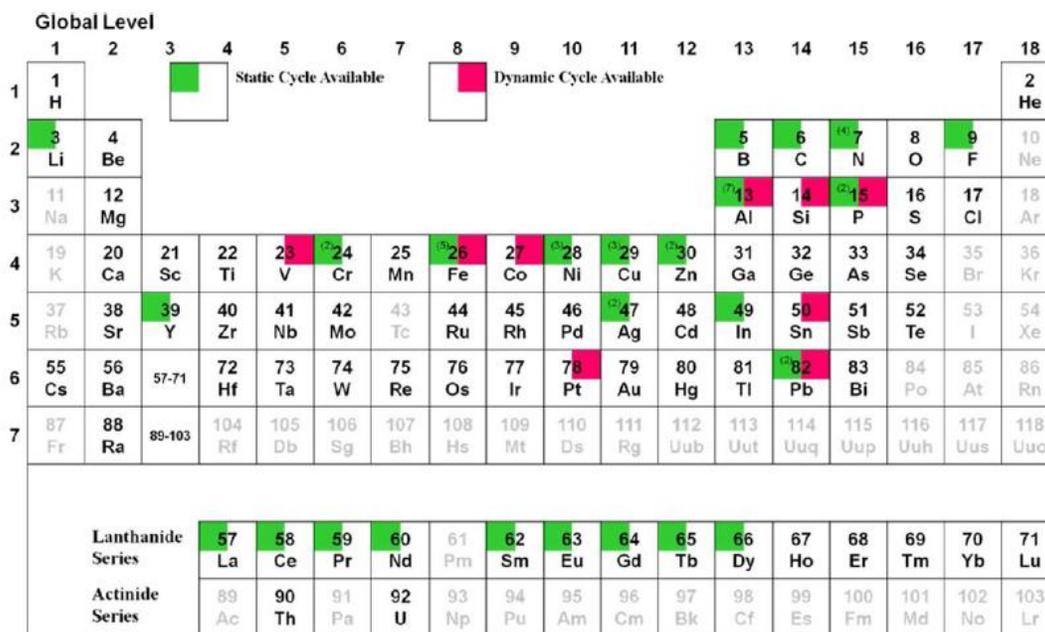


Figure 1-1 : Éléments pour lesquels des cycles à l'échelle mondiale ont été élaborés (Chen et al., 2012)

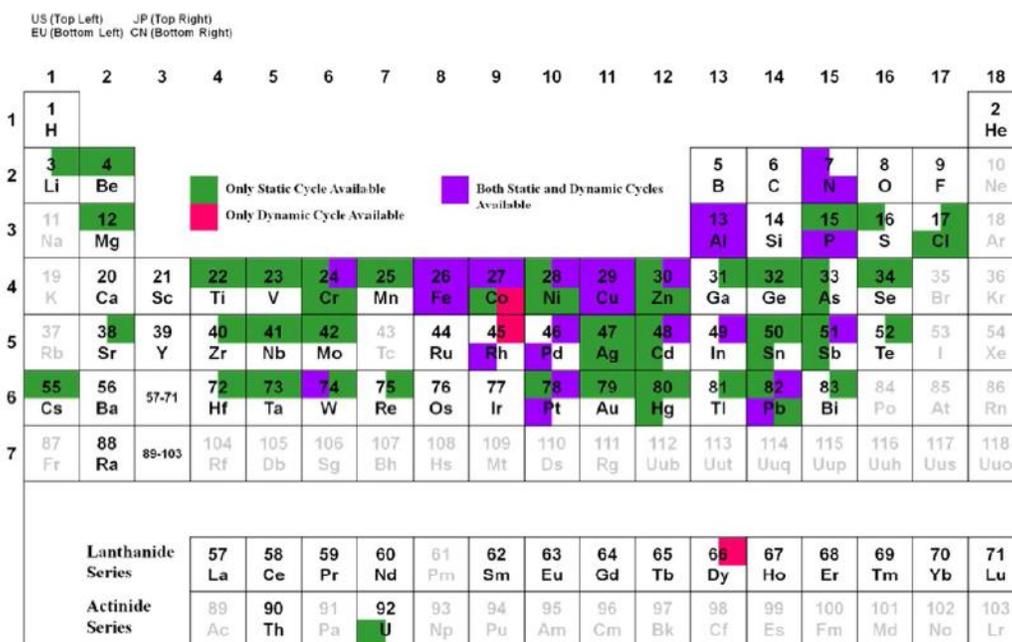


Figure 1-2 : Éléments pour lesquels des cycles à des échelles régionales ont été élaborés (Chen et al., 2012)

Il est à noter que plusieurs AFM de métaux ont en outre été publiées après la revue de la littérature de Chen et Graedel (2012), notamment sur le cuivre, l'argent, l'aluminium.

1.2.3 Références utilisées pour cette synthèse sur l'AFM

L'objectif de cette revue de la littérature étant de réaliser des apprentissages méthodologiques pertinents pour la mise en œuvre de l'AFM dans le cadre du présent projet, des références ont été sélectionnées selon la logique suivante :

- Des documents portant sur la méthodologie AFM ont été étudiés dans le but d'obtenir une bonne compréhension des variantes d'AFM et de leur champ d'application;
- quelques études appliquant la méthodologie AFM ont été analysées pour comprendre la mise en application de la méthodologie. Ces études sont :
 - récentes;
 - portent sur les métaux sélectionnés;
 - présentent suffisamment de détails sur les choix méthodologiques effectués;
- une revue de la littérature exhaustive portant sur les AFM de métaux a également été sélectionnée, car elle permettait d'obtenir un portrait intéressant des AFM réalisées avant 2012.

Au final, pour réaliser cette synthèse, 11 documents ont été utilisés, soient 5 documents portant sur des aspects méthodologiques, 5 AFM de métaux et la revue de la littérature. Plusieurs autres AFM portant sur le cuivre et le fer ont été identifiées et seront analysées comme sources de données potentielles dans la suite du projet (voir section 3.2).

Tableau 1-1 : Études utilisées pour la revue de la littérature méthodologique de l'AFM

Titre	Auteurs	Année	Fe	Cu	Li	Frontières	
						Espace	Temps
Analyse de flux de matières – Aspects méthodologiques							
Practical Handbook of Material Flow Analysis	Brunner P.H. <i>et al.</i>	2004					
Comptabilité des flux de matières dans les régions et les départements. Guide méthodologique	Repellin, P. <i>et al.</i>	2014					
Systematic Evaluation of Uncertainty in Material Flow Analysis	Laner, D. <i>et al.</i>	2014					
Uncertainty in Material Flow Analysis	Rechberger, H. <i>et al.</i>	2014					
L'analyse de flux de matières au Québec : Enjeux et méthodes	Morris, A.	2015					
Analyse de flux de matières – Études de cas							
Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK: Part 1: Production and consumption trends 1970–2000	Geyer, R. <i>et al.</i>	2007	x			UK	1970-2000
Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK: Part 2. Scrap generation and recycling	Davis, J. <i>et al.</i>	2007	x			UK	1970-2000
Tracing the fate of lithium—The development of a material flow model	Ziemann, S. <i>et al.</i>	2012			x	World	2007
Development and validation of a dynamic material flow analysis model for French copper cycle	Bonnin, M. <i>et al.</i>	2013		x		France	2000-2009

Titre	Auteurs	Année	Fe	Cu	Li	Frontières	
						Espace	Temps
Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries	Pauliuk, S. <i>et al.</i>	2013	x			Monde	1700-2008
Analyse de flux de matières – Revue de la littérature sur les AFM de métaux							
Anthropogenic Cycles of the Elements: A Critical Review	Chen, W.Q. <i>et al.</i>	2012					

1.3 Points méthodologiques clés

1.3.1 Choix de l'approche méthodologique

1.3.1.1 Adéquation entre les objectifs de l'AFM et la méthodologie choisie

À quoi sert une AFM? À toute une série de choses.

Tout d'abord, présentons un rappel des objectifs de l'AFM annoncés dans la proposition du présent projet, soit notamment :

- identifier les principales activités (et acteurs) de la chaîne de valeurs québécoise qui sont concernées par les trois métaux sélectionnés soit le fer, le cuivre et le lithium;
- quantifier les rendements de matière ainsi que les types de déchets générés à chaque activité de son cycle de vie au Québec, notamment les déchets métalliques issus des différents processus de transformation;
- identifier les gisements¹ de métaux potentiels sur le marché québécois.

Une classification intéressante est proposée par Morris (2015), tel que présenté dans le Tableau 1-2. Les objectifs 3 et 4 correspondent le mieux à l'objectif du présent projet. Pour ces familles d'objectifs, les études de métabolisme territorial analysées par Morris choisissent des approches de type ascendant (voir section 1.3.1.2).

Tableau 1-2 : Objectifs poursuivis par les méthodes d'analyse de flux de matières

Objectif	Description
Évaluer la durabilité des activités socio-économiques du territoire	La méthode permet d'utiliser des indicateurs qui permettent d'évaluer la durabilité du territoire.
Identifier des pistes de solutions pour améliorer les performances environnementales du territoire	La méthode permet de faire un constat sur l'utilisation des ressources qui permet d'identifier des pistes de solutions pour améliorer les performances environnementales. La méthode permet donc, par le fait même, d'orienter les politiques publiques.
Améliorer la compréhension de la circulation des flux sur le territoire afin d'évaluer la	La méthode permet de mieux comprendre la circulation des flux de matières sur le territoire et donc d'optimiser la gestion des ressources

¹ Le terme « gisement » n'est pas utilisé ici pour désigner uniquement les sources minières mais toutes les sources potentielles de ces métaux, comme par exemple le stock de biens obsolètes toujours en circulation.

Objectif	Description
possibilité de mettre en place des projets d'économie circulaire	par la mise en œuvre de projets d'économie circulaire précis, tels que des projets d'écologie industrielle et territoriale.
Identifier des pistes de solutions pour améliorer les performances de la gestion d'un ou de quelques flux majoritaires sur le territoire	La méthode permet de se focaliser uniquement sur un ou quelques flux qui sont majoritaires sur le territoire, mais de façon plus approfondie.
Sensibiliser le grand public à l'utilisation responsable des ressources	La méthode permet de communiquer les résultats au grand public dans le but de le sensibiliser à l'utilisation responsable des ressources.

(source : Morris, 2015)

Laner *et al.* (2014) offrent une autre perspective et font la distinction entre les AFM descriptives, qui quantifient la circulation des matières étudiées dans une région, et les AFM exploratoires, qui visent à comprendre les mécanismes déterminant les flux de matières (pour ensuite utiliser le modèle pour évaluer les effets de différentes mesures). Selon les auteurs, l'appartenance à l'une ou l'autre de ces catégories influence le choix sur la méthode de gestion de l'incertitude (voir 1.3.3). Les objectifs du présent projet s'apparentent à une AFM descriptive.

Comprendre les objectifs d'une étude est donc particulièrement important, car ils influencent le choix de l'approche méthodologique. Chaque approche a ses particularités, des forces et des faiblesses et il est important que celle-ci fournisse les informations nécessaires à l'atteinte des objectifs visés.

Le présent projet nécessite la réalisation d'une AFM descriptive dont l'objectif est globalement d'améliorer la compréhension de la circulation des flux des trois métaux sur le territoire québécois afin d'évaluer la possibilité de mettre en place des projets d'économie circulaire.

1.3.1.2 Principales approches méthodologiques

Il existe plusieurs façons de catégoriser les approches méthodologiques pour la réalisation d'AFM. Plusieurs auteurs les classent en deux grandes familles (Morris, 2015, Repellin, 2014 et Bonnin, 2013):

1. Méthode ascendante. Le guide référentiel est le livre de Baccini et Brunner de 1991, mis à jour par Brunner *et al.*, 2004. Il s'agit de construire le système à partir de l'échelon le plus fin, pour consolider progressivement et opérer une synthèse. Ce type d'approche permet d'avoir une bonne vision des flux et des stocks à l'intérieur du système étudié, mais demande un grand nombre de données.
2. Méthode descendante. Le guide référentiel de cette méthode a été réalisé par Eurostat (service de statistique de l'Union européenne) en 2001 et mis à jour en 2013. La méthode comptabilise l'ensemble des flux entrants et sortants à un niveau macro, sans analyser au préalable les processus qui les unissent, et les alloue ensuite en utilisant des ratios. Le système est en quelque sorte une boîte noire qui ne sera ouverte qu'une fois le bilan de matières réalisé.

En outre, plusieurs approches connexes ont également été développées, notamment pour des bilans territoriaux multimatières. Elles se rattachent généralement à l'une des deux familles ci-dessus.

De manière générale, les méthodes descendantes vont être préconisées pour les AFM d'un territoire donné (multimatières) et les méthodes ascendantes pour les AFM d'une matière en particulier. Dans le présent projet, puisqu'une bonne compréhension des flux et des stocks de métaux ainsi que des interactions entre les diverses activités utilisant ces métaux est nécessaire, une approche ascendante est plus appropriée.

Il est à noter que bien que des sources de données « typiques » soient associées à chacune des approches (ex. : données d'entreprise pour la méthode ascendante et statistiques nationales pour l'approche descendante), dans la pratique, il arrive généralement que tous types de données soient utilisées de façon conjointe de façon à combler les manques, voire à créer une redondance permettant une certaine prise en compte de l'incertitude.

Afin de répondre aux objectifs du présent projet, l'approche ascendante sera appliquée.

1.3.1.3 Modèle statique ou dynamique

Une AFM peut être soit statique, c'est-à-dire qu'elle représente une « photo » du système pris à un moment précis dans le temps (par exemple une année), soit dynamique, c'est-à-dire qu'elle suit l'évolution des flux et des stocks sur une certaine période de temps (par exemple sur une période de plusieurs années) (Chen *et al.*, 2012). Les AFM dynamiques offrent des informations supplémentaires par rapport aux AFM statiques (par exemple, comment les stocks de la phase d'utilisation ont-ils évolué? Existe-t-il un niveau de saturation?). Cependant, elles requièrent beaucoup plus de données.

Pour le présent projet, l'AFM doit servir à dresser le portrait actuel des flux et stocks de métaux au Québec afin d'identifier là où il existe un potentiel intéressant pour développer / renforcer des initiatives d'économie circulaire. Une AFM statique peut répondre à ce besoin.

Beaucoup de données sont collectées sur une base annuelle et l'année est donc l'unité de temps la plus utilisée pour les AFM.

Une AFM statique répond aux besoins du projet. Elle couvrira une période de temps d'une année, soit 2014.

1.3.2 Structure du modèle

Les AFM diffèrent entre elles par leur structure, soit en particulier les frontières du système (c'est-à-dire le périmètre géographique de l'analyse) et l'organisation des étapes et sous-étapes au sein de ce système.

La question des cycles anthropogéniques des métaux, et en particulier leurs taux de recyclage, a été largement étudiée par le groupe de travail sur les flux mondiaux de métaux du *Panel international pour la gestion durable des ressources* du Programme des Nations unies pour l'Environnement (PNUE)². Ce groupe a établi un cadre de travail générique pour les AFM de métaux, tel que présenté à la

Figure 1-3, qui servira de base pour l'élaboration des modèles des trois métaux à l'étude.

² Plusieurs de leurs publications ont été identifiées comme sources de données pertinentes pour le présent projet (voir section 3.2)

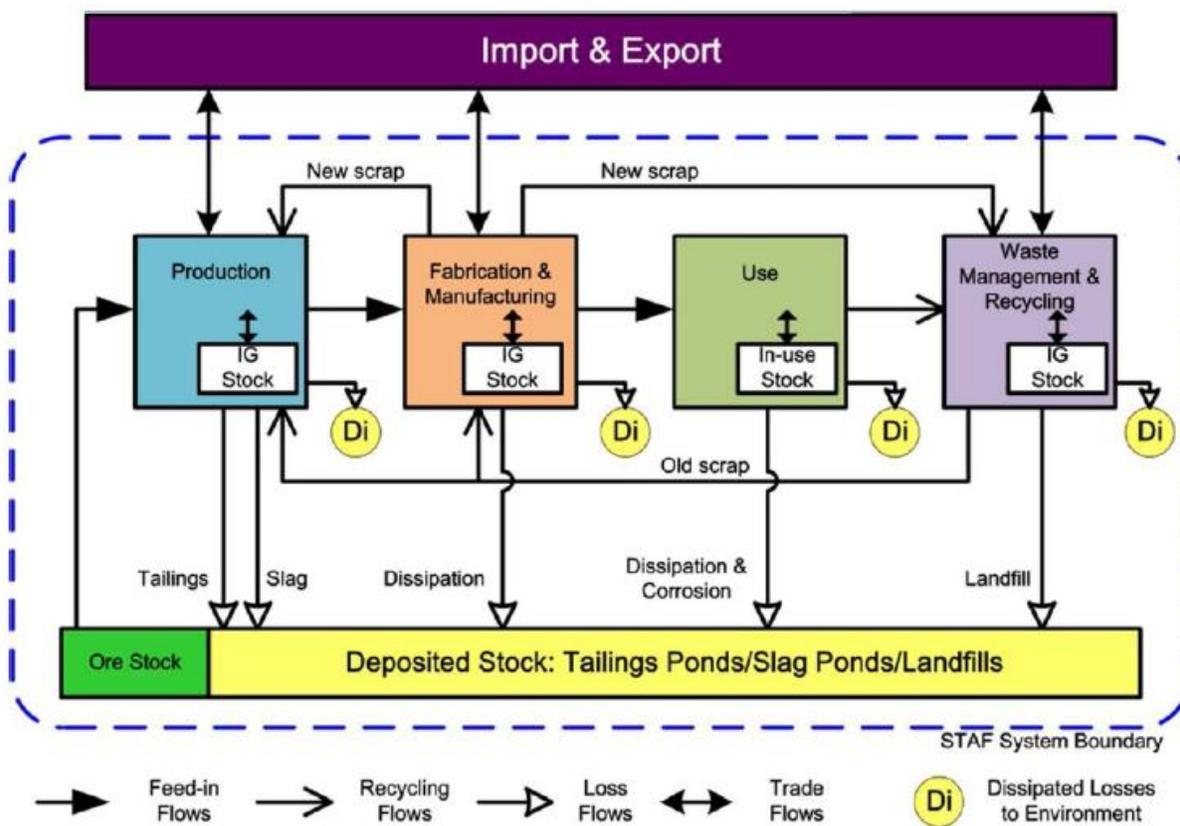


Figure 1-3 : Cadre générique AFM (Chen et al., 2012).

Cette structure construit le cycle de vie des métaux en quatre grandes étapes : la production du métal (extraction et raffinage), la production de produits finis et semi-finis contenant ce métal, l'utilisation (avec les stocks) et la fin de vie. Les flux entre ces étapes (à l'intérieur des frontières du système) et les échanges avec l'extérieur du système (import/export et échanges avec l'environnement) doivent tous être considérés.

Même lorsqu'elles utilisent ce cadre générique (ou une structure similaire), les AFM peuvent différer grandement dans ce qu'elles incluent réellement au sein du système. Plusieurs points de différence sont les suivants :

- L'analyse porte-t-elle sur un *bien* ou une *substance*? Dans le présent projet, cette question est particulièrement importante pour le fer qui se retrouve souvent sous forme d'acier, accompagné de métaux d'alliages. L'analyse va-t-elle considérer uniquement le contenu en fer des flux de matières (on peut alors parler d'analyse de flux de substance, ou AFS) ou toute la masse de ces flux?

Définitions selon Brunner *et al.* (2004) :

- Substance : Élément ou composé constitué d'unités uniformes. Les substances sont caractérisées par une constitution unique et identique et qui sont donc homogènes. Par exemple, le cuivre, le fer et le lithium sont des substances.
- Bien : Entité économique ayant une valeur positive ou négative et composée d'une ou de plusieurs substances. Ce qui n'est pas une substance est un bien. Par exemple, le bois et l'acier sont des biens.

- Matière : Terme qui englobe les biens et les substances.
- Prise en compte des importations et des exportations : Certaines études ne considèrent que les métaux qui sont échangés sous forme élémentaire (minerai, concentré, métal raffiné, ferraille, produit semi-fini) tandis que d'autres, beaucoup moins fréquentes, considèrent également les métaux au sein de produits finis (Chen *et al.*, 2012).
- Certains flux sont ignorés, faute de données. C'est souvent le cas des pertes durant la transformation et les pertes vers l'environnement (Chen *et al.*, 2012).
- La façon dont les informations sont organisées au sein du système varie également entre les études et influence la nature des résultats. Si l'on reprend le modèle générique du PNUE, la division des informations au sein de chacune des quatre étapes peut être plus ou moins fine selon les études. Par exemple, la Figure 1-4 présente le schéma de l'AFM du cuivre de Bonnin *et al.* (2013). Nous voyons qu'une certaine catégorisation est proposée au sein des quatre étapes. Il s'agit d'un choix des auteurs dicté par les objectifs de l'étude, la disponibilité des données et les contraintes de réalisation du projet (ressources disponibles).

Concernant le 1^{er} point mentionné ci-dessus, Geyer *et al.* (2007) estiment que dans leur cas d'étude, il est plus approprié de considérer la masse totale d'alliages étant donné que chaque élément qui les compose en est une partie essentielle et indissociable.

Les frontières du système correspondent aux frontières du Québec. Le cadre AFM générique proposé par le groupe de travail sur les flux mondiaux de métaux du PNUE servira de base à la construction des modèles du présent projet. Plusieurs autres questions devront être tranchées en lien avec les inclusions et exclusions du modèle et le niveau de détail recherché.

Des exemples de modèles AFM pour deux des trois métaux étudiés sont présentés ci-dessous. Ces schémas illustrent comment le cycle de vie de ces métaux a été structuré pour réaliser l'AFM. Ces deux exemples se basent sur le modèle générique du PNUE mais organisent un peu différemment l'information au sein de chacune des quatre étapes, en fonction des caractéristiques du métal et des données disponibles.

La Figure 1-4 ci-dessous présente le modèle réalisé pour le cuivre en France (Bonnin *et al.*, 2013). Le trait pointillé représente les frontières du système, soit la France. Les imports/exports correspondent aux échanges avec l'extérieur du système. Les cases représentent les étapes et sous-étapes du cycle de vie du cuivre et les flèches représentent les flux du cuivre entre ces étapes.

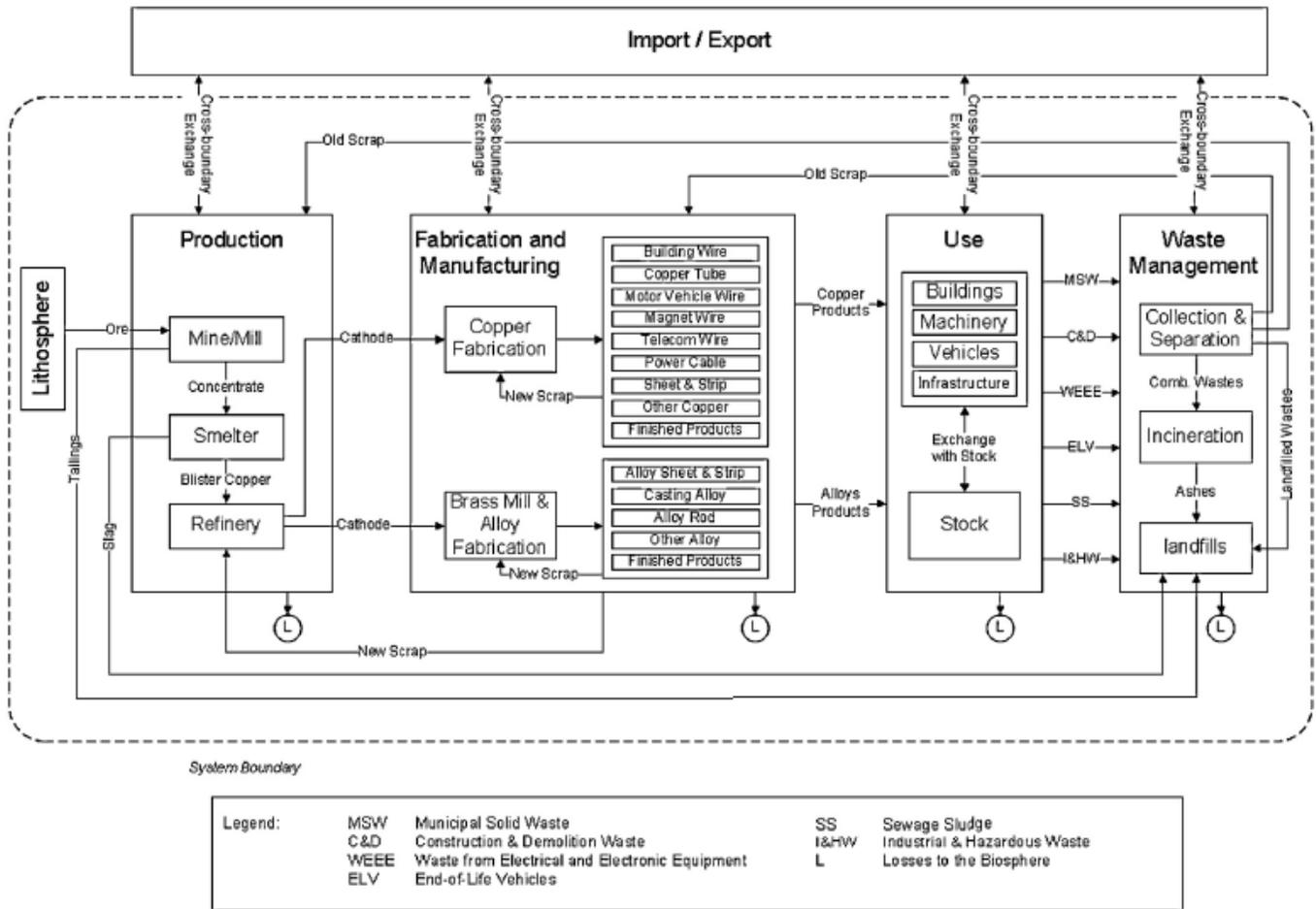


Figure 1-4 : Modèle AFM pour le cuivre en France (Bonnin *et al.*, 2013)

La Figure 1-5 ci-dessous présente le modèle réalisé pour le lithium au niveau mondial (Ziemann *et al.*, 2012). Il n'y a pas d'import et d'export (soit des échanges avec l'extérieur du système étudié) puisque le système représente le monde au complet. Les cases représentent les étapes et sous-étapes du cycle de vie du lithium et les flèches représentent les flux du lithium entre ces étapes. À la sortie de l'étape de production, le modèle différencie les flux de lithium selon la forme sous laquelle il se trouve (ex. carbonate de lithium, hydroxyde de lithium, ...). La question des stocks, qui se constituent principalement lors de l'étape d'utilisation, n'est pas présentée dans le schéma.

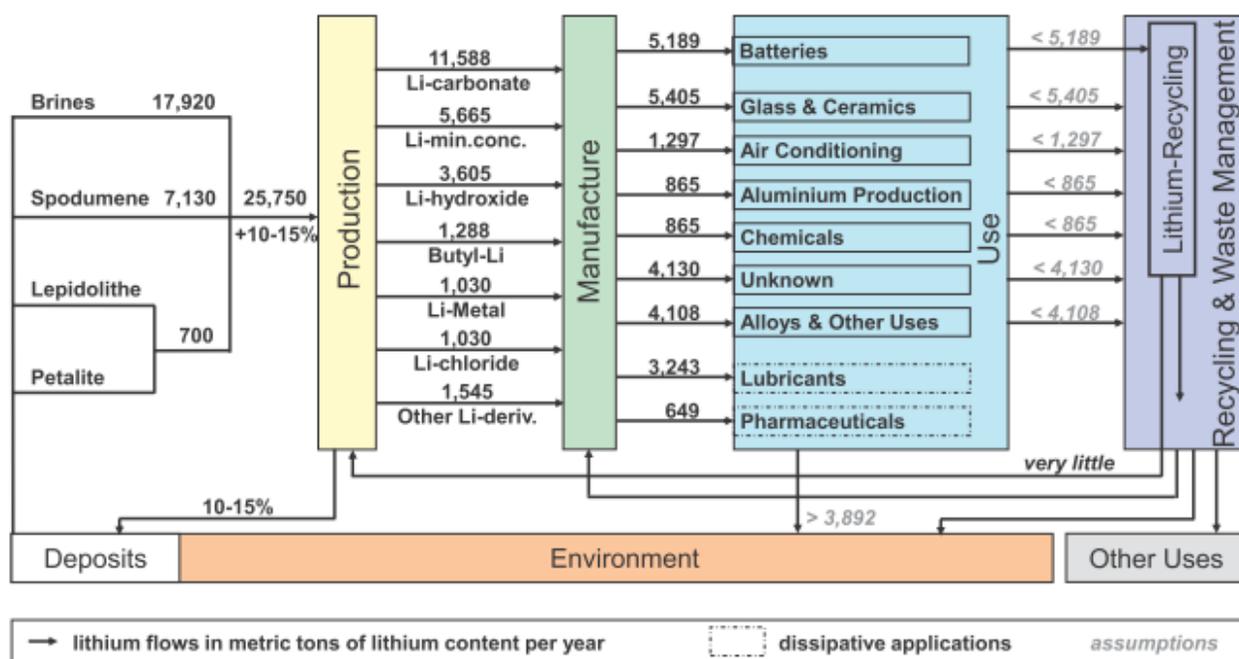


Figure 1-5 : Modèle AFM pour le lithium (Ziemann *et al.*, 2012)

1.3.3 Comptabilisation des stocks

Les stocks se situent principalement dans la phase d'utilisation de la matière (voir Figure 1-3). Il est cependant intéressant que dans le cas du fer, Pauliuk *et al.* (2013) ont également quantifié les stocks « en hibernation ou obsolètes » dans la phase de fin de vie. Une certaine partie de ces stocks est potentiellement récupérable dans le futur (par exemple, dans des bâtiments à l'abandon), tandis qu'une autre ne l'est pas (par exemple, dans des fondations). Il semble aussi plausible que des stocks soient constitués sur les sites des mines (minerais contenant les métaux à des concentrations trop faibles pour être exploités et mis de côté).

La quantité de stocks dans la phase d'utilisation peut être calculée de deux façons :

- par différence, en connaissant les autres termes de l'équation d'équilibre des masses (voir section 1.2.1), ou
- par calcul, basé sur les mises sur le marché historiques et la durée de vie des produits (mais cette voie demande des données sur plusieurs années et est moins adaptée pour une AFM statique).

Les deux approches peuvent aussi être utilisées à des fins de « réconciliation » des données (voir section 1.3.4).

1.3.4 Gestion de l'incertitude

La gestion de l'incertitude a été assez peu prise en compte dans les AFM jusqu'à relativement récemment. Or, les résultats des AFM sont incertains en raison des incertitudes sur les données utilisées et sur le modèle. Rechberger *et al.* (2014) recommandent de présenter les quantités de flux et de stocks résultant d'une AFM avec leur intervalle d'incertitude.

Il y a deux étapes principales :

1. Caractérisation de l'incertitude de la donnée : Idéalement, la donnée est accompagnée d'informations relatives à son incertitude, soit la plage de valeurs probables et la distribution statistique. Cependant, cette incertitude quantitative n'est que rarement disponible et il revient donc aux praticiens de l'AFM de caractériser l'incertitude de la donnée, soit directement de façon quantitative, soit en passant d'abord par une caractérisation qualitative, sur base de critères tels la fiabilité de la source ou la représentativité de la donnée.
2. Propagation de l'incertitude : L'incertitude associée à chaque donnée entrante doit ensuite être propagée dans le modèle afin de se répercuter sur les résultats qui seront eux aussi caractérisés par une incertitude quantitative.

Il existe trois familles d'approches pour la gestion de l'incertitude (Laner *et al.*, 2014) :

1. approches qualitatives et semi-quantitatives;
2. approches basées sur la classification des données;
3. approches statistiques.

Les points clés d'une bonne prise en compte de l'incertitude sont :

- l'adéquation avec les objectifs de l'étude : D'après Laner *et al.*, (2014), les AFM descriptives peuvent se contenter d'approches plus simples, tandis que pour les AFM prospectives, les approches statistiques sont recommandées;
- l'application de procédures cohérentes et transparentes pour la caractérisation de l'incertitude associée aux données utilisées (lorsque une incertitude quantitative n'est pas disponible (Rechberger *et al.*, 2014 et Laner *et al.*, 2014);
- l'adéquation entre la caractérisation de l'incertitude et la méthode de propagation des incertitudes au sein du modèle (Rechberger *et al.*, 2014 et Laner *et al.*, 2014);
- la redondance des données : Obtenir une estimation pour un même flux par plusieurs approches / sources d'information est une façon efficace d'améliorer la qualité des résultats et d'évaluer cette qualité. Des logiciels, tel STAN, permettent alors de faire de la « réconciliation »³ des données (Bonnin *et al.*, 2013 et Laner *et al.*, 2014);
- l'arrondissement des résultats : Rechberger *et al.*, (2014) proposent d'arrondir les résultats à deux chiffres significatifs (sauf exception) afin que l'incertitude se reflète dans la présentation des résultats.

³ Étant donné l'incertitude liée aux données, il peut arriver qu'elles soient en conflit avec les contraintes du modèle (ex. loi de la conservation de la masse). La réconciliation des données vise à lever ces contradictions en identifiant les valeurs les plus probables au sein des intervalles de valeurs.

La gestion de l'incertitude dans le projet sera prise en compte de façon rigoureuse en appliquant une méthode de caractérisation de l'incertitude aux données entrantes et en propageant l'incertitude dans le modèle. Une approche doit être sélectionnée, qui tiendra compte notamment des objectifs de l'étude, de la disponibilité des données et des fonctionnalités du logiciel utilisé (soit le logiciel STAN).

1.3.5 Visualisation des résultats

Les résultats d'une AFM sont en général présentés en indiquant la valeur des flux et des stocks sur le diagramme du modèle étudié, du type de la Figure 1-3. Un moyen de plus en plus utilisé est le diagramme Sankey dans lequel l'épaisseur des flèches est proportionnelle à la taille des flux.

Les AFM dynamiques peuvent également utiliser des histogrammes ou d'autres types de graphes pour présenter l'évolution d'un flux en fonction du temps.

D'autres types de représentations peuvent également être créés.

1.4 Collecte des données

1.4.1 Catégories de données et disponibilité

La disponibilité des données est déterminante pour la faisabilité d'une AFM et sa qualité.

Les données à collecter peuvent être regroupées en deux catégories, chacune étant plus adaptée à une famille d'AFM (descendante / ascendante) (Reppelin *et al.*, 2014). Toutefois, de manière générale, les AFM utilisent des données dans ces deux catégories pour pallier des manques ou créer une redondance.

- Données globales (plus adaptées à une AFM de type descendant) : Il s'agit principalement de statistiques ou autres données collectées et agrégées par une instance supérieure (en particulier les instances publiques). Le Québec étant une province et non un pays, plusieurs statistiques habituellement collectées au niveau national ne seront pas disponibles directement pour le territoire à l'étude et devront être déduites à partir des données pour le Canada au complet. Cependant, de nombreuses informations sont tout de même collectées à l'échelle de la province.
- Données élémentaires (plus adaptées à une AFM de type ascendant) : Il s'agit des données provenant directement des acteurs qui les génèrent, par exemple, les entreprises. Un effort particulier devra être mis sur la collecte de données au niveau des acteurs de terrain pour le présent projet et, à cet égard, l'étude d'un territoire relativement petit est de nature à faciliter le travail.

De manière générale, pour réaliser une AFM, il faut quantifier tous les flux entrants et sortants du système et échangés entre les activités au sein du système, ainsi que les stocks. Dans le cas de données globales, il va falloir désagréger l'information pour obtenir le niveau de détails requis; des données pour les facteurs de désagrégation doivent aussi être recherchées.

Réaliser une AFM est un processus itératif. Ainsi, une première version du modèle guide la collecte de données, dont les résultats viendront nourrir / modifier le modèle et guider la prochaine étape de collecte, et ainsi de suite. Les modèles pour les trois métaux étudiés évolueront donc en cours de projet, en fonction des données trouvées.

1.4.2 Sources de données potentielles

La lecture d'autres AFM a permis d'identifier les données nécessaires et toute une série de sources de données potentielles. Elles sont présentées ci-dessous, selon les 4 étapes proposées dans le cadre générique de la Figure 1-3, ainsi que des sources transversales pour les imports / exports et les émissions à l'environnement. Une des sources est les entreprises elles-mêmes, qui seront sollicitées pour contribuer à cette étude.

De manière générale, il existe très peu de données publiquement disponibles sur le lithium, notamment sur le processus de production à l'aide de spodumène (celui qui sera utilisé au Québec).

Production et fabrication

- L'Institut de la statistique du Québec et le ministère de l'Énergie et des Ressources naturelles (MERN) compilent les quantités de minerais qui sont extraits au Québec par région administrative et par mine (Morris, 2015).
- *International Copper Study Group* : Informations sur les flux de production et fabrication du cuivre (Bonnin et al., 2013) (probablement moins pertinent pour le projet, car les statistiques internationales considèrent les pays).
- Entreprises québécoises actives dans les mines et la première transformation : quantités annuelles de métaux entrants et sortants (rendement matière des procédés).

Manufacture

- Entreprises québécoises actives dans la production de biens utilisant les métaux : quantités annuelles de biens produits, contenu en métal, taux de perte matières dans les procédés et devenir de ces pertes.

Utilisation

- Bonnin et al. (2013) : information sur les utilisations du cuivre et les durées de vie des produits.
- *European Copper Institute* : contenu en cuivre dans les véhicules.
- Stocks de métaux dans les pays : plusieurs études, dont les travaux du groupe de travail sur les flux mondiaux de métaux du *Panel international pour la gestion durable des ressources* du PNUE.
- Davis et al., (2007) : information sur les utilisations du fer et de l'acier, sur le contenu en fer et acier des produits et sur les durées de vie des produits.

Fin de vie

- Pour quantifier les flux de minerais en fin de vie, une approche pourrait consister à faire l'inventaire des installations de récupération, recyclage et valorisation de minerais présents sur le territoire d'étude. Pour ce faire, le site Internet de RECYC-QUÉBEC, qui offre un répertoire des récupérateurs, recycleurs et valorisateurs québécois, peut être consulté (Québec. RECYC-QUÉBEC, 2012).
- Des données relatives aux déchets (ex. : concentration en métaux) devraient être disponibles via les ministères de l'environnement des territoires concernés (Morris, 2015).
- *European Copper Institute* : concentration de cuivre dans les déchets électriques et électroniques (DEEE).
- Taux de recyclage des métaux : travaux du groupe de travail sur les flux mondiaux de métaux *Panel international pour la gestion durable des ressources* du PNUE.

Transversal – Imports / exports

- Quantités de minerais importés et exportés : publiées par le MERN (Morris, 2015).
- Quantités de minerais qui entrent et sortent du territoire sous forme de produits finis : Non documentées dans des statistiques. Une bonne source serait d'autres AFM ayant réalisé de telles estimations.
 - Bonnin *et al.* (2013) ont utilisé les informations du *Forwest Project* (2012) qui a converti des données de tables économiques en unités physiques en utilisant des concentrations de cuivre pour différentes catégories de produits.
- Statistique Canada : importations et exportations canadiennes annuelles de plusieurs matières.
- Institut de la statistique du Québec (ISQ) : importations et exportations québécoises (via la banque de données statistiques officielle sur le Québec)
- United Nations Commodity Trade Statistics Database (Chen *et al.*, 2012)
- Centre de recherche français dans le domaine de l'économie internationale (CEPII) : Base de données BACI, porte sur le commerce international au niveau des produits (Chen *et al.*, 2012)

Transversal – Émissions à l'environnement

- Inventaire des émissions de polluants atmosphériques (IEPA) du Canada, données disponibles par province.
- Inventaire national des rejets de polluants (INRP) du Canada pour les installations qui répondent aux critères de déclarations : rejets dans l'eau, l'air et le sol. Il n'y a pas de bilan régional, il faudrait donc faire la somme des entreprises identifiées.
- Inventaire québécois des émissions atmosphériques (IQÉA).

De plus, à la section 3.2, sont listés d'autres AFM et documents d'intérêt.

2 ANALYSE DU CYCLE DE VIE

2.1 Introduction

Cette section a pour objectif de discuter des enjeux méthodologiques reliés à la réalisation d'analyses du cycle de vie (ACV) de métaux et d'identifier les bonnes pratiques pour les traiter. Pour ce faire, une revue de littérature a été effectuée en se basant sur la littérature scientifique, des rapports méthodologiques et des études de cas. Cette analyse ne se veut pas exhaustive, mais vise à fournir un aperçu des enjeux méthodologiques à considérer pour la suite du projet.

Une description générale de l'analyse du cycle de vie est donnée dans la section 2.2. Les enjeux méthodologiques sont ensuite présentés dans la section 2.3 selon les quatre grandes phases d'une ACV (définition des objectifs et du champ de l'étude; inventaire du cycle de vie; évaluation des impacts du cycle de vie et interprétation). La section 2.4 présente une revue de littérature non exhaustive d'études ACV traitant d'au moins un des trois métaux à l'étude.

2.2 Définition de l'analyse du cycle de vie

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode scientifique quantitative qui permet d'évaluer la performance environnementale d'un produit ou d'une activité sur l'ensemble de son cycle de vie. C'est donc une approche holistique, qui tient compte de l'extraction et du traitement des matières premières, des processus de fabrication, du transport et de la distribution, de l'utilisation et de la gestion du produit en fin de vie.

Cette méthode d'analyse a comme principal objectif de permettre la réduction des impacts des produits et des services sur l'environnement, en orientant la prise de décision. Elle constitue donc un outil d'aide important à la gestion « écologique » et, à plus long terme, au développement durable.

Reconnue internationalement, la méthodologie est encadrée par la série de normes ISO 14040 et 14044 de l'organisation internationale de normalisation (ISO). Une ACV se réalise en quatre grandes phases :

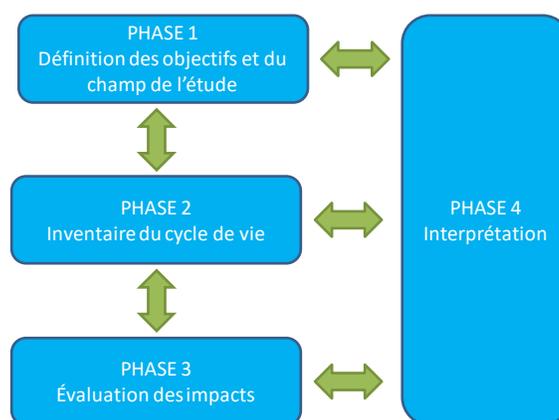


Figure 2-1 - Les quatre grandes phases de l'ACV (ISO 14040/44)

PHASE 1 – Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette phase vise à définir le cadre méthodologique de l'étude, notamment l'unité fonctionnelle⁴ qui assure de comparer des produits sur une même base, ou les frontières des systèmes de produits, qui définissent les processus inclus et exclus de l'étude.

PHASE 2 – Inventaire du cycle de vie

Cette phase consiste à collecter les données primaires et secondaires sur l'ensemble du cycle de vie à l'aide de rencontres, de questionnaires, de la littérature et de banques de données ACV afin de constituer l'inventaire des flux entrants (ressources naturelles) et sortants (émissions à l'air, l'eau et le sol) des systèmes de produits rapportés à l'unité fonctionnelle définie préalablement.

PHASE 3 – Évaluation des impacts cycle de vie

L'évaluation des impacts sert à convertir les flux inventoriés dans les unités des indicateurs d'impacts proposés par la méthode d'évaluation des impacts choisie. Plusieurs méthodes d'évaluation sont disponibles (ReCiPe, IMPACT 2002+...). Elles présentent différentes catégories d'impacts environnementaux. La méthode IMPACT 2002+ est présentée à la Figure 2-2.

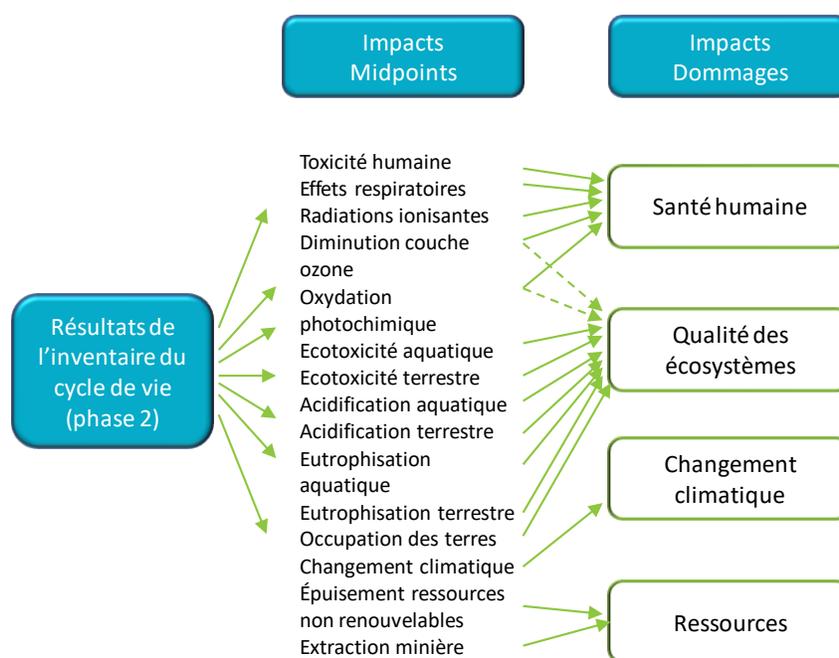


Figure 2-2 – Catégories d'impacts et de dommages de la méthode IMPACT 2002+ (adapté de Jolliet et al., 2003)

PHASE 4 –Interprétation

Pour valider les résultats, des contrôles de sensibilité, de qualité des données, etc. sont réalisés.

⁴ Supra 2.3.1.2

Il est à noter que l'annexe A présente la méthodologie ACV en détail, comprenant une section définissant les termes spécifiques au domaine.

2.3 Points méthodologiques clés

Cette section présente les grands enjeux méthodologiques reliés à l'étude de métaux en ACV.

2.3.1 Objectifs et champ de l'étude

2.3.1.1 Frontières des systèmes

Selon les objectifs de l'étude, les ACV de métaux peuvent considérer différentes parties du cycle de vie du métal, tel qu'illustré à la Figure 2-3.

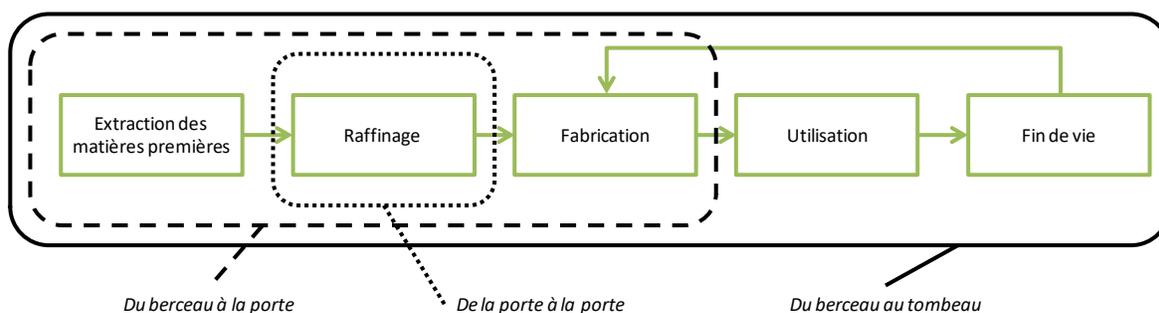


Figure 2-3 – Cycle de vie des métaux (traduit de : PE International, 2014)

Les études de la porte à la porte (*gate to gate*) se concentrent sur un seul ou un groupe de processus du cycle de vie des métaux. Elles permettent, par exemple, de comparer deux technologies, au sein d'une même filière de production.

Les études du berceau à la porte (*cradle to gate*) incluent toutes les étapes de l'extraction des matières premières au produit métallique intermédiaire ou fini. Ces données peuvent être utilisées pour comparer différentes voies de production ou de transformation d'un même métal, par exemple, la production de lithium à partir de saumures ou de minerais. Ce type d'études est nécessaire au développement de données qui vont être ensuite utilisées dans des études subséquentes. Elles ne permettent néanmoins pas de tenir compte d'un des principaux avantages des métaux, qui est leur fort potentiel de recyclabilité en fin de vie.

Le troisième type d'études est celui du berceau à la tombe (*cradle to grave*). Ces études incluent alors toutes les étapes du cycle de vie du métal : extraction des matières premières, production du métal, fabrication du produit contenant le métal, utilisation du produit et fin de vie (incluant le recyclage).

2.3.1.2 Unité fonctionnelle

Dans le cas des études de la porte à la porte ou du berceau à la porte, l'unité fonctionnelle de l'étude est souvent basée sur une masse de métal à produire.

Pour les études du berceau au tombeau, l'unité fonctionnelle n'est souvent plus basée sur le métal seul, mais sur la fonctionnalité du produit qui le contient. La masse d'un métal est en effet peu représentative de ses propriétés fonctionnelles (PE International, 2014). Il n'est donc pas possible de comparer directement un métal avec un autre produit (métallique ou non) sur la base d'une masse identique de chacun. Par exemple, un kilogramme d'acier et un kilogramme d'aluminium ne présentent pas les mêmes propriétés mécaniques. La comparaison de deux produits respectivement en acier et en aluminium devra donc se faire en tenant compte des masses respectives de chaque métal nécessaires pour permettre aux produits de remplir la (les) fonction(s) commune des produits. Cette dernière peut par exemple être « assurer la protection de l'avant de la carrosserie d'une voiture pendant sa durée de vie » pour un pare-chocs de voiture ou « contenir 343ml de liquide » pour une canette.

2.3.1.3 Multifonctionnalité des processus

L'ACV ne porte pas sur la comparaison directe de produits ou services spécifiques, mais bien sur la prise en compte d'une ou plusieurs fonctions remplies par ces produits ou services. Lorsqu'un processus est multifonctionnel (c.-à-d. qu'il génère plus d'un produit ou qu'il participe au recyclage de produits intermédiaires), il est nécessaire de répartir ses entrants et sortants entre ses différentes fonctions. C'est en particulier le cas pour les processus générant plusieurs métaux (par exemple, l'opération de la mine ou les diverses étapes de raffinage), alors qu'un seul d'entre eux est considéré dans l'étude (Figure 2-4). Il s'agit alors en quelque sorte d'attribuer à chacun des coproduits impliqués la part de la responsabilité de la génération des entrants et sortants du processus qui lui revient.

Une différence est à faire entre les coproduits du processus, qui ont une valeur économique et sont vendables, et les déchets, qui n'ont pas de valeur.

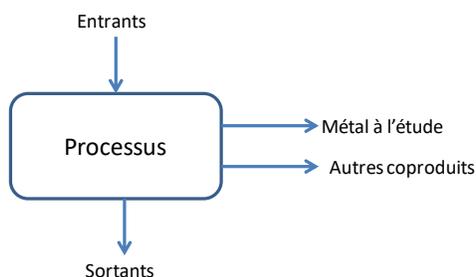


Figure 2-4 : Illustration d'un processus multifonctionnel

Les normes ISO recommandent la procédure suivante pour traiter un processus multifonctionnel, chacune des propositions étant expliquée plus loin :

1. éviter l'imputation
 - en subdivisant le processus;
 - en étendant le système pour y inclure les fonctions supplémentaires des coproduits;
2. imputer sur la base des relations physiques sous-jacentes entre les entrants et sortants et les coproduits;
3. imputer sur la base d'autres relations mutuelles entre les coproduits (économique, ...).

La subdivision consiste à diviser le processus en plusieurs sous-processus produisant chacun un seul produit (par exemple, diviser les données d'une usine par ligne de production), faisant ainsi disparaître la multifonctionnalité. Elle est cependant difficilement applicable pour la coproduction de métaux, car celle-ci implique des processus souvent complexes et une production combinée et non parallèle des métaux.

L'extension du système consiste à éliminer les fonctions des coproduits du système en soustrayant l'inventaire de processus monofonctionnels autonomes remplissant celles-ci (ou des fonctions suffisamment équivalentes). Par exemple, dans la Figure 2-5, dans le processus multifonctionnel A (produisant les métaux X et Y), la soustraction d'un processus produisant exclusivement le produit Y permet d'éliminer cette multifonctionnalité. Cette approche nécessite néanmoins l'existence de ces processus monofonctionnels autonomes (comme par exemple le processus B, produisant uniquement le métal B). De nombreux processus de production de métaux étant complexes et multifonctionnels, il n'existe souvent pas de processus monofonctionnel approprié pour faire l'extension du système.

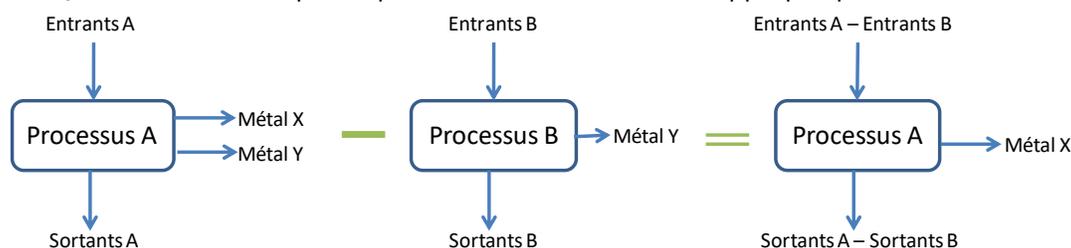


Figure 2-5 : Illustration de l'extension du système pour traiter la multifonctionnalité

L'allocation consiste à distribuer l'inventaire du processus entre les coproduits. La première allocation recommandée par les normes ISO est l'allocation reflétant une relation physique sous-jacente entre tous ou certains des entrants et sortants et les coproduits. Par exemple, les émissions chlorées d'un incinérateur de déchets municipaux ne seront attribuées qu'aux déchets contenant du chlore (en supposant que les autres déchets présents dans la chambre de combustion de l'incinérateur n'influencent que de façon négligeable les réactions chimiques générant ces substances chlorées). Si de telles relations physiques ne peuvent être identifiées, ce qui est souvent le cas pour une production conjointe, il faut alors utiliser un autre type de relation pour faire l'allocation. La masse est souvent choisie comme paramètre. L'allocation de l'inventaire est alors faite sur la base du rapport massique du coproduit sur la masse totale des coproduits. Cette allocation est facile à mettre en œuvre et couvre généralement tous les coproduits (des coproduits énergétiques posent alors problème), mais néglige l'importance de métaux à haute valeur produits en petite quantité, qui peuvent pourtant être la raison d'être du processus. L'allocation économique, qui distribue l'inventaire selon le revenu marchand des coproduits, est aussi couramment utilisée, jugée comme permettant de mieux refléter les motivations derrière l'opération du processus et plus en phase avec la notion de responsabilité envers les flux inventoriés. Les prix peuvent être choisis sur une année ou moyennés sur un intervalle de plusieurs années.

Le Conseil international des mines et métaux (ICMM) (PE International, 2014) recommande l'utilisation de l'extension du système si elle est possible pour gérer la multifonctionnalité des processus (que les coproduits soient des métaux de base, des métaux précieux ou des coproduits non métalliques). Un métal est défini comme précieux si sa valeur économique est relativement importante (ex. : or, argent, platine, etc.). Lorsque l'allocation est nécessaire, l'allocation massique est recommandée pour les processus ne produisant aucun métal précieux et l'allocation

économique est recommandée pour les processus produisant au moins un métal précieux. Toute déviation à cette règle doit être justifiée dans le rapport de l'étude.

L'influence du choix de la méthode d'allocation sur les résultats est discutée dans plusieurs études (Nuss *et al.*, 2014; Stamp *et al.*, 2013). La Figure 2-6 montre la variation des résultats en termes d'émissions de gaz à effet de serre selon le choix de l'allocation massique ou économique pour la production de 1kg de plusieurs métaux. Plus les métaux sont éloignés de la droite centrale, plus il y a d'ordres de grandeur d'écart entre leurs résultats relatifs selon les deux méthodes d'allocation étudiées. Par exemple le résultat du Lutécium (Lu) est environ cent fois plus élevé en utilisant une allocation économique plutôt que lorsqu'une allocation massique. À l'inverse, celui de l'argent (Ag) est environ dix fois plus faible avec l'allocation économique comparativement à l'allocation massique. Une variation importante des résultats selon le type d'allocation est ainsi observée pour de nombreux métaux. La méthode d'allocation doit donc être choisie avec soin.

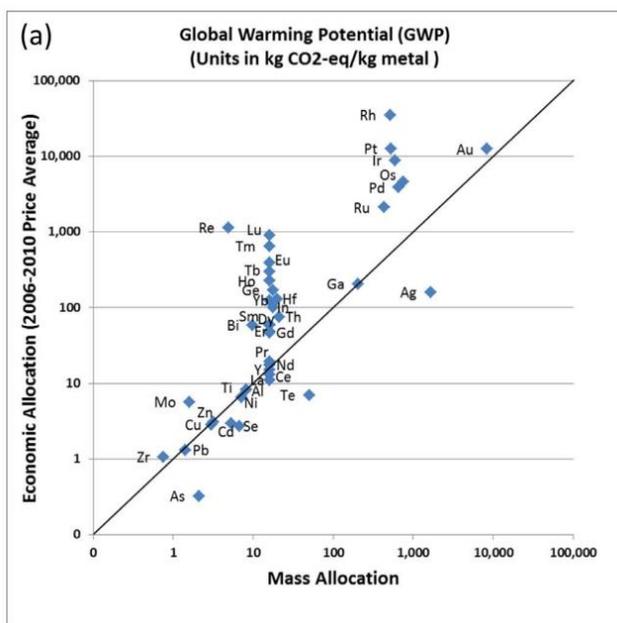


Figure 2-6 – Comparaison des résultats en termes d'émissions de gaz à effet de serre pour les allocations massique et économique (Nuss *et al.*, 2013)

Au sein même de l'allocation économique, les résultats peuvent aussi varier avec la volatilité des prix des différents coproduits et l'année de référence choisie (Stamp *et al.*, 2013; Tuusjavi *et al.*, 2012). Si le prix d'un métal varie significativement d'une année à l'autre, à cause par exemple de phénomènes liés aux marchés de ces métaux, les facteurs d'allocation vont s'en trouver affectés et le choix de l'année de référence influe alors considérablement sur les résultats. Les deux graphiques à la droite de la Figure 2-8 illustrent par exemple la différence de facteurs d'allocation selon les prix annuels des coproduits et selon le prix moyen sur une période de 10 ans (2000 à 2009), pour une mine multifonctionnelle produisant quatre métaux : Au/Zn/Cu/Ag (voir Figure 2-7). Les facteurs d'allocation pour le cuivre et l'argent sont assez similaires pour les deux approches dans l'horizon de temps considéré, mais ils varient de manière plus importante selon l'année choisie pour le zinc et l'or. Cela est dû à la plus grande variabilité temporelle

du prix de ces métaux sur l'horizon de temps étudié. Il est ainsi recommandé pour l'allocation économique de choisir un intervalle de temps assez long pour tenir compte de la variabilité des prix (PE International, 2014).

D'autres méthodes d'allocation que les allocations massique ou économique sont aussi possibles. L'allocation énergétique est évoquée dans la littérature (PE International, 2014), mais aucune étude l'utilisant n'a été relevée. Tuusjarvi *et al.* (2012) proposent une méthode d'allocation basée sur les masses normalisées des coproduits. La masse de chaque coproduit est normalisée selon l'abondance de cet élément dans la croûte terrestre. Les résultats obtenus sont illustrés dans la Figure 2-8 (*Normalised mass-based allocation*) pour la mine de Au/Zn/Cu/Ag de LaRonde. En comparaison à l'allocation massique simple, présentée dans le graphique de gauche de la Figure 2-8, les facteurs d'allocation sont alors plus élevés pour des métaux rares comme l'or ou l'argent car ils sont peu abondants dans la croûte terrestre, même s'ils ne représentent qu'une faible masse du total de métaux extraits de la mine (voir Figure 2-7). Le prix des métaux étant relativement corrélé à leur abondance, cette méthode permet de prendre en considération l'importance économique des coproduits sans utiliser des données monétaires. Le choix des facteurs de normalisation est néanmoins basé sur des estimations et ne reflète pas toujours les relations économiques entre les coproduits.

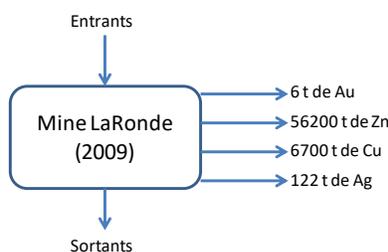


Figure 2-7 : Processus représentatif de la mine LaRonde (données tirées de Tuusjarvi *et al.*, 2012)

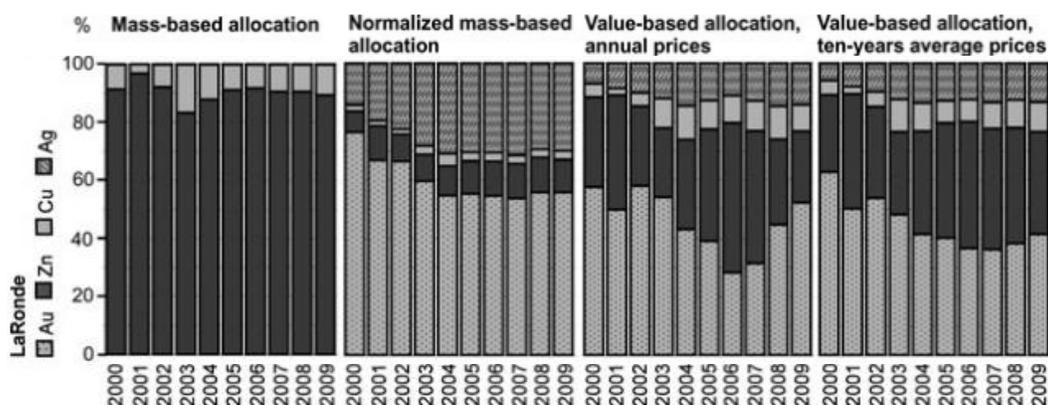


Figure 2-8 : Comparaison des facteurs d'allocation selon quatre approches : massique, massique normalisée, économique avec prix annuel, économique avec prix moyen sur 10 ans (adapté de Tuusjarvi *et al.*, 2012)

Pour conclure sur la multifonctionnalité des processus, les recommandations de l'ICMM seront suivies dans notre étude. **Les processus seront subdivisés autant que possible. L'extension du système sera ensuite effectuée si des processus monofonctionnels équivalents existent. Si l'allocation est finalement nécessaire, la méthode sera choisie selon le type de métaux impliqués.** Les résultats pouvant être sensibles au choix de la méthode d'allocation, il est recommandé de réaliser des analyses de sensibilité sur la méthode d'allocation pour en tester l'influence.

Par exemple, pour la mine LaRonde présentée à la Figure 2-7, si l'on cherche à obtenir les entrants et sortants associés uniquement à la production du minerai de cuivre, les étapes suivantes seront effectuées :

1. Le processus de la mine sera si possible subdivisé pour ne considérer que les étapes qui concernent le cuivre, ce qui peut s'avérer impossible car certains processus (l'extraction de minerai par exemple) concernent souvent un mélange des plusieurs métaux ou parce que les données collectées par l'entreprise ne sont pas disponibles à un niveau de détails aussi précis;
2. Si la subdivision n'est pas réalisable, l'extension du système sera testée. Elle implique alors de disposer dans les bases de données de trois processus monofonctionnels produisant respectivement du zinc, de l'or et l'argent, qui seront soustraits au processus actuel. Ces processus ne sont néanmoins pas toujours disponibles, la plupart des mines étant multifonctionnelles.
3. Si les deux premières approches ne sont pas applicables, des facteurs d'allocation économique seront utilisés, car la mine produit plusieurs métaux précieux (or et argent). Si possible, des prix moyens seront considérés pour l'allocation, afin de tenir compte de la variabilité temporelle des prix des métaux considérés.

2.3.1.4 Recyclage

Le recyclage des métaux est avantageux du point de vue de la conservation des ressources : il permet au métal de rester disponible dans l'économie pour sa réutilisation (Dubreuil *et al.*, 2010). Il permet en outre de substituer l'extraction de minerais et de diminuer les déchets à traiter.

Le recyclage des produits soulève de nombreuses questions d'ordre méthodologique en ACV en raison de la singularité de ce type de processus multifonctionnels. En effet, le recyclage est à la fois un mode de gestion des matériaux en fin de vie et un mode de production de matière (secondaire) utilisée dans la fabrication de nouveaux produits. Deux grands types de recyclage sont possibles, selon le type d'utilisation du produit secondaire : le recyclage en boucle fermée ou celui en boucle ouverte (ISO, 2006).

Le recyclage en boucle fermée a lieu lorsque la matière secondaire est utilisée dans le même système de produits. Dans ce cas, la multifonctionnalité n'est qu'apparente puisque, dans les faits, la seconde fonction associée au matériau secondaire demeure à l'intérieur des frontières du système, la matière ne fait que transiter au travers du processus de recyclage avant son incorporation dans la prochaine génération du même produit. Il en résulte au final une réduction de la quantité de matière primaire (ou vierge) nécessaire pour fabriquer le produit.

À l'inverse, le recyclage en boucle ouverte a lieu lorsque la matière secondaire est utilisée dans un système de produits différent de celui qui la génère. Deux sous-types de recyclage sont alors considérés : le cas où la matière ne subit pas durant le recyclage de modification de ses propriétés inhérentes (même niveau de qualité du matériau), qui s'apparente selon ISO à un recyclage en boucle fermée, et le cas où la matière subit une modification de ses propriétés inhérentes, qui nécessite alors l'utilisation d'une règle d'allocation (à choisir selon ISO dans l'ordre suivant :

propriétés physiques (par exemple, la masse); valeur économique; nombre d'utilisations ultérieures de la matière recyclée).

À partir de ces deux grandes catégories de recyclage, Dubreuil *et al.* (2010) identifient quatre types de recyclage pour les métaux basés sur le schéma général présenté à la Figure 2-9 :

1. boucle de métal fermée (*closed metal loop*) : le métal A est recyclé dans le même produit;
2. boucle d'alliage fermée (*closed alloy loop*) : un alliage des métaux A et B est recyclé dans le même produit;
3. transfert à un autre groupe de métal (*transfer to other metal pool*) : le métal A mélangé au métal B, qui est le métal dominant du produit ou de l'alliage. A est alors dilué dans B lors du recyclage du métal B;
4. transfert et récupération d'un autre groupe de métal (*transfert to and recovery from other metal pool*) : le métal A mélangé au métal B, qui est le métal dominant du produit ou de l'alliage. Lors du recyclage du métal B, le métal A est séparé et récupéré pour être à nouveau utilisé dans le groupe du métal A.

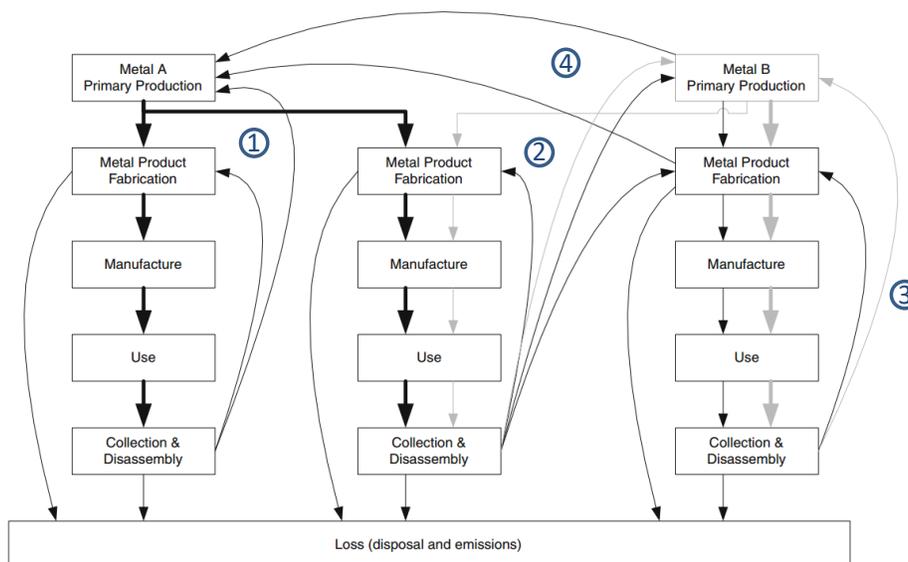


Figure 2-9 : Schématisation des quatre types de recyclage (Dubreuil *et al.*, 2010)

De nombreuses approches ont donc été proposées pour tenter de répondre à ce problème d'allocation des inventaires associés au recyclage en ACV (Frischknecht, 2010). En effet, du produit à recycler ou du produit à base de matière recyclée, auquel attribuer les inventaires de la collecte et du procédé de recyclage? Auquel attribuer les inventaires associés à l'extraction et la transformation de la matière vierge? Enfin, faut-il accorder un crédit environnemental à un produit dont la matière est recyclable? Il n'existe pas de réponse unique à ces questions et il convient donc de se les poser au cas par cas, en les situant dans leur contexte. Cela implique d'assumer la part de subjectivité inhérente au choix arrêté en fin de compte.

Deux méthodes sont couramment utilisées pour modéliser le recyclage des matériaux en ACV : la méthode du contenu recyclé et celle du recyclage en fin de vie. Elles sont présentées plus en détail ci-après. D'autres méthodes hybrides sont aussi possibles, par exemple la méthode 50/50, mais elles sont peu couramment employées.

Méthode du contenu recyclé (ou du «cut-off»)

La méthode dite du contenu recyclé, aussi appelée méthode du *cut-off* ou méthode «100/0», traite la question du recyclage de la manière suivante :

- les inventaires associés à l'extraction et la transformation de la matière vierge sont entièrement attribués au produit en faisant l'utilisation;
- les inventaires associés à la collecte de la matière recyclable et au processus de recyclage sont attribués au produit qui utilise la matière recyclée;
- aucun crédit n'est attribué à un produit recyclé en fin de vie pour la réduction éventuelle de consommation de matière vierge lors du second cycle de vie de la matière recyclée.

Cette approche tend à favoriser l'utilisation de matière recyclée à défaut d'encourager la mise sur le marché de produits recyclables à base de matière vierge et le recyclage de ces produits lors de leur fin de vie, puisque le recyclage de la matière en fin de vie est exclu des frontières. C'est cette approche qui est schématisée à la Figure 2-10.

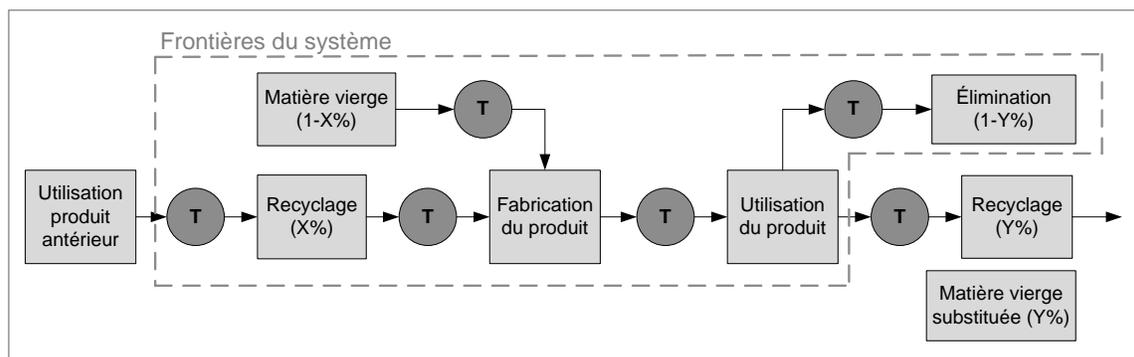


Figure 2-10 : Méthode d'imputation du contenu recyclé

Méthode du recyclage en fin de vie (end-of-life approach)

La seconde méthode d'imputation possible est celle du recyclage en fin de vie, aussi appelée méthode d'approximation de boucle fermée (*closed loop approximation method* selon le GHG Protocol), méthode des charges évitées (*avoided burden*) ou méthode « 0/100 ». Celle-ci traite la question de la manière suivante :

- les inventaires associés à l'extraction et à la transformation de la matière vierge sont entièrement attribués au produit en faisant l'utilisation;
- les inventaires associés à la collecte de la matière recyclable et au processus de recyclage ne sont attribués qu'à la fraction du produit qui est recyclé en fin de vie;

- un crédit est attribué à un produit recyclé en fin de vie pour la réduction éventuelle de consommation de matière vierge lors du second cycle de vie de la matière recyclée;
- les produits sont considérés être fabriqués à partir de 100 % de matière vierge afin de ne pas créditer deux fois un même produit pour son contenu en matériau recyclé, d'une part, et pour son recyclage en fin de vie, d'autre part.

Cette approche tend à encourager le recyclage en fin de vie de produits recyclables. La Figure 2-11 illustre cette seconde approche.

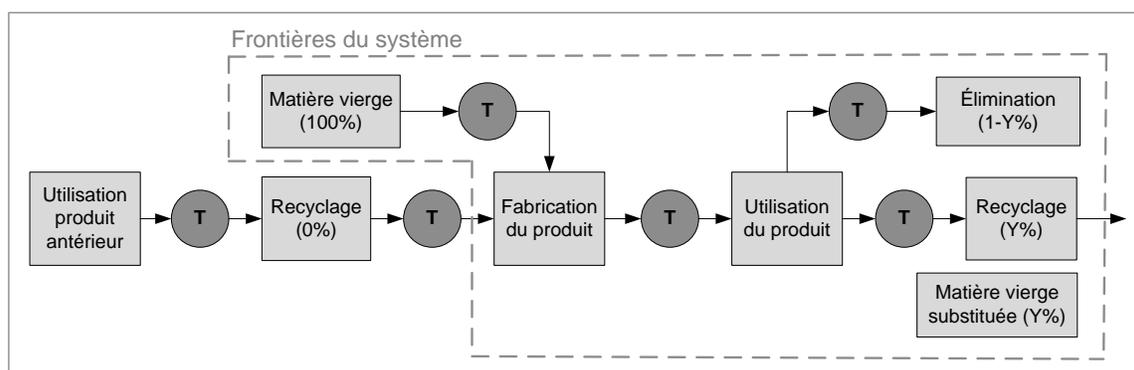


Figure 2-11 : Méthode d'imputation de l'extension des frontières

L'approche du contenu recyclé, en se focalisant sur le contenu en matière recyclée lors de la fabrication du produit et en excluant le recyclage lors de sa fin de vie, tend à promouvoir l'utilisation de matériaux recyclés dans des marchés limités ou non matures. Ceci n'est cependant pas le cas pour la majorité des métaux dont les marchés de recyclage sont existants et économiquement viables (Dubreuil, 2010). Cette approche peut donc conduire à des distorsions du marché (en favorisant, par exemple, l'utilisation de matière recyclée alors que le marché pour cette dernière est limité) et des processus inefficients (Atherton, 2007).

Le Conseil International des mines et métaux (ICMM) recommande l'utilisation de **l'approche du recyclage en fin de vie** pour les ACV de métaux, car elle considère la recyclabilité des métaux (PE International, 2014; Atherton, 2007). C'est cette approche qui sera suivie dans nos études. Cette approche étant sensible aux hypothèses concernant le taux de recyclage et l'efficacité des processus associés, il est aussi recommandé de réaliser des analyses de sensibilité sur ces paramètres.

2.3.1.5 Frontières géographiques et temporelles

Les études d'ACV se veulent représentatives d'un contexte géographique et temporel qui est souvent précisé dans l'unité fonctionnelle (par exemple, « la production de 1 kg de cuivre au Québec, en 2015 »). Les activités doivent alors être modélisées de manière à répondre à ce critère.

Temporellement, les données décrivant les processus inclus dans une étude peuvent varier d'une année à l'autre. Cela peut par exemple être le cas avec la variation de la composition moyenne des minerais exploités (Tuusjavi *et al.*, 2012). Il est donc important de bien vérifier la validité temporelle des données utilisées et de préciser celle des résultats de l'étude.

Géographiquement, les données décrivant les processus inclus dans l'étude peuvent aussi varier d'un lieu à un autre. C'est par exemple le cas pour l'approvisionnement en électricité, dont le mix de production est variable selon la région ou le pays. Il est donc aussi nécessaire de spécifier la validité géographique de l'étude.

Néanmoins, il est à noter que certains processus compris dans les frontières du système de l'étude peuvent avoir lieu n'importe où ou à n'importe quel moment, tant qu'ils sont nécessaires pour remplir la fonction spécifiée par l'unité fonctionnelle. Les métaux sont souvent utilisés dans la fabrication de produits qui ont des durées de vie très longue, ce qui fait en sorte que les différentes étapes / processus n'auront pas lieu en même temps ou à la même période. Les données d'inventaire peuvent être sujettes à des modifications dans le temps, en particulier avec des longs horizons de temps. Ainsi, l'utilisation d'un kWh aujourd'hui et dans 50 ans (mais c'est aussi le cas pour la production d'acier ou l'extraction d'un minerai) ne donnera vraisemblablement pas les mêmes résultats. Il est cependant impossible d'estimer cette variation temporelle sans avoir recours à des données prospectives, hors du cadre de cette étude. Les données actuelles sont donc considérées comme valables sur tout le cycle de vie des produits à l'étude.

Les métaux sont par ailleurs des commodités échangées à l'échelle de la planète, il est donc pratiquement impossible de savoir d'où vient exactement le métal, à part peut-être pour le métal primaire sortant d'une usine spécifique avec un approvisionnement en minerai lui aussi spécifique. Dans le cas du métal recyclé, il est quasiment impossible de connaître toute l'histoire du métal depuis sa production primaire. Les données utilisées ne peuvent donc qu'être des données moyennes représentant un pseudo-instantané de la situation.

2.3.2 Inventaire du cycle de vie

La collecte de données devrait être faite de manière à privilégier les données les plus désagrégées possibles pour affiner la modélisation et représenter au mieux la dépendance des processus entre eux. Stamp *et al.* (2013) illustrent par exemple le cas d'une fonderie / raffinerie de métaux précieux, où le cuivre est un des coproduits, mais est produit relativement tôt dans la chaîne de processus de l'usine. En détaillant les données par processus, il est possible d'allouer plus précisément les étapes impliquées ou non dans la production du cuivre.

2.3.3 Évaluation des impacts du cycle de vie (EICV)

Dans cette étape, l'inventaire des flux entrants (ressources naturelles) et sortants (émissions à l'air, l'eau et le sol) du système de produit à l'étude est converti en scores d'indicateurs d'impacts. Cela permet de considérer l'importance relative de différentes substances à ces impacts potentiels. En ce qui concerne par exemple le changement climatique, le méthane est un gaz à effet de serre plus important que le dioxyde de carbone. L'émission d'un kilogramme de méthane ou d'un kilogramme de dioxyde de carbone n'a donc pas le même effet sur cet indicateur, ce qui est pris en compte par l'utilisation de facteurs de caractérisation (voir annexe A).

Il existe de nombreuses catégories d'impact qui peuvent être considérées dans cette étape de l'ACV. Elles sont souvent regroupées dans des méthodes d'EICV⁵, comme par exemple Impact 2002+, ReCiPe, TRACI ou CML. La méthode Impact 2002+ (voir Figure 2-2), par exemple, regroupe 15 catégories d'impacts au niveau problème (aussi appelé niveau *midpoint*, c'est-à-dire à un niveau intermédiaire de la chaîne de cause-à-effet) et 4 catégories au niveau

⁵ Une méthode d'EICV est une méthode modélisant les voies d'impact des différentes substances et reliant, autant que possible, chaque donnée d'inventaire à ses dommages environnementaux potentiels, sur la base de ces voies (Jolliet, 2010). Elle est constituée de plusieurs catégories d'impact regroupant des substances ayant des effets similaires.

dommage (aussi appelé niveau *endpoint*, c'est-à-dire représentant les dommages sur un sujet à protéger). La méthode ReCiPe quand à elle regroupe 18 indicateurs de niveau problème et 3 de niveau dommage.

Les catégories d'impact à considérer dans une étude ACV sont discutées dans un premier temps. Certaines catégories d'impacts et les enjeux reliés à la considération des métaux dans celles-ci sont ensuite présentés.

2.3.3.1 Quelles catégories d'impact considérer?

L'ICMM recommande l'utilisation des catégories d'impact suivantes lors de l'étude de métaux ou de produits métalliques (PE International, 2014) :

- Changement climatique;
- Acidification (aquatique et terrestre);
- Eutrophisation (aquatique et terrestre);
- Création d'ozone photochimique;
- Destruction de la couche d'ozone.

Il est en plus recommandé par l'ICMM de présenter deux indicateurs au niveau inventaire (c'est-à-dire sommant simplement les données de l'inventaire, sans utiliser de facteurs de caractérisation) : la demande primaire en énergie et la consommation d'eau. Les autres catégories d'impacts présentées dans de nombreuses méthodes d'EICV (toxicité, épuisement des ressources, etc.) ne sont pas recommandées, car elles sont considérées comme trop incertaines.

Parmi les nombreuses méthodes d'EICV développées, la méthode TRACI est recommandée pour les ACV dont le contexte est l'Amérique du Nord et les méthodes CML ou ReCiPe pour celles dans un contexte européen ou mondial. Ces méthodes diffèrent par les catégories d'impact considérées et les facteurs de caractérisation utilisés, qui varient selon le contexte ou le positionnement sur la chaîne de cause à effet considérée. .

Cette approche recommandée par l'ICMM n'est pas rigoureuse, car elle peut conduire à des compromis non identifiés entre les catégories considérées et les catégories occultées. Si des catégories sont occultées, il est impossible de savoir si les résultats dans ces catégories sont importants ou non. Même si certaines catégories sont source d'une plus grande incertitude que d'autres, il est cohérent avec le principe de complétude énoncé dans la norme ISO 14040 (section 4.1.7 de la norme) de les conserver dans l'étude afin d'avoir un regard le plus transversal possible sur tous les attributs ou aspects de l'environnement naturel, de la santé humaine et des ressources. Par contre, il est nécessaire d'être attentif dans l'interprétation des résultats pour tenir compte de ces incertitudes. Ces enjeux ne sont pas spécifiques au cas des métaux, mais se retrouvent dans tous types d'ACV.

La méthode européenne IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003, mise à jour en 2011), reconnue internationalement, est souvent choisie au CIRAIG pour effectuer l'évaluation des impacts du cycle de vie. Cette méthode, bien que développée pour le contexte européen, est préférée aux méthodes ÉICV nord-américaines existantes (TRACI 2, par exemple) en raison du caractère complet des catégories de problème incluses, à la mise à jour fréquente des facteurs de caractérisation et à l'agrégation des catégories d'impacts en quatre catégories de dommages, ce qui simplifie l'interprétation des résultats par des non-initiés à l'ACV.

2.3.3.2 Utilisation des ressources – minerais

L'utilisation des ressources est une catégorie d'impacts qui s'applique aux ressources naturelles, qu'elles soient minérales ou énergétiques (fossiles). Elle vise à évaluer la variation de disponibilité d'un élément. La chaîne de cause à effet des différentes méthodes est basée sur celle présentée à la Figure 2-12. Les différentes méthodes de caractérisation existantes sont divisées en 4 catégories selon leur positionnement dans la chaîne de cause à effet. Les méthodes de la catégorie 3 ne traitent que de la ressource eau et ne sont donc pas pertinentes pour cette revue.

Aucune modélisation au niveau *dommage* (c'est-à-dire considérant la disponibilité future via une modélisation sur l'entièreté de la chaîne de cause à effet, jusqu'à l'aire de protection affectée) n'est jugée assez mature et complète à l'heure actuelle selon le ILCD Handbook (European Commission & JRC, 2010). Des travaux supplémentaires sont donc nécessaires pour améliorer les méthodes actuelles. La méthode IMPACT 2002+ utilise néanmoins un indicateur considérant la disponibilité future et les efforts requis (catégorie 4), basé sur la notion de surplus d'énergie (différence d'énergie pour extraire la ressource aujourd'hui et pour l'extraire quelque part dans le futur).

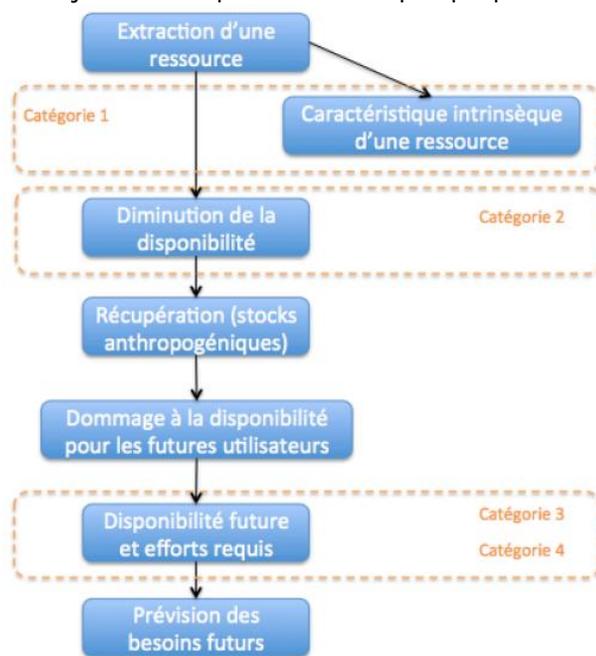


Figure 2-12 : Chaîne de cause à effet pour l'épuisement de ressources naturelles (De Bruille, 2014)

2.3.3.3 Occupation des sols

Les activités minières sont source d'utilisation des terres significatives, qui peuvent conduire à des impacts en termes de biodiversité et de qualité des sols (Yellishetty, 2012). Ces impacts sont cependant très localisés, donc pas spécifiquement considérés en ACV qui propose une vision plus globale (PE International, 2014). Des études de risques ou des évaluations d'impacts environnementaux sont plus appropriées pour évaluer ce type d'impacts.

La catégorie d'impacts « Utilisation des terres », présente dans plusieurs méthodes d'EICV, permet néanmoins de considérer ce type d'impact potentiel.

2.3.3.4 Caractérisation des émissions de métaux en EICV

Les métaux émis dans l'environnement et inventoriés durant la phase d'inventaire du cycle de vie sont caractérisés par plusieurs catégories d'impacts. Dans la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet *et al.*, 2003), par exemple, les catégories suivantes incluent des facteurs de caractérisation pour des éléments métalliques ou minéraux : Toxicité humaine cancérigène et non cancérigène; Radiations ionisantes (pour les éléments radioactifs); Écotoxicité aquatique et Écotoxicité terrestre.

Les modèles d'évaluation des émissions toxiques employés pour caractériser les métaux ont été « adaptés » de modèles développés pour la caractérisation des composés organiques. Il y a un manque important de données écotoxiques associées aux espèces terrestres. De plus, les modèles actuels ne tiennent pas compte de la spéciation des métaux, fonction des conditions environnementales spécifiques du milieu récepteur (tous les métaux sont considérés comme 100 % biodisponibles). De ce fait, l'impact potentiel des métaux émis au sol est actuellement surestimé pour les catégories Écotoxicité aquatique / terrestre et Toxicité humaine cancérigène / non cancérigène.

2.3.3.5 Risques versus impacts

Les résultats de l'ÉICV représentent des impacts environnementaux potentiels et non réels. Il s'agit d'expressions relatives (à l'unité fonctionnelle notamment) qui ne permettent pas de prédire les impacts finaux ou le risque sur les milieux récepteurs et le dépassement des normes ou marges de sécurité.

Les catégories d'impact Toxicité cancérigène / non cancérigène et Écotoxicité aquatique / terrestre ne sont pas des mesures du risque associé aux systèmes évalués. En effet, les différentes émissions sont agrégées dans le temps et l'espace afin de constituer un inventaire dans lequel un seul flux est associé à chacune des substances répertoriées (c.-à-d. la masse totale émise par l'ensemble des processus qui la produisent). Il n'est donc pas possible de connaître le lieu ni le moment où ont lieu les émissions, donc, d'identifier la quantité à laquelle est exposée une région donnée, l'information sur laquelle repose l'appréciation du risque pour une population donnée.

2.3.3.6 Impacts socio-économiques

Les activités minières ou de transformations de métaux peuvent être sources d'impacts socio-économiques sur les populations vivant aux alentours des sites ou intervenant le long du cycle de vie des métaux. Ce type d'impacts n'est pas considéré dans des ACV environnementales, mais pourrait l'être dans des analyses sociales du cycle de vie (AsCV), qui se sont développées au cours des dernières années. Ce n'est cependant pas dans les objectifs de ce projet.

L'AsCV consiste en une série de méthodes qualitatives, semi-quantitatives et quantitatives permettant l'évaluation des impacts sociaux associés aux produits, procédés, ou services sur l'ensemble de leur cycle de vie (adapté de PNUE-SETAC, 2009). Sa finalité est de contribuer à l'amélioration des conditions socio-économiques des parties prenantes affectées par les activités du cycle de vie du produit étudié (PNUE-SETAC, 2009) et, en ce qui concerne les décideurs, de les aider à prendre conscience des problèmes sociaux liés à l'existence des chaînes de produits, d'identifier les points critiques et les marges de progrès et de permettre d'élaborer des scénarios alternatifs (Feschet, 2014).

2.3.4 Interprétation

2.3.4.1 Analyses de sensibilité

Tel qu'évoqué dans les différentes sections ci-dessus, plusieurs hypothèses ou données peuvent être source de variabilité dans les études. Il est donc recommandé de réaliser des analyses de sensibilité à ce sujet afin d'en tester l'influence sur les résultats de l'étude. En particulier, les points suivants sont à considérer :

- choix de la méthode d'allocation pour les processus multifonctionnels;
- choix de l'approche pour modéliser le recyclage et des paramètres associés;
- choix de la méthode d'ÉICV.

2.3.4.2 Analyses d'incertitudes

L'incertitude inhérente au modèle ACV est de deux ordres :

- l'incertitude sur les données d'inventaire, qui peut être évaluée à l'aide d'une analyse de type Monte-Carlo;
- l'incertitude sur les modèles de caractérisation, qui traduisent l'inventaire en indicateurs environnementaux.

La seconde forme d'incertitude ne peut être quantifiée, à l'heure actuelle, à l'aide d'une analyse statistique. Certains auteurs proposent des lignes directrices pour considérer cette incertitude dans l'interprétation des résultats (voir par exemple celles de Humbert *et al.* (2009) pour la méthode IMPACT 2002+). Elles établissent des seuils de significativité pour différentes catégories d'impacts, en deçà desquels il n'est pas possible de conclure quant à la meilleure performance environnementale d'une option sur une autre. Ces lignes directrices dépendent toutefois de la corrélation entre les systèmes comparés; deux systèmes similaires présentant des écarts inférieurs à ceux proposés peuvent toutefois être considérés comme significativement différents. L'interprétation d'une étude ACV doit donc prendre en compte ces différents aspects.

2.4 Sources de données potentielles

Des exemples d'études ou de données issues de bases de données et traitants d'au moins un des trois métaux à l'étude sont présentés dans le

Tableau 2-1. De nombreuses études existant à ce sujet, cette liste est non-exhaustive. Ces références pourront être utilisées dans la suite du projet comme sources de données potentielles ou comme source de comparaison des résultats.

Tableau 2-1 : Sources de données potentielles pour l'étude ACV

Titre	Auteurs	Année	Fe	Cu	Li
Analyse du cycle de vie – Articles, études de cas, présentations					
Life Cycle Assessment of Metals: A Scientific Synthesis	Nuss et Eckelman	2014	x	x	x
Assessing the environmental impact of metal production processes	Norgate <i>et al.</i>	2007	x	x	
Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations	Norgate <i>et al.</i>	2010	x	x	
Utilization of Life Cycle Assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap	Rubin <i>et al.</i>	2014		x	
Life Cycle Assessment of Process Options for Copper Production	Lunt <i>et al.</i>	2002		x	
Contributions of life cycle analysis to sustainable development in copper industry	Klassert <i>et al.</i>	2005		x	
Global Copper LCA	ICA	2011		x	
Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems: The case of an integrated precious metals smelter-refinery	Stamp <i>et al.</i>	2013		x	
Environmental impacts of a transition toward e-mobility: the present and future role of lithium carbonate production	Stamp <i>et al.</i>	2012			x
Application of Life Cycle Assessment to Nanoscale Technology: Lithium-ion Batteries for Electric Vehicles	EPA	2013			x
The environmental profile of copper products	European Copper Institute	2012		x	
Life cycle assessment: a time-series analysis of copper	Memary <i>et al.</i>	2012		x	
The life cycle of copper, its co-products and by-products	Ayres <i>et al.</i>	2002		x	
A comparative Life cycle Assessment of Copper Production Processes	Norgate	2001		x	
WorldSteel Life Cycle Assessment Methodology Report	WorldSteel	2011	x		
Harmonization of LCA methodologies for metals	PE International	2014	x	x	x
Copper Environmental Profile	Kennecott Utah Copper Corporation	2004		x	
A Life Cycle Assessment study of iron ore mining	Ferreira <i>et al.</i>	2015	x		
Iron and steel - a materials system analysis	Moll <i>et al.</i>	2005	x		
Identification and assessment of environmental burdens of Chinese copper production from a life cycle perspective	Song <i>et al.</i>	2013		x	

Titre	Auteurs	Année	Fe	Cu	Li
Analyse du cycle de vie - Bases de données					
Iron mine operation and iron ore beneficiation to 65% Fe, CA-QC	ecoinvent 3.2	2011	X		
iron mine operation, crude ore, 46% Fe, GLO	ecoinvent 3.2	2000	X		
iron ore beneficiation to 65% Fe, GLO	ecoinvent 3.2	2000	X		
iron pellet production (CA-QC, GLO)	ecoinvent 3.2	2011	X		
recultivation, iron mine, GLO	ecoinvent 3.2	2000	X		
mine construction, iron, GLO	ecoinvent 3.2	2000	X		
<i>Autres produits en acier et en cuivre</i>	ecoinvent 3.2		X		
copper mine operation (AU, GLO, RAS, RER, RLA, RNA)	ecoinvent 3.2	2003		X	
copper carbonate production (AU, GLO)	ecoinvent 3.2	2000		X	
copper production, primary (AU, GLO, RAS, RER, RLA, RNA)	ecoinvent 3.2	2003		X	
copper production, blister-copper (DE, GLO)	ecoinvent 3.2	2003		X	
copper production, from imported concentrates (DE, GLO)	ecoinvent 3.2	2003		X	
<i>Autres produits en cuivre</i>	ecoinvent 3.2			X	
leaching of spodumene with sulfuric acid, GLO	ecoinvent 3.2	2015			X
lithium brine inspissation, GLO	ecoinvent 3.2	2015			X
lithium carbonate production, from concentrated brine, GLO	ecoinvent 3.2	2015			X
spodumene production (RER, GLO)	ecoinvent 3.2	2015			X
<i>other lithium products (chloride, fluoride, hydroxide, ...)</i>	ecoinvent 3.2				X
Copper mix (SE, CLO)	Gabi database	2015		X	
<i>Autres produits en cuivre</i>	Gabi database	2015		X	
<i>Autres produits en acier</i>	Gabi database	2015	X		

3 RÉFÉRENCES

3.1 Revue de la littérature méthodologique en AFM

BONNIN, M., AZZARO-PANTEL, C., PIBOULEAU, L., DOMENECH, S. et VILLENEUVE, J. (2013). Development and validation of a dynamic material flow analysis model for French copper cycle. *Chemical Engineering Research and Design*. 91 (8), p. 1390–1402.

BRUNNER, P.H. et RECHBERGER, H. (2004). Practical Handbook of Material Flow Analysis. Lewis Publishers, 318 pages.

CHEN, W.Q. et GRAEDEL T. E. (2012). Anthropogenic Cycles of the Elements: A Critical Review. *Environmental Science & Technology*. 46, p. 8574–8586.

DAVIS, J., GEYER, R., LEY, J., HE, J., CLIFT, R., KWAN, A., SANSOM, M. et JACKSON, T. (2007). Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK: Part 2. Scrap generation and recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. 51 (1), p. 118–140.

GEYER, R., DAVIS, J., LEY, J., HE, J., CLIFT, R., KWAN, A., SANSOM, M. et JACKSON, T. (2007). Time-dependent material flow analysis of iron and steel in the UK: Part 1: Production and consumption trends 1970–2000. *Resources, Conservation and Recycling*. 51 (1), p. 101–117.

LANER, D., FEKETITSCH, J., RECHBERGER, H. et FELLNER, J. (2014). Systematic Evaluation of Uncertainty in Material Flow Analysis. *Journal of Industrial Ecology*. 18 (6), p. 859-870.

MORRIS, A. (2015). L'analyse de flux de matières au Québec : Enjeux et méthodes. Essai présenté en vue de l'obtention du double diplôme Maîtrise en environnement et Master en Ingénierie et Management de l'Environnement et du Développement Durable, Université de Sherbrooke (Québec) et Université de Technologie de Troyes (France), 78 pages.

PAULIUK, S., WANG, T. et MÜLLER, D. B. (2013). Steel all over the world: Estimating in-use stocks of iron for 200 countries. *Resources, Conservation and Recycling*. 71, p. 22–30.

RECHBERGER, H., CENCIC, O. et FRÜHWIRTH, R. (2014). Uncertainty in Material Flow Analysis. *Journal of Industrial Ecology*. 18 (2), p.159-160.

REPELLIN, P., DURET, B. et BARLES, S. (2014). Comptabilité des flux de matières dans les régions et les départements. Guide méthodologique. Pour le Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, France, 114 pages.

ZIEMANN, S., WEIL, M. et SCHEBEK, L. (2012). Tracing the fate of lithium—The development of a material flow model. *Resources, Conservation and Recycling*. 63, p. 26–34.

3.2 Sources de données avérées ou potentielles pour l'AFM

Une limite d'âge a été posée, soit 10 ans : toutes les sources ont été publiées en 2006 ou plus tard. Cependant, les années de référence des études peuvent être antérieures à 2006.

Fer

MÜLLER, D.B., WANG, T., DUVAL, B. et GRAEDEL, T.E. (2006). Exploring the engine of anthropogenic iron cycles. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 103 (44), p. 16111–16116.

MÜLLER, D.B., WANG, T. et DUVAL, B. (2011). Patterns of Iron Use in Societal Evolution. Environmental Science & Technology. 45 (1), p. 182–188.

PAULIUK, S. WANG, T. et MÜLLER, D.B. (2012). Moving Toward the Circular Economy: The Role of Stocks in the Chinese Steel Cycle. Environmental Science & Technology. 46 (1), p. 148–154.

Cuivre

DAIGO, I., HASHIMOTO, S., MATSUNO, Y. et ADACHI, Y. (2009). Material stocks and flows accounting for copper and copper-based alloys in Japan. Resources, Conservation and Recycling. 53 (4), p. 208–217.

GERST, M. (2009). Linking material flow analysis and resource policy via future scenarios of in-use stock: An example for copper. Environmental Science & Technology. 43(16), p. 6320-6325.

GRAEDEL, T. E., VAN BEERS, D., BERTRAM, M., FUSE, K., GORDON, R. B., GRITSININ, A., KAPUR, A., KLEE, R. J., LIFSET, R. J., MEMON, L., RECHBERGER, H., SPATARI, S. et VEXLER, D. (2004). Multilevel Cycle of Anthropogenic Copper. Environmental Science & Technology. 38 (4), p 1242–1252.

KAPUR, A. et GRAEDEL, T. E. (2006). Copper mines above and below the ground. Environmental Science & Technology. 40 (10), p. 3135–3141.

KRAL, U., LIN, C.Y., KELLNER, K., MA, H.W. et BRUNNER, P.H. (2014). The Copper Balance of Cities. Exploratory Insights into a European and an Asian City. Journal of Industrial Ecology. 18 (3), p. 432-444.

SPATARI, S., BERTRAM, M., GORDON, R.B., HENDERSON, K., GRAEDEL, T.E. (2005). Twentieth century copper stocks and flows in North America: a dynamic analysis. Ecological Economics. 54 (1), p.37–51.

TANIMOTO, A.H., DURANY, X.G., VILLALBA, G. et PIRES, A.C. (2010). Material flow accounting of the copper cycle in Brazil. Resources, Conservation and Recycling. 55 (1), p. 20–28.

WANG, T. MÜLLER, D.B. et GRAEDEL, T.E. (2007). Forging the Anthropogenic Iron Cycle. Environmental Science & Technology. 41, p. 5120-5129.

Lithium

CHANG, T.C., YOU, S.J., YU, B.S. et YAO K.F. (2009). A material flow of lithium batteries in Taiwan. Journal of Hazardous Materials. 163 (2–3), p. 910–915.

WEIL, M., ZIEMANN, S., et SCHEBEK, L. (2009). How to assess the availability of resources for new technologies? Case study: Lithium a strategic metal for emerging technologies. Revue de Métallurgie. 106 (12), p. 554-558.

WILBURN, D. R. (2008). Material Use in the United States— Selected Case Studies for Cadmium, Cobalt, Lithium, and Nickel in Rechargeable Batteries. U.S. Geological Survey

ZIEMANN, S., SCHEBEK, L. et WEIL, M. (2012). Dissipative application of lithium – Lost for the future? Metallurgical Research & Technology. 109 (05), p. 341–347.

Multi-métaux

CARENCOTTE, F., GELDRON, A., VILLENEUVE, J., GABORIAU, H. (2012). Économie circulaire et recyclage des métaux. Geosciences, p.64-71.

FORWAST PROJECT (2012). FORWAST. Overall mapping of physical flows and stocks of resources to forecast waste quantities in Europe and identify life-cycle environmental stakes of waste prevention and recycling. En ligne: <http://forwast.brgm.fr/> [Page consultée 30 janvier 2016]

GERST, M.D. et GRAEDEL, T.E. (2008). In-use stocks of metals: Status and implications. Environmental Science & Technology. 42 (19), p. 7038–7045.

GRAEDEL, T.E. (2011). The prospects for urban mining. The Bridge. 41 (1), p. 43-50.

GRAEDEL, T.E., BRUCHERT, M., RECK, B. K. et SONNEMANN, G. (2011). Assessing Mineral Resources in Society: Metal Stocks and Recycling Rates. United Nations Environmental Programme, 29 pages.

3.3 Revue de la littérature en ACV (méthodologie et sources de données potentielles)

ATHERTON, J. (2007). Declaration by the Metals Industry on Recycling Principles. International Journal of Life Cycle Assessment.,12(1), p. 59-60.

AYRES, R.U., AYRES, L.W., RADE, I.(2012). The life cycle of copper, its co-products and by-products. Rapport pour le IIED et le WBCSD. 210 pages.

DE BRUILLE, V. (2014). Impact de l'utilisation des ressources minérales et métalliques dans un contexte de cycle de vie : une approche fonctionnelle. Thèse, décembre 2014, École Polytechnique de Montréal.

DUBREUIL, A., YOUNG, S.B., ATHERTHON, J., GLORIA, T.P. (2010). Metals recycling maps and allocation procedures in life cycle assessment. International Journal of Life Cycle Assessment.,15(7), p. 621-634.

ECOINVENT (2015). ecoinvent database v3.2. En ligne : <https://www.ecoquery.ecoinvent.org/>.

EPA. (2013). Application of Life Cycle Assessment to Nanoscale Technology: Lithium-ion Batteries for Electric Vehicles. Rapport de l'United States Environmental Protection Agency. 126 pages.

EUROPEAN COMMISSION & JOINT RESEARCH CENTER (2010). International Life Cycle Data Handbook : Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment. First Edition, 2010. Luxembourg, Publications Office of the European Union.

EUROPEAN COPPER INSTITUTE (2012). The environmental profile of copper products. Rapport du European Copper Institute. 8 pages.

FERREIRA, H., GARCIA PREÇA LEITE, M. (2015). A Life Cycle Assessment study of iron ore mining. Journal of Cleaner Production, 108, p.1081-1091.

FESCHET, P. (2014), Analyse du cycle de vie sociale: pour un nouveau cadre conceptuel et théorique. Thèse présentée pour l'obtention du grade de Docteur. Université Montpellier 1, Montpellier.

FRISCHKNECHT, R. (2010). LCI Modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. International Journal of Life Cycle Assessment 15(7) p.666-671..

GABI (2015). GABI database. En ligne : <http://www.gabi-software.com/international/databases/>.

HUMBERT, S., ROSSI, V., MARGNI, M., JOLLIET, O. et LOERINCIK, Y. (2009). Life cycle assessment of two baby food packaging alternatives: glass jars vs. plastic pots. International Journal of Life Cycle Assessment 14(2) p.95-106.

ICA (2011). Global Copper Life Cycle Assessment. Presentation of the International Copper Association, October 2011, Chicago, USA .

ISO (2006a). ISO 14040: Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Principes et cadre. Organisation internationale de normalisation, 24 pages.

ISO (2006b). ISO 14044: Management environnemental — Analyse du cycle de vie — Exigences et lignes directrices. Organisation internationale de normalisation, 56 pages.

JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G. et ROSENBAUM, R. (2003). IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. International Journal of Life Cycle Assessment 8(6) p.324-330.

JOLLIET, O., SAADE, M., CRETAAZ, P., SHAKED, S. (2010). Analyse du cycle de vie – Comprendre et réaliser un écobilan. 2eme édition. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. 303 pages.

KENNECOTT UTAH COPPER CORPORATION (2004). Copper Environmental Profile. Rapport de la Kennecott Utah Copper Corporation. 8 pages.

KLASSERT, A., TIKANA, L., SIEVERS, H. (2005). Contributions of life cycle analysis to sustainable development in copper industry. Proceedings of European Metallurgical Conference, 18-21 September 2005, Desden, Germany.

LUNT, D., ZHUANG, Y., LA BROOY, S. (2002). Life Cycle Assessment of Process Options for Copper Production. Proceedings of the Green Processing Conference, Cairns, Qld, 29-31 May 2002.

MEMARY, R., GIURCO, D., MUDD, G., MASON, L. (2012). Life cycle assessment: a time-series analysis of copper. Journal of Cleaner Production, 33, p.97-108.

MOLL, S., ACOSTA, J., SCHÜTZ, H. (2005). Iron and steel - a materials system analysis. Rapport pour l'European Topic Center on Resource and Waste Management. 90 pages.

NORGATE, T., HAQUE, N. (2010). Energy and greenhouse gas impacts of mining and mineral processing operations. Journal of Cleaner Production, 18, p.838-848.

NORGATE, T.E. (2001). A comparative Life cycle Assessment of Copper Production Processes. Rapport pour Intec Ltd. 57 pages.

NORGATE, T.E., JAHANSHAH, S., RANKIN, W.J. (2007). Assessing the environmental impact of metal production processes. Journal of Cleaner Production, 15, p.838-848.

NUSS, P. ECKELMAN, M.J. (2014) Life Cycle Assessment of Metals : A Scientific Synthesis. PLoS ONE. 9(7) : e101298.

PE INTERNATIONAL (2014). Harmonization of LCA methodologies for metals. Version 1.01. 52 pages.

PNUE-SETAC (2009). Lignes directrices pour l'analyse sociale du cycle de vie des produits. Ed. Benoît, C., Mazjin, B. UNEP: Paris p. 104

RUBIN, (2014). Utilization of Life Cycle Assessment methodology to compare two strategies for recovery of copper from printed circuit board scrap. Journal of Cleaner Production, 64, p.297-305.

SONG, (2013). Identification and assessment of environmental burdens of Chinese copper production from a life cycle perspective. Front. Environ. Sci. Eng., 8(4): p580-588.

STAMP, A., ALTHAUS, H.-J., WAGER, P.A. (2013). Limitations of applying life cycle assessment to complex co-product systems: The case of an integrated precious metals smelter-refinery. Resources, Conservation and Recycling. 80, p. 85-96.

STAMP, A., LANG, D.J., WAGER, P.A. (2012). Environmental impacts of a transition toward e-mobility: the present and future role of lithium carbonate production. Journal of Cleaner Production, 23, p.104-112.

TUUSJÄRVI, M., VUORI, S., MÄENPÄÄ, I. (2012). Metal Mining and Environmental Assessments : A New Approach to Allocation. Journal of Industrial Ecology, 16(5), p. 735-747.

WORLDSTEEL (2011). WorldSteel Life Cycle Assessment Methodology Report. Rapport de la WorldSteel Association. 95 pages.

YELLISHETTY, M., HAQUE, N., DUBREUIL, A. (2012). Issues and Challenges in Life Cycle Assessment in the Mineral and Metals Sector : A Chance to Improve Raw Materials Efficiency. New-Renewable Resource Issues : Geoscientific and Societal Challenges, p. 229-246.

ANNEXE A : MÉTHODOLOGIE DE L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)

Voir le document « Annexe A – Methodo_ACV.pdf » joint à ce rapport