

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE LA GESTION DES RÉSIDUS MINIERS

CATHERINE REID

DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE  
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION  
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES  
(GÉNIE CHIMIQUE)

DÉCEMBRE 2006



Library and  
Archives Canada

Bibliothèque et  
Archives Canada

Published Heritage  
Branch

Direction du  
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

395, rue Wellington  
Ottawa ON K1A 0N4  
Canada

*Your file    Votre référence*

*ISBN: 978-0-494-25570-4*

*Our file    Notre référence*

*ISBN: 978-0-494-25570-4*

#### NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

#### AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

---

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

  
**Canada**

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE LA GESTION DES RÉSIDUS MINIERES

présentée par : REID Catherine

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées

a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. STUART Paul, Ph.D., président

Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et directrice de recherche

M. AUBERTIN Michel, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. BUSSIÈRE Bruno, Ph.D., membre

*À Martin, Alice et notre nouvelle petite surprise*

## **Remerciements**

J'aimerais tout d'abord remercier ma directrice Louise Deschênes et mon codirecteur Michel Aubertin pour leur soutien tout au long de mon projet, leur disponibilité ainsi que leurs précieux conseils. Merci aussi à Réjean Samson de m'avoir offert ce projet. J'aimerais aussi vous remercier pour votre soutien et vos encouragements à l'annonce de mes deux grossesses.

J'aimerais également remercier les partenaires du CIRAIG : Bell, Alcan, Gaz de France/Électricité de France, Total et CEAEQ qui ont financé le projet.

J'aimerais remercier le professeur Bruno Bussière pour ses précieuses informations. Je tiens aussi à remercier M. Philippe Poirier de la compagnie SNC Lavalin, M. Michel Julien de la compagnie Golder et associés, Isabelle Demers, Danielle Gagnon ainsi que tous ceux et celles à la mine Louvicourt qui ont participé à mon projet pour toutes les informations que vous m'avez fournies.

Je remercie aussi tous les membres du CIRAIG qui m'ont aidée et appuyée tout au long de mon projet. Merci particulier à Valérie Bécaert pour ton soutien et tes bonnes idées. Merci aussi à tous ceux et celles qui ont été présents tout au long de ce projet et qui m'ont encouragés dans les moments les plus difficiles.

Pour terminer, je tiens spécialement à remercier Martin, pour tes encouragements, toutes les corrections que je t'ai demandé et surtout pour ta présence. Merci aussi à mon petit rayon de soleil, Alice. Je vous aime.

## Résumé

Ce projet de maîtrise consiste en une comparaison environnementale de différentes méthodes de gestion des résidus miniers potentiellement générateurs de Drainage Minier Acide (DMA) à l'aide d'une Analyse de Cycle de Vie (ACV), afin d'évaluer leurs impacts potentiels de façon relative. Le DMA est l'un des principaux problèmes environnementaux liés à la gestion des résidus miniers pour les exploitations en roches dures. Au Québec, en 2002, les mines ont générées entre 30 et 40 millions de tonnes de résidus (rejets de concentrateur) et plus de 50 millions de tonnes de roches stériles. Au total pour la province, plus de 6 milliards de tonnes de rejets sont entreposées dans 549 aires d'accumulation, occupant environ 13 300 hectares. Lors de la sélection d'une méthode de gestion, il est intéressant de connaître les impacts potentiels qui peuvent en découler.

Pour ce projet, six modes de gestion et de fermeture ont été développés pour une mine souterraine de cuivre et de zinc située en Abitibi, Québec. Durant l'opération, deux scénarios ont été considérés : les résidus pouvant être envoyés en totalité au parc à résidus pour y être submergés (scénario 1) ou être utilisés en partie comme remblayage souterrain (scénario 2). Pour chacun de ces deux scénarios d'opération, trois options sont présentées pour la gestion du parc à résidus lors de l'étape de fermeture de la mine : option A) l'ennoiement perpétuel, option B) la désulfuration partielle combinée à la technique de la nappe surélevée avec un recouvrement de matériaux granulaires et option C) le recouvrement multicouches (de type CEBC) fait de matériaux naturels en combinaison avec la technique de la nappe surélevée suivi d'un réaménagement du site par l'ajout de sol organique et d'une étape de revégétation.

Les objectifs du projet étaient de 1) réaliser l'inventaire lié à six modes de gestion de résidus miniers en phase d'opération et de fermeture, 2) déterminer et comparer les impacts environnementaux de ces approches, 3) évaluer l'importance d'inclure la

catégorie d'impact "utilisation des terres" et son influence sur les résultats et 4) évaluer l'influence du choix de la méthode d'évaluation des impacts pour la sélection du meilleur scénario de gestion. La première hypothèse qui sous tend cette recherche peut être formulée comme suit : la catégorie d'impact "utilisation des terres" devrait être prise en compte lors de l'évaluation des impacts potentiels liés à la gestion des résidus miniers pour toute la durée de vie de la mine, y compris l'étape de fin de vie. Étant donné son importance sur les résultats de l'ACV, les résultats de l'évaluation peuvent être très différents sans l'inclusion de cette catégorie d'impact. La deuxième hypothèse de cette recherche est la suivante : l'approche ACV peut être appliquée à l'évaluation des modes de gestion des rejets miniers.

La première composante du projet était de réaliser l'inventaire lié aux six modes de gestion des résidus miniers, de l'étape de développement jusqu'à l'étape de post-fermeture. Une collecte des données spécifiques pour l'option de gestion réalisée à la mine, soit le remblayage partiel des chantiers souterrains par des résidus et la gestion du parc à résidus par ennoiment, a été réalisée à l'aide de questionnaires, des visites sur le site, des entrevues et des publications. Les données pour les phases de développement et de fermeture ont été obtenues à l'aide de rapports de consultants et de discussions avec des experts dans le domaine minier. L'inventaire a ensuite été complété avec la banque de données ecoinvent (Frischknecht *et al.* 2005).

Le deuxième volet de ce projet de maîtrise était de déterminer et de comparer les impacts environnementaux de ces modes de gestion. La méthode d'évaluation des impacts sélectionnée pour atteindre l'objectif a été la méthode européenne IMPACT 2002+ (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b). Les résultats de cette comparaison ont montré qu'au niveau de la phase d'opération, les scénarios 2, où les résidus sont partiellement remblayés dans la mine souterraine, engendraient le plus d'impacts dans la majorité des catégories d'impact (en raison notamment de l'utilisation de matériaux).

En ce qui attrait à la phase de fermeture analysée sur une période de 2 ans, l'option de fermeture A, où les résidus demeurent ennoyés, est celle qui engendrait le moins d'impacts, alors que l'option de fermeture C, où les résidus sont recouvert d'un système multicouches avec revégétation, était l'option la plus néfaste sur l'environnement à cause des étapes additionnelles requises. Il a toutefois été très intéressant de démontrer que l'élargissement des frontières temporelles, permettant l'inclusion de la période de post-fermeture, conduisait à une modification de l'interprétation des résultats sur les dommages relatifs à la qualité des écosystèmes en faveur du remblayage souterrain et du recouvrement de type CEBC, et ce relativement rapidement (soit après environ 10 ans).

Le troisième volet de ce mémoire était d'évaluer l'importance d'inclure la catégorie d'impact "utilisation des terres", et son influence sur les résultats. Cette catégorie s'est avérée être une catégorie très importante. La contribution relative de l'occupation des terres aux dommages à la qualité des écosystèmes ( $\text{impacts de l'occupation des terres} / \text{impacts sur les dommages à la qualité des écosystèmes} \times 100$ ) est d'environ 83% à la fin de l'étape d'opération et jusqu'à 95% après une période 100 ans en phase de post-fermeture pour les scénarios où tous les résidus sont dirigés au parc à résidus; la contribution varie entre 47% et 85% lorsqu'une partie des résidus sont retournés sous terre. Les résultats obtenus tendent à démontrer que la catégorie d'impact "utilisation des terres" est la principale responsable de l'inversion des tendances obtenues en période de post-fermeture.

Le dernier volet de la recherche était d'analyser l'influence du choix de la méthode d'évaluation des impacts pour la sélection du meilleur scénario de gestion. Les méthodes d'évaluation des impacts qui ont été comparées à la méthode IMPACT 2002+ sont : la méthode européenne Eco-Indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2001) et la méthode canadienne LUCAS (Toffoletto *et al.* 2005). Les résultats obtenus avec la

méthode Eco-Indicator 99 démontrent que les impacts pondérés permettent d'arriver à des conclusions assez similaires à celles obtenues pour les dommages à la qualité des écosystèmes avec la méthode IMPACT 2002+, à condition de considérer des frontières temporelles suffisamment longues pour influencer l'interprétation des résultats.

Les résultats d'impacts calculés avec la méthode d'évaluation canadienne LUCAS ont été comparés à ceux obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les cinq catégories d'impact suivantes : acidification aquatique, écotoxicité aquatique, eutrophisation aquatique et les effets cancérigènes et non-cancérigènes. La régionalisation a conduit à des résultats similaires pour deux catégories, soit l'acidification aquatique et l'écotoxicité aquatique. Les écarts entre les résultats obtenus pour les autres catégories ont été causés par les différences au niveau de certains facteurs de caractérisation pour des substances telles que les dioxines ainsi que des différences dans les modèles de caractérisation.

Les quatre objectifs du projet ont été réalisés et ont permis de vérifier les hypothèses de recherches. L'ACV, malgré ses limitations, s'est avérée une méthode adéquate pour évaluer, de manière comparative, les impacts environnementaux liés à la gestion des résidus miniers. Les résultats ont aussi montrés l'importance d'inclure la catégorie d'impact "utilisation des terres" lors de l'évaluation des impacts car elle a une grande influence sur les résultats.

## **Abstract**

This research project presents a comparative environmental assessment of different management methods for mine tailings that are potential sources of Acid Mine Drainage (AMD), based on a life cycle analysis of their relative impacts. AMD is one of the principal environmental problems related to tailings management for many hard rock mines. In 2002, the fifty operating mines in Quebec generated 30 to 40 million tons of tailings and more than 50 million tons of waste rocks. Within Quebec, 6 billion tons of mine wastes are stored in 549 disposal areas which occupy about 13 300 hectares. It is thus important to take into account the potential impacts when selecting a tailings management method.

In this project, six tailings site management and closure modes were developed for an underground copper zinc mine located in Abitibi, Quebec. Two scenarios are considered for the mine operation: tailings can be sent to the tailings disposal area where they are submerged (Scenario 1) or they can be partly used for backfilling (Scenario 2). For each of these two operating scenarios, three options are presented for mine closure: Option A) submerged tailings, Option B) partial desulphurization combined to the elevated water table technique with a cover of granular soils, and Option C) a cover with capillary barrier effects (CCBE) made of natural soils combined with the elevated water table technique followed by revegetation.

The goals of the study were : 1) to develop the life cycle inventory (LCI) of the six tailings management modes for the development and operation phases, 2) to assess and compare the environmental impacts of these management approaches, 3) to evaluate the importance of the land use impact category and 4) to evaluate the influence related to the choice of life cycle impact assessment method for the selection of the best management scenario. The first research hypothesis of this research can be advanced as follows: the land use impact category has to be included when assessing the potential

impacts related to tailings management, over the entire life cycle including the closure stage at the end of life. Given its importance on the results of the LCA, the results may be modified if land use impacts are not included. The second hypothesis of this project is the following: the LCA approach is valid for the evaluation of the environmental impacts related to tailings management methods.

The first component of the project was to assemble the inventory related to the six tailings management modes, from the development phase to the post-closure phase. Specific data were collected on the actual mine waste management option in use, i.e. partial backfilling of the underground stopes with tailings and submerged tailings disposal, with questionnaires, site visits, publications and interviews. Data for the development and closure phases were obtained from consultants' reports and from discussions with mine experts. To complete the LCI, the ecoinvent database was used (Frischknecht *et al.* 2005).

The second component was to assess and compare the environmental impacts of the management modes. The life cycle assessment methodology selected for this purpose was the European method IMPACT 2002+ (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b). The comparative results showed that, in the case of the development and operation phases, the scenario 2 (where tailings are partly sent to the backfill plant) generate greater impacts in the majority of the impact categories, mainly because of the relatively large consumption of materials. For the site closure phase, analyzed over a period of two years, the option where tailings are kept submerged appears to be less harmful, and the CCBE option creates the largest impacts since it requires much more effort than the other techniques. When temporal boundaries are widened to consider a longer post-closure phase, the results on damage related to ecosystem quality are modified in favor of the backfilling and CCBE options, after a period of about 10 years.

The third component of the project was to evaluate the importance of the land use impact category, and to assess its influence on the results. This category appears to be very significant. The relative contribution of the land occupation (LO) to ecosystem quality (EQ) damage is about 85% ( $\text{LO impact score} / \text{EQ impact score} \times 100$ ) at the end of the operation phase, 95% after 100 years in the post-closure phase for scenarios where all tailings are sent to disposal site, and varies between 47% and 85% when part of the tailings is returned underground as backfill. These results show the importance of taking these impacts into account, particularly for the post-closure period since they are responsible for the observed inversion of results in the long term.

The last component of the study was to analyze the influence related to the choice of life cycle impact assessment method for the selection of the best management scenario. The European method Eco-Indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2001) and the Canadian method LUCAS (Toffoletto *et al.* 2005) were compared with IMPACT 2002+. The results obtained with Eco-Indicator 99, which gives a single score, lead to rather similar conclusions to those obtained with IMPACT 2002+ on the damage to ecosystem quality if sufficiently long time frames are considered.

The results calculated with the Canadian method LUCAS were compared with IMPACT 2002+ for the following five impact categories: aquatic acidification, aquatic ecotoxicity, aquatic eutrophication and cancer and non-cancer effects. Regionalization led to similar results for two categories: aquatic acidification and aquatic ecotoxicity. The differences in the results for the other categories were caused by differences between certain characterization factors for substances such as dioxins, as well as differences in the models of characterization.

The four objectives of the project have been met, and the results have made it possible to verify the assumptions of the research. LCA, in spite of its limitations, proved to be a valuable method for comparing, the environmental impacts related to the management of mine tailings. The results also showed the importance of including the land use impact category because it can significantly influence these environmental impacts.

## Table des matières

|                                                       |      |
|-------------------------------------------------------|------|
| REMERCIEMENTS .....                                   | V    |
| RÉSUMÉ .....                                          | VI   |
| ABSTRACT .....                                        | X    |
| TABLE DES MATIÈRES.....                               | XIV  |
| LISTE DES TABLEAUX.....                               | XVII |
| LISTE DES FIGURES .....                               | XX   |
| LISTE DES ANNEXES.....                                | XXIV |
| LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS .....                | XXV  |
| CHAPITRE 1 INTRODUCTION .....                         | 1    |
| 1.1 Problématique.....                                | 1    |
| 1.2 Hypothèse et objectifs.....                       | 4    |
| 1.2.1 Hypothèse de recherche .....                    | 4    |
| 1.2.2 Objectifs.....                                  | 5    |
| 1.3 Contenu du mémoire.....                           | 5    |
| CHAPITRE 2 REVUE DE LA LITTÉRATURE.....               | 6    |
| 2.1 Problématique.....                                | 6    |
| 2.1.1 Principaux procédés de l'industrie minière..... | 7    |

|            |                                                                                                            |           |
|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 2.1.2      | Impacts environnementaux de l'industrie minière .....                                                      | 10        |
| <b>2.2</b> | <b>Analyse du cycle de vie.....</b>                                                                        | <b>20</b> |
| 2.2.1      | Méthodologie de l'analyse de cycle de vie .....                                                            | 23        |
| 2.2.2      | Méthodes ÉICV existantes.....                                                                              | 36        |
| 2.2.3      | Utilisation des terres .....                                                                               | 38        |
| <b>2.3</b> | <b>Applications de l'analyse de cycle de vie dans l'industrie minière.....</b>                             | <b>50</b> |
| 2.3.1      | Études ACV réalisées dans l'industrie minière.....                                                         | 50        |
| 2.3.2      | Analyse critique des difficultés rencontrées dans l'application de l'ACV pour les minéraux et métaux ..... | 53        |

### **CHAPITRE 3 APPROCHE MÉTHODOLOGIQUE..... 61**

|            |                                                       |           |
|------------|-------------------------------------------------------|-----------|
| <b>3.1</b> | <b>Description du site à l'étude .....</b>            | <b>61</b> |
| <b>3.2</b> | <b>Champ de l'étude.....</b>                          | <b>63</b> |
| 3.2.1      | Fonction et unité fonctionnelle .....                 | 63        |
| 3.2.2      | Scénarios de gestion .....                            | 63        |
| 3.2.3      | Frontières du système .....                           | 66        |
| 3.2.4      | Exigences relatives à la qualité des données.....     | 68        |
| <b>3.3</b> | <b>Analyse de l'inventaire.....</b>                   | <b>68</b> |
| 3.3.1      | Description des systèmes de produits .....            | 68        |
| 3.3.2      | Catégories de données et méthode de collecte.....     | 86        |
| <b>3.4</b> | <b>Évaluation de l'impact .....</b>                   | <b>88</b> |
| 3.4.1      | Méthodes d'évaluation des impacts sélectionnées ..... | 88        |

### **CHAPITRE 4 ANALYSE DU CYCLE DE VIE DE LA GESTION DES RÉSIDUS MINIERS..... 93**

|            |                                                            |           |
|------------|------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>4.1</b> | <b>Présentation de l'article .....</b>                     | <b>93</b> |
| <b>4.2</b> | <b>Application of LCA to mine tailings management.....</b> | <b>93</b> |
| 4.2.1      | Abstract.....                                              | 93        |
| 4.2.2      | Introduction .....                                         | 94        |

|                                                       |                                                                                                                                         |            |
|-------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| 4.2.3                                                 | Methodology.....                                                                                                                        | 98         |
| 4.2.4                                                 | Results and discussion.....                                                                                                             | 109        |
| 4.2.5                                                 | Conclusion.....                                                                                                                         | 130        |
| 4.2.6                                                 | Acknowledgements.....                                                                                                                   | 131        |
| 4.2.7                                                 | References .....                                                                                                                        | 132        |
| <b>CHAPITRE 5 RÉSULTATS COMPLÉMENTAIRES.....</b>      |                                                                                                                                         | <b>136</b> |
| 5.1                                                   | Expansion des frontières temporelles avec la méthode IMPACT 2002+.....                                                                  | 136        |
| 5.2                                                   | Importance du choix de la méthode d'évaluation d'impacts : comparaison des résultats obtenus avec IMPACT 2002+ et Eco-Indicator 99..... | 140        |
| 5.3                                                   | Effet de la régionalisation avec l'utilisation de LUCAS.....                                                                            | 143        |
| <b>CHAPITRE 6 DISCUSSION GÉNÉRALE .....</b>           |                                                                                                                                         | <b>147</b> |
| 6.1                                                   | Élaboration des scénarios et retour sur les points importants de l'article .....                                                        | 147        |
| 6.2                                                   | Expansion des frontières temporelles avec IMPACT 2002+.....                                                                             | 149        |
| 6.3                                                   | Évaluation des impacts par la méthode Eco-Indicator 99.....                                                                             | 151        |
| 6.4                                                   | Évaluation des impacts par la méthode LUCAS.....                                                                                        | 153        |
| 6.5                                                   | Limites de l'étude et de la méthode ACV .....                                                                                           | 156        |
| <b>CHAPITRE 7 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....</b> |                                                                                                                                         | <b>158</b> |
| <b>RÉFÉRENCES .....</b>                               |                                                                                                                                         | <b>161</b> |
| <b>ANNEXES .....</b>                                  |                                                                                                                                         | <b>175</b> |

## Liste des tableaux

|                                                                                                                                                                                                                                                                                      |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tableau 2.1 Sommaire des aires d'accumulation des rejets miniers au Québec en 2002 (Bussière 2006a).....                                                                                                                                                                             | 19  |
| Tableau 2.2 Normes ISO, série ISO 14 040.....                                                                                                                                                                                                                                        | 22  |
| Tableau 2.3 Catégories d'impact les plus fréquemment utilisées en ACV (Udo de Haes <i>et al.</i> 2002) .....                                                                                                                                                                         | 29  |
| Tableau 2.4 Exemples de méthodes ÉICV fréquemment utilisées .....                                                                                                                                                                                                                    | 36  |
| Tableau 3.1 Méthodes de gestion des résidus miniers sélectionnées pour l'opération et la fermeture de la mine .....                                                                                                                                                                  | 64  |
| Tableau 3.2 Quantités annuellement produites de minerais, concentrés et résidus totaux issus de la mine Louvicourt durant son opération.....                                                                                                                                         | 65  |
| Tableau 3.3 Schéma de développement du parc à résidus (Golder Associés 1993).....                                                                                                                                                                                                    | 70  |
| Tableau 3.4 Caractéristiques de conception du parc à résidus (Golder Associés 1993) .....                                                                                                                                                                                            | 71  |
| Tableau 3.5 Quantités requises de matériaux (Golder Associés 1993).....                                                                                                                                                                                                              | 75  |
| Tableau 3.6 Valeurs de normalisation et pondération recommandées pour les trois perspectives de la méthode d'évaluation des impacts Eco-Indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2001). Normalisation / pondération (entre parenthèses, les lettres utilisées par Eco-Indicator 99) ..... | 90  |
| Table 4.1 Management approaches for each scenario .....                                                                                                                                                                                                                              | 100 |
| Table 4.2 Tailings flow for each scenarios in regards to the functional unit (for the entire duration of 12 years) .....                                                                                                                                                             | 105 |
| Table 4.3 Mass inputs and outputs for the development stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. Scenario 1                                                                                                                            |     |

|                                                                                                                                                                                                                                                              |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| inputs are for the tailings site construction and scenario 2 inputs for the tailings site and backfill plant construction .....                                                                                                                              | 110 |
| Table 4.4 Mass inputs and outputs for operating stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented .....                                                                                                                | 112 |
| Table 4.5 Mass inputs and outputs for closure options. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. All the material inputs have been calculated except for land occupation (the closure options are hypothetical)..... | 114 |
| Table 4.6 Midpoint results for the development and operation phase .....                                                                                                                                                                                     | 117 |
| Table 4.7 Midpoint results for the closure phase (two years) .....                                                                                                                                                                                           | 121 |
| Table 4.8 Contribution of land occupation to EQ damage : LO impact score / EQ impact score*100 (in parenthesis, units : pers * yr).....                                                                                                                      | 127 |
| Tableau 5.1 Contribution de l'occupation des terres au dommage à la qualité des écosystèmes normalisé (impacts de l'occupation des terres / impact des dommages à la qualité des écosystèmes*100) .....                                                      | 138 |
| Tableau B.1 Liste des équipements et matériaux pour le parc à résidus.....                                                                                                                                                                                   | 183 |
| Tableau B.2 Liste des équipements et matériaux pour l'usine de remblai.....                                                                                                                                                                                  | 185 |
| Tableau B.3 Liste des équipements et matériaux pour l'usine de chaulage.....                                                                                                                                                                                 | 186 |
| Tableau B.4 Liste des équipements et matériaux pour l'unité de désulfuration .....                                                                                                                                                                           | 187 |
| Tableau C.1 Portion de questionnaire envoyé à la mine Louvicourt .....                                                                                                                                                                                       | 188 |
| Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road .....                                                                                                                                                      | 193 |
| Tableau E.1 Catégories d'impact, modèles de caractérisation et catégories de dommages de la méthode Eco-Indicator 99 (Goedkoop et al. 2001).....                                                                                                             | 199 |

|                                                                                                                                                                             |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tableau E.2 Catégories d'impact, modèles de caractérisation, substance de référence et unités de la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet et al. 2003, Humbert et al. 2005).....    | 200 |
| Tableau E.3 Catégories d'impact, modèles de caractérisation, substances de référence et adaptation au contexte canadien pour la méthode LUCAS (Toffoletto et al. 2005)..... | 201 |
| Tableau E.4 Facteurs de caractérisation ajoutés à la méthode LUCAS .....                                                                                                    | 202 |

## Liste des figures

|                                                                                                                                                                               |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 2.1 Principaux flux de solides (lignes pleines) et d'eau (lignes pointillées) entre les composantes d'une mine souterraine (adapté (Durucan <i>et al.</i> 2006)).      | 7  |
| Figure 2.2 Composantes d'un recouvrement multicouches (Aubertin <i>et al.</i> 1995; Aubertin <i>et al.</i> 2003).                                                             | 14 |
| Figure 2.3 Profil d'un parc à résidus miniers avec une nappe phréatique surélevée (ou perchée) (Aubertin <i>et al.</i> 1999).                                                 | 17 |
| Figure 2.4 Phases d'une ACV (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997).                                                                                          | 21 |
| Figure 2.5 Exemple de choix d'unité fonctionnelle pour la comparaison des serviettes en papier et du séchoir à mains (Samson <i>et al.</i> 2003).                             | 25 |
| Figure 2.6 Étapes de l'analyse de l'inventaire (Association canadienne de normalisation ISO14041 1998).                                                                       | 26 |
| Figure 2.7 Exemple de processus élémentaire.                                                                                                                                  | 27 |
| Figure 2.8 Étapes obligatoires et facultatives de l'évaluation de l'impact du cycle de vie selon la norme ISO 14 042 (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000). | 30 |
| Figure 2.9 Concept des indicateurs de catégorie pour la catégorie d'impact acidification (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000).                             | 32 |
| Figure 2.10 Chaîne de cause à effet (Samson <i>et al.</i> 2003).                                                                                                              | 33 |
| Figure 2.11 Approche problème et dommage proposée par la méthode IMPACT 2002+ (Humbert <i>et al.</i> 2005).                                                                   | 34 |
| Figure 2.12 Mécanismes environnementaux liés à l'utilisation des terres (Lindeijer <i>et al.</i> 2002).                                                                       | 39 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    |     |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure 2.13 Évolution de la qualité environnementale en fonction des différentes phases de l'utilisation des terres (Lindeijer <i>et al.</i> 2002). Les lignes pleines représentent l'évolution de la qualité des terres dans le temps. ....                                                                                                                                       | 43  |
| Figure 3.1 Vue aérienne du parc à résidus de la mine Louvicourt (International Council on Metals and the Environment (ICME) and United Nations Environment Programme (UNEP) 1998).....                                                                                                                                                                                             | 62  |
| Figure 3.2 Frontières du système. Les étapes incluses dans les frontières du système en pointillées sont considérées dans l'étude. Les étapes qui ne sont écrites en italiques font parties de tous les scénarios.....                                                                                                                                                             | 67  |
| Figure 3.3 Parc à résidus avant remplissage (Talbot 2004). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                    | 69  |
| Figure 3.4 Vue en plan des 2 cellules initialement envisagées pour le parc à résidus et le bassin de polissage (Julien <i>et al.</i> 2004).....                                                                                                                                                                                                                                    | 70  |
| Figure 3.5 Coupe typique de la digue 1 nord (Golder Associés 1993). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                           | 73  |
| Figure 3.6 Vue aérienne de l'usine de remblai (Talbot 2004). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 77  |
| Figure 3.7 Parc à résidus (cellule est) incluant les digues de retenues et le niveau des rejets (Julien <i>et al.</i> 2004).....                                                                                                                                                                                                                                                   | 78  |
| Figure 3.8 Production de remblai en pâte (Demers 2003). ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       | 80  |
| Figure 4.1 Sub aqueous tailings disposal site (International Council on Metals and the Environment (ICME) and United Nations Environment Programme (UNEP) 1998) .....                                                                                                                                                                                                              | 99  |
| Figure 4.2 Life cycle stages (life cycle stages in the grey areas are included in the 6 scenarios).....                                                                                                                                                                                                                                                                            | 102 |
| Figure 4.3 Bar chart of the midpoint results for the combined development and operation stage; for each impact category, 1 <sup>st</sup> bar: 1A and 1C (the same for D and O stages); 2 <sup>nd</sup> bar: 1B; 3 <sup>rd</sup> bar: 2A and 2C; 4 <sup>th</sup> bar: 2B. Results are normalized by dividing the impact of each scenario by the largest impact in its category..... | 119 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                       |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure 4.4 Bar chart of midpoint results for closure stage; for each impact category; 1 <sup>st</sup> bar: 1A; 2 <sup>nd</sup> bar: 1B; 3 <sup>rd</sup> bar: 1C; 4 <sup>th</sup> bar: 2A; 5 <sup>th</sup> bar: 2B; 6 <sup>th</sup> bar: 2C. Results are normalized by dividing the impact results in each category by the impact of the scenario having the highest impact score..... | 123 |
| Figure 4.5 Bar chart of the normalised damage results for the entire life cycle; for each damage impact category: the 1 <sup>st</sup> bar: 1A; 2 <sup>nd</sup> bar: 1B; 3 <sup>rd</sup> bar: 1C; 4 <sup>th</sup> bar: 2A; 5 <sup>th</sup> bar: 2B; 6 <sup>th</sup> bar: 2C; HH=Human Health, EQ=Ecosystem quality, CC=Climate Change, R=Resources. ....                               | 125 |
| Figure 5.1 Évolution des impacts sur la qualité des écosystèmes (normalisés) en fonction du temps (après l'étape de fermeture).....                                                                                                                                                                                                                                                   | 137 |
| Figure 5.2 Évolution des impacts pondérés dans le temps. 1 <sup>er</sup> graphique : E/E, 2 <sup>e</sup> graphique : H/A, 3 <sup>e</sup> graphique : I/I (perspective / type de normalisation). ....                                                                                                                                                                                  | 142 |
| Figure 5.3 Comparaison entre les résultats obtenus avec les méthodes IMPACT 2002+ et LUCAS pour les catégories d'impact régionalisées au niveau problèmes pour les étapes de préparation, opération et de fermeture (2 ans).....                                                                                                                                                      | 144 |
| Figure A.1 Frontières du système pour le scénario 1A.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 176 |
| Figure A.2 Frontières du système pour le scénario 1B (les éléments ajoutés au scénario 1A sont en noir). ....                                                                                                                                                                                                                                                                         | 177 |
| Figure A.3 Frontières du système pour le scénario 1C (les éléments ajoutés au scénario 1A sont en noir). ....                                                                                                                                                                                                                                                                         | 178 |
| Figure A.4 Frontières du système pour le scénario 2A.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                             | 179 |
| Figure A.5 Frontières du système pour le scénario 2B (les éléments ajoutés au scénario 2A sont en noir). ....                                                                                                                                                                                                                                                                         | 180 |
| Figure A.6 Frontières du système pour le scénario 2C (les éléments ajoutés au scénario 2A sont en noir). ....                                                                                                                                                                                                                                                                         | 181 |
| Figure B.1 Schéma du parc à résidus.....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                              | 182 |

|                                                                       |     |
|-----------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure B.2 Schémas des différentes étapes de l'usine de remblai. .... | 184 |
| Figure B.3 Schéma de l'usine de chaulage. ....                        | 186 |
| Figure B.4 Schéma de l'unité de désulfuration. ....                   | 187 |

## Liste des annexes

|          |                                                                                                                                                                                       |     |
|----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Annexe A | : Schémas de frontières détaillés de chacun des scénarios.....                                                                                                                        | 176 |
| Annexe B | : Détails de chacune des étapes du cycle de vie.....                                                                                                                                  | 182 |
| Annexe C | : Exemple de questionnaire envoyé à Louvicourt pour la collecte<br>de données (usine de remblai).....                                                                                 | 188 |
| Annexe D | : Calcul des émissions des opérations de machinerie avec le<br>modèle Non road.....                                                                                                   | 190 |
| Annexe E | : Méthodes d'évaluation des impacts IMPACT 2002+, Eco-<br>Indicator 99 et LUCAS, détermination des facteurs de caractérisation (manquants)<br>toxiques et écotoxiques canadiens ..... | 199 |
| Annexe F | : Résultats de l'analyse de l'inventaire.....                                                                                                                                         | 203 |
| Annexe G | : Résultats de l'analyse des impacts selon IMPACT 2002+ .....                                                                                                                         | 203 |
| Annexe H | : Résultats des impacts selon Eco-Indicator 99.....                                                                                                                                   | 203 |
| Annexe I | : Résultats des impacts selon LUCAS.....                                                                                                                                              | 203 |

### Liste des sigles et abréviations

|        |                                                                  |
|--------|------------------------------------------------------------------|
| ABS    | Acrylonitrile Butadiène Styène                                   |
| ACV    | Analyse de Cycle de Vie                                          |
| AEV    | Pression d'entrée d'air (Air Entered Value)                      |
| AICV   | Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie                          |
| AMD    | Acid Mine Drainage                                               |
| AOP    | Aires de protection (Areas of Protection)                        |
| CCBE   | Cover with Capillary Barrier Effects                             |
| CEBC   | Couverture avec Effet de Barrière Capillaire                     |
| CML    | Centre des Sciences Environnementales (Centrum voor Milieukunde) |
| CORINE | Coordination of information on the environment                   |
| DMA    | Drainage Minier Acide                                            |
| Dé-S   | Désulfuration                                                    |
| EDIP   | Environmental Design of Industrial Products                      |
| EICV   | Évaluation des Impacts d'une analyse de Cycle de Vie             |
| EPA    | Environmental Protection Agency                                  |
| FC     | Facteurs de Caractérisation                                      |
| HI     | Forte intensité (High Intensity)                                 |
| IC     | Indicateur de Catégorie                                          |
| ICMM   | International Council on Mining & Metals                         |
| ISO    | International Organization for Standardization                   |

|          |                                                                                                    |
|----------|----------------------------------------------------------------------------------------------------|
| LCA      | Life Cycle Assessment                                                                              |
| LI       | Faible intensité (Low Intensity)                                                                   |
| LIME     | Life cycle Impact assessment Method based on Endpoint modelling                                    |
| LUCAS    | LCIA method Used for a Canadian-Specific context                                                   |
| LSF      | Life Support Functions (fonctions de maintien de la vie)                                           |
| MDDEP    | Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs                                |
| MRNF     | Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec                                       |
| NPP      | Net Primary Production                                                                             |
| P        | Densité de pulpe                                                                                   |
| PEHD     | Polyéthylène haute densité                                                                         |
| $\rho_d$ | Densité sèche                                                                                      |
| PDF      | Potential Disappeared Fraction                                                                     |
| SETAC    | Société de Chimie et Toxicité Environnementale (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) |
| TRACI    | Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts                  |

## Chapitre 1 Introduction

### 1.1 Problématique

Les préoccupations environnementales associées aux activités minières sont d'abord reliées aux quantités de rejets produits, qui sont proportionnellement plus grandes que pour tout autre secteur de l'activité humaine. Par exemple, la production de 10 grammes d'or entraîne l'excavation de plus d'une tonne de roche, la consommation d'environ 4 tonnes d'eau et la production de près de 5 tonnes de rejets solides et liquides. Ces rejets incluent les résidus miniers issus du traitement minéralurgique qui sont souvent entreposés en surface dans des parcs à résidus miniers, les roches stériles qui sont déposés dans des haldes à stériles, et les eaux de mines et de traitement qui se retrouvent confinées dans des bassins de sédimentation et de polissage (Aubertin *et al.* 2002). En 2002, au Québec, plus de 50 mines étaient en opération générant entre 30 et 40 millions de tonnes de résidus miniers et 50 à 60 millions de tonnes de roches stériles par an. Jusqu'à ce jour, 6 milliards de tonnes de rejets miniers ont été entreposés dans 549 aires d'accumulation occupant 13 261 hectares sur le territoire québécois (Aubertin *et al.* 2002; Bussière 2006a).

En plus de produire de grands volumes de rejets, l'industrie minière est une grande consommatrice de produits chimiques, de biens manufacturés, d'eau et d'énergie. Elle est aussi responsable d'impacts environnementaux tels que les changements climatiques liés aux émissions de gaz à effet de serre, l'acidification de l'eau et des sols par l'oxydation des sulfures présents dans les résidus, l'utilisation de ressources abiotiques, biotiques et hydriques ainsi que des effets écotoxiques (Aubertin *et al.* 2002).

Au cours des dernières années, les compagnies minières ont intégrées des principes de développement durable, ceci n'étant pas évident pour une industrie basée sur l'exploitation de ressources en grande partie non renouvelables (Aubertin *et al.* 2002).

À cet effet, en réponse à cette nouvelle vision, plusieurs initiatives environnementales ont été créées dans les dernières années, telles que le *International Council on Mining and Metals (ICMM)*, the *Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD) report*, the *Global Reporting Initiative (GRI)* pour n'en nommer que quelques unes (Horowitz 2006). Parmi celles-ci, le MMSD considère que l'intégration du développement durable à l'exploitation minière passe par une conception incluant la gestion responsable de toutes les activités d'une mine y compris la fermeture de celle-ci : *"for a mine closure to contribute positively to sustainable development, closure objectives and impacts must be considered from project inception"* (MMSD 2002). Ainsi, au niveau de la gestion des rejets miniers (stériles, résidus miniers, boues de traitement et eaux de mines) cette conscience environnementale doit transparaître durant l'opération et à la fin de la vie de la mine où des travaux de restauration doivent être entrepris visant la fermeture du site (Aubertin *et al.* 2002). À cet effet, la loi sur les mines (M-13.1) qui prévaut au Québec oblige les compagnies minières à soumettre un plan de restauration au Ministère des ressources naturelles en vue d'obtenir un certificat d'autorisation qui doit être révisé aux cinq ans (Gouvernement du Québec 2006b).

Étant donné l'impact potentiel de l'industrie minière en particulier au niveau de la quantité de rejets miniers produits et entreposés, il convient de déterminer un ou plusieurs scénarios de gestion des résidus miniers permettant de limiter ces impacts sur l'environnement durant les phases d'opération et de fermeture de la mine. À cet effet, l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) semble appropriée pour ce type d'étude car elle permet d'évaluer les impacts sur l'environnement d'un point de vue global (sur une base comparative). L'ACV est une méthode régie par les normes ISO 14 040 et soutenue par la Société de Chimie et Toxicité Environnementale (SETAC) et par le Programme Environnemental des Nations Unies (UNEP). Cette méthode permet d'évaluer les impacts sur l'environnement d'un produit ou d'un service à toutes les étapes de son cycle de vie, soit de l'extraction des matières premières à la gestion en fin

de vie en passant par la production des matériaux et la phase d'utilisation. L'ACV permet d'évaluer les impacts potentiels dans différentes catégories d'impact telles que le réchauffement global, l'utilisation des terres ainsi que les effets toxiques et écotoxiques. Dans le cadre de ce projet, une certaine emphase sera mise sur la catégorie d'impact "utilisation des terres" étant donné son importance dans le contexte de la gestion des résidus miniers.

L'ACV a commencé à être utilisée dans l'industrie minière au milieu des années 1990 pour des applications telles que la production de données d'inventaire et la sélection de procédés (Stewart 2001). Dans la littérature sur les ACV appliquées dans le domaine des métaux, on retrouve principalement des études de type *cradle-to-gate*, c'est-à-dire de l'extraction des minéraux jusqu'au métal pour transformation secondaire ainsi que quelques études de type *cradle-to-grave*, donc jusqu'à l'application final du métal étudié (Demers et Gagnon 2004). Il est important de noter que très peu d'emphase a été mis sur les résidus miniers dans ces études (Durucan *et al.* 2006) et lorsqu'ils sont considérés, ils le sont comme une émission à l'environnement (déchets solides) et non comme une source d'émissions liée à l'effluent liquide provenant du parc à résidus tel que suggéré dans la thèse de Hansen (Stewart *et al.* 2004).

Le présent projet vise à comparer, à l'aide de l'outil ACV, différentes méthodes de gestion des résidus miniers durant les phases de développement, d'opération et de fermeture d'une mine. Dans le cadre de ce projet, le parc à résidus est considéré comme un processus distinct générant des émissions. Une des difficultés liées à ce choix est le manque de données spécifiques disponibles et la confidentialité de certaines informations. Dans le cadre de ce projet, la mine sélectionnée, soit la mine Louvicourt (de Aur Ressources), était en mesure de fournir beaucoup d'informations spécifiques au site afin de réaliser cette étude. L'étape de fin de vie du parc à résidus est aussi considérée par l'expansion des frontières temporelles afin de prendre en compte les

impacts potentiels générés après la fermeture et ainsi évaluer la performance des méthodes de gestion. Dans la littérature, aucune étude ACV n'a été répertoriée sur la comparaison de méthodes de gestion des résidus miniers. De plus, il est très fréquent dans les études ACV sur les métaux d'omettre la catégorie d'impacts "utilisation des terres", faute d'un consensus au niveau de la communauté scientifique quant au choix de la méthodologie et des indicateurs à utiliser. Toutefois, malgré ces limites, il a été décidé d'inclure cette catégorie dans cette étude étant donné l'ampleur des superficies affectées lors de l'entreposage en surface des résidus miniers.

Dans ce qui suit, 6 scénarios de gestion des résidus miniers ont été sélectionnés. Durant l'opération, les résidus sont soit envoyés en totalité au parc à résidus où ils sont submergés ou utilisés en partie en tant que remblai pour la mine souterraine. À la fin de la période d'exploitation, 3 options sont disponibles pour la restauration du parc à résidus soit : A - l'ennoiement perpétuel, B - une désulfuration partielle combinée à la technique de la nappe surélevée suivi d'un recouvrement de matériaux granulaires et C - l'installation d'un recouvrement multicouches fait de matériaux naturels en combinaison avec la technique de la nappe surélevée suivie d'un réaménagement du site par l'ajout de sol organique et d'une étape de revégétation. À noter qu'au moment de l'étude, la mine avait déjà sélectionné l'option de fermeture A.

## **1.2 Hypothèse et objectifs**

### **1.2.1 Hypothèse de recherche**

On postule au départ que la catégorie d'impact "utilisation des terres" devrait être prise en compte lors de l'évaluation des impacts potentiels liés à la gestion des résidus miniers pour toute la durée de vie de la mine y compris l'étape de fin de vie étant donné son importance sur les résultats de l'ACV. Les résultats de l'évaluation pouvant être très différents sans l'inclusion de cette catégorie d'impact. La deuxième hypothèse de cette

recherche est que l'approche ACV peut être appliquée à l'évaluation des modes de gestion des rejets miniers.

### **1.2.2 Objectifs**

Ce mémoire de maîtrise a pour objectifs de :

- i) Réaliser l'inventaire lié à six scénarios de gestion de résidus miniers;
- ii) Déterminer et comparer les impacts environnementaux de ces scénarios;
- iii) Déterminer l'importance d'inclure la catégorie d'impact "utilisation des terres" et son influence sur les résultats;
- iv) Démontrer l'influence du choix de la méthode d'évaluation des impacts pour la sélection du meilleur scénario de gestion. Dans ce projet, les méthodes utilisées sont IMPACT 2002+, Eco-Indicator 99 et LUCAS.

## **1.3 Contenu du mémoire**

Le prochain chapitre de ce mémoire présente la problématique environnementale reliée à la gestion des résidus miniers, une description de la méthode ACV, avec une description plus approfondie de la catégorie d'impact "utilisation des terres", et un survol des études ACV réalisées dans le domaine des métaux. Le chapitre 3 décrit la méthodologie utilisée pour réaliser l'ACV de chacun des scénarios de gestion des résidus miniers. Le chapitre 4 présente la majorité des différents résultats sous forme d'un article. Le chapitre 5 ajoute des résultats complémentaires. Le chapitre 6 présente une discussion générale et le chapitre 7 une conclusion du projet ainsi que quelques recommandations. Une série d'annexes complète le mémoire.

## **Chapitre 2      Revue de la littérature**

La revue de littérature est divisée en trois sections distinctes. Tout d'abord, la section 2.1 illustre l'importance de l'industrie minière pour l'économie québécoise et canadienne. Elle décrit brièvement les principaux procédés d'une mine souterraine et présente les impacts environnementaux en ce qui attrait aux superficies occupées et à la production de Drainage Minier Acide (DMA) incluant les méthodes de contrôle disponibles. Ensuite, la section 2.2 présente la méthodologie de l'outil ACV qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels et les méthodes d'évaluation d'impacts disponibles en insistant sur la catégorie d'impacts "utilisation des terres". Finalement, la section 2.3 fait un survol des différents types d'études ACV qui ont été réalisées dans le contexte de l'industrie minière.

### **2.1 Problématique**

L'industrie minière est d'une importance capitale pour l'économie canadienne. En 2003, 190 grandes mines de métaux, de non métaux et de charbon, plus de 3 000 carrières de pierre, de sable et de gravier ainsi qu'environ 50 fonderies de métaux non ferreux, affinerie et aciérie étaient exploitées activement. Les canadiens y tirent plus de 60 produits minéraux différents. En 2002, la valeur totale de la production des mines de combustibles et de non-combustibles du Canada se chiffrait à 77 milliards de dollars, dont 18 milliards provenaient des métaux. En cette même année, 12% des exportations du pays provenaient des minéraux et produit minéraux, plaçant le Canada parmi les grands exportateurs de produits provenant des entreprises minières (Statistiques Canada 2003, 2006). Très présente au Québec et au Canada, l'industrie minière engendre cependant de nombreux problèmes environnementaux. Notons que le Québec se classe parmi les principaux producteurs miniers au monde et est reconnu pour sa production de métaux précieux et de métaux usuels tels le cuivre, le nickel et le zinc (Ministère des ressources naturelles Québec 2003).

En 2002, l'industrie minière québécoise comptait une cinquantaine de mines en activités produisant de 90 à 100 millions de tonnes de rejets par année constitués à part presque égales de résidus miniers (aussi appelés rejets de concentrateur) et de roches stériles. Au total, 6 milliards de tonnes de résidus miniers sont accumulées dans 549 aires d'accumulation (parcs à résidus et haldes à stériles) couvrant une superficie totale de 13 261 hectares (Aubertin *et al.* 2002; Bussière 2006a).

### 2.1.1 Principaux procédés de l'industrie minière

Un site minier est défini comme étant l'endroit d'où la roche est extraite et broyée, afin d'extraire les minéraux et/ou métaux ayant une valeur commerciale. La Figure 2.1 schématise les principales composantes d'une mine souterraine. Afin de simplifier, seuls les débits principaux ont été conservés.

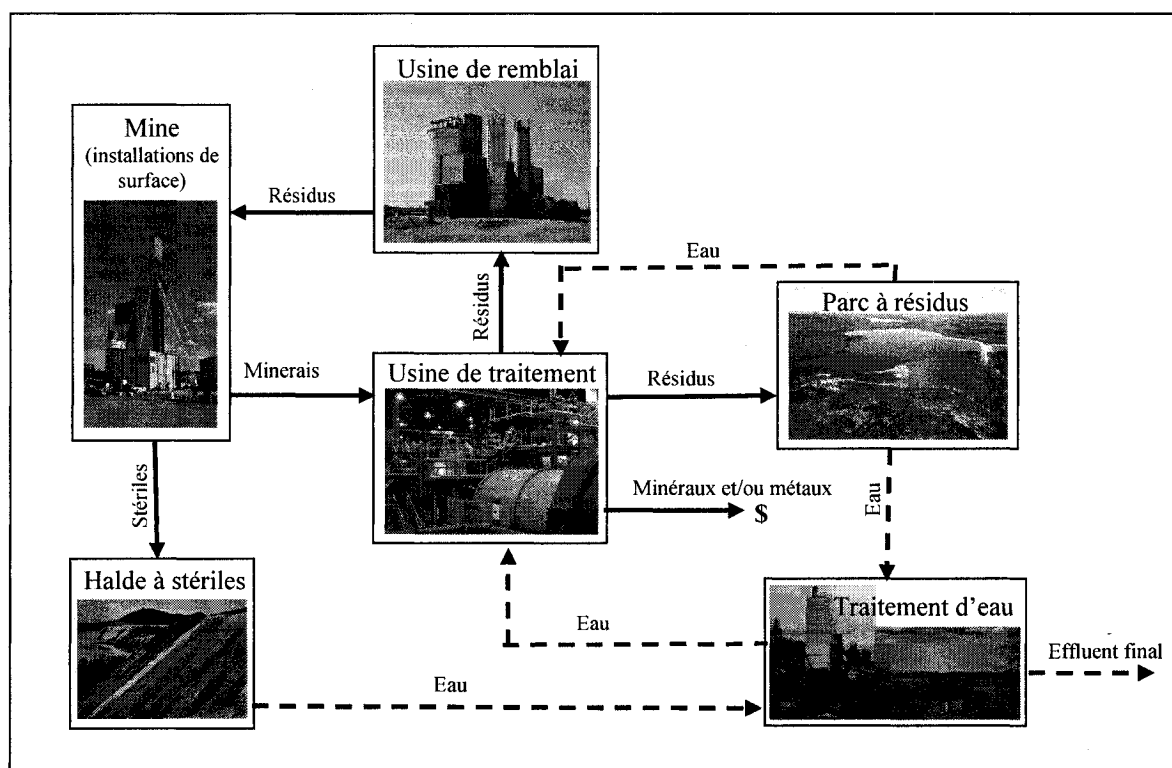


**Figure 2.1 Principaux flux de solides (lignes pleines) et d'eau (lignes pointillées) entre les composantes d'une mine souterraine (adapté (Durucan *et al.* 2006)).**

Les principales composantes d'une mine souterraine, soit les excavations, l'usine de traitement du minerai, l'usine de remblai, la halde à stériles, le parc à résidus ainsi que l'usine de traitement d'eau sont décrites plus en détails dans les prochains paragraphes (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin *et al.* 2003; Ripley *et al.* 1996).

La mine est l'endroit d'où le minerai est extrait. Il existe deux principaux types de mine : les mines à ciel ouvert et les mines souterraines. Les mines à ciel ouvert génèrent usuellement plus de déchets solides que les mines souterraines, particulièrement au niveau de la roche stérile.

Le minerai provenant de la mine est transporté jusqu'à l'usine de traitement. Celle-ci comprend des équipements pour broyer finement le minerai et en extraire, à l'aide de procédés minéralurgiques, les minéraux ayant une valeur commerciale (Wills 1997). L'usine de traitement est aussi appelée usine de concentration ou concentrateur.

Deux principaux types de rejets solides sont produits par la mine et l'usine de traitement, soit 1) les roches stériles et 2) les résidus miniers. Les stériles générés lors de l'exploitation sont composées de la roche n'ayant aucune valeur commerciale. Ils sont typiquement entreposés dans des aires d'accumulation que l'on appelle halde à stériles. Les résidus miniers, issus de l'usine de traitement minéralurgique sont habituellement entreposés en surface dans des parcs à résidus. Une partie de ces résidus peut être retournée sous terre (dans les chantiers) par l'usine de remblai. Le bassin qui reçoit les résidus miniers, aussi appelé parc à résidus miniers, occupe une grande surface entourée de digues où les résidus sont accumulés sous forme de pulpe. Certains parcs atteignent une superficie de plusieurs kilomètres carrés et permettent d'accumuler plusieurs centaines de millions de mètres cubes de rejets. Ces rejets ont généralement une texture fine s'apparentant à un silt car un broyage a été nécessaire afin d'extraire les

minéraux d'intérêt (Aubertin *et al.* 2002). Afin d'utiliser les résidus miniers comme remblayage souterrain, il est nécessaire de diminuer la quantité d'eau dans les résidus et d'y ajouter des liants. Ces étapes sont réalisées au niveau de l'usine de remblai. Le remblayage permet ainsi de limiter la superficie perturbée en surface et d'aider au contrôle du terrain sous terre.

L'industrie minière est une très grande consommatrice d'eau, particulièrement au niveau de la mine et de l'usine de traitement. Lorsque l'eau à l'effluent final ne respecte pas les normes environnementales, il est nécessaire de la traiter. Parmi les contaminants susceptibles de diminuer la qualité de ces eaux, on retrouve des contaminants solubles tels que des sulfates générés par le DMA (voir section 2.1.2.1), des métaux lourds, des contaminants provenant du traitement du minerai tel que les cyanures ainsi que des particules en suspension. Une fois traitée, l'eau est dirigée vers un bassin de sédimentation, suivi à l'occasion d'un bassin de polissage. Il s'agit d'étendues d'eau permettant l'action et la dégradation des réactifs utilisés lors du traitement du minerai, la précipitation des contaminants et le dépôt des matières solides contenues dans les eaux sortant du parc à résidus. Ces bassins préviennent ou réduisent au minimum la dispersion des contaminants dans l'environnement.

Il est à noter que les composantes précédentes sont en opération pendant la durée de vie de la mine. À la fin de la vie de la mine, des travaux visant la fermeture et la restauration du site doivent être entrepris. L'ampleur et la nature de ces travaux dépendent du caractère du site et des problèmes rencontrés lors de l'opération de la mine. Au moment de la planification initiale d'un projet minier, le plan de fermeture doit déjà être prévu afin d'obtenir le certificat d'autorisation émis par le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP).

### **2.1.2 Impacts environnementaux de l'industrie minière**

Parmi les impacts environnementaux associés à l'exploitation minière, on retrouve principalement des impacts liés à l'utilisation des ressources et à l'émission de contaminants dans les différents compartiments (eau, air et sol) de l'environnement (Aubertin *et al.* 2002).

L'industrie minière est une très grande utilisatrice de ressources renouvelables et non renouvelables telles que les ressources hydriques, abiotiques, biotiques et énergétiques. Elle utilise aussi de très grands espaces, autant pour l'exploitation dans le cas d'une mine à ciel ouvert que pour la gestion de ses rejets, menaçant ainsi la faune et la flore locale, perturbant l'esthétique des lieux et pouvant dégrader les supports engendrant la vie tels que le circuit d'eau douce et les cycles biogéochimiques. À titre d'exemple, la production de 10 grammes d'or nécessite l'excavation d'une tonne de roche et le traitement de celle-ci avec environ 4 tonnes d'eau. Cette consommation de ressources engendre près de 5 tonnes de rejets solides et liquides à gérer. De même, l'exploitation de minerais de base telle que le cuivre consomme entre 4 000 et 22 000 litres d'eau par tonne de minerais (Aubertin *et al.* 2002). La disposition et le traitement des rejets miniers constituent en fait un des défis environnementaux les plus grands de l'industrie minière (Ripley *et al.* 1996).

En ce qui concerne les émissions dans l'environnement, cette industrie émet une quantité considérable de gaz à effet de serre principalement dans les étapes de traitement et d'affinage des métaux. Elle peut aussi contribuer à l'acidification de l'eau et des sols par le phénomène de DMA qui produit des effets écotoxicologiques terrestres et aquatiques (Aubertin *et al.* 2002). Le problème de DMA causé par l'oxydation des rejets miniers sulfureux est sans contredit un des problème majeur associé à la gestion des rejets miniers. Il sera traité dans la section 2.1.2.1.

Plusieurs facteurs influencent l'ampleur des impacts. Par exemple : le relief, le climat (vents, cycles gel-dégel, précipitations), la proximité des eaux de surfaces et souterraines, le type de minerai exploité et la méthode d'exploitation (les mines à ciel ouvert génèrent plus de rejets solides que les mines souterraines) (Aubertin *et al.* 2002).

Le présent projet traite de la gestion des résidus miniers générateurs de DMA. La problématique du DMA sera décrite plus en profondeur afin de comprendre l'importance d'une bonne gestion des résidus miniers minimisant ainsi les risques de problèmes environnementaux. De plus, une attention particulière sera portée sur l'utilisation des terres associée à la gestion de ces résidus.

#### *2.1.2.1 Drainage minier acide*

Le principal problème environnemental de l'industrie minière relié à la contamination des eaux est sans contredit la génération d'eaux acides résultant de l'oxydation naturelle des minéraux sulfureux. Avant l'exploitation minière, ces minéraux sont enfouis sous terre et ne sont pas en contact avec l'air. L'exposition en surface des minéraux est en partie responsable de leur oxydation. Les eaux acides peuvent provenir de divers types d'exploitation soit les mines de métaux précieux (or, argent), de métaux de base (cuivre, nickel, zinc, plomb), de charbon et d'uranium.

Le DMA se produit naturellement lorsque des minéraux sulfureux réactifs, tel que la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ), sont mis en contact avec de l'eau et de l'oxygène. Les minéraux sulfureux s'oxydent et libèrent des ions  $\text{H}^+$  qui acidifient l'eau. Cette acidité favorise la solubilisation de divers métaux, tels que le fer, l'aluminium, le manganèse, le zinc, le cuivre, le mercure et le plomb. Les eaux acides sont ainsi caractérisées par la présence d'une concentration élevée en métaux, en sulfates solubles et en solides dissous. Sous cette forme, certains de ces éléments sont absorbés par les racines des plantes et les plus

sensibles peuvent être détruites, d'où l'aspect désertique de plusieurs parcs à résidus miniers (Aubertin *et al.* 2002; Bois *et al.* 2005). De plus, il est important de comprendre que le DMA n'est pas un phénomène qui a tendance à s'arrêter de lui-même; il peut durer pendant des centaines ou des milliers d'années après la fermeture d'un site (Aubertin *et al.* 2002).

Le DMA peut se produire lors de la circulation des eaux de surfaces et souterraines à travers différentes composantes d'un site minier, tels que les résidus miniers, les haldes à roches stériles, les mines à ciel ouvert (parois exposées) et les travaux souterrains (galeries, chantiers et remblais). Au Canada, les sources les plus importantes sont sans contredit les parcs à résidus et les haldes à stériles (Aubertin *et al.* 2002).

Il est donc primordial pour les industries minières de contrôler et idéalement prévenir la production de DMA. Ainsi, différentes techniques de prévention peuvent être utilisées. Essentiellement, ces techniques tentent de limiter la disponibilité d'un ou plusieurs composants contribuant à ce phénomène, soit l'eau, l'oxygène ou les sulfures (Aubertin *et al.* 1995; Bois *et al.* 2005)

Pour limiter la disponibilité de l'eau, il faut contrôler le débit d'eau qui entre dans les rejets miniers. Cette opération peut être effectuée en recouvrant les rejets avec des sols ayant une faible conductivité hydraulique ou des matériaux synthétiques peu perméables tels que des géomembranes ou des géocomposites bentonitiques. Certains sites au Québec utilisent cette approche pour leur restauration (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin *et al.* 1995; Bois *et al.* 2005).

Pour contrôler la migration d'oxygène vers les rejets miniers, il faut couvrir ceux-ci d'un recouvrement ayant une perméabilité aux gaz très faible. Il peut s'agir d'un

recouvrement en eau, en sols, en matériaux qui consomment l'oxygène ou une combinaison de ces différents types (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin *et al.* 1995).

Finalement, la présence de sulfures peut être limitée tout simplement en retirant suffisamment de soufre des rejets miniers à l'usine de concentration afin que la capacité de neutralisation des rejets soit supérieure au pouvoir de génération d'acide (Bois *et al.* 2005). Ainsi, la formation de DMA sera négligeable. Des techniques telles que la flottation et les méthodes gravimétriques peuvent être utilisées afin de désulfurer les rejets miniers (Aubertin *et al.* 2002).

Différentes techniques disponibles, soit le recouvrement en eau, le recouvrement multicouches, la désulfuration des rejets et la technique de la nappe surélevée, sont décrites plus en détails dans ce qui suit car elles sont requises pour la suite du projet.

### **Recouvrement en eau**

Cette technique consiste à déposer les résidus miniers sous un recouvrement en eau afin de limiter l'infiltration d'oxygène (le taux de diffusion de l'O<sub>2</sub> dans l'eau est 10 000 fois plus petit que le taux de diffusion dans l'air). Ce type de recouvrement peut aussi être effectué à posteriori, soit après l'opération de la mine. Le maintien de cette couverture s'effectue grâce à la construction d'infrastructures étanches qui créent un réservoir artificiel. Des recherches démontrent que le flux dans les rejets est réduit à des valeurs autour de 1 à 5 moles d'O<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/an (Aubertin *et al.* 2002; Li *et al.* 1997). L'efficacité de cette technique est indéniable mais elle présente quelques difficultés d'application telles que la disponibilité de l'eau afin de maintenir une couverture aquatique permanente (même en période d'évaporation intense) et suffisamment épaisse pour limiter la production de DMA, l'aménagement de digues ainsi que leur suivi et l'entretien à long terme (Aubertin *et al.* 1997; Aubertin *et al.* 2003).

### Recouvrement multicouches

Le recouvrement multicouches est constitué de un ou plusieurs types de sols ou de matériaux géosynthétiques permettant de limiter l'infiltration d'eau ou d'oxygène. La Figure 2.2 présente les principales composantes de ce type de recouvrement.

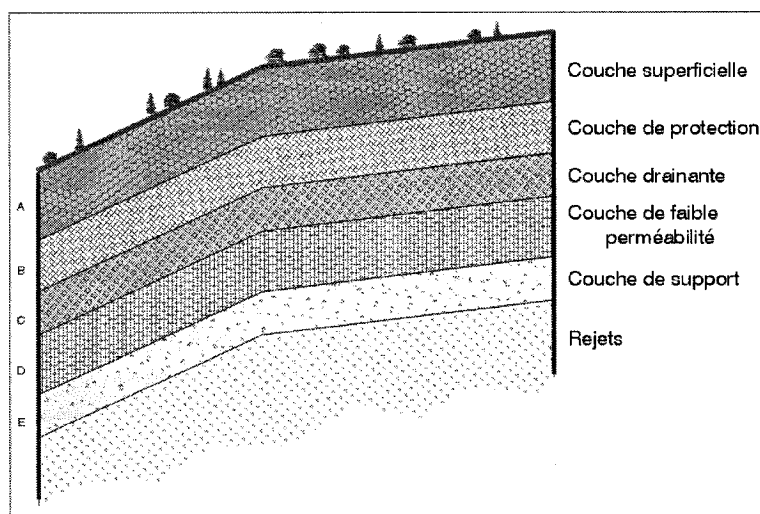


**Figure 2.2 Composantes d'un recouvrement multicouches (Aubertin *et al.* 1995; Aubertin *et al.* 2003).**

La couche A, composée de sols organiques et de végétation, permet de créer une barrière entre les couches inférieures et le milieu extérieur, de réintégrer le site au paysage et de réduire les effets des fluctuations de température et d'humidité.

La couche B permet de minimiser les intrusions biologiques aux couches sous-jacentes. Elle retient aussi temporairement une portion des eaux d'infiltration jusqu'à leur évapotranspiration et protège contre les cycles climatiques. Cette couche est souvent composée de matériaux provenant du site et elle devrait contenir une forte proportion de cailloux.

La couche C est, quant à elle, composée de matériaux granulaires naturels tel que du sable et du gravier et joue un rôle de drainage. Elle permet de réduire le gradient hydraulique sur la couche D (réduction du débit d'infiltration d'eau), de réduire les pressions interstitielles (augmentation de la stabilité) et de contrôler les écoulements dans les couches A et B de manière à augmenter leur capacité de contenir de l'eau. Finalement, elle favorise les écoulements latéraux plutôt que verticaux et elle réduit les remontées capillaires (assèchement) de la couche D.

La couche D constitue la véritable barrière hydrogéologique entre les rejets et le milieu extérieur. Lorsque l'infiltration d'oxygène doit être limitée, cette couche, grâce à sa capacité de rétention d'eau, réduit la diffusion des gaz. Un degré de saturation élevé est maintenu grâce aux effets de barrière capillaire résultant du contraste de rétention d'eau entre cette couche et les couches C et E. Cette couche se compose habituellement de matériaux fins tels que des sols argileux ou silteux. Étant donné la faible conductivité hydraulique de ces matériaux, l'infiltration d'eau est aussi limitée.

Finalement, la couche E, composée de sable et de gravier, permet de maintenir un haut degré de saturation dans la couche D grâce aux effets de barrière capillaire et elle empêche la remontée capillaire du lixiviat contaminé des rejets (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin *et al.* 1995).

### **Désulfuration des rejets**

La désulfuration consiste à concentrer le soufre dans une fraction des rejets. Comme les matériaux sulfureux ne représentent qu'une fraction des rejets (entre 0 et 70%), il est possible d'obtenir deux fractions distinctes, soit une fraction désulfurée et un concentré de sulfures (Aubertin *et al.* 2002). La désulfuration se pratique habituellement par flottation non sélective de minéraux sulfurés (Benzazoua *et al.* 2000; Bois *et al.* 2005).

Cette méthode permet une séparation de certains solides contenus dans une pulpe. Pour opérer cette sélection, des réactifs (appelés collecteurs) particulièrement hydrophobes sont utilisés dans le but d'augmenter la répulsion vis-à-vis l'eau du minéral que l'on désire extraire. Ces minéraux artificiellement hydrophobes vont passer du bain de flottation (milieu aqueux) jusque dans une mousse, d'où ils seront extraits (Bureau de la traduction 2006). Les xanthates de type amyl sont des collecteurs bien adaptés à la flottation non sélective des sulfures (Benzaazoua *et al.* 2000; Mermillod-Blondin 2003).

#### *Désulfuration complète*

Les produits issus d'une désulfuration complète, qui est appliquée tout au long de la vie de la mine, sont une fraction non génératrice d'acide ainsi qu'une fraction riche en sulfures. Cette fraction peut être gérée plus facilement grâce à son petit volume (Bois *et al.* 2005). La portion désulfurée peut être utilisée comme couche D dans la construction d'une Couverture avec Effet de Barrière Capillaire (CEBC) réduisant ainsi les coûts associés au transport de ces matériaux (Aubertin *et al.* 2002; Aubertin *et al.* 1999; Bussière *et al.* 1998; Bussière *et al.* 1997).

#### *Désulfuration partielle*

Selon cette technique, les rejets ne sont désulfurés que durant les dernières années d'opération de la mine. Les rejets désulfurés sont alors utilisés pour recouvrir les rejets potentiellement générateurs d'acide. La disposition des rejets est conçue de façon à maintenir la nappe phréatique à un niveau élevé et ainsi garder les rejets potentiellement générateurs de DMA saturés. Une couche de 1 à 2 mètres de rejets désulfurés à granulométrie relativement grossière est nécessaire pour prévenir la désaturation en surface. Les rejets potentiellement générateurs de DMA qui sont dans un état quasi saturé sont peu susceptibles d'être oxydés (Dagenais 2005). Cette approche est associée à une nappe phréatique surélevée, technique décrite plus en détails dans la section suivante.

### Nappe phréatique surélevée

Cette technique consiste à maintenir une partie des résidus située au-dessus de la nappe phréatique à un degré de saturation élevé pour limiter leur oxydation en limitant l'apport d'oxygène. Elle vise donc à contrôler la zone non saturée au dessus de la nappe phréatique (frange capillaire) en se servant de la capillarité des résidus et de la position de la nappe. La hauteur de la frange capillaire est liée à la pression d'entrée d'air (AEV) du matériau, soit la succion à laquelle les pores se désaturent, qui elle-même est fonction de la distribution granulométrique. L'AEV des résidus miniers varie entre 0,50 et 2,5 mètres. La Figure 2.3 illustre le concept de cette technique.

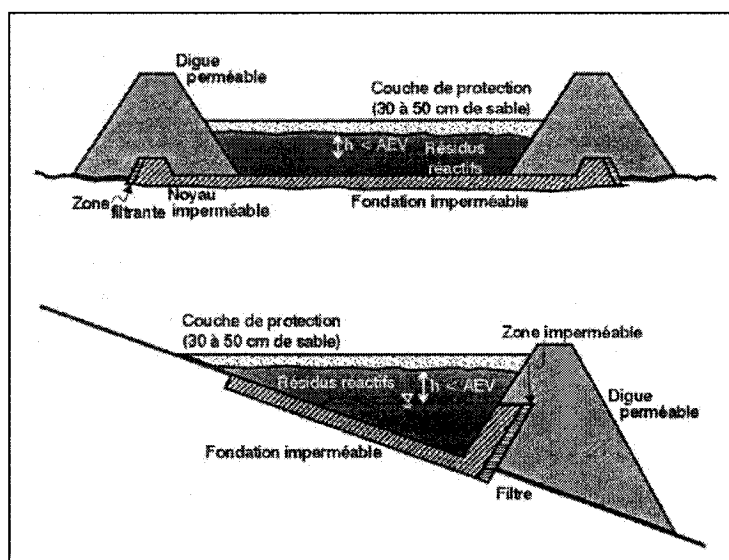


**Figure 2.3 Profil d'un parc à résidus miniers avec une nappe phréatique surélevée (ou perchée) (Aubertin *et al.* 1999).**

La nappe phréatique peut être maintenue élevée par, i) la modification du bilan hydrique : réduction de l'évaporation par la mise en place d'une couverture de matériaux grossiers (matériaux naturels ou désulfurés) et réduction des exfiltrations par la construction de digues imperméables; ii) la modification de la capacité de rétention d'eau à l'aide de résidus à faible conductivité hydraulique et de capacité de rétention

d'eau élevée; et iii) l'implantation d'une barrière hydraulique dans les résidus afin de réduire l'écoulement horizontal de l'eau dans les rejets. Cette technique permet théoriquement d'obtenir un taux d'oxydation semblable au recouvrement en eau et de diminuer les coûts de mise en place. Mais étant relativement récente, elle est encore peu utilisée (Aubertin *et al.* 2003; Dagenais 2005; Nicholson et Tibble 1995; Ouangrawa *et al.* 2006).

### Dernières remarques

Plusieurs aspects doivent être pris en compte lors du choix de la technique de gestion des rejets miniers. L'aspect économique ainsi que la gestion du risque sont parmi les éléments les plus importants à évaluer. En effet, une technique telle le recouvrement en eau, souvent peu dispendieuse comparativement à un recouvrement multicouches représente un risque plus grand pour la compagnie compte tenu du danger de déversement de polluants dans l'environnement ainsi que de la charge à long terme pour la compagnie. L'aspect environnemental devrait aussi être pris en compte.

#### *2.1.2.2 Utilisation des terres dans l'industrie minière*

En plus du problème de génération de DMA, l'industrie minière engendre d'autres défis environnementaux incluant ceux qui découlent d'une grande utilisation des terres. En effet, l'exploitation d'un gisement, surtout dans le cas d'une mine à ciel ouvert, nécessite l'utilisation de très grandes surfaces. De plus, tel que mentionné précédemment, l'entreposage des rejets miniers peut occuper de très grands espaces susceptibles d'engendrer des impacts environnementaux considérables. En moyenne, la superficie des parcs à rejets, des haldes à stériles et des bassins de sédimentation/polissage est respectivement de 51, 19 et 37 hectares (Aubertin *et al.* 2002).

Des 90 à 100 millions de tonnes de rejets miniers qui ont été produites au Québec en 2002, environ 5% seulement sont réutilisées pour le remblayage souterrain, l'entretien des routes ou comme matériaux de construction. Cette faible quantité de rejets réutilisés provoque inévitablement la disposition (improductive) de grandes quantités de rejets. Le Tableau 2.1 dresse un portrait des aires d'accumulation de rejets miniers au Québec.

**Tableau 2.1 Sommaire des aires d'accumulation des rejets miniers au Québec en 2002 (Bussière 2006a)**

| Aires d'accumulation | Nombre | Superficie totale perturbée (ha) |
|----------------------|--------|----------------------------------|
| Parcs à résidus      | 233    | 9 292                            |
| Haldes à stériles    | 316    | 3 969                            |
| Bassins de polissage | 143    | 1 873                            |
| Total                | 692    | 15 134                           |

L'établissement d'un parc à résidus a un impact environnemental direct par la perte de communauté végétale établie à l'endroit en question. La capacité de récupération de la végétation à ces endroits dépend de plusieurs facteurs, dont certains dépendent des pratiques de gestion, tels que les applications de chaux (pour augmenter le pH), la fertilisation, l'ensemencement, la plantation ou la mise en place et le maintien d'un milieu de croissance sur les rejets. La circulation excessive autour des lieux de stockage des rejets solides peut entraîner une densification du sol et un faible drainage pouvant nuire au rétablissement de la végétation (Aubertin *et al.* 2002).

Il convient de quantifier ces divers impacts environnementaux. À cet effet, l'ACV est une méthode permettant d'effectuer cette quantification. Cet outil d'analyse est présenté

dans la section suivante. Une emphase sera accordée à la catégorie d'impact "utilisation des terres" compte tenu de son importance.

Tel que mentionné à la section précédente, les compagnies minières doivent tenir compte de l'aspect environnemental lors du choix d'une technique de gestion des rejets miniers pour contrôler la production de DMA. L'ACV pourrait aussi s'avérer une méthode très utile à cet égard.

## **2.2 Analyse du cycle de vie**

L'ACV est une méthode d'analyse des impacts potentiels sur l'environnement et sur les ressources naturelles, d'un produit, d'un service ou d'une activité, de l'extraction des ressources naturelles jusqu'à l'élimination des déchets, dont le produit en fin de vie. Cette méthode peut être utilisée pour plusieurs applications telles que (Labouze *et al.* 1996):

- Support pour la conception de nouveaux produits ;
- Recherche d'améliorations et d'économies ;
- Aide au choix de procédés et de filières de fin de vie ;
- Aide au choix d'investissement ou optimisation de procédé ;
- Définir, orienter et justifier une politique publique ;
- Comparaison de produits / services / activités.

La pratique de l'ACV est maintenant régie par la série des normes ISO 14 040. Ces normes permettent de spécifier le cadre et les principes généraux ainsi que les exigences générales pour la réalisation d'ACV et la communication de ces études (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997).

La méthodologie selon ISO se divise en quatre étapes distinctes soit : la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'analyse de l'inventaire, l'évaluation de l'impact et la phase d'interprétation. La Figure 2.4 illustre le lien entre les quatre étapes de l'ACV.

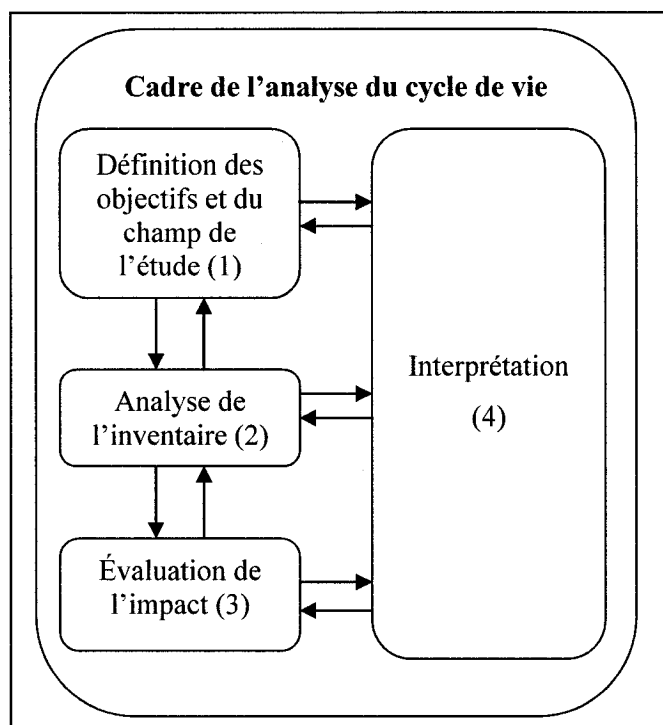


**Figure 2.4 Phases d'une ACV (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997).**

Le Tableau 2.2 présente les différentes normes ISO ainsi que le champ d'application de chacune d'entre elles. La norme ISO 14040 précise le cadre de l'ACV, les normes ISO 14041, 14042 et 14043 portent sur les quatre phases de l'ACV soit l'objectif et le champ d'étude ainsi que l'analyse de l'inventaire, l'évaluation des impacts et l'interprétation. La norme ISO 14048 présente respectivement le format de documentation et quelques exemples d'application.

**Tableau 2.2 Normes ISO, série ISO 14 040**

| <b>Norme</b> | <b>Champs d'application</b>                                                                                                             |
|--------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| ISO 14 040   | Principe de cadre de l'ACV                                                                                                              |
| ISO 14 041   | Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire de l'ACV                                                        |
| ISO 14 042   | Évaluation de l'impact du cycle de vie                                                                                                  |
| ISO 14 043   | Interprétation du cycle de vie                                                                                                          |
| ISO 14 048   | Format de documentation des données en ACV                                                                                              |
| ISO 14 049   | Exemples d'application de la norme ISO 14 041 au niveau de la définition de l'objectif et du champ d'étude et l'analyse de l'inventaire |

L'analyse de cycle de vie est un processus itératif. En effet, lors de chacune des étapes, selon les résultats de l'interprétation, il est possible de retourner en arrière afin d'apporter des modifications et/ou améliorations en fonction des résultats obtenus.

L'ACV, comme toute technique, présente toutefois des limitations. Celles-ci incluent (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997) :

- Les choix ainsi que les hypothèses posées tout au long de l'ACV (par exemple l'établissement des frontières du système, le choix des sources de données et des catégories d'impact) peuvent ne pas être totalement objectifs;
- Les modèles utilisés pour l'analyse de l'inventaire et pour l'évaluation des impacts environnementaux sont limités, compte tenu de leurs hypothèses; pour certains types d'impacts, les modèles peuvent être inexistantes;
- Les résultats des ACV axés sur des problèmes globaux et régionaux peuvent ne pas convenir aux applications locales;

- La précision des études peut être limitée par l'accessibilité ou la disponibilité des données correspondantes, ou par la qualité des données (lacunes, types de données, agrégation, moyennes, spécificité du site);
- L'absence de la dimension spatiale et temporelle dans les données d'inventaire utilisées pour l'évaluation de l'impact est source d'incertitude dans les résultats d'impact. Cette incertitude varie avec les caractéristiques spatiales et temporelles de chaque catégorie d'impact.

### **2.2.1 Méthodologie de l'analyse de cycle de vie**

Les quatre grandes étapes de l'ACV sont la définition des objectifs et du champ de l'étude, l'analyse de l'inventaire, l'évaluation des impacts environnementaux ainsi que la phase finale d'interprétation. Elles sont décrites dans les sections qui suivent.

#### *2.2.1.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude*

L'objectif d'une ACV doit spécifier les raisons pour lesquelles une telle étude est réalisée, l'application envisagée ainsi que le public concerné par cette étude. Le champ de l'étude doit décrire clairement les éléments suivants (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997; Association canadienne de normalisation ISO14041 1998) :

- Les fonctions du système de produits représentent les caractéristiques de performance d'un produit;
- L'unité fonctionnelle permet de quantifier les fonctions identifiées. Elle est une mesure de la performance d'un système de produits. L'objectif de l'unité fonctionnelle est de fournir une référence, que l'on nomme le flux de référence, selon laquelle les entrants et sortants seront normalisés;

- Les frontières du système de produits permettent de déterminer les processus élémentaires à inclure dans l'étude. Le système doit être modélisé de manière à ce que les entrants et les sortants soient des flux élémentaires;
- Les principales catégories de données sont les entrants tels que l'énergie, la matière première, les produits et les sortants tels que les émissions dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Les données recueillies peuvent être mesurées, calculées ou estimées et servent à quantifier les entrants et sortants des processus élémentaires ;
- Les exigences initiales de qualité des données spécifient les caractéristiques requises des données et doivent couvrir les facteurs temporels, la géographie et la technologie. D'autres exigences doivent être prises en considération. Il s'agit de la précision, la complétude, la représentativité, la cohérence et la reproductibilité;
- Les critères pour l'inclusion initiale des entrants et sortants permettent de collecter des données significatives liées à chaque processus élémentaire. Les trois critères d'inclusion de données utilisés en ACV sont : la masse, l'énergie et la pertinence environnementale. Par exemple, pour le critère massique, la pratique est d'inclure tous les entrants qui, cumulés, contribuent à plus d'un pourcentage défini (en général 1%) à l'entrant massique du système de produits;
- Le type de revue critique peut être interne ou externe. La revue critique permet de vérifier si l'étude satisfait aux exigences concernant la méthodologie, les données et la présentation du rapport. Cette revue est obligatoire pour les ACV utilisées à l'appui d'une affirmation comparative divulguée au public. Pour tout autre type d'ACV, la réalisation d'une revue critique est facultative.

Le champ de l'étude doit aussi définir les types d'impacts et les méthodologies d'évaluation de l'impact et d'interprétation, les hypothèses, les limitations, le type et le

format du rapport spécifié pour l'étude. En ce qui concerne les études comparatives, l'équivalence des systèmes doit être vérifiée au niveau de l'unité fonctionnelle ainsi qu'au niveau des autres considérations méthodologiques mentionnées précédemment. La Figure 2.5 présente un exemple de choix de l'unité fonctionnelle.

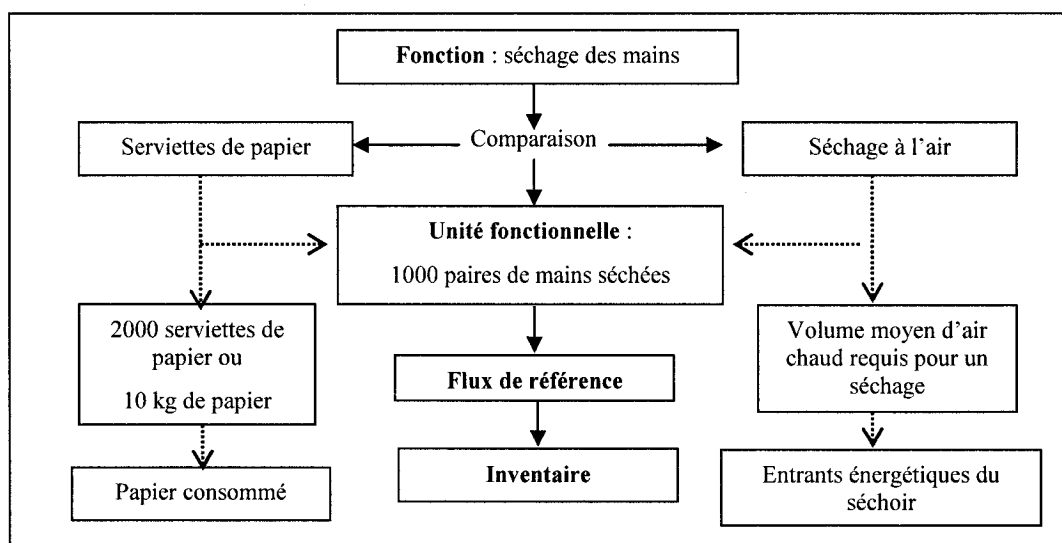


**Figure 2.5 Exemple de choix d'unité fonctionnelle pour la comparaison des serviettes en papier et du séchoir à mains (Samson *et al.* 2003).**

La comparaison de deux produits, tels que les serviettes en papier et le séchage à l'air doit s'effectuer selon leur fonction qui est de sécher les mains. Afin de déterminer une base de comparaison, une unité fonctionnelle doit être choisie selon la fonction du système. Dans cet exemple, l'unité fonctionnelle sélectionnée est composée de 1000 paires de mains à séchées. Ainsi pour chacun des produits, cette unité fonctionnelle permet de fournir un flux de référence, selon lequel entrants et sortants seront rapportés.

Tout au long de l'étude, compte tenu du caractère itératif de la méthode, cette étape sera affinée et précisée en fonction des résultats obtenus dans les étapes subséquentes. La

définition du champ de l'étude permet de garantir que l'ampleur et la profondeur de l'étude soient compatibles avec l'objectif défini précédemment. Ainsi, l'utilisation envisagée déterminera les frontières du système et le niveau de détail requis.

#### 2.2.1.2 Analyse de l'inventaire

La deuxième étape de l'ACV, soit l'Analyse de l'Inventaire du Cycle de Vie (AICV) permet de comptabiliser tous les entrants et sortants associés aux différentes étapes du cycle de vie. Les normes régissant l'AICV proposent les étapes illustrées à la Figure 2.6.

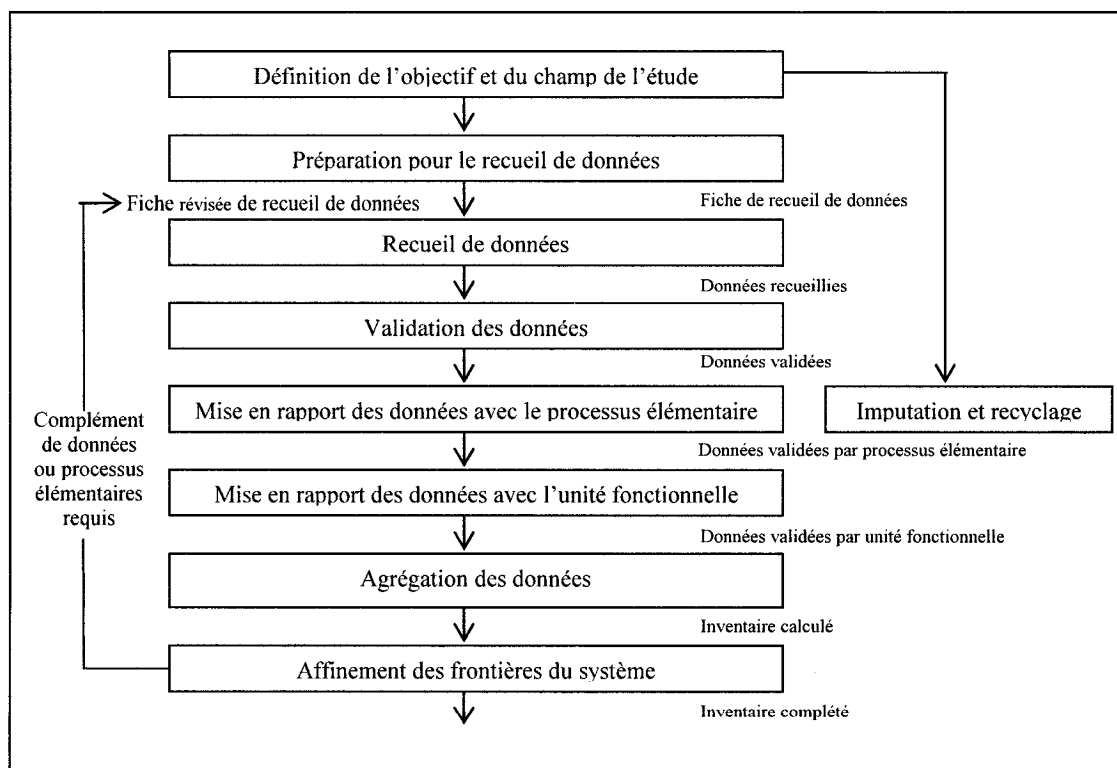


**Figure 2.6 Étapes de l'analyse de l'inventaire (Association canadienne de normalisation ISO14041 1998).**

Afin de réaliser cette étape laborieuse, il convient de construire des diagrammes de flux décrivant tous les processus élémentaires à inclure dans l'étude. Les données à inclure dans l'inventaire seront ainsi comptabilisées pour chacun des processus élémentaires inclus dans les frontières du système (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997). La validation des données doit se faire au cours de la cueillette de données. Pour se faire, on peut calculer des bilans de masse, des bilans d'énergie ou encore faire des analyses de comparaison des facteurs d'émission (Association canadienne de normalisation ISO14041 1998). La Figure 2.7 présente un exemple de processus élémentaire de l'industrie minière, soit l'usine de remblai (analysée par l'auteure, voir Chapitre 4), ainsi que les entrants et sortants pouvant y être associés.

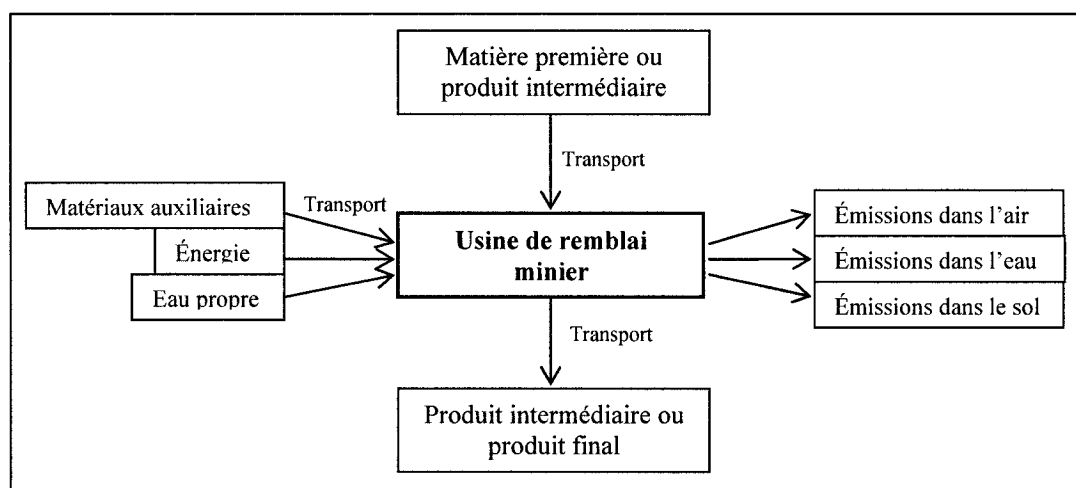


**Figure 2.7 Exemple de processus élémentaire.**

Tel que mentionné précédemment, la définition de l'unité fonctionnelle a permis de fournir une définition quantifiable de la (ou des) fonction(s) à remplir à partir du flux de référence. Ainsi, tous les entrants tels que les matériaux, l'énergie, l'eau et le transport ainsi que les sortants, tels que les émissions dans l'air, l'eau et le sol, du système doivent être normalisés par rapport au flux de référence.

Les valeurs utilisées dans le cadre de l'inventaire proviennent soit de données spécifiques au site étudié (mesurées, calculées ou estimées), de données génériques issues de bases de données ou de données théoriques provenant de la littérature. Évidemment, l'utilisation de données spécifiques au site est souhaitable. Toutefois, ces données ne sont pas toujours disponibles et il est alors nécessaire de recourir aux bases de données afin de compléter l'inventaire.

Dans la réalité, peu de procédés industriels produisent un seul produit. De plus, plusieurs produits ou rejets sont recyclés. Ainsi, il convient que les flux de matières et d'énergie ainsi que les émissions dans l'environnement soient imputés aux différents produits. Les principes d'imputation sont décrits dans la norme ISO 14 041.

#### *2.2.1.3 Évaluation des impacts environnementaux*

La phase de l'Évaluation des Impacts du Cycle de Vie (EICV) consiste à évaluer l'ampleur des impacts environnementaux potentiels en utilisant les résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (Association canadienne de normalisation ISO14040 1997). Le système de produits est ainsi analysé dans une perspective environnementale en utilisant des catégories d'impact et leur représentation quantifiable, c'est-à-dire les indicateurs de catégorie (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000). Les catégories les plus fréquemment utilisées dans l'ACV sont présentées dans le Tableau 2.3. Il est à noter que les types d'impact font référence à l'ampleur géographique des impacts des différentes catégories. Les catégories globales concernent les impacts sur l'environnement ayant des répercussions à l'échelle globale, c'est-à-dire sur la planète Terre dans son ensemble. Ainsi, les catégories d'impact régionales provoquent des répercussions à l'échelle régionale et les catégories d'impact locales sont caractérisées par des impacts ayant des répercussions à l'échelle locale, c'est-à-dire dans l'environnement immédiat de la source d'impact.

**Tableau 2.3 Catégories d'impact les plus fréquemment utilisées en ACV (Udo de Haes *et al.* 2002)**

| Types d'impacts | Exemples de catégories d'impact        | Indicateur de catégorie              |
|-----------------|----------------------------------------|--------------------------------------|
| Globaux         | Réchauffement de la planète            | Forçage radiatif moyen               |
|                 | Destruction de l'ozone stratosphérique | Diminution de la couche d'ozone      |
|                 | Ressources abiotiques                  | Diminution des ressources            |
| Régionaux       | Acidification                          | Libération de protons                |
|                 | Eutrophisation                         | Somme stœchiométrique des nutriments |
|                 | Formation d'agent photo-oxydant (smog) | Formation d'ozone                    |
|                 | Ressources biotiques                   | Diminution des ressources            |
| Locaux          | Écotoxicité                            | Effets toxiques mesurables           |
|                 | Toxicité humaine                       | Effets toxiques mesurables           |
|                 | Utilisation des terres                 | Diversité des espèces, NPP           |

Il est possible d'ajouter des catégories additionnelles telles que l'environnement de travail, le bruit, l'odeur. Toutefois, ces catégories sont très rarement intégrées dans une ACV compte tenu des difficultés liées à la modélisation.

La Figure 2.8 présente les différentes étapes, obligatoires et facultatives de l'évaluation des impacts environnementaux du cycle de vie. Les paragraphes suivants expliquent plus en détails chacune de ces étapes.

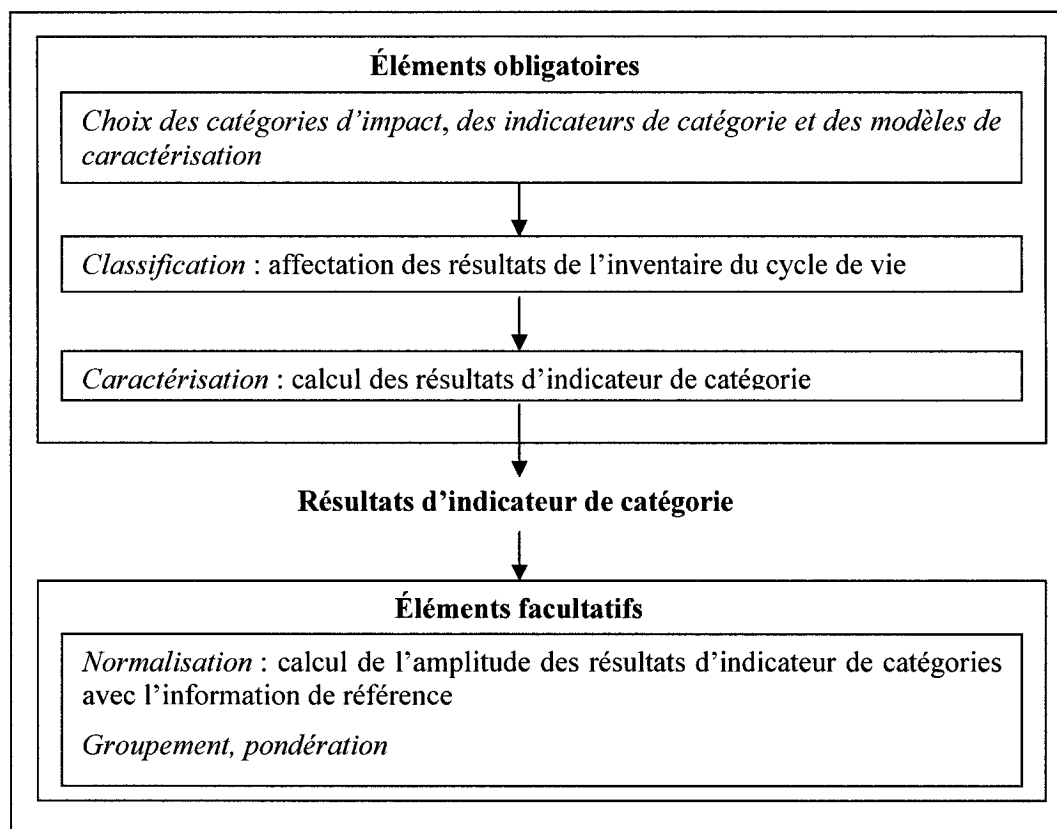


**Figure 2.8 Étapes obligatoires et facultatives de l'évaluation de l'impact du cycle de vie selon la norme ISO 14 042 (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000).**

Choix des catégories d'impact, indicateurs de catégorie et modèles de caractérisation

La première étape de l'évaluation des impacts environnementaux consiste à choisir les catégories d'impact qui seront évaluées en fonction des résultats obtenus au niveau de la phase d'inventaire. Par la suite, les indicateurs de catégorie et les modèles de caractérisation, pour chacune des catégories d'impact sélectionnées, doivent être déterminés. La norme ISO 14 042 fournit certaines exigences relatives à cette étape ainsi que des recommandations.

Le choix des catégories d'impact étant maintenant réalisé, il est nécessaire de classifier les différents résultats d'inventaire dans chacune des catégories d'impact. Cette étape est décrite plus en détail dans la sous-section suivante.

#### Classification : affectation des résultats de l'inventaire du cycle de vie

À première vue, cette étape semble simple, toutefois, il s'agit d'être vigilant quant à la manière dont les différentes émissions sont classifiées. En effet, certaines émissions doivent être affectées à une seule catégorie d'impact contrairement à d'autres émissions qui affectent plusieurs catégories d'impact en distinguant les mécanismes en parallèle et les mécanismes en série (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000).

#### Caractérisation : calcul des résultats d'indicateur de catégorie

Cette étape est la dernière étape obligatoire selon ISO. Chacune des catégories d'impact possède son propre mécanisme environnemental représentant les processus environnementaux liant les interventions aux impacts. Les mécanismes environnementaux sont modélisés dans une ACV en utilisant des indicateurs de catégories et des modèles de caractérisation. Les indicateurs de catégories (voir Tableau 2.3) sont une représentation quantifiable d'une catégorie d'impacts et permettent d'agréger les résultats de l'analyse de l'inventaire contribuant à cette catégorie après leur conversion par des facteurs de caractérisation en unité commune (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000). Les modèles de caractérisation permettent de déterminer les différents facteurs de caractérisation. Les résultats d'indicateur de catégorie représentant les impacts finaux sont calculés selon l'équation 2-1.

$$\text{Résultat d'indicateur de catégorie} = \sum_i (FC_i * Q_i) \quad \text{Équation 2.1}$$

Où FC Facteur de Caractérisation (ex. : kg d'équivalent CO<sub>2</sub>/kg de CH<sub>4</sub>)  
 Q Quantité de la substance en unité de masse (ex.: 0.02 kg CH<sub>4</sub> émis)  
 i Substance i (ex. : CH<sub>4</sub>)

Les unités du résultat d'indicateur de catégorie diffèrent selon les catégories  
 (ex.: kg d'équivalent CO<sub>2</sub> pour la catégorie d'impact réchauffement de la planète)

Après cette étape de caractérisation, on obtient donc autant de valeurs de résultats d'indicateurs de catégorie que de catégories d'impact.

La Figure 2.9 illustre les étapes de classification et de caractérisation, en incluant un exemple basé sur la catégorie d'impact acidification, afin d'en faciliter la compréhension.

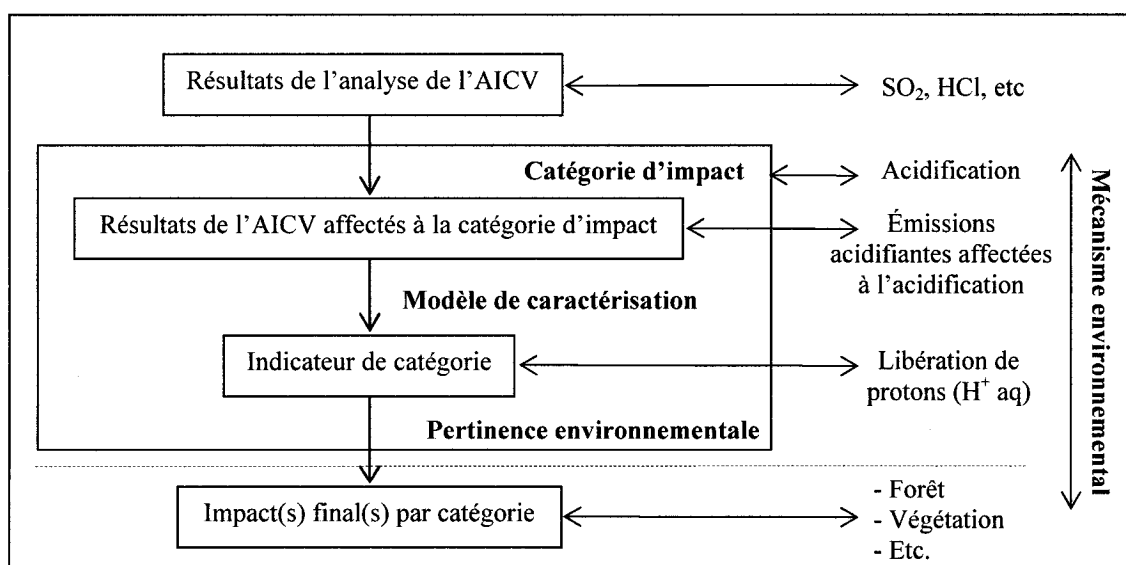


**Figure 2.9 Concept des indicateurs de catégorie pour la catégorie d'impact acidification (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000).**

Pour chaque catégorie d'impact, un indicateur de catégorie doit être sélectionné. Celui-ci peut être situé à plusieurs endroits sur la chaîne de cause à effet (mécanisme environnemental). S'il se situe au début de la chaîne de cause à effet, il s'agit d'une approche problème et s'il se situe vers la fin du mécanisme environnemental, on parle plutôt d'une approche dommage.

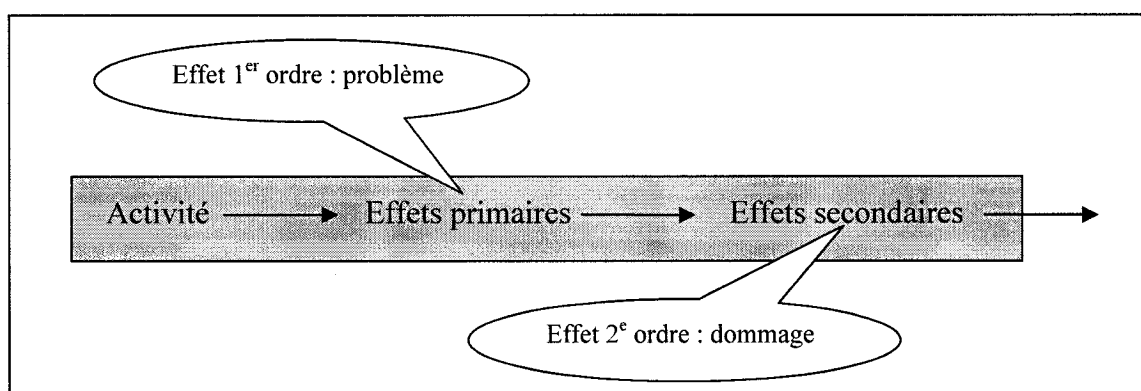


**Figure 2.10 Chaîne de cause à effet (Samson *et al.* 2003).**

Chacune de ces deux approches présente certains avantages et inconvénients. L'approche problème, malgré qu'elle soit moins accessible pour la population, a l'avantage d'être plus transparente compte tenu de l'utilisation de données scientifiques (ISO recommande cette approche). À l'opposé, l'approche dommage est plus pertinente pour la compréhension des résultats mais engendre une perte de précision au niveau de ces résultats. Afin d'illustrer ce concept, la méthode IMPACT 2002+ qui permet de choisir le type d'approche est présentée à la Figure 2.11.

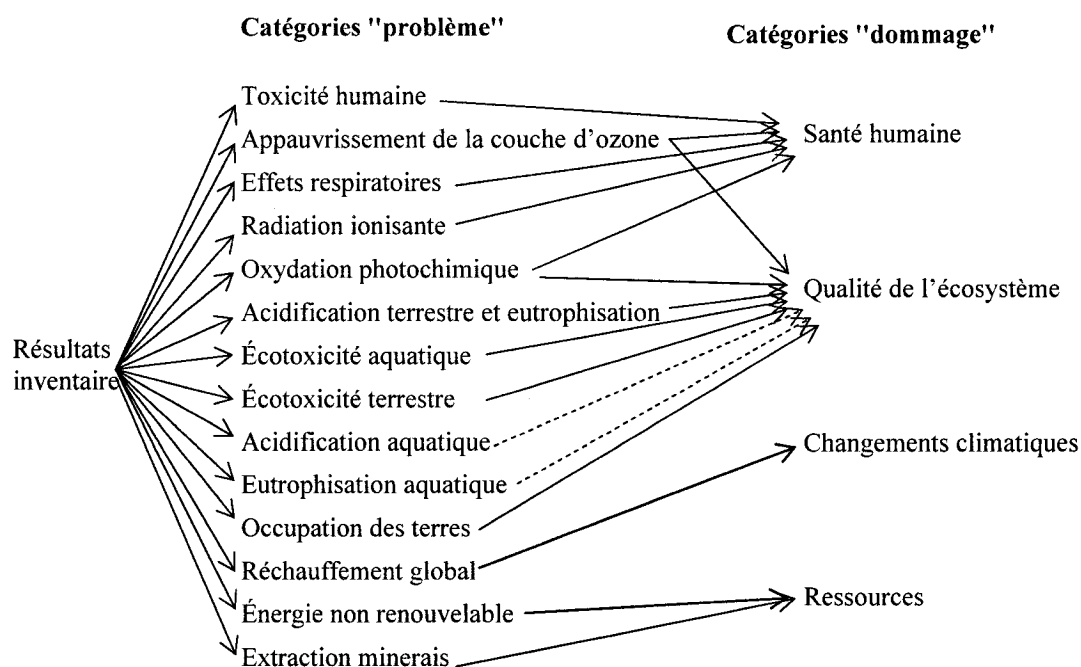


**Figure 2.11 Approche problème et dommage proposée par la méthode IMPACT 2002+ (Humbert *et al.* 2005).**

#### Normalisation, groupement et pondération

L'objectif de l'étape de normalisation est de mettre en relation les impacts environnementaux d'un produit ou service par rapport aux impacts environnementaux totaux de la région et ainsi de mieux comprendre l'ampleur de chaque résultat d'indicateur. Cette étape, effectuée séparément pour chaque catégorie d'impact, consiste à diviser les résultats d'indicateur par une valeur de référence. L'étape de normalisation a aussi pour effet d'éliminer les différentes unités (CO<sub>2</sub> équivalent pour les changements climatiques) et ainsi de rendre comparable les différentes catégories d'impact pour une pondération subséquente (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000; Brenttrup *et al.* 2002; Pennington *et al.* 2004).

L'étape de groupement consiste à regrouper les différentes catégories d'impact. Ce groupement peut être effectué sur la base de certaines caractéristiques (par exemple émissions/ressources, échelles mondiales/régionales/locales) ou sur la base d'une hiérarchie (Association canadienne de normalisation ISO14042 2000).

Dans l'étape de pondération, les indicateurs normalisés de chaque catégorie d'impact sont multipliés par des facteurs de pondération. Ces facteurs de pondération peuvent être choisis sur des bases établies par des comités d'experts, sur des approches monétaires ou par l'application du principe "distance à la cible". Le principe "distance à la cible" signifie que les facteurs de pondération sont obtenus à partir du rapport entre le niveau actuel de l'impact environnemental et le niveau à atteindre pour cet impact (ex.: objectifs fixés) (e.g. Brentrup *et al.* 2002).

#### 2.2.1.4 *Interprétation*

Selon la norme ISO 14 043, les objectifs principaux de la phase d'interprétation sont d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations en fonction de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts du cycle de vie. De plus, cette étape permet de présenter les résultats de manière transparente. Il est possible de séparer cette étape en plusieurs phases distinctes soit : i) identification des points significatifs à partir des phases de l'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts, ii) vérification effectuée à l'aide de contrôles de complétude, de sensibilité ainsi que de cohérence et iii) conclusions, recommandations et rédaction d'un rapport sont effectuées. Il est possible d'obtenir des informations plus détaillées ainsi que les objectifs et exigences reliés à chacune de ces phases dans la norme ISO 14 043 (Association canadienne de normalisation ISO14043 2000).

### 2.2.2 Méthodes ÉICV existantes

Plusieurs centres de recherche ainsi que des universités européennes ont développé des méthodes d'évaluation des impacts du cycle de vie. Le Tableau 2.4 présente quelques exemples de méthodes fréquemment utilisées ainsi que leur type d'approche.

**Tableau 2.4 Exemples de méthodes ÉICV fréquemment utilisées**

| Méthodes               | Concepteurs                                                                                                                                                                      | Approche               |
|------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------|
| CML                    | Centre des sciences environnementales de l'université de Leiden (Centre of Environmental Science - Leiden University (CML) 2001)                                                 | Problèmes              |
| Eco-Indicator 95 et 99 | Gouvernement néerlandais (Goedkoop et Spriensma 2001)                                                                                                                            | Dommages               |
| EDIP                   | Université technique du Danemark (Hauschild et Wenzel 1998)                                                                                                                      | Problèmes              |
| IMPACT 2002+           | École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) (Humbert <i>et al.</i> 2005)                                                                                                     | Problèmes, et dommages |
| LIME                   | National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST) (Japon) (Itsubo et Inaba 2003)                                                                           | Problèmes et dommages  |
| TRACI                  | Environmental Protection Agency (EPA) (Bare <i>et al.</i> 2003)                                                                                                                  | Problèmes              |
| LUCAS                  | Centre Interuniversitaire de Référence sur l'Analyse, l'Interprétation et la Gestion du cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG) (Toffoletto <i>et al.</i> 2005) | Problèmes              |

Les références de chacune de ces méthodes sont inscrites dans le Tableau 2.4. Les méthodes EICV les plus fréquemment utilisées proviennent d'Europe où l'ACV a débuté. Récemment, des méthodes adaptées à d'autres contextes géographiques, tel que le Japon et l'Amérique du nord ont vu le jour. Dans le cadre ce projet, où la catégorie d'impact "utilisation des terres" est d'intérêt, les méthodes n'incluant pas cette catégorie

n'ont pas été conservées soit les méthodes CML, EDIP, Eco-Indicator 95 et TRACI. Il est important de noter que selon l'article présentant la méthode TRACI, la catégorie "utilisation des terres" fait partie des catégories considérées dans la méthode. Toutefois, aucun facteur de caractérisation n'était disponible à cette époque. De plus, dans la mise à jour de TRACI, cette catégorie a été retirée, le temps de développer une nouvelle méthodologie plus fiable et mieux adaptée aux États-Unis (Bare 2006). La méthode Lime ayant été développée pour un contexte géographique très différent du Canada (le Japon), ne peut pas être utilisée pour cette étude malgré le fait qu'elle tienne compte de l'utilisation du territoire. En conséquence, les méthodes Eco-Indicator 99 et IMPACT 2002+ sont les plus pertinentes dans le cadre de ce projet car elles incluent l'utilisation des terres, ainsi que la méthode LUCAS qui a été développée pour un contexte canadien.

Il est important de mentionner qu'à l'heure actuelle, la phase d'évaluation des impacts de l'ACV est toujours en cours de développement. En effet, la majorité des catégories d'impact ne bénéficient pas d'un consensus quant au choix du modèle de caractérisation à adopter. De plus, cette étape comprend une part de subjectivité quant au choix des catégories d'impact à considérer. De façon générale, ce sont les catégories d'impact globales telles que le changement climatique et la destruction de l'ozone stratosphérique qui font l'objet d'un consensus dans la communauté scientifique. Les catégories d'impact régionales et locales telles que l'acidification, l'écotoxicité, la toxicité humaine ainsi que l'utilisation des terres ne bénéficient pas d'un consensus de la communauté scientifique et par conséquent, plusieurs modèles de caractérisation sont disponibles. Le cas spécifique de la catégorie d'impact "utilisation des terres" sera analysé en détail dans la section suivante étant donné son importance pour l'industrie minière.

### 2.2.3 Utilisation des terres

Dans cette section, une description de la catégorie d'impact "utilisation des terres" comprenant le mécanisme environnemental, les phases temporelles, la méthodologie d'évaluation des impacts de cette catégorie et les indicateurs de catégorie les plus fréquemment utilisés est présentée ainsi qu'une description des modèles de caractérisation utilisés dans les méthodes d'évaluation des impacts IMPACT 2002+ et Eco-Indicator 99.

#### 2.2.3.1 Description de la catégorie d'impacts "utilisation des terres"

Malgré l'importance de l'utilisation des terres comme problème environnemental, son incorporation dans l'ACV a longtemps été effectuée de façon préliminaire uniquement, en utilisant seulement les données d'inventaire non caractérisées ( $m^2$  ou  $m^2 \cdot an$ ) (Köllner 2000). En effet, le manque d'indicateurs (Weidema et Lindeijer 2001), la très grande dépendance de la localisation, la complexité du mécanisme environnemental ainsi que la difficulté à obtenir des données (Lindeijer *et al.* 2002) font en sorte que la caractérisation des données d'inventaire a longtemps été négligée.

#### Mécanisme environnemental

Le mécanisme environnemental de l'utilisation des terres est encore relativement mal défini de part sa complexité. Un exemple est présenté à la Figure 2.12. D'autres exemples de mécanismes sont disponibles dans la littérature (e.g. Weidema et Lindeijer 2001).

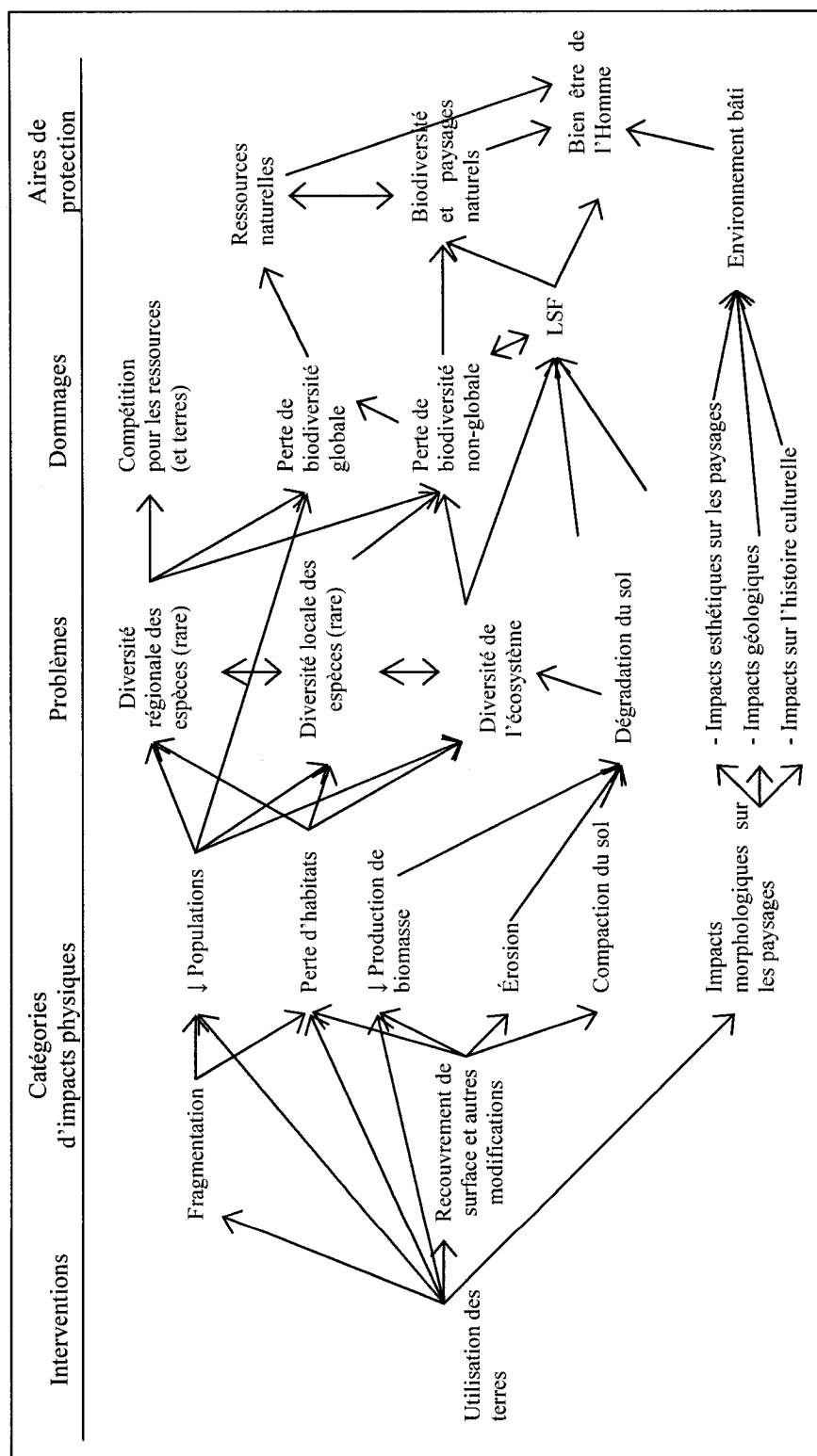


**Figure 2.12 Mécanismes environnementaux liés à l'utilisation des terres (Lindeijer *et al.* 2002).**

Tel que le démontre la Figure 2.12, les impacts engendrés par l'utilisation des terres sont très nombreux et varient selon les auteurs. De plus, les impacts sont inter reliés, ce qui a pour effet de complexifier la modélisation des impacts. Plusieurs difficultés ont été soulevées par les spécialistes quant à la complexité liée à la modélisation des impacts environnementaux de la catégorie d'impact "utilisation des terres", mentionnons:

- Plusieurs aires de protection (AoP) sont affectées : ressources naturelles, environnement naturel et environnement bâti (classification du SETAC, (Lindeijer *et al.* 2002));
- La non linéarité du mécanisme environnemental, démontrée par le grand nombre de doubles flèches, signifie que l'analyse de tous les impacts pourrait seulement être réalisée en utilisant un système d'analyse très complexe, ce qui n'est pas l'objectif de l'ACV;
- Il est peu pratique, voire impossible, de tenter de calculer tous les impacts. Il existe deux écoles de pensée à ce sujet : la première mentionne qu'il est possible d'effectuer une analyse compréhensible et raisonnable sans considérer toutes les chaînes de cause à effets (Lindeijer *et al.* 2002). L'autre école de pensée considère que la catégorie d'impact "utilisation des terres" couvre trop d'aspects et qu'elle devrait être divisée afin de mieux cibler la problématique lorsqu'un pointage élevé est obtenu (Jolliet *et al.* 2003a). Selon la 2<sup>e</sup> école de pensée, il n'y a encore aucun consensus quant au choix des indicateurs à utiliser (Schenck 2001);
- L'aspect "dépendance du lieu" de la plupart des problèmes environnementaux fait en sorte que les informations spécifiques aux sites devraient être incluses dans les bases de données ce qui, en général, n'est pas le cas.

## **Phases temporelles**

On distingue trois phases temporelles distinctes liées à l'utilisation des terres comme intervention environnementale soit, i) la transformation des terres, ii) l'occupation des terres et iii) la renaturalisation.

### Transformation des terres

La transformation des terres consiste à changer les caractéristiques physiques du terrain dans le but d'obtenir un état altéré adapté à l'activité envisagée (Köllner 2000; Lindeijer *et al.* 1998). Ceci inclut les changements physiques effectués sur le sol, la faune et la flore (Weidema et Lindeijer 2001). Les processus de transformation incluent le retrait de la végétation, l'aménagement paysager, le recouvrement des surfaces, la construction de nouvelles infrastructures ainsi que l'utilisation d'infrastructures hors site tel que le transport, l'énergie et l'eau.

L'intensité du processus de transformation dépend de l'état initial du site et des exigences reliées à l'activité économique poursuivie. On note trois situations possibles (van der Voet 2001):

- a. L'utilisation d'une terre déjà utilisée pour le même type d'activité;
- b. L'utilisation d'une terre déjà utilisée, mais pour un autre type d'activité;
- c. L'utilisation d'une terre n'ayant jamais été utilisée (surface naturelle).

Une transformation prend place dans les situations b et c. Toutefois, dans la situation b, la transformation initiale est controversée car le terrain est déjà dans la sphère économique et ne fait plus partie de la sphère environnement.

### Occupation des terres

L'occupation des terres est la phase durant laquelle les terres sont utilisées afin de poursuivre l'activité économique. Durant cette phase, certains processus tels que l'irrigation et l'application de pesticides, doivent être réalisés afin de conserver les propriétés désirées des terres (Lindeijer *et al.* 2002).

### Renaturation des terres

Le début de cette phase, aussi appelée renaturalisation, relaxation, récupération, ou restauration correspond au moment où l'activité économique se termine et par succession écologique, la faune et la flore retournent une situation "naturelle" (van der Voet 2001). Cette situation "naturelle" ne correspond pas nécessairement à l'état initial. Le temps de renaturation est influencé par les conditions biogéographiques du site et, jusqu'à un certain point, par l'historique du site et des environs (Lindeijer *et al.* 2002).

### **Méthodologie d'évaluation des impacts de l'utilisation des terres**

La catégorie d'impact "utilisation des terres" traite de deux aspects soit l'efficacité des terres et les impacts environnementaux de l'utilisation des terres.

L'aspect efficacité peut être mesuré à l'aide d'indicateurs simples directement obtenus des données d'inventaire, soit la superficie en  $m^2$  pour la transformation et en  $m^2 \cdot an$  pour l'occupation. Ces deux aspects sont acceptés par la communauté scientifique (Lindeijer *et al.* 2002).

L'évaluation de l'ampleur des impacts environnementaux implique que les données d'inventaire sont multipliées à des facteurs de caractérisation, mesurant ainsi la perte de qualité (Q) de l'environnement. Cette perte de qualité est évaluée à l'aide d'indicateurs,

et est relative à un état de référence. Le point de départ de l'analyse des impacts est le graphique représentant l'évolution de la qualité (Broers *et al.* 2002; Lindeijer *et al.* 2002; van der Voet 2001; Weidema et Lindeijer 2001). La Figure 2.13 illustre l'évolution de la qualité des terres (Q) en fonction des différentes interventions environnementales effectuées sur les terres. Au temps  $t_1$ , le site est transformé pour une utilisation spécifique, engendrant une perte de qualité (Q) environnemental de A à B. Par la suite, le site est occupé pendant la durée de l'activité économique jusqu'au temps  $t_2$  et finalement lorsque l'activité prend fin, le site atteint son potentiel de renaturation au temps  $t_3$ .

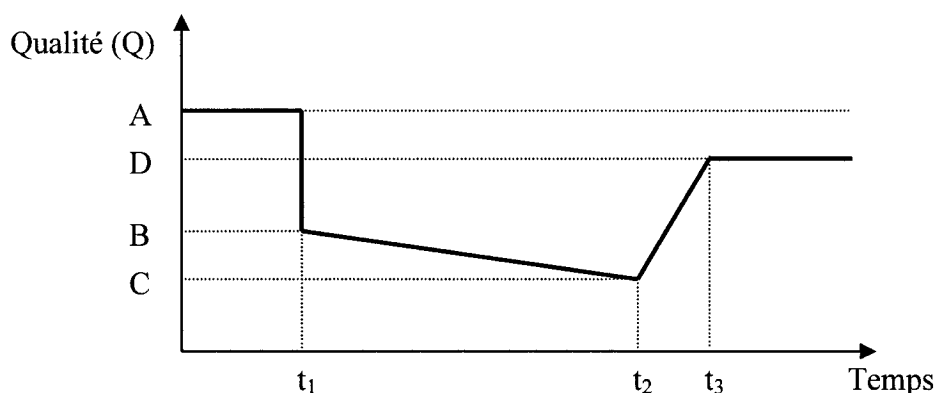


**Figure 2.13 Évolution de la qualité environnementale en fonction des différentes phases de l'utilisation des terres (Lindeijer *et al.* 2002). Les lignes pleines représentent l'évolution de la qualité des terres dans le temps.**

#### Impacts d'occupation des terres

Les experts s'accordent pour dire que les impacts de l'occupation représentent le maintien du terrain à un certain niveau de qualité l'empêchant d'effectuer une renaturation (naturalisation différée). Ils peuvent donc être considérés comme étant temporaires. Ces impacts sont calculés par la différence entre la qualité actuelle et l'état de référence et incluent l'aspect temporel (Lindeijer *et al.* 2002). En prenant comme

référence le potentiel de renaturation, les impacts de l'occupation sont donnés par l'équation suivante :

$$I_{occ} = Surface * (t_2 - t_1) * \left( D - \frac{B+C}{2} \right) \quad \text{Équation 2.2}$$

Où B, C et D sont représentés par un indicateur de qualité (ex. : diversité des espèces, production de biomasse

$I_{occ}$  est en unités de surface\*temps\*qualité

Notons toutefois que certains auteurs (Weidema et Lindeijer 2001) incluent l'aire sous la courbe entre  $t_2$  et  $t_3$  (soit les impacts liés à l'étape de restauration, voir la Figure 2.13) dans les impacts de l'occupation.

### Impacts de transformation des terres

Ces impacts sont traités différemment selon les auteurs. Ils sont principalement interprétés de deux façons (van der Voet 2001) soit, 1) le changement d'une situation originale à une autre ( $Q_{ini} - Q_{fin}$ ) ou 2) l'aspect irréversible du changement, c'est-à-dire la différence entre l'état initial et le potentiel final de restauration. Dans les deux cas, les impacts de la transformation sont atemporels. Il est toutefois impossible d'agréger les impacts de la transformation aux impacts d'occupation car ils ne sont pas exprimés avec les mêmes unités. En effet, les impacts de l'occupation intègrent un aspect temporel contrairement aux impacts de la transformation.

D'autres auteurs proposent d'intégrer aux impacts de l'occupation les impacts de la transformation en ajoutant un aspect temporel à ce dernier. Dans le modèle proposé par Köllner (2000) (et Eco-Indicator 99), la transformation des terres est tenue responsable

de la durée nécessaire afin que le terrain retrouve un état similaire à l'état initial (triangle  $t_2C$ - $t_2D$ - $t_3D$  de la Figure 2.13).

Les méthodes tenant compte de la période de restauration soit dans les impacts de l'occupation ou les impacts de la transformation engendrent des difficultés lors de l'acquisition de données. En effet, étant donné que le taux de restauration dépend de l'historique du site, de sa localisation ainsi que des conditions biogéochimiques il est très complexe d'obtenir les données spécifiques à chaque site. En conséquence, les producteurs de base de données se voient contraints d'utiliser des estimations très génériques (Lindeijer 2000b).

### **Indicateurs de catégorie**

Deux types d'indicateurs de catégorie sont utilisés pour mesurer la qualité des terres, soit les indicateurs basés sur les fonctions de maintien de la vie (*life support functions*, *LSF*) et ceux basés sur la biodiversité.

Les fonctions de maintien de la vie sont des processus spécifiques importants pour les êtres humains. Parmi ceux-ci, l'on retrouve par exemple, les cycles biogéochimiques, la production de biomasse, la régulation du climat, la formation et préservation de la terre végétale et la purification naturelle de l'air et de l'eau. L'indicateur le plus fréquemment recommandé est la production primaire de biomasse, donnée en kg de biomasse par hectare par année (Köllner 2000; Lindeijer *et al.* 2002; van der Voet 2001; Weidema et Lindeijer 2001).

La transformation et l'occupation des terres sont les sources de perte de biodiversité les plus importantes au niveau mondial, principalement par la destruction d'habitats et de

phénomènes tels que la fragmentation des écosystèmes, la dégradation de l'écopaysage, des changements au niveau du microclimat et des conditions abiotiques (van der Voet 2001). L'indicateur le plus fréquemment utilisé pour quantifier les impacts en termes de biodiversité est la richesse en espèces (*species richness*), calculée par le nombre d'espèces de plantes vasculaires par unité de surface (Köllner 1999, 2000; Lindeijer 2000b).

Dans la pratique, seuls les modèles basés sur la biodiversité sont inclus dans les méthodes d'évaluation des impacts.

Il convient de sélectionner une ou plusieurs méthodes d'évaluation des impacts qui comprennent une catégorie d'impacts "utilisation des terres". Malgré que ces indicateurs soient moins précis que l'utilisation de méthodes spécifiques au site, ils permettent, dans le cadre d'une ACV, que cette catégorie d'impact soit comparée directement aux autres catégories.

#### *2.2.3.2 Modèles de caractérisation de "l'utilisation des terres" utilisés dans les méthodes d'évaluation des impacts IMPACT 2002+ et Eco-Indicator 99*

Dans cette section, les modèles utilisées dans les méthodes Eco-Indicator 99 et IMPACT 2002+ sont présentés en détails.

Le modèle employé dans Eco-Indicator 99 utilise la diversité des plantes vasculaires comme indicateur de biodiversité (Goedkoop et Spriensma 2001). Le principe général de l'approche consiste à exprimer la fraction de disparition potentielle (PDF) des plantes vasculaires par la différence relative entre le nombre d'espèces dans les

conditions de référence et les conditions causées soit par la conversion des terres ou l'occupation des terres. La notion de PDF peut être généralisée par l'équation suivante :

$$PDF = \frac{S_{référence} - S_{utilisation}}{S_{référence}} \quad \text{Équation 2.3}$$

Où  $S_{référence}$  est le nombre d'espèces pour l'état de référence

$S_{utilisation}$  est le nombre d'espèces sur la surface transformée ou occupée

Pour les impacts de l'occupation, l'état de référence est l'état naturel et pour les impacts de la transformation, l'état de référence est l'état initial.

Ce modèle inclut les impacts locaux et régionaux de l'utilisation des terres. L'équation utilisée pour déterminer la relation entre la diversité des espèces (S) et la surface (A) est  $S = aA^b$  où a et b sont des paramètres d'ajustement. Le facteur de diversité des espèces "a" est utilisé afin de caractériser les différents types d'utilisation. Les deux équations suivantes permettent de calculer les impacts locaux.

Les impacts de transformation locaux sont calculés par l'équation suivante :

$$EQ_{local,conversion,1 \rightarrow 2} = PDF_{1 \rightarrow 2} * A * t_{rest} = \frac{a_1 - a_2}{a_2} * A * t_{rest} \quad \text{Équation 2.4}$$

Les impacts d'occupation locaux sont calculés par l'équation suivante :

$$EQ_{local,occ} = PDF_{naturel \rightarrow utilisation} * A * t_{occ} = \frac{a_{naturel} - a_{utilisation}}{a_{naturel}} * A * t_{occ} \quad \text{Équation 2.5}$$

|    |            |                                                             |
|----|------------|-------------------------------------------------------------|
| Où | EQ         | qualité de l'écosystème ( $m^2 \cdot an$ )                  |
|    | PDF        | fraction de disparition potentielle des plantes vasculaires |
|    | 1 et 2     | situations avant et après la transformation respectivement  |
|    | A          | surface transformée et occupée ( $m^2$ )                    |
|    | a          | facteur de diversité des espèces                            |
|    | $t_{rest}$ | temps de restauration (durée) (an)                          |
|    | $t_{occ}$  | temps d'occupation (durée) (an)                             |

Les auteurs affirment qu'une transformation est réversible et que le terrain peut retrouver une qualité comparable à la qualité initiale. À cet effet, le temps de renaturation est inclus dans les impacts de la transformation. Les auteurs de la méthode proposent d'utiliser un temps de restauration de 5 ans lorsque les terres sont transformées d'une utilisation agricole à urbaine ou vice versa, et de 30 ans pour tous les autres types de transformation même s'il est évident que le temps nécessaire pour retrouver la qualité initiale sera beaucoup plus long. Les facteurs de caractérisation pour les impacts de transformation disponibles dans le logiciel Simapro 6.0 (PRé Consultants 2004) ont tous été calculés pour une période de restauration de 30 ans.

Les impacts régionaux sont évalués en considérant deux types d'utilisation des terres soit de faible intensité (LI pour Low Intensity) et de forte intensité (HI pour High Intensity). L'équation 2.6 permet de calculer la perte d'espèces liée à la diminution de surface disponible dans une région.

$$S_{utilisation} = \frac{dS(A_{LI})}{d(A_{LI})} * A_{utilisation} \quad \text{Équation 2.6}$$

Comme les impacts doivent être calculés de façon relative,  $S_{\text{utilisation}}$  est divisé par  $S_{\text{LI}}$  soit la surface utilisée à faible intensité (LI) :

$$EQ_{\text{regional}, \text{LI} \rightarrow \text{HI}} = \frac{S_{\text{utilisation}}}{S_{\text{LI}}} * A_{\text{LI}} * t = \frac{a * b * A_{\text{LI}}^{b-1} * A_{\text{utilisation}}}{a * A_{\text{LI}}^b} * A_{\text{LI}} * t = b * A_{\text{utilisation}} * t$$

**Équation 2.7**

Afin de caractériser les impacts régionaux en fonction des différents types d'utilisation,  $EQ_{\text{regional}, \text{LI} \rightarrow \text{HI}}$  est multiplié par  $PDF_{1 \rightarrow 2}$  pour les impacts de la transformation et par  $PDF_{\text{naturel} \rightarrow \text{utilisation}}$  dans le cas de l'occupation. Finalement, les impacts locaux et régionaux sont additionnés pour la transformation et l'occupation et sont donnés par les équations suivantes :

$$EQ_{\text{occupation}} = EQ_{\text{regional}} + EQ_{\text{local}} = (b+1) * PDF_{\text{naturel} \rightarrow \text{utilisation}} * A_{\text{utilisation}} * t_{\text{occ}}$$

**Équation 2.8**

$$EQ_{\text{conversion}, 1 \rightarrow 2} = EQ_{\text{regional}} + EQ_{\text{local}, 1 \rightarrow 2} = (b+1) * PDF_{1 \rightarrow 2} * A_{\text{utilisation}} * t_{\text{rest}}$$

**Équation 2.9**

Le système de classification européen CORINE (EEA 2000) et des observations effectuées en Allemagne et en Suisse ont été utilisés afin d'obtenir les facteurs PDF pour différents types d'utilisation des terres.

Pour sa part, la méthode IMPACT 2002+ utilise le même modèle de caractérisation pour quantifier les impacts environnementaux liés à l'utilisation des terres mais ne considère que les impacts liés à l'occupation des terres (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b).

Parmi les modèles de caractérisation de l'utilisation des terres disponibles, ceux incorporés dans les deux méthodes utilisées dans le cadre de ce projet semblent les plus appropriés à l'heure actuelle. Aussi, dans ce cas précis, l'information supplémentaire pouvant être obtenue avec les autres modèles n'est pas particulièrement pertinente afin d'atteindre l'objectif de démontrer l'importance de cette catégorie d'impact par rapport aux autres catégories d'impact.

## **2.3 Applications de l'analyse de cycle de vie dans l'industrie minière**

Au cours des dernières années, plusieurs études ACV sur l'industrie des minéraux et des métaux ont été réalisées. De manière générale, la méthodologie ACV se prête bien à ce type d'industrie malgré certaines difficultés d'application (Stewart 2001). Cette section présente une analyse critique des études ACV réalisées dans le domaine des minéraux et des métaux. Certaines études publiées sont revues plus spécifiquement au niveau de leurs objectifs et de leur choix méthodologiques concernant les étapes d'inventaire et d'analyse d'impacts. Par la suite, une analyse des principales difficultés rencontrées par ces auteurs quant à l'application de cette méthodologie permettra de comprendre les particularités de l'industrie primaire et les améliorations à apporter afin de la rendre plus accessible et plus représentative de ses spécificités.

### **2.3.1 Études ACV réalisées dans l'industrie minière**

L'analyse de cycle de vie a commencé à être appliquée dans l'industrie minière au milieu des années 1990. Les premières études avaient pour objectif de produire des données d'inventaire pouvant être utilisées dans des études ACV portant principalement sur la sélection et le design de produits. Ces études étaient généralement réalisées par des associations industrielles. Au cours des années, les compagnies ont commencé à s'intéresser à l'analyse de cycle de vie dans le cadre de projets et de sélection de procédés (Stewart 2001). Les articles publiés sur les ACV dans l'industrie des métaux

sont de deux types. Les plus fréquents présentent des études du type "berceau à la barrière" (*cradle-to-gate*), c'est-à-dire de l'extraction des minéraux (minage) jusqu'au métal raffiné. Quelques autres montrent des analyses complètes du cycle de vie, "berceau à la tombe" (*cradle-to-grave*), selon l'application finale du métal choisi (Demers et Gagnon 2004). Enfin, beaucoup d'études ne sont pas publiées pour des raisons de confidentialités.

Les premières études présentées sont des études pour lesquelles un des objectifs principaux est de fournir des données d'inventaire. La majorité d'entre elles se concentraient donc seulement sur l'étape d'analyse de l'inventaire. Une étude publiée sur la production de produits du nickel (Ecobalance 2000) consistait à fournir à l'industrie de l'acier inoxydable des données pouvant être utilisées lors d'études ACV. Elle comprend les trois premières étapes de l'ACV et exclu la phase d'interprétation. Une autre étude réalisée sur la production de produits d'acier inoxydable (Hay *et al.* 2002), avait pour mandat de fournir une base pour l'analyse des impacts des produits en acier inoxydable et d'identifier les endroits dans les procédés où des améliorations seraient souhaitables. La première étape d'une autre étude sur la production d'aluminium consistait à fournir un portrait mondial de consommation d'énergie et d'émission de gaz à effet de serre. Le deuxième rapport de cette étude quantifie tous les entrants et sortants associés à cette production (International Aluminium Institute 2000, 2003). Une analyse d'inventaire du cycle de vie sur l'acier utilisé dans la construction d'automobiles au Brésil avait pour objectif de vérifier la possibilité d'adapter des données internationales aux conditions brésiliennes (Ugaya et Walter 2004).

Quelques exemples d'études réalisées afin de connaître les impacts environnementaux reliés à divers procédés ou méthodes de production sont maintenant présentés. Les auteurs d'une étude sur la production de cuivre (Giurco *et al.* 2000) avaient pour objectifs de démontrer l'efficacité de l'ACV afin d'évaluer les impacts

environnementaux d'un nouveau procédé de traitement du minerai, de déterminer la sensibilité de cette évaluation aux changements dans le procédé et de démontrer que les tests de lixiviation séquentielle donnent une meilleure évaluation de l'écotoxicité et de la toxicité dans le cas des métaux. Une autre étude sur la production de cuivre et de nickel (Norgate et Rankin 2000) avait pour objectif de comparer, pour chacun des métaux, deux méthodes de production en fonction des catégories d'impact réchauffement global et acidification. Finalement, une récente étude comparative, incluant toute les étapes de l'ACV, portait sur la chaîne d'approvisionnement d'aluminium primaire pour divers scénarios employés dans le but d'améliorer la performance environnementale du système de production (Tan et Khoo 2005). En résumé, ces études se concentrent sur les étapes de production des métaux et les comparaisons effectuées portent principalement sur les méthodes de production. À l'exception de l'étude de Guirco (2000), dont les travaux portent sur la mobilisation des métaux lourds dans les rejets solides, les impacts liés à la gestion des résidus miniers ne sont pas considérés dans la grande majorité des études répertoriées. Aucune des études présentées ci-haut ne considère la catégorie d'impact "utilisation des terres".

Des études ont aussi été réalisées sur une plus grande échelle afin, par exemple, de dresser un portrait de l'industrie au niveau national ou comme outil de gestion environnementale au sein d'une compagnie ou même d'un pays. Par exemple, une étude réalisée en Finlande sur la production métallique (Seppälä *et al.* 2002) avait pour mandat de fournir une meilleure connaissance des débits de matières et d'énergie et des impacts environnementaux des métaux en Finlande. Les rejets sont considérés dans cette étude comme une émission de déchets et selon les informations disponibles dans l'article, les impacts liés à leur gestion ne sont pas considérés. De plus, les auteurs de cette étude ont pris la décision de ne pas considérer les impacts liés à l'utilisation du territoire faute de méthodologie adaptée à ce type d'étude. Dans le même ordre d'idée, les objectifs principaux de l'étude "production de l'acier en Inde" (Kakkar et Maudgal

2001) étaient de générer une banque de données ainsi qu'une méthodologie d'analyse d'impacts applicables à l'industrie de l'acier et ce, afin de permettre aux producteurs et manufacturiers de connaître les conséquences environnementales associées à l'amélioration de procédés, à la réduction de la consommation d'énergie et à l'identification des moyens pour réduire la pollution. Toutefois, peu de détails sont disponibles sur la méthodologie de cette étude.

Finalement, parmi les études de type "du berceau à la tombe", l'on retrouve une étude portant sur la production de transistor de silice et de transistor de gallium et arsenic (Abrahamsson *et al.* 1998). Elle avait pour but de comparer les impacts environnementaux des deux types de transistors.

### **2.3.2 Analyse critique des difficultés rencontrées dans l'application de l'ACV pour les minéraux et métaux**

Dans les dernières années, plusieurs initiatives ont mis en évidence les limites de l'ACV à déterminer de façon adéquate les performances environnementales de le domaine des minéraux et des métaux (Stewart *et al.* 2004). Parmi ces initiatives, l'on retrouve entre autre le projet mines, métaux et développement durable (MMSD) (Stewart 2001) et l'atelier international portant sur l'ACV et les métaux qui s'est déroulé à Montréal en 2002 (Ressources naturelles Canada 2002). Les principales limites citées par les différentes initiatives ainsi que les difficultés rencontrées lors de l'application de l'ACV par les auteurs de ces études sont résumées dans cette section.

### 2.3.2.1 Inventaire

#### Période d'exploration et de post fermeture

La période de production n'est pas seule responsable des impacts environnementaux. En effet, les périodes d'exploration et de fermeture sont aussi grandement responsables de ces impacts. La période d'exploration se déroule souvent sur de très longues périodes et de grandes distances rendant ainsi la collecte de données et l'allocation à un produit très difficile. Quant à la période de post-fermeture, se déroulant elle aussi sur une très longue période, elle engendre une collecte de données relativement complexe. Une attention particulière devrait donc être portée sur ces aspects afin de développer une approche standardisée (Bauer 2001; Stewart 2001).

#### Rejets revalorisables et eau de procédé

Dans plusieurs ACV réalisées dans le domaine minier, les rejets produits pouvant être utilisés à l'extérieur des frontières du système à l'étude, tels que les scories, sont soit exclus de l'inventaire ou traités comme déchets. L'aspect revalorisation de ces déchets est peu considéré. La consommation nette d'eau de procédés et d'eau de refroidissement est généralement considérée. Toutefois, l'eau recyclée provenant de procédés à l'intérieur ou à l'extérieur des frontières du système ainsi que l'eau de mine ne sont pas considérées (PricewaterhouseCoopers 2000).

#### Résidus miniers (rejets de concentrateur)

Les résidus miniers sont très souvent considérés comme une émission à l'environnement (déchets solides) au même titre que les émissions dans l'air ou dans l'eau. Une récente étude par Hansen (Stewart *et al.* 2004) qui s'intéresse aux limitations de l'ACV à quantifier les impacts associés à la gestion des résidus miniers qui contiennent des métaux, propose que le site d'entreposage de ces résidus soit considéré comme un processus supplémentaire.

Un des impacts environnementaux parmi les plus importants associés aux résidus miniers est causé par l'effluent liquide provenant du parc à résidus. La quantité et la qualité de cet effluent varient dans le temps et selon l'environnement dans lequel il est émis. La difficulté consiste à déterminer les caractéristiques de cet effluent. Lorsque disponibles, les données spécifiques au site devraient être favorisées. Quelques études proposent des modèles, en l'absence de données spécifiques au site, afin de quantifier ces émissions et de les attribuer à la production annuelle d'un métal.

Un premier modèle consiste à attribuer l'effluent d'une année à la production de métal de l'année sans tenir compte des variations temporelles dans la libération des contaminants et dans la quantité et qualité de l'effluent produit (Ecobalance 2000; PricewaterhouseCoopers 2000). L'arrêt des opérations et la restauration du site ne sont pas incluses dans ce type de modèle.

Un deuxième modèle tient compte de la période d'opération (incluant la déposition des rejets), de fermeture et de post-fermeture. La première étape est identique au modèle précédent. La deuxième étape correspond au moment où le site d'entreposage des rejets est restauré. Cette période, d'une durée de 4 ans (hypothèse posée par les auteurs) (PricewaterhouseCoopers 2000), correspond à une diminution du débit de l'effluent. Finalement, la troisième étape suppose que l'effluent final sera 20% du débit mesuré la dernière année (la qualité reste constante) d'opération pendant une période de 100 ans. Les auteurs de cette étude mentionnent que ces approximations sont conservatrices car la quantité d'effluent émise à l'environnement peut être grandement réduite par gestion adéquate des résidus.

Finalement, un troisième modèle, issu des travaux de doctorat de Hansen (Hansen *et al.* 2002) consiste à représenter une "surface impactée" ("impacted land mass"). La

première étape est une modélisation de la lixiviation des contaminants d'un rejet spécifique permettant de déterminer la composition et le taux de génération de lixiviat dans le temps. La deuxième étape permet de déterminer la distribution des contaminants dans l'espace et dans le temps à l'aide d'un modèle d'écoulement de l'eau souterraine et de transfert de masse. Finalement, la "surface affectée" (*impacted land mass*) est déterminée selon le niveau acceptable de risque.

#### 2.3.2.2 *Évaluation des impacts*

Les interventions environnementales majeures reliées à l'industrie minière comprennent : l'utilisation d'énergie, de territoires et d'eau ainsi que la génération de rejets incluant les roches stériles et les résidus miniers. Le choix des catégories d'impact à inclure dans une ACV doit évidemment couvrir ces interventions et les impacts environnementaux qui y sont reliés. Ainsi, il convient de tenir compte de l'utilisation des terres (Lindeijer 2000a), d'énergie et d'eau ainsi que l'écotoxicité et la toxicité humaine (Van Berkel 2000).

Tel que mentionné précédemment, certaines de ces catégories d'impact ne bénéficient pas d'un consensus international quand aux choix méthodologiques à adopter. Cette problématique est importante pour l'industrie minière qui doit adapter certains paramètres de manière à bien représenter les différents impacts environnementaux causés par ses activités. Cette problématique concerne principalement les catégories d'impact suivantes : l'écotoxicologie, l'appauvrissement des ressources minérales ainsi que l'utilisation des terres. Seules les difficultés reliées à l'écotoxicologie et l'utilisation des terres dans le contexte minier seront analysées plus en détails dans le mémoire compte tenu de leur importance pour cette étude. Il est à noter que les impacts causés par l'utilisation de l'eau, malgré leur importance dans l'industrie minière, ont été très

peu analysés dans le cadre des ACV sur les métaux. Cet aspect ne sera donc pas traité dans le mémoire.

### Utilisation des terres

Plusieurs spécialistes mentionnent l'importance d'inclure cette catégorie d'impact dans l'évaluation des impacts environnementaux de l'industrie minière. Les impacts de la transformation et de l'occupation des terres sur les espèces et les écosystèmes sont des enjeux très importants à considérer (Lindeijer 2002; Peterson 2002; Van Zyl 2002). Toutefois, le manque d'indicateur et de méthodologie fiables font en sorte que cette catégorie d'impact est fréquemment ignorée dans les études de cas (Middleton 2002; Seppälä *et al.* 2002).

Les auteurs d'une étude sur les produits du nickel ont quant à eux développé leur propre méthodologie pour l'évaluation des impacts liés à l'utilisation des terres (Ecobalance 2000). Ils nomment cette catégorie d'impact "aliénation du territoire" et font référence à l'occupation des terres et aux dommages esthétiques. L'index développé est calculé comme suit :

$$Index_{\text{"aliénation du territoire"}} = \frac{\text{Utilisation des terres (m}^2\text{)}}{\text{Nickel (kg)}} \quad \text{Équation 2.10}$$

Où le terme utilisation des terres fait référence à la surface totale préalablement non perturbée qui a été transformée et utilisée pour l'année à l'étude moins les surfaces qui ont subi une restauration. Ces surfaces restaurées font références aux surfaces perturbées par les activités minières qui sont retournées dans un état réutilisable, incluant une certaine revégétation. Parmi les inconvénients reliés à cet indicateur mentionnés par les auteurs, on retrouve la non-linéarité entre la production de métaux et

les superficies perturbées ainsi que le manque de données concernant l'utilisation des terres des processus tels que la production de matériaux ou d'énergie.

Finalement, la variabilité entre les écosystèmes et à l'intérieur de ceux-ci complique énormément l'évaluation de cet impact. À cet égard, la majorité des modèles ayant été développés dans un contexte européen sont difficilement applicables à l'extérieur de ce continent où la majorité des sites miniers sont situés. De plus, les modèles de caractérisation devraient permettre facilement une adaptation en fonction des caractéristiques spécifiques au site étudié (Stewart 2001).

#### Écotoxicité et toxicité

Dans les années 1970, les concepts de persistance et de bioaccumulation ont été développés afin d'évaluer l'écotoxicité des substances synthétiques organiques. Ces critères ont ensuite été utilisés pour évaluer toutes les substances incluant les métaux malgré le fait qu'ils ne soient applicables qu'aux substances organiques synthétiques. Comme les métaux ne sont pas biodégradables, ce n'est pas adéquat de déterminer leur écotoxicité en termes de persistance (Stewart 2001).

L'approche utilisée en ACV consiste à considérer que tous les métaux se mobilisent, donc biodisponibles, et ainsi causent un impact sur l'environnement ayant comme résultat de surestimer les effets (Giurco *et al.* 2000; Gloria *et al.* 2006; Stewart 2001; Van Berkel 2000). Cette approche n'encourage pas l'industrie à développer des procédés réduisant la mobilité des métaux (Van Berkel 2000).

La mobilité des métaux peut être déterminée à l'aide de test de lixiviation séquentiel (Van Berkel 2000). Parmi ces tests, on retrouve le test TCLP de l'EPA qui permet

d'évaluer la composition du lixiviat sous des conditions agressives. Toutefois, celui-ci ne permet pas de représenter adéquatement la lixiviation réelle qui a lieu dans un parc à résidus bien géré (Giurco *et al.* 2000). Une méthodologie de lixiviation séquentielle en trois étapes a été développée afin de palier à cet inconvénient (Giurco *et al.* 2000).

### 2.3.2.3 *Autres difficultés*

La capacité de l'ACV d'engager et de soutenir la réutilisation des métaux est questionnée ainsi que sa capacité à représenter adéquatement les impacts associés aux produits issus d'un gisement de minerai diversifié (Stewart 2001). De plus, certains impacts engendrés par l'industrie minière ne sont tout simplement pas pris en compte dans la méthodologie actuelle de l'ACV. Parmi ces impacts on retrouve (Bauer 2001; Stewart 2001):

- Les risques de fuite ou de bris des digues des parcs à résidus ;
- L'évaluation des impacts liés au DMA et la manière dont ils devraient être traités dans le cadre de l'ACV ;
- La difficulté à tenir compte adéquatement des impacts spécifiques au site. La méthodologie développée dans le cadre de l'évaluation des impacts en ACV est très spécifique à l'Europe. Étant donné que la majorité des mines se situent à l'extérieur de l'Europe, il convient d'adapter cette étape de l'ACV aux conditions environnementales des pays concernés ;
- L'agrégation des interventions au niveau du temps et de l'espace ;
- Les problèmes nord-sud tels que les impacts environnementaux ainsi que les perspectives de développement des pays du sud.

Au Québec, de grandes quantités de résidus sont produites annuellement affectant de vastes superficies utilisées pour l'entreposage en surface de résidus miniers. Ces résidus

miniers produits lors de l'étape de traitement de minerais doivent être gérés de manière à éviter la production de DMA et à limiter les impacts environnementaux. Plusieurs techniques relativement récentes sont disponibles. Ainsi, il convient dans le cadre de ce projet de comparer les impacts environnementaux de certaines de ces techniques.

La revue des études ACV réalisées dans le domaine des minéraux et des métaux, indique qu'une grande majorité des études considèrent les résidus miniers comme une émission à l'environnement et ne tiennent pas compte des impacts liés à leur gestion. Certains auteurs ont tenté de remédier à ce problème mais la principale difficulté réside dans le manque de données spécifiques liées à l'effluent final. De plus, étant donné le manque de consensus au niveau de la communauté scientifique quant à la méthodologie à employer pour quantifier les impacts potentiels de l'utilisation des terres, cette catégorie d'impact est souvent ignorée dans le cadre des études réalisées malgré les grandes superficies affectées. Finalement, aucune étude ACV n'a été répertoriée dans la littérature portant sur la comparaison de méthodes de gestion des résidus miniers.

## Chapitre 3 Approche méthodologique

Dans ce chapitre, la description du site à l'étude est présentée ainsi que le champ de l'étude, l'analyse de l'inventaire et l'évaluation des impacts environnementaux.

### 3.1 Description du site à l'étude

Le site à l'étude dans ce projet est la mine souterraine Louvicourt. Elle est située à environ 20 km à l'est de Val d'Or et appartient à la compagnie *Aur Ressources inc.* Le gisement exploité est un gisement polymétallique contenant principalement du cuivre et du zinc ainsi que des traces d'or, d'argent et de cadmium. Son opération a débuté en 1994 avec une capacité de production d'environ 4 000 tonnes de minerais extraits par jour (Golder Associés 1993; Julien *et al.* 2004). Initialement, on a estimé que les réserves de ce site se situaient à 27 Mt avec une probabilité élevée que les réserves puissent augmenter suite à une exploration souterraine additionnelle (Golder Associés 1993). La réalité fut tout autre ; les réserves exploitables furent d'environ 15.5 Mt et l'exploitation minière cessa en juin 2005.

Étant donné le fort potentiel net de génération acide des résidus miniers issus de la concentration du cuivre et du zinc, le mode de gestion sélectionné lors de la conception du parc à résidus était la déposition sous couverture aqueuse (ennoisement). Une partie des résidus miniers (52%) est utilisée comme remblai pour la mine souterraine et l'autre partie des résidus (48%) est dirigée vers le parc à résidus.

Le parc à résidus, d'origine anthropogénique, est situé dans une région initialement intacte, dominée par des forêts de feuillus et de résineux (Aur Louvicourt 1996). Le site sélectionné pour la localisation de ce bassin est situé à 9 km au nord ouest du

concentrateur, dans une dépression, et possède des conditions hydrogéologiques et géotechniques favorables. La Figure 3.1 présente une vue aérienne du parc à résidus.

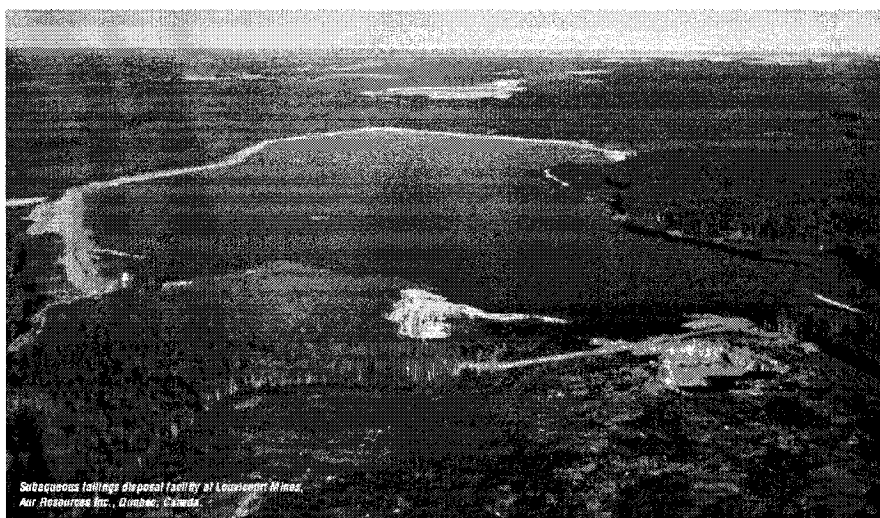


**Figure 3.1 Vue aérienne du parc à résidus de la mine Louvicourt (International Council on Metals and the Environment (ICME) and United Nations Environment Programme (UNEP) 1998).**

La conception et la construction de celui-ci a eu lieu entre 1991 et 1993. Il est à noter qu'à cette époque, ce mode de gestion des résidus miniers était très novateur (Golder Associés 1993; Julien *et al.* 2004). À l'origine, la conception du parc à résidus prévoyait la construction de deux cellules d'entreposage des résidus miniers. Toutefois, compte tenu de la surestimation des réserves exploitables, seule la cellule Est apparaissant sur la Figure 3.1 fut construite.

## **3.2 Champ de l'étude**

### **3.2.1 Fonction et unité fonctionnelle**

La fonction utilisée pour cette étude est de gérer les résidus miniers de façon à éviter la formation de DMA. L'unité fonctionnelle est la gestion sur la durée de vie de la mine de la production totale (1994-2005) de résidus miniers issus de la concentration des minerais de cuivre et de zinc à la mine Louvicourt. Durant cette période, il y a eu environ 15 500 000 tonnes de minerais extraits. Le flux de référence choisi correspond à 13 328 065 tonnes de résidus solides et 15 130 720 m<sup>3</sup> d'eau à la sortie du concentrateur selon les données fournies par la mine.

### **3.2.2 Scénarios de gestion**

Le minerai extrait de la mine souterraine est dirigé vers le concentrateur afin d'extraire les composés ayant une valeur commerciale. Le concentrateur de la mine Louvicourt est divisé en trois grandes étapes, soit le broyage du minerai et deux circuits de flottation pour récupérer respectivement le cuivre et le zinc. Les résidus miniers, sous forme de pulpe, issus de cette étape doivent être gérés de façon à minimiser les impacts environnementaux.

Différents scénarios de gestion des résidus miniers ont été sélectionnés afin d'être comparés. Ils sont présentés dans le Tableau 3.1 et décrits par la suite.

**Tableau 3.1 Méthodes de gestion des résidus miniers sélectionnées pour l'opération et la fermeture de la mine**

| <b>Approches de gestion</b> |                                    |                                                                                                                            |                                    |                                                      |
|-----------------------------|------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------|------------------------------------------------------|
| <b>Préparation</b>          |                                    | <b>Opération</b>                                                                                                           | <b>Fermeture du parc à résidus</b> |                                                      |
| 1                           | Préparation du parc à résidus      | 100% des résidus dirigés au parc à résidus (ennoiment)<br><br>(surface sans digues = 163 ha, surface avec digues = 177 ha) | A                                  | Ennoiment                                            |
|                             |                                    |                                                                                                                            | B                                  | Désulfuration partielle (Dé-S)                       |
|                             |                                    |                                                                                                                            | C                                  | Couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) |
| 2*                          | Préparation du parc à résidus      | 48% des résidus dirigés au parc à résidus (ennoiment)<br><br>(surface sans digues = 97 ha, surface avec digues = 105 ha)   | A*                                 | Ennoiment                                            |
|                             |                                    |                                                                                                                            | B                                  | Désulfuration partielle (Dé-S)                       |
|                             |                                    |                                                                                                                            | C                                  | Couverture avec effets de barrière capillaire (CEBC) |
|                             | Construction de l'usine de remblai | 52% des résidus dirigés à l'usine de remblai                                                                               | Démolition de l'usine de remblai   |                                                      |

\* Scénario original correspondant au cas à l'étude

Durant l'opération, les résidus sont soit envoyés en totalité au parc à résidus où ils sont submergés, soit utilisés en partie en tant que remblai pour la mine souterraine. Ce dernier type de gestion permet de réduire la quantité de rejets entreposée en surface et permet aussi de contribuer à la stabilité des excavations (mode de gestion sélectionné par la mine Louvicourt). À la fin de la période d'exploitation, trois options sont disponibles pour la restauration du parc à résidus : A) l'ennoiment perpétuel (état

actuel), B) la désulfuration partielle<sup>1</sup> combinée à la technique de la nappe surélevée avec un recouvrement de matériaux granulaires et C) le recouvrement multicouches de type CEBC fait de matériaux naturels en combinaison avec la technique de la nappe surélevée suivi d'un réaménagement du site par l'ajout de sol organique et d'une étape de revégétation. Le recouvrement multicouches serait constitué d'une première couche de support (roche stérile), d'une couche de faible conductivité hydraulique (silt) et d'une couche de protection de surface (sable et gravier). L'ennoiment perpétuel a été sélectionné par la mine Louvicourt comme mode de gestion à long terme. Les techniques sont décrites dans la revue de littérature (chapitre 2) et dans Aubertin *et al.* 2002.

Le Tableau 3.2 présente les masses de minerais extraits, de concentrés produits ainsi que les résidus solides totaux produits sur la durée de vie de la mine Louvicourt selon les données fournies par la mine. La répartition des résidus solides entre le parc à résidus et l'usine de remblai correspond au scénario 2.

**Tableau 3.2 Quantités annuellement produites de minerais, concentrés et résidus totaux issus de la mine Louvicourt durant son opération**

| Année | Minerai<br>(tonnes solides) | Concentrés<br>(tonnes solides) | Résidus solides totaux<br>(tonnes solides) |                |
|-------|-----------------------------|--------------------------------|--------------------------------------------|----------------|
|       |                             |                                | Remblai                                    | Parc à résidus |
| 1994  | 291458                      | 45467                          | 0                                          | 245991         |
| 1995  | 1283263                     | 199718                         | 407906                                     | 675639         |
| 1996  | 1600348                     | 210753                         | 643624                                     | 745971         |

<sup>1</sup> Il est à noter que le processus de désulfuration sera étudié en profondeur par Isabelle Demers, étudiante au doctorat à Université du Québec en Abitibi Témiscamingue (UQAT). Elle optimisera le côté technique de ce procédé et sera donc en mesure d'améliorer la qualité des données utilisées.

**Tableau 3.2 Quantités annuellement produites de minerais, concentrés et résidus totaux issus de la mine Louvicourt durant son opération (suite)**

|       |          |         |         |         |
|-------|----------|---------|---------|---------|
| 1997  | 1574615  | 226539  | 729670  | 618406  |
| 1998  | 1601431  | 228627  | 763050  | 609754  |
| 1999  | 1612475  | 258223  | 802056  | 552196  |
| 2000  | 1586045  | 211826  | 751957  | 622262  |
| 2001  | 1570820  | 215527  | 737000  | 618293  |
| 2002  | 1485052  | 192023  | 763773  | 529256  |
| 2003  | 1260334  | 170178  | 570222  | 519934  |
| 2004* | 1098000  | 147132  | 522977  | 427891  |
| 2005* | 543000   | 72762   | 258631  | 211607  |
| Total | 15506841 | 2178775 | 6950866 | 6377199 |

\* estimations

Au moment où les données ont été récoltées, soit durant l'année 2004, les quantités totales de minerais, de concentrés et de résidus produits pour les années 2004 et 2005 n'étaient pas encore connues, ainsi des estimations ont dû être utilisées.

### 3.2.3 Frontières du système

La Figure 3.2 présente les principales étapes incluses dans les frontières du système des scénarios de gestion. Les étapes liées à la construction et préparation des infrastructures (à l'exception du bassin de polissage), les étapes d'opération ainsi que les étapes de fermeture sont incluses dans les frontières de système. Les étapes présentées à l'extérieur des frontières ne sont pas incluses dans l'étude en cours mais permettent de situer le projet par rapport à l'ensemble des opérations minières.

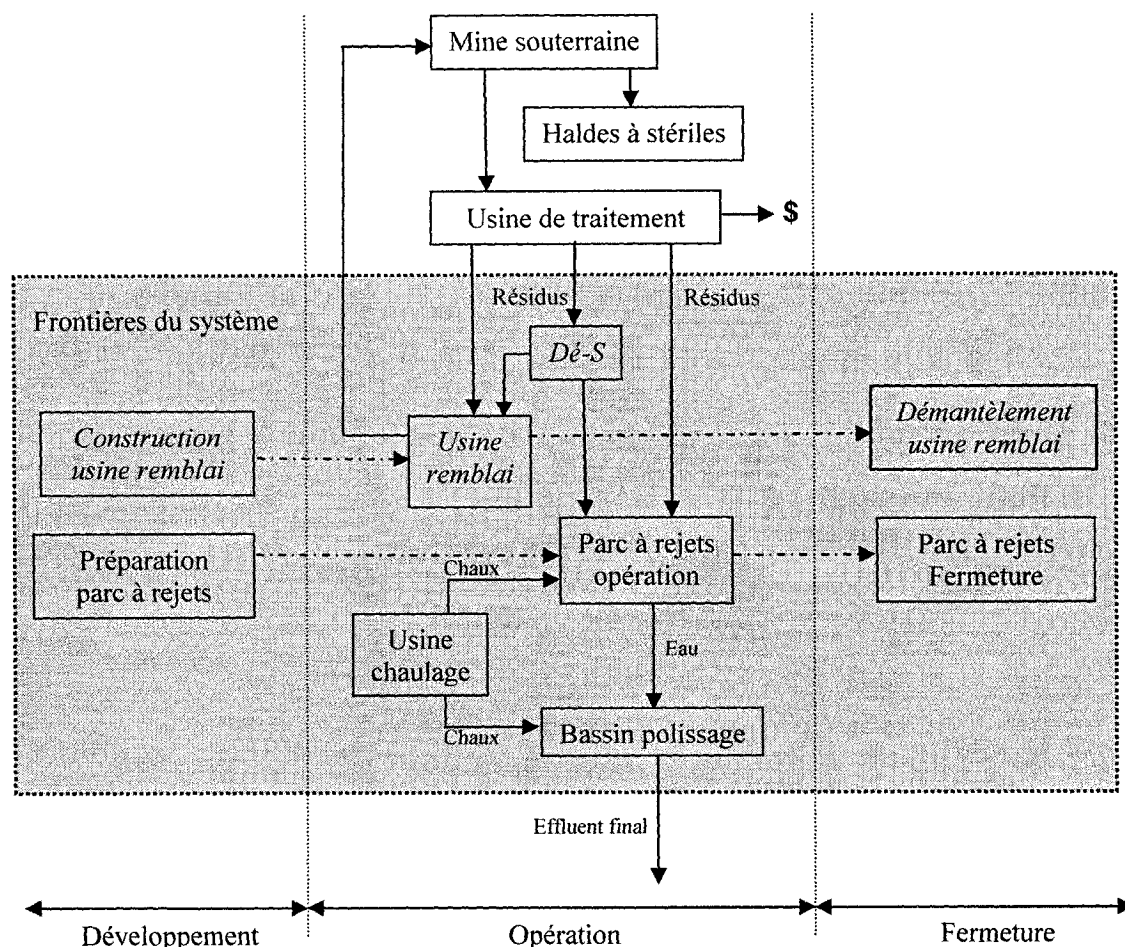


**Figure 3.2 Frontières du système. Les étapes incluses dans les frontières du système en pointillées sont considérées dans l'étude. Les étapes qui ne sont écrites en italiques font parties de tous les scénarios.**

Les étapes de développement du site, d'opération et de fermeture incluent la production et le transport des matériaux et de l'énergie ainsi que le transport des équipements et de la machinerie lourde. La production des équipements et de la machinerie lourde n'est pas incluse dans les frontières du système puisqu'ils sont, dans le cas des équipements, vendus à d'autres mines lors de la fermeture et, dans le cas de la machinerie, retournés après utilisation. Les éléments exactement identiques dans tous les scénarios ont été exclus compte tenu du caractère comparatif de l'étude, soit la construction de l'usine de

chaulage, du bassin de polissage, des bassins de décharge, des routes et des corridors de pompage des résidus, la restauration du bassin de polissage, de l'usine de chaulage et des routes.

#### **3.2.4 Exigences relatives à la qualité des données**

Les données spécifiques au site, lorsque disponibles, ont été privilégiées. Selon le personnel de la mine, l'année 2002 est la plus représentative des conditions d'opération moyennes sur la durée de vie de la mine. Ainsi, la collecte de données spécifiques au site s'est orientée sur l'année 2002. La base de données européenne ecoinvent 1.2 (Frischknecht *et al.* 2005) a été utilisée pour la majorité des données secondaires. Bien que le contexte géographique de cette base de données ne soit pas canadien, elle a été favorisée par rapport aux autres bases de données compte tenu de sa qualité et de sa pertinence.

### **3.3 Analyse de l'inventaire**

#### **3.3.1 Description des systèmes de produits**

Les différentes étapes incluses dans les frontières du système présentées à la Figure 3.2 sont décrites en détails dans cette section.

##### Préparation du parc à résidus

L'identification du site a eu lieu en 1992 et les travaux de construction ont débuté l'année suivante. Le bassin de résidus situé à 9 km au nord-ouest de la mine est localisé dans une dépression qui le confine naturellement sur ses faces sud et est et partiellement sur son flanc nord (Aur Louvicourt 1996; Golder Associés 1993). La végétation originale sur le site était une forêt de feuillus et résineux (Aur Louvicourt 1996). La Figure 3.3 présente le parc à résidus avant son remplissage initial.



**Figure 3.3 Parc à résidus avant remplissage (Talbot 2004).**

Plusieurs aspects doivent être pris en compte lors du choix du site et de la conception des structures de retenues afin d'assurer une gestion adéquate des rejets miniers tout en minimisant les émissions de contaminants dans l'environnement. Il est essentiel que l'étanchéité du fond du bassin et des digues de retenues permette de réduire la migration de contaminants dans l'environnement. Le choix du site doit permettre d'obtenir des fondations formées de matériaux ayant une faible conductivité hydraulique. De telles conditions permettent de diminuer les pertes par exfiltration et favorise le maintien d'une couverture d'eau même en périodes plus sèches (Julien *et al.* 2004).

#### *Critères de conception*

Le design original devait permettre l'entreposage de 14,1 Mt de rejets soit un volume de  $8,3 \text{ Mm}^3$  de résidus miniers ayant une densité sèche ( $\rho_d$ ) de  $1,7 \text{ t/m}^3$  en place. Afin de réduire les coûts, le parc à résidus devait être construit en deux phases. Cependant, compte tenu d'une surestimation des réserves exploitables, seule la cellule Est a été construite, pour une capacité d'environ 8 Mt. Le confinement de cette cellule d'une superficie de 97 ha a nécessité la construction de 2,5 km de digues afin de rejoindre les collines rocheuses. La hauteur moyenne des digues est de 9 mètres et peut même atteindre 18 mètres à certains endroits (Golder Associés 1993; Julien *et al.* 2004). La

préparation de la cellule Ouest aurait, quant à elle, nécessité la construction de 2 km de digues et aurait eu une superficie de 66 hectares pour une capacité de 6,1 Mt de résidus miniers. Le Tableau 3.3 présente le schéma de développement du parc à résidus selon le plan de conception initial et la Figure 3.4 présente une vue en plan des deux cellules du parc à résidus.

**Tableau 3.3 Schéma de développement du parc à résidus (Golder Associés 1993)**

| Phase | Structure     | Digues                        | Longueur approximative (m) |
|-------|---------------|-------------------------------|----------------------------|
| 1     | Cellule est   | 1 : nord                      | 1 060                      |
| 1     | Cellule est   | 1 : nord-est                  | 580                        |
| 1     | Cellule est   | 2 : centrale                  | 790                        |
| 2     | Cellule ouest | 1 : nord-ouest                | 670                        |
| 2     | Cellule ouest | 3 : ouest                     | 890                        |
| 2     | Cellule ouest | 5 : sud – digue de dérivation | 380                        |

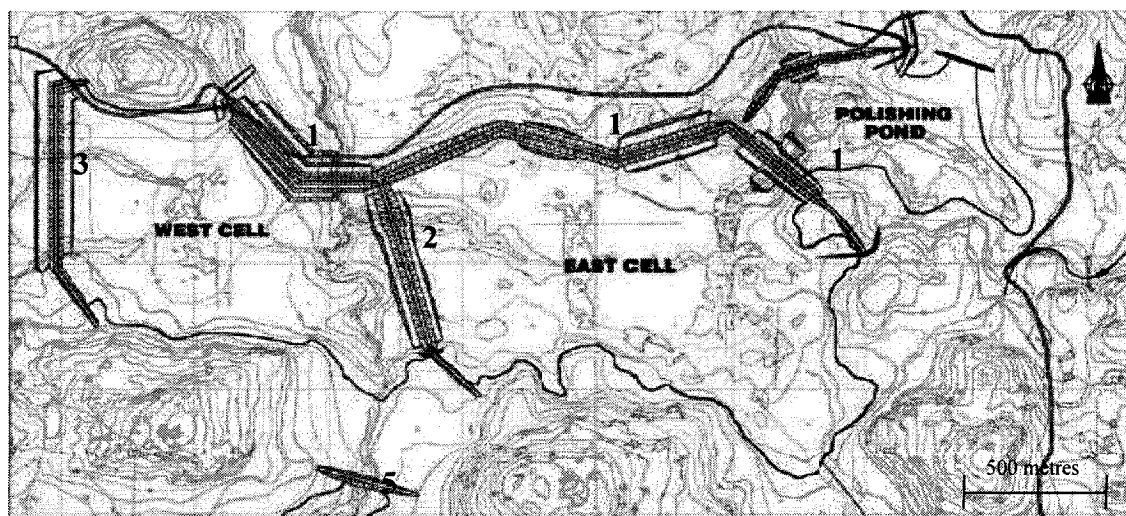


**Figure 3.4 Vue en plan des 2 cellules initialement envisagées pour le parc à résidus et le bassin de polissage (Julien *et al.* 2004)**

Pour le scénario 2 qui consiste à diriger les résidus vers le parc à résidus et l'usine de remblai, seule la préparation de la cellule Est sera considérée. Pour le scénario 1 où la totalité des résidus serait dirigée vers le parc, la construction des deux cellules du parc est considérée. En effet, la quantité totale de rejets envoyée au parc à résidus (13,3 Mt) requiert une capacité d'entreposage presque équivalente à celle pour les deux phases prévue initialement (14,1 Mt). Le Tableau 3.4 présente différentes caractéristiques de conception des deux cellules du parc à résidus miniers.

**Tableau 3.4 Caractéristiques de conception du parc à résidus (Golder Associés 1993)**

|                                                     | <b>Cellule est</b> | <b>Cellule ouest</b> |
|-----------------------------------------------------|--------------------|----------------------|
| Tonnes d'emménagement de résidus (Mt)               | 8,0                | 6,1                  |
| Volume d'emménagement de résidus (Mm <sup>3</sup> ) | 4,7                | 3,6                  |
| Recouvrement d'eau (Mm <sup>3</sup> )               | 0,9                | 0,8                  |
| Volume total (Mm <sup>3</sup> )                     | 5,6                | 4,4                  |
| Épaisseur minimum de recouvrement en eau (m)        | 1,0                | 1,0                  |
| Hauteur de revanche (m)                             | 2                  | 2                    |

Notes : les volumes d'emménagement correspondent aux valeurs théoriques maximum.

La gestion de l'eau est d'une importance capitale pour un parc à résidus. En effet, il est nécessaire de concevoir les structures de manière à ce que les rejets soient recouverts en permanence d'une couverture aqueuse d'une épaisseur minimale, soit 1 mètre, afin d'éviter la remise en suspension des rejets causée par les vagues, tout en s'assurant que le niveau maximal d'eau permis (en fonction de la hauteur de revanche de 2 mètres à respecter pour éviter les débordements) ne soit jamais dépassé (Aubertin *et al.* 2002; Golder Associés 1993). Durant l'opération de la mine, trop peu d'eau de recouvrement pendant l'été pourrait engendrer l'exposition des rejets ainsi que des difficultés pour déplacer le point de déchargement des rejets. De même, trop d'eau à la fin de l'hiver

pourrait provoquer des problèmes de gestion. Les digues doivent être conçues de manière à retenir les rejets pendant plusieurs années. Leurs fondations doivent être bien scellées et liées aux sols ayant une très faible conductivité hydraulique. Leur cœur est constitué des sols à faible conductivité hydraulique afin de minimiser les pertes par infiltration (Julien *et al.* 2004).

#### *Étapes de construction des digues*

Les digues sont constituées d'un cœur fait à partir de moraine et d'un drain de cheminée du côté aval du noyau qui se prolonge jusqu'au pied de la digue par des drains horizontaux constitués de sable de procédé. Les bermes, constituées d'un mélange de sable et gravier, sont disposées des deux côtés de la digue et ont une largeur variant entre 8 et 55 m assurant ainsi une sécurité supplémentaire face à une défaillance potentielle des structures. La largeur de crête des digues est de 8 m là où le passage d'un pipeline est prévu et de 6 m pour les autres digues afin de permettre une circulation motorisée à des fins de surveillance.

Les étapes suivantes constituent l'essentiel des manipulations à réaliser pour la construction des digues tel que prévu lors de la conception du parc à résidus (Golder Associés 1993). A noter qu'aucun rapport de construction n'a été réalisé suite à la préparation du parc à résidus. Une vue en plan typique de la digue 1 nord est présentée à la Figure 3.5 pour faciliter la compréhension.



1. Le décapage complet des matières organiques est effectué sous l'emprise aval et jusqu'à 10 m en amont de la limite du noyau.
2. L'excavation de la clé (tranchée) du noyau sur une largeur minimale de 5 m et une profondeur de 1 à 1,5 m jusqu'à ce que les conditions de fondations jugées acceptables soient rencontrées (soit jusqu'à l'atteinte d'un sol argileux assurant une bonne étanchéité). Si cette couche argileuse n'est pas présente à cet endroit, l'excavation se poursuit sur 1 m et est remblayée avec de la moraine. Lorsque la fondation rocheuse est rencontrée, sa conductivité hydraulique est testée. Si nécessaire, un coulis de ciment résistant aux sulfates est ajouté. Les sols inorganiques excavés et ayant les propriétés requises sont réutilisés pour la construction des bermes en amont.
3. Les drains horizontaux de 2 m de large, espacés de 5 m (7 m centre à centre) et d'une épaisseur de 1 m dans le sol sont construits.
4. La mise en place et la compaction des remblais sont effectuées en couches de moins de 0,5 m d'épaisseur pour les matériaux des zones 1, 2, 5 et 7 et de moins de 1,0 m pour les zones 3, 4 et 6 :

**zone 1 - noyau de moraine :** le noyau de faible conductivité hydraulique en moraine est présent dans toutes les digues. Il a une largeur minimale de 5 m en crête pour le parc à résidus permettant une réduction efficace des exfiltrations. Les pentes du noyau seront de 5 H : 1 V en amont et en aval. De plus, lorsque les fondations des digues sont en moraine et où la clé ne s'étend pas au roc, un tapis de faible conductivité hydraulique d'une épaisseur minimale de 1 m est construit en amont du noyau afin de rattacher le noyau de faible conductivité hydraulique aux résidus dans le parc à résidus. Le tapis excède d'au moins 5 m le pied amont de la digue et il est constitué de moraine compactée.

**zone 2 – enveloppe de sable et gravier :** ce matériau est utilisé pour la construction de l'épaulement des digues.

**zone 3 – drains, sable de procédé** : toutes les digues sont munies d'un drain cheminée de 2 m d'épaisseur du côté aval du noyau. Ils se prolongent jusqu'au pied de la digue par l'intermédiaire des drains horizontaux aussi constitués de sable de procédé.

**zone 4 – zone de transition, gravier de procédé** : un drain de pied d'une largeur de 4 m et constitué d'un matériau graveleux est aménagé au pied de toutes les digues.

**zone 5 – surface de la route** : les digues sont recouvertes d'une surface de roulement de 0,3 m d'épaisseur servant d'assise pour les chemins au sommet de la digue (sable et gravier).

**zone 6 – enrochement** : un géotextile est placé sur la face amont des digues. Les digues sont par la suite recouvertes le long des pentes de 0,5 m d'épaisseur de matériaux de protection contre l'érosion.

Le Tableau 3.5 présente les quantités de matériaux requises pour la construction des sections dans les différentes digues des cellules Est (phase 1) et Ouest (phase 2).

**Tableau 3.5 Quantités requises de matériaux (Golder Associés 1993)**

| Matériaux                            | Phase 1                    |                    | Phase 2              |                 |                      |
|--------------------------------------|----------------------------|--------------------|----------------------|-----------------|----------------------|
|                                      | Digue 1 : nord et nord-est | Digue 2 : centrale | Digue 1 : nord-ouest | Digue 3 : ouest | Digue 5 : dérivation |
| Moraine – zone 1                     | 112 000                    | 67 000             | 59 500               | 51 500          | 8 200                |
| Sable et gravier – zone 2            | 222 000                    | 165 000            | 288 500              | 149 500         | 15 000               |
| Sable de procédé – filtre zone 3     | 53 000                     | 35 000             | 42 000               | 38 000          | 3 300                |
| Gravier – zone 4                     | 10 600                     | 5 300              | 4 700                | 6 000           | 1 300                |
| Sable et gravier – zone 5            | 3 400                      | 1 700              | 1 300                | 1 800           | 700                  |
| Enrochement – zone 6                 | 40 000                     | 26 000             | 30 000               | 31 000          | 3 400                |
| Excavation – tranchée ( <i>clé</i> ) | 19 100                     | 12 800             | 9 200                | 11 400          | 2 500                |
| Géotextile                           | 48 000                     | 30 000             | 31 000               | 34 000          | 5 700                |
| <b>Remblai total</b>                 | <b>441 000</b>             | <b>300 000</b>     | <b>426 000</b>       | <b>277 800</b>  | <b>31 900</b>        |

Note : toutes les valeurs sont exprimées en m<sup>3</sup> sauf le géotextile en m<sup>2</sup>.

Les matériaux requis pour la construction des digues proviennent de bancs d'emprunt situés autour du parc à résidus. Les sondages réalisés ont permis de sélectionner 12 bancs d'emprunts situés à des distances comprises entre 6,5 km sud-ouest et 7,5 km est-nord-est du parc.

Cette étape inclut la production et le transport des matériaux, le transport des équipements mécaniques, le transport et le travail de la machinerie lourde ainsi que les données reliées à la transformation du territoire.

#### Construction de l'usine de remblai

L'usine de remblai est localisée à 500 mètres du concentrateur. Sa construction a eu lieu à la même époque que le parc à résidus. La superficie du site de l'usine de remblai est d'environ 60 000 m<sup>2</sup> et la superficie de l'usine a été estimée à 1 800 m<sup>2</sup>.

L'usine de remblai a pour fonction de produire un remblai à partir d'une partie des résidus miniers en ajoutant des liants, soit des scories et du ciment, afin d'en augmenter la résistance à 1 Mpa. Les principaux avantages liés au remblayage souterrain consistent à limiter la surface perturbée, à assurer un meilleur contrôle de certains problèmes environnementaux compte tenu du plus faible volume de résidus miniers à gérer en surface et à améliorer la résistance mécanique dans les chantiers souterrains. La Figure 3.6 présente une vue aérienne de l'usine de remblai. On aperçoit sur la photo, à gauche, le réservoir d'entreposage de l'usine de remblai, au centre, l'usine de remblai et à droite, les silos à ciment et scories ainsi qu'un train et un camion pour la livraison de ces matériaux.

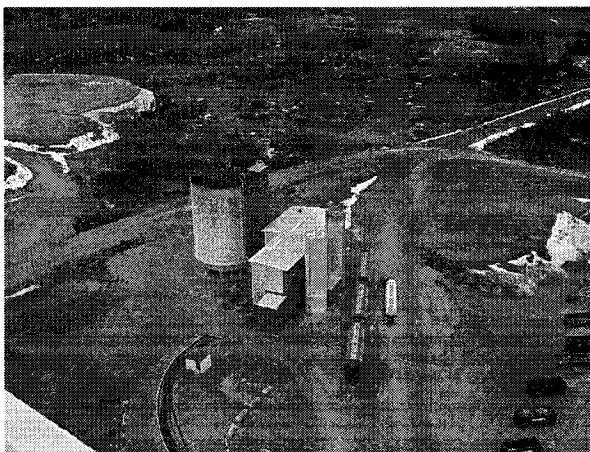


**Figure 3.6 Vue aérienne de l'usine de remblai (Talbot 2004).**

Les processus inclus dans cette étape sont le transport des équipements mécaniques et de la tuyauterie, la production de la tuyauterie et des tous les matériaux, la consommation d'eau ainsi que la construction du bâtiment.

#### Opération du parc à résidus

La conduite d'amenée des rejets du concentrateur au parc à résidus est aménagée le long du chemin menant au parc. La conduite, d'une longueur de 12 km, est en polyéthylène haute densité (PEHD) de 12 pouces de diamètre et recouverte d'un isolant de 2 pouces d'épaisseur. La déposition des rejets dans le parc est effectuée à l'aide de pipelines flottants en PEHD de manière à fournir une déposition qui soit la plus uniforme possible et de maintenir la submersion des rejets (Geocon 2002a; Golder Associés 1993). Une étude bathymétrique sur le parc à résidus a été effectuée à chaque printemps afin d'élaborer un plan de déposition pour les prochains 12 mois. Le pipeline est normalement déplacé par une embarcation hors-bord. Lorsque le bassin est trop plein de solides, les déplacements sont effectués avec un hydroglisseur. Celui-ci est aussi utilisé afin de niveler les petites îles qui se forment (Geocon 2002a; Julien *et al.* 2004). La Figure 3.7 présente les isohypse de déposition de la cellule est du parc à résidus en date

du printemps 2001. La cellule Est est présentée sur la figure, ainsi que les digues de retenues 1 (nord et nord-est) et 2 (centrale) de la phase de construction 1 et le bassin de polissage et sa digue de retenue soit la digue 4.

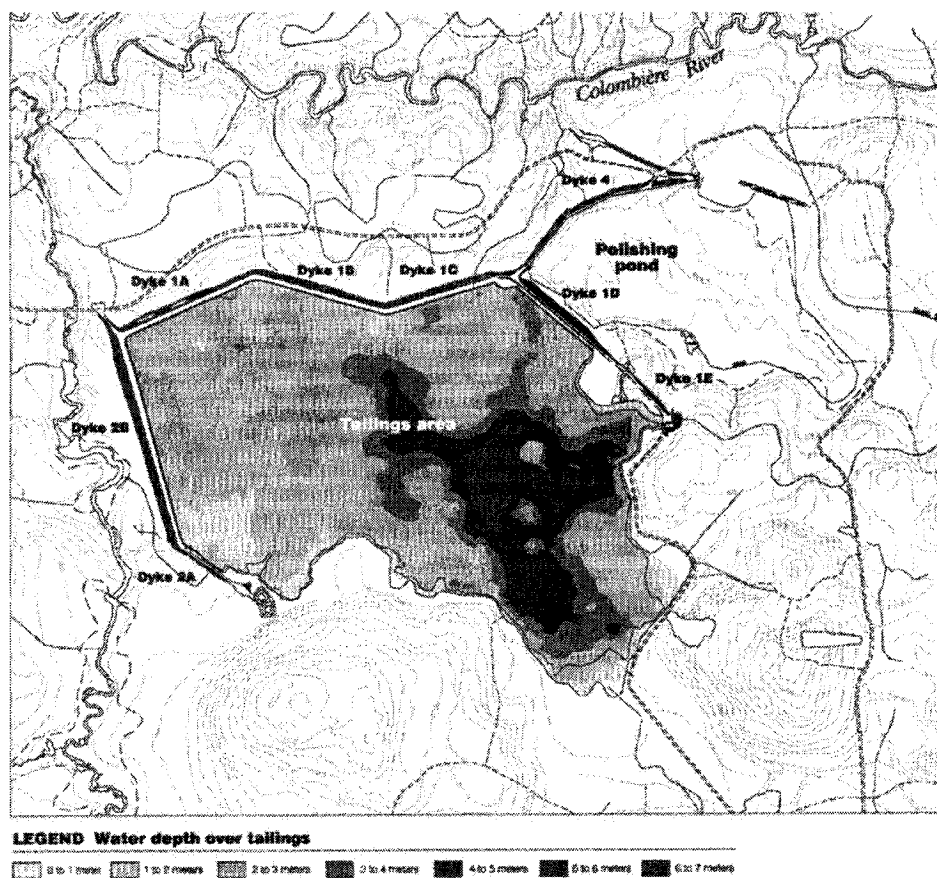


**Figure 3.7 Parc à résidus (cellule est) incluant les digues de retenues et le niveau des rejets (Julien *et al.* 2004).**

Normalement, l'eau qui s'écoule au travers des digues est récupérée dans un fossé afin de faire l'objet d'un contrôle de qualité. Durant la période de dégel, le débit aux déversoirs situés au pied des digues est mesuré à chaque semaine. Des échantillons d'eau sont prélevés mensuellement aux différents déversoirs et analysés pour le Cu, Zn,

Fe et les sulfates (Geocon 2002b). Depuis l'ouverture de la mine, les installations ont rencontré les objectifs de conception en termes de performance et les débits d'exfiltrations globaux ont été en deçà des débits de conception (Julien *et al.* 2004).

L'étape de l'opération du parc à résidus inclut la production d'électricité nécessaire au pompage des résidus du concentrateur au parc à résidus, la consommation d'eau, les exfiltrations au travers des digues et l'occupation du territoire.

#### Opération de l'usine de remblai

Le remblai produit à Louvicourt est composé de résidus miniers, mélangé à des liants (ciment et scories). Le rôle de ces liants est d'assurer une certaine cohésion au remblai. La Figure 3.8 présente la séquence des opérations au niveau de l'usine de remblai en pâte.

Les rejets issus du circuit de flottation de zinc sont dirigés vers l'étape d'épaississage où une partie de l'eau est retirée des rejets afin d'obtenir une densité de pulpe (P) d'environ 56% solides. Par la suite, les rejets sont entreposés dans un réservoir de stockage (aussi appelé réservoir d'alimentation) avant d'être envoyés aux filtres à disques. Les filtres à disques ont pour fonction d'augmenter la densité de pulpe à environ 78%. Ensuite, des liants et de l'eau propre sont ajoutés aux rejets et le tout est mélangé dans un mélangeur à vis. Finalement, une pompe dirige ces rejets vers la mine souterraine via un système de conduite. La densité de pulpe des rejets qui sont retournés sous terre est définie par la capacité de la pompe à pistons et se situe à environ 76% solides.

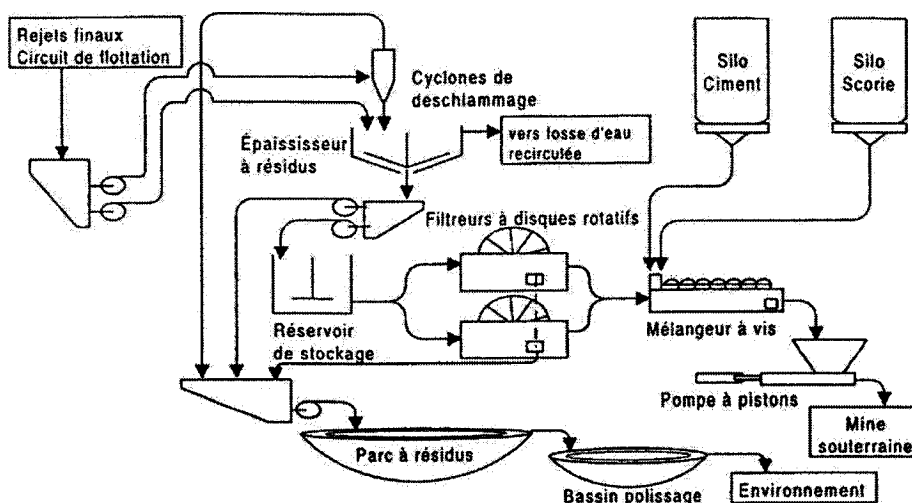


**Figure 3.8 Production de remblai en pâte (Demers 2003).**

L'épaississage des résidus est une étape qui n'est pas seulement nécessaire à la formation de remblai en pâte mais qui est aussi requise dans le scénario 1 où tous les rejets sont dirigés vers le parc à résidus de manière à réutiliser une grande partie de l'eau et à éviter une surcharge d'eau au parc à résidus. Ainsi, cette étape n'est pas considérée au niveau de l'inventaire de l'usine de remblai.

Les données liées à la production d'énergie, de production et de transport des matériaux et à la consommation d'eau sont incluses dans cette étape du cycle de vie ainsi que l'occupation du territoire.

#### Opération de l'usine de chaulage

Les eaux du parc à résidus contiennent principalement des thiosels qui ont pour effet, en s'oxydant, de diminuer le pH favorisant ainsi la solubilisation de certains métaux et autres composés. Ainsi, il est nécessaire de traiter l'eau avant de la rejeter dans l'environnement. A cet effet, un traitement chimique de neutralisation à la chaux permet de rehausser le pH, réduisant ainsi la solubilité de plusieurs éléments en solution, tel que

les métaux lourds. Cette méthode de traitement des eaux est fréquemment utilisée par l'industrie minière car elle est efficace, fiable et normalement moins dispendieuse que les autres méthodes de traitement (Aubertin *et al.* 2002). Il est à noter que la production de thiosels ne se produit que durant l'opération de la mine.

La mine Louvicourt reçoit de la chaux vive ( $\text{CaO}$ ) qu'elle doit préalablement hydratée par élévation de température et dilution pour obtenir la chaux hydratée ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) qui sera ajoutée aux eaux usées. Le système de mélange, comprenant un convoyeur à vis et un éteignoir à chaux, prépare un lait de chaux à 15% de concentration qui est ensuite transféré dans un réservoir de stockage (Aur Louvicourt 1996). Elle est en opération lorsqu'il y a un effluent final rejeté dans l'environnement soit du mois de mai au mois de novembre. La chaux hydratée est disposée à deux endroits : environ 80% de la quantité totale est envoyée au parc à résidus près du déversoir entre le parc et le bassin de polissage et 20 % dans le bassin de polissage près du déversoir.

Les données incluses dans ce procédé sont la production de diesel, le transport et la production de chaux vive, l'occupation du territoire ainsi que la consommation d'eau.

#### Opération du bassin de polissage

Les thiosels générés durant le procédé de concentration ont été retrouvés dans l'eau envoyée au parc à résidus. Il a été observé en 1994 que ces thiosels provoquaient de l'acidité et que la qualité de l'eau ne respectait pas la Directive 019 (Golder Associés 1993). Le design original du parc à résidus permettait la construction d'un bassin de polissage si la qualité de l'eau se détériorait.

L'étang de polissage d'une superficie de 37 ha procure environ 500 000 m<sup>3</sup> d'emménagement. Le débit d'écoulement vers le bassin est en moyenne 12 000 m<sup>3</sup>/jour soit un temps de rétention moyen d'un peu plus d'un mois (Aur Louvicourt 1996). La construction d'une digue de 730 m a été requise au nord-ouest du bassin (digue 4, Figure 3.7) avec une hauteur maximale de 12 m, et elle a eu lieu en 1995. La structure est similaire à la digue principale (Julien *et al.* 2004). Toutefois, la construction de cette digue ne fut pas considérée dans le cadre de cette étude comparative car le bassin de polissage fait parti de tous les scénarios de gestion et que sa superficie demeure constante selon les scénarios.

Le surplus d'eau du parc à résidus est ainsi dirigé par gravité vers le bassin de polissage, au déversoir, où l'air qui entre en contact avec les thiosels favorise leur oxydation. Le bassin de polissage agit comme bassin de rétention permettant aux thiosels d'être complètement dégradés suite à l'addition de chaux hydratée et d'assurer une précipitation des matières en suspension.

Le déversoir où l'eau quitte le bassin de polissage pour être retournée à l'environnement est le canal Parshall qui sert à mesurer les débits. Dès la fonte des neiges, autour du mois de mai, la chaux hydratée est ajoutée au bassin de polissage pour augmenter le pH autour de 7,0 à 7,5 et l'on procède à l'ouverture du canal Parshall qui demeure ouvert jusqu'au mois de juin. Dès que le chaulage du bassin de polissage se termine, la chaux hydratée est acheminée au parc à résidus. Le déversoir du bassin de polissage est de nouveau ouvert du mois d'août jusqu'au mois de décembre. On s'assure à sa fermeture que le niveau d'eau soit suffisamment bas pour permettre une accumulation de neige durant l'hiver et de l'eau de fonte au printemps. Le débit de l'effluent final varie entre 750 et 1000 m<sup>3</sup>/h (Geocon 2002b).

Cette étape du cycle de vie inclus les émissions émises dans l'eau par les exfiltrations au travers de la digue et l'effluent final ainsi que l'occupation du territoire.

### Désulfuration

La mine Louvicourt n'a pas eu recours à cette méthode de gestion des résidus miniers. La conception de cette étape du cycle de vie s'est fait en collaboration avec des experts dans le domaine et à l'aide de données de la littérature. Si toutefois cette méthode de gestion avait été utilisée, la construction d'un bâtiment supplémentaire n'aurait pas été requise car les opérations auraient été réalisées au niveau du concentrateur.

La méthode la plus utilisée dans l'industrie minière pour concentrer le soufre dans une fraction des rejets est la technique de la flottation par mousse non sélective (Benzaazoua *et al.* 2000; Bois *et al.* 2005; Mermillod-Blondin 2003). Deux cellules de flottation sont mises en parallèle suivi de trois cellules en séries. Le réactif collecteur sélectionné est le Potassium Isoamyl Xanthate (KAX51) fréquemment utilisé par l'industrie minière pour ce type d'application.

Les données incluses dans ce procédé sont la production d'énergie et de matériaux ainsi que le transport des matériaux.

### Fermeture du parc à résidus

La fermeture d'une mine se produit usuellement après que les réserves résiduelles ne permettent plus une exploitation rentable. C'est à cette étape qu'interviennent les trois options de fermeture du parc à résidus miniers. Il est important de noter que ces options de fermeture envisagée dans le cadre de ce projet sont relativement nouvelles et que très

peu de données sont disponibles dans la littérature sur leur application à grande échelle et à long terme.

### **Option A – ennoisement perpétuel**

Cette option est celle retenue par la mine Louvicourt et pour laquelle un plan de restauration a été accepté par le Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec (MRNF). Cette technique de gestion des résidus est efficace depuis 1994 et les concepteurs prévoient que le comportement environnemental d'une telle infrastructure demeurera stable sur une longue période.

Pour cette option de fermeture, les seules émissions à répertorier au niveau de l'inventaire sont les émissions dans l'eau issues des exfiltrations et de l'effluent final.

### **Option B – recouvrement de rejets désulfurés**

On considère ici que durant les dernières années d'opération de la mine, presque tous les résidus produits sont dirigés vers l'unité de désulfuration. L'hypothèse d'un rendement de 50% massique de rejets désulfurés a été posée, c'est-à-dire que l'on obtient la même quantité de rejets désulfurés et de concentré. L'épaisseur de la couche de rejets désulfurés à disposer dans le parc à résidus est de 1 m. Selon la superficie du parc, la densité des rejets en place et la production annuelle de rejets, il est possible de calculer le nombre d'années où l'on devra effectuer une désulfuration. Dans le scénario 1, le concentré en sulfures sera lui aussi disposé au parc à résidus en prenant les dispositions adéquate afin qu'il se retrouve sous la couche désulfurée. Dans le scénario 2, le concentré est utilisé comme remblayage souterrain.

Par la suite, la technique de la nappe surélevée est appliquée. Afin que les résidus demeurent saturés, le niveau d'eau doit être abaissé jusqu'à l'AEV (Dagenais 2005) qui se situe à environ 1 m d'eau pour les rejets de Louvicourt. Les émissions dans l'eau pour cette étape sont comptabilisées au niveau de l'inventaire.

Finalement, un réaménagement par l'ajout de matériaux granulaires (roche stérile non sulfureuse produites par la mine) permet de stabiliser la surface. L'intégrité du recouvrement est, entre autre, assurée par cette couche de roche stérile qui empêche la végétation de pousser sur le site et qui favorise les infiltrations au détriment du ruissellement afin d'assurer la saturation des résidus. La présence d'une végétation aurait pour effet de pomper l'eau et possiblement d'endommager la couche de protection. La gestion des eaux de ruissellement se fera à l'aide d'un déversoir assurant ainsi un niveau d'eau adéquat dans le parc.

Les données considérées dans cette option de fermeture sont la consommation de diesel et les émissions dans l'air liées à l'utilisation de machinerie lourde pour le réaménagement du site ainsi que les émissions dans l'eau engendrées par l'abaissement du niveau d'eau et du bilan d'eau en conditions postopératoires.

### **Option C – recouvrement de matériaux naturels**

Dans cette option, deux techniques sont utilisées, soit le recouvrement multicouches de type CEBC combinée à la technique de la nappe surélevée. Le niveau d'eau sera abaissé à l'automne à un niveau situé à l'AEV, soit 1 m sous la surface des rejets. La construction du recouvrement multicouches doit avoir lieu l'hiver afin de faciliter le déplacement de la machinerie lourde sur le site. Une première couche servant de support et d'une épaisseur de 0,5 m est construite à partir de la roche stérile. La deuxième couche, de faible conductivité hydraulique permet de limiter les infiltrations

d'eau et la diffusion d'oxygène, élément essentiel à la production de DMA; elle est composée de 0,6 m de silt. La troisième couche est quant à elle constituée de 0,3 m de sable et gravier et assure une protection de surface. Ces deux couches seront mises en place l'hiver suivant.

Un possible avantage d'un tel recouvrement est la possibilité d'effectuer une revégétation. Récemment, le site LTA (Les Terrains Aurifères) situé en Abitibi été restauré, en partie avec cette technique. Seules les pentes du parc à résidus ont étéensemencées. Un mélange de semences agricoles commerciales a été utilisé et disposé par ensemencement hydraulique (Trépannier 2005).

Une telle technique a été sélectionnée pour cette option de fermeture avec un mélange de semences composé à parts égales de paturin des prés, d'ivrai et de trèfle. La quantité de semences requises est très variable selon les conditions spécifiques au site et se situe de façon générale entre 120 et 200 kg/ha. Pour les besoins de l'étude, une approche conservatrice fut adoptée et la quantité de semence déterminée à 200 kg/ha. La végétation devra être entretenue et coupée tous les 2 ans.

### **3.3.2 Catégories de données et méthode de collecte**

Selon l'ampleur de l'étude, la collecte de données peut s'avérer une étape relativement longue et complexe. Dans le but de simplifier cette étape et surtout d'uniformiser les données, un choix s'est imposé sur l'année pour laquelle toutes les données de la mine sont comptabilisées. Selon les personnes ressources à la mine Louvicourt, l'année 2002 est la plus récente année représentative des conditions opératoires normales. Durant cette année, la mine a opéré 7 jours/semaine.

Ainsi, à partir des données spécifiques, les consommations totales d'électricité, de diesel et de matériaux durant les différentes étapes d'opération ont été calculées pour chacun des scénarios. Le transport des équipements et des matériaux a principalement été déterminé selon les informations fournies par la mine. Une donnée d'électricité a été créée selon le réseau électrique du Québec en 2002 (95,05% hydroélectricité, 3,09% nucléaire, 1,01% thermique et 0,85% autres). La sélection de la machinerie lourde requise pour la préparation et la fermeture du parc à résidus a été réalisée avec l'aide de la compagnie Hewitt équipements limitée, fournisseur des équipements Caterpillar (Caterpillar 2004; Girard 2005). La consommation de diesel et les émissions reliées à ces machineries ont été calculées à l'aide du modèle NON ROAD (Beardsley et Lindhjem 1998). Des explications plus détaillées du modèle ainsi que les données utilisées pour le calcul des émissions pour le travail de la machinerie lourde sont présentés à l'annexe D. Les volumes de sols à manipuler pour la préparation du parc à résidus sont issus du rapport de conception et ils ont été calculés pour les options de fermeture B et C.

Les données spécifiques au site furent répertoriées à l'aide de questionnaires (se référer à l'annexe C), de visites sur le site, de rapports de conception, d'articles et d'entrevues avec des techniciens, ingénieurs ainsi qu'avec des experts du domaine minier familiers avec le site Louvicourt. Les données génériques proviennent quant à elles de bases de données, de la littérature et d'experts consultés.

Certaines difficultés liées à la collecte de données ont été rencontrées, soit :

- La non représentativité géographique, temporelle et/ou technologique de certaines données particulièrement celles issues de la base de données européenneecoinvent, telles que la production de ciment, de scories et de CaO, le transport routier et ferroviaire ainsi que la production d'énergie;

- L'utilisation de valeurs moyennes a pu dans certains cas masquer des variations importantes.

L'analyse de l'inventaire a été effectuée à l'aide du logiciel Simapro 6.0 (PRé Consultants 2004).

### 3.4 Évaluation de l'impact

#### 3.4.1 Méthodes d'évaluation des impacts sélectionnées

La caractérisation des impacts a été effectuée à l'aide de trois méthodes d'évaluation des impacts distinctes, et ce afin de déterminer l'influence liée au choix de la méthode. Deux de ces méthodes sont européennes, soit IMPACT 2002+ (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b) et Eco-Indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2001). La troisième méthode, LUCAS (LCIA method used for a Canadian-Specific context) (Toffoletto *et al.* 2005), a été développée par le CIRAIG et est spécifique au contexte canadien. Le choix des deux méthodes européennes est principalement basé sur la présence de la catégorie d'impacts "utilisation des terres".

##### 3.4.1.1 IMPACT 2002+

IMPACT 2002+ est une méthode développée par l'École Polytechnique fédérale de Lausanne. Elle a pour principal avantage de combiner les approches problèmes et dommages en reliant les résultats de l'inventaire à quatorze catégories problèmes et quatre catégories dommages. Les facteurs de caractérisation au niveau dommages sont obtenus en multipliant directement les résultats au niveau problèmes par un facteur de caractérisation de dommages de la substance de référence. Cette méthode offre la possibilité de caractériser les impacts liés à l'utilisation des terres mais seulement au niveau de l'occupation des terres. Le Tableau E.2 de l'annexe E présente la description

des modèles de caractérisation pour chacune des catégories d'impact incluses dans cette méthode.

Les résultats obtenus avec cette méthode sont présentés dans le cadre de l'article présenté au Chapitre 4. L'approche problèmes (*midpoint*) est utilisée afin de connaître les impacts potentiels de chacune des étapes du cycle de vie aux différentes catégories d'impact. Les résultats sont aussi présentés au niveau dommages (*damage*) afin d'avoir une vue d'ensemble de chacun des scénarios de gestion incluant la période de fermeture du site. Finalement, l'évolution dans les temps des impacts sur la qualité de l'écosystème (une des catégories de dommages) est présentée.

#### 3.4.1.2 *Eco-Indicator 99*

Eco-Indicator 99 est une méthode d'évaluation des impacts orientée dommages où onze catégories d'impact sont considérées. Le Tableau E.1 de l'annexe E présente la description des modèles de caractérisation pour chacune des catégories d'impact incluses dans cette méthode.

Eco-Indicator 99 présente l'avantage d'être disponibles en trois versions basées sur le concept de Théorie Culturelle. Ce concept est utilisé afin de résoudre les difficultés liées à la subjectivité lors de modélisations et de celui-ci découle cinq systèmes de valeur basés sur l'influence qu'ont le groupe d'appartenance et la société sur les individus. Dans la méthode Eco-Indicator 99, les trois perspectives considérées sont : Égalitaire (E) (perspective à long terme où tous les effets sont considérés), Hiérarchique (H) (moyen terme où un consensus scientifique détermine l'inclusion des effets) et Individualiste (I) (court terme où seuls les effets prouvés sont considérés) permettant à l'utilisateur de choisir la méthode la plus adaptée à ces besoins. La version H est la version par défaut. Elle offre aussi la possibilité de normaliser et de pondérer les

résultats pour l'obtention d'un indicateur unique. Cette méthode est la seule méthode à ce jour qui tienne compte des impacts liés à la transformation des terres. Les impacts de la transformation des terres sont ainsi agrégés aux impacts liés à l'occupation des terres. Il est à noter que les facteurs de caractérisation pour la catégorie d'impact "utilisation des terres" sont exactement les mêmes dans les trois perspectives. De plus, selon la perspective, deux types de valeurs de normalisation et pondération sont disponibles. Seule la version recommandée par les concepteurs de la méthode est présentée au Tableau 3.6 et utilisée dans le cadre de ce projet.

**Tableau 3.6 Valeurs de normalisation et pondération recommandées pour les trois perspectives de la méthode d'évaluation des impacts Eco-Indicator 99 (Goedkoop et Spriensma 2001). Normalisation / pondération (entre parenthèses, les lettres utilisées par Eco-Indicator 99)**

|               |                         | Égalitaire (E) /<br>Égalitaire (E) | Hierarchique (H)<br>/ moyenne (A) | Individualiste (I) /<br>Individualiste (I) |
|---------------|-------------------------|------------------------------------|-----------------------------------|--------------------------------------------|
| Normalisation | Santé humaine           | $1,55 \times 10^{-2}$              | $1,54 \times 10^{-2}$             | $8,25 \times 10^{-3}$                      |
|               | Qualité des écosystèmes | $5,13 \times 10^3$                 | $5,13 \times 10^3$                | $4,51 \times 10^3$                         |
|               | Ressources              | $5,94 \times 10^3$                 | $8,41 \times 10^3$                | $1,48 \times 10^2$                         |
| Pondération   | Santé humaine           | 300                                | 400                               | 550                                        |
|               | Qualité des écosystèmes | 500                                | 400                               | 250                                        |
|               | Ressources              | 200                                | 200                               | 200                                        |

Les résultats caractérisés doivent être divisés par le facteur de normalisation et ensuite multipliés par le facteur de pondération de la version sélectionnée. Eco-Indicator 99 est utilisée en comparaison avec IMPACT 2002+ en ce qui concerne l'évolution des impacts dans le temps après la période de fermeture. Mais dans ce cas, ce sont les impacts agrégés au niveau du score unique qui sont calculés.

### 3.4.1.3 LUCAS

L'utilisation de méthodes européennes, pour les catégories d'impact régionales et locales, peut conduire à des résultats moins représentatifs lorsque employées dans d'autres zones géographiques.

Récemment, le CIRAIG a élaboré une méthode d'évaluation des impacts en adaptant les différents modèles existants au contexte canadien à l'exception des catégories d'impact globales où aucune adaptation n'est requise. Cette méthode, orientée problèmes, se nomme LUCAS. Le Tableau E.3 à l'annexe E présente, pour chacune des catégories d'impact, les modèles de caractérisation qui ont été sélectionnés.

Dans le cadre de cette étude, LUCAS est utilisé en comparaison avec la méthode IMPACT 2002+ au niveau de l'approche problèmes. La comparaison est effectuée pour les catégories d'impact comparables et présentes dans les deux méthodes, soit : l'acidification aquatique, l'eutrophisation aquatique, les effets cancérigènes et non-cancérigènes et l'écotoxicité aquatique. Les scénarios sont normalisés par rapport au scénario réel, soit le scénario 2A, afin d'avoir des scores relatifs adimensionnels et ainsi permettre de comparer les résultats des deux méthodes.

Afin d'appliquer cette méthode, certains facteurs de caractérisation pour les catégories d'impact toxiques (cancérigènes et non-cancérigènes) et écotoxiques (aquatique) ont dû être calculés pour certaines substances dont les facteurs n'avaient pas été calculés jusqu'à présent. Ces facteurs sont présentés à l'annexe E. Il est à noter que la catégorie d'impacts écotoxicité terrestre doit faire l'objet d'une adaptation régionale. Toutefois, au moment de réaliser cette étude, le calcul des facteurs de caractérisation régionalisés n'ayant pas été complété, il fut impossible de les utiliser. En ce qui concerne la catégorie d'impact "utilisation des terres", la sélection du modèle de caractérisation

n'est pas terminée. En effet, beaucoup de travail doit encore être réalisé avant de pouvoir utiliser cette catégorie dans le cadre de la méthode canadienne et une réflexion sur la problématique et les impacts de l'utilisation du territoire jugés les plus importants dans un contexte canadien doit avoir lieu.

Le prochain chapitre présente une partie des résultats de l'analyse des impacts ainsi que leur interprétation sous forme d'article. Les résultats d'inventaire ainsi que les résultats de l'analyse des impacts obtenus à l'aide de chacune des méthodes d'évaluation des impacts sont présentés aux annexes F, G, H et I.

## **Chapitre 4      Analyse du cycle de vie de la gestion des résidus miniers**

### **4.1 Présentation de l'article**

Le chapitre 4 présente l'article intitulé: "Application of LCA to mine tailings management", soumis en novembre 2006 à Environment International. Les auteurs de cet article sont Catherine Reid, Valérie Bécaert, Michel Aubertin et Louise Deschênes.

### **4.2 Application of LCA to mine tailings management**

#### **4.2.1 Abstract**

The effective management of mine tailings involves the control of several environmental impacts. Six tailings site management and closure scenarios were developed for a copper zinc underground mine located in Abitibi, Quebec (Canada) and compared using Life Cycle Analysis (LCA). Specific data were available for the actual management option carried out at the mine. Two options are considered for the mine operation: tailings can be sent to the tailings disposal area where they are submerged or they can be partly used for backfilling. For each of these two operation options, three alternatives are presented for mine closure: a) submerged tailings, b) partial desulphurization with a cover of desulphurized material and c) a cover with capillary barrier effects (CCBE) made of natural soils followed by revegetation. The goals of the study were to draw the inventory of these management scenarios, to assess and compare their environmental impacts and to determine the importance of the land use impact category. Data for the phases of development, operation and closure are included. Life cycle stages which are exactly the same for all scenarios are excluded from this comparative assessment. The potential impacts for each scenario were evaluated using the IMPACT 2002+ methodology. For the mine development and operation, scenarios where tailings are partly used as backfill for underground stopes appear to lead to larger

impacts in 11 of the 14 midpoint categories since the backfill plant operation consumes a great amount of material and energy. For a site closure period of two years, the CCBE option creates the greatest impacts, since it requires much more effort than the other techniques. The contribution of the land occupation (LO) to ecosystem quality (EQ) damage is about 85% ( $\text{LO impact score} / \text{EQ impact score} \times 100$ ) for scenarios where all tailings are sent to the disposal site and around 50% when part of the tailings is returned underground after the two year closure period. These results show the importance of taking these impacts into account. Even if the post-closure phase still induces potential impacts, it has been decided not to cover them in this article since the uncertainty on the current available data is too high.

**Keywords** : mine tailings management, life cycle impact assessment, acid mine drainage control, IMPACT 2002+, land use category

#### 4.2.2 Introduction

The mining industry contributes significantly to the Canadian economy. In 2002, the commercial value of the industry was 77 billions dollars where 18 billion came from the metal industry. For the same year, 12% of the Canadian exports arose from the mineral industry, making Canada the most important exporter in the world. In 2003, more than 60 mineral products were produced from this industry (Statistiques Canada 2006). The province of Quebec is one of the country's principal mining producers, primarily for the production of precious (gold and silver) and base metals like copper, nickel and zinc (Ministère des ressources naturelles Québec 2003).

In 2002, the fifty mines in operation in Quebec generated close to 100 million tons of residues composed in equal parts of tailings and waste rock. Within the province of Quebec, 6 billion tons of mine residues are stored in 549 storage areas occupying about 13 300 hectares (Aubertin *et al.* 2002; Bussière 2006b). Because of the large amount of

waste produced, the mining industry can generate many environmental problems. In this regard, the effective management of mine tailings involves the control of several environmental impacts. For example, large areas are required for the storage of liquid and solid wastes and this footprint impacts the land use. Also, one of the most important problems concerning mining waste (tailings and waste rock) is its potential to produce Acid Mining Drainage (AMD). AMD occurs naturally when reactive sulphurous minerals, such as pyrite, are exposed to water and oxygen. Oxidation releases  $H^+$  ions which acidify the water. This phenomenon leads to the solubilisation of various elements which are more soluble at low pH (e.g. Aubertin et al. 2002). To avoid the production of AMD, the availability of water or oxygen must be limited, or the amount of sulphides reduced. Water covers, layered covers, backfilling, tailings desulphurization and the elevated water table technique are among the available control methods (Aubertin et al. 2002).

In Quebec, several laws and regulations concerning the environment are related to starting, operating and closing a mine. For instance, the Mines Act (M-13.1) requires the company who carries out the mining work to obtain the approval of the Ministry of Natural Resources and Wildlife of Quebec following the submission of a closure plan, which is required to receive a certificate of authorization (CA). This certificate must be revised every 5 years or less (Gouvernement du Québec 2006b). On the other hand, Directive 019 of the Quebec Law on Environmental Quality specifies the various types of activity that require a CA. Among these activities, one finds ore extraction, ore processing, temporary closing and final abandonment (Gouvernement du Québec 2006a; Ministère du développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec 2005). When reclamation works are carried out in accordance with the approved CA, the company can ask to be released from its responsibility, according to the Mines Act Law (Gouvernement du Québec 2006b). However, for mines that could potentially generate AMD, only one certificate of release has been delivered (Marcoux 2006).

In order to select one or more AMD control methods for the mine operation and closure, different management options should be assessed and compared with respect to their potential environmental impacts. Thus, a method is necessary to achieve this goal. The Life Cycle Assessment (LCA) approach could prove to be a valuable tool in this regard.

LCA studies the environmental aspects and potential impacts throughout a product's life cycle (i.e. cradle-to-grave), from raw material extraction through production, use and disposal. The use of LCA can be extended to processes and services. It typically comprises four steps: goal and scope, life cycle inventory (LCI), life cycle impact assessment (LCIA) and interpretation phase (ISO 1997).

Application of LCA in the mining and minerals processing industry started in the mid-to late 1990s, initially aiming at carrying out LCIs for metal production processes to be used in support of LCA for consumer products selection and design. Since then, the use of LCA has been extended to project and process selection within companies (Stewart 2001; Stewart et al. 2004). Among the studies published, some provide inventory data (Ecobalance 2000; Hay *et al.* 2002; 2000; International Aluminium Institute 2003; Ugaya et Walter 2004), some determine the environmental impacts of various processes or production methods (Giurco *et al.* 2000; Norgate et Rankin 2000; Tan et Khoo 2005), some draw a portrait of the industry at the national level (Seppälä et al. 2002) , and others present LCA as an environmental management tool (Kakkar et Maudgal 2001). A number of international initiatives were launched in recent years to evaluate the use of LCA in the context of minerals and metals production. Among them, the Mining, Minerals and Sustainable Development (MMSD) project concluded that "*LCA is a useful tool to provide an assessment of environmental considerations during decision making within the industry*", this in spite of the limitations of the tool related to methodology of LCI and LCIA phases (Stewart 2001). An interesting point was raised

in the literature: environmental impacts of mines have to be evaluated using specific data considering all life-cycle stages and not only the operation step (Van Zyl 2002).

However, within the LCA studies performed in the mining industry, very little emphasis has been placed on the extraction of the mineral ore and on the consequent waste handling aspect of the industry (Durucan et al. 2006). Moreover, solid wastes are in general considered as an emission to the environment. In other words, the end of life step of the residues is not included in these studies. Recent research reported by Hansen in her PhD thesis (cited in Stewart et al. 2004) which focus on LCA limitations in quantifying the impacts associated with the management of metals-containing solid wastes, proposes to consider solid waste deposits as an additional unit process (end of life process) within the system generating emissions. To the authors' knowledge, no LCAs are available in the public literature concerning the comparison of different mining residue management methods.

Among the potential impacts of management methods for mining wastes, the deterioration of the land is a major concern (Ripley et al. 1996). Land surface use for anthropogenic activities is recognised as a potential threat to species and ecosystems (Jolliet et al. 2004). In spite of its importance, the land use category still does not benefit from an international consensus and developments are still needed (Lindeijer et al. 2002). This limitation has also been pointed out in different workshops in the mining and metal industry (Ressources naturelles Canada 2002; Stewart 2001). As a result, LCAs conducted for the mineral industry often exclude the land use category (Seppälä *et al.* 2002; Tan et Khoo 2005). In this study, the authors have selected an impact assessment method which includes the land use category. This better reflects the various options which generally require large surfaces for aboveground storage.

This paper proposes an approach to quantify and compare the environmental burdens related to different mine tailings management methods and to evaluate the contribution of the land use category to the global impact. To achieve these objectives, six management scenarios were selected and studied for an underground mine located in Abitibi, Quebec (Canadian province) where specific data were available for the actual management option applied at the mine. The potential impacts for each of these scenarios were evaluated using the IMPACT 2002+ methodology (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b) which includes a land use impact category.

### **4.2.3 Methodology**

#### *4.2.3.1 Base case and scenario definition*

The case studied relates to the Louvicourt mine which is a copper-zinc underground mine located in Abitibi, Quebec. During the operation phase that took place between 1994 and 2005, 15.5M tons of ore were extracted, producing 2.2M tons of concentrate, 13.3M tons of tailings and 25M m<sup>3</sup> of final effluent. The tailings generated during the operation have a strong net acid generating potential. The selected method used to prevent the acid generation was to send half of the tailings to a sub-aqueous disposal area and to use the other half as paste backfill (Golder Associés 1993; Julien *et al.* 2004). Figure 4.1 shows the sub-aqueous tailings disposal facility.

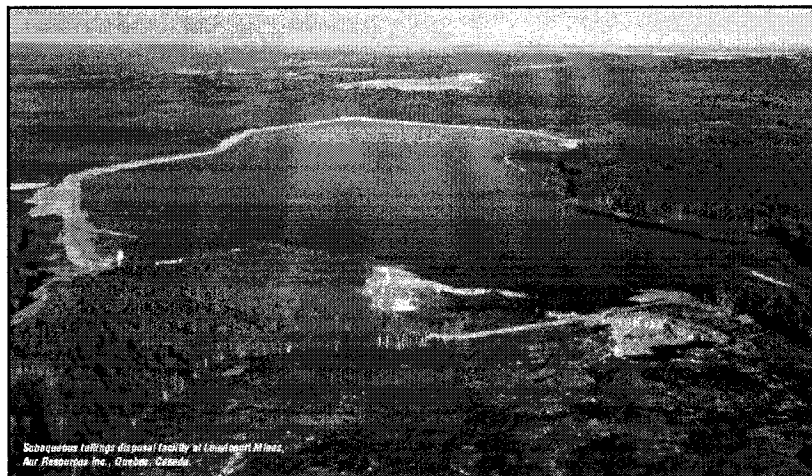


**Figure 4.1 Sub aqueous tailings disposal site (International Council on Metals and the Environment (ICME) and United Nations Environment Programme (UNEP) 1998)**

In order to compare the potential environmental impacts of different tailings management approaches, six scenarios were developed. Two approaches were selected for the mine operation, and for each of them, three alternatives are studied for mine closure.

Table 4.1 presents the different management approaches. The scenarios will later be referred as scenarios 1 and 2, accompanied by the letters A, B or C according to the tailings site closure option. The six scenarios are detailed in the section "System Description". The assessment of these scenarios is based on data gathered from the actual mine near the end of its operating life.

**Table 4.1 Management approaches for each scenario**

| Development |                                      | Operation                                                     | Tailings site closure option |                                             |
|-------------|--------------------------------------|---------------------------------------------------------------|------------------------------|---------------------------------------------|
| 1.          | Construction of tailings impoundment | Tailings disposal site operation (100% of tailings submerged) | A                            | Tailings submerged                          |
|             |                                      |                                                               | B                            | Partial desulphurization                    |
|             |                                      |                                                               | C                            | Cover with Capillary Barrier Effects (CCBE) |
| 2.*         | Construction of tailings impoundment | Tailings disposal site operation (48% of tailings submerged)  | A*                           | Tailings submerged                          |
|             |                                      |                                                               | B                            | Partial desulphurization                    |
|             |                                      |                                                               | C                            | Cover with Capillary Barrier Effects (CCBE) |
|             | Backfill plant construction          | Backfill plant operation (52% of tailings processed)          | Backfill plant demolition    |                                             |

\*actual management option selected and performed at the mine (base case scenario)

Specific data were available for the actual management option carried out at the mine. This is an advantage since inventory data availability is often a major concern when conducting LCA in the minerals industry. Also, information in a format useful in the context of LCA is often confidential (Durucan et al. 2006; Stewart 2001).

#### 4.2.3.2 Goal and Scope

The objectives of this study were to develop the inventory of different tailings management scenarios, to assess and compare the environmental impacts of the related management scenarios and to determine the importance of land use impacts. The function of this study was to manage the tailings to inhibit the formation of acid mine

drainage. The functional unit was defined as the management of the total production (1994-2005) of tailings from processing copper and zinc ore at the Louvicourt mine, for the extraction of 15 500 000 tons of mineral ore. The reference flow was set as 13 328 065 tons of solids and 15 130 720 m<sup>3</sup> of water from the processing plant (based on data provided by the mine and its consultants).

#### *4.2.3.3 Life Cycle Inventory (LCI)*

##### ***4.2.3.3.1 System description***

The product system was first divided in accordance with the mine's life cycle phases: Development (D), Operation (O) and Closure (C). Figure 4.2 shows the life cycle stages included in the study. Each of the 9 life cycle stages is composed of several processes, including material production and transportation, equipment transportation and operation, machinery operation, electricity and diesel production.



The ore extracted from the underground mine is sent to the processing plant (mill) to extract minerals with a market value. Then, the tailings produced as a pulp have to be managed properly in order to minimise their environmental impacts. During the operation phase, two alternatives are available for the case at hand: 1) all tailings are pumped to the sub aqueous disposal site (O.TDS) and 2) part of the tailings is returned to the underground mine via the backfill plant (O.BP) where water is removed, and slag and cement are added (with a final pulp density  $p$  of about 70% w/w). The proportion of tailings returned into underground stopes as paste backfill was 52%. This option has the advantage of reducing the amount of tailings stored aboveground and to improve excavation stability. Hence, the tailings disposal site needed when there is no backfilling (scenarios 1A, 1B and 1C) has to provide a greater storage capacity. The tailings disposal site development (D.TDS) includes top soil stripping and dyke construction, where soil processing (including excavation, transportation, placement and compaction) is conducted.

During the first year of the mill operation, thiosalts were found in the water at the tailings disposal site. Oxidation of the thiosalts upon effluent release may lower the pH and increases metal solubilisation. Water did not meet the required quality standards (Directive 019 (Ministère du développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec 2005)) for an effluent to be returned to the environment (Golder Associés 1993). Hence, water overflow had to be treated before release. This was done using chemical neutralisation with a lime treatment which is frequently used by the mining industry to raise the pH because of its efficiency, reliability and relatively low cost (Aubertin et al. 2002). The lime is hydrated before being added to the water (O.LP). The neutralized water overflow was then sent by gravity to the polishing pond (O.PP) which was also used as a retention pond for thiosalt degradation, and where suspended solids precipitate due to the addition of lime.

Once the end of mine's life was reached, the closure phase began (C.TDS). Here, three options are studied for that purpose. Option "A" keeps tailings submerged in order to limit the amount of oxygen in contact with the sulphidic minerals. Option "B" consists of desulphurizing (during the last few years of operation (O.D)) an amount of tailings required to make a 1 meter deep cover on the tailing site (Bois et al. 2005). This technique minimizes the quantity of sulphides likely to oxidize. The desulphurization technique would produce 50% of both fractions; the sulfide concentrate is sent to the tailings disposal site and is covered with desulphurized tailings in scenario 1B, or it is sent to the backfill plant in scenario 2B. The elevated water table technique is also applied to scenario 1B and 2B; the technique involves lowering the water level to the Air Entry Value (AEV) of the material (about 1 m.) to maintain tailings saturation (Ouanguwa et al. 2006). The surface of the site is then stabilized with a 0.3 m. cover of granular soils. In option "C", following the water level lowering (as in B), the tailings disposal site is reclaimed using a cover with capillary barrier effects (CCBE) made of 3 layers of geological materials : 1) a supporting layer made of waste rock from the mine, 2) a low permeability layer made of silt and 3) a protection layer of sand and gravel. The quantity of oxygen reaching the tailings is limited by keeping the second layer saturated with water (Aubertin et al. 2002). Final rehabilitation takes place by adding a layer of organic soil and seeding, in order to limit erosion and the rising of dust.

Life cycle stages in the dark grey area in Figure 4.2 are included in the 6 scenarios (D.TDS, O.TDS, C.TDS, O.LP, O.PP); those in the medium grey area are only included in 2A, 2B and 2C (D.BP, O.BP, C.BP); and those in the light grey area are included in scenarios 1B and 2B. For each of the 6 scenarios, Table 4.2 shows the main tailings flow sent to the different unit processes and the final effluent of water into the environment.

**Table 4.2 Tailings flow for each scenarios in regards to the functional unit (for the entire duration of 12 years)**

| Scenario | Total tailings (tons) | Backfill (tons) | Tailings disposal site (tons) | Desulphurization              |                 | Final effluent (m <sup>3</sup> ) (water) |
|----------|-----------------------|-----------------|-------------------------------|-------------------------------|-----------------|------------------------------------------|
|          |                       |                 |                               | Tailings disposal site (tons) | Backfill (tons) |                                          |
| 1A       | 13 328 066            | -               | 13 328 066                    | -                             | -               | 49 151 555                               |
| 1B       | 13 328 066            | -               | 7 786 066                     | 5 542 000                     | -               | 49 151 555                               |
| 1C       | 13 328 066            | -               | 13 328 066                    | -                             | -               | 49 151 555                               |
| 2A       | 13 328 066            | 6 950 866       | 6 377 199                     | -                             | -               | 24 724 980                               |
| 2B       | 13 328 066            | 5 065 841       | 4 964 224                     | 1 649 000                     | 1 649 000       | 24 724 980                               |
| 2C       | 13 328 066            | 6 950 866       | 6 377 199                     | -                             | -               | 24 724 980                               |

Desulphurization is applied in the final years of the mine operation. Most of the tailings have to be sent to this unit during the last 6 years for scenario 1B and the last 4 years for scenario 2B.

#### ***4.2.3.3.2 Data collection and main assumptions***

LCI modelling was performed with the Simapro 6.0 software (PRé Consultants 2004). For each of the six scenarios, the materials, energy and equipment have been defined. Site specific data were collected for the year 2002, which is defined as representing the average operating conditions of the mine. The data, gathered with questionnaires, site visits, articles and interviews, mainly include the amount of energy and materials used and their transportation. Data for the development and closure phases were obtained from consultants' reports (who have also been interviewed) and from mine experts. To complete the LCI, the ecoinvent database (Frischknecht et al. 2005) was used as a

source of secondary data. The main assumptions made during the elaboration of this inventory analysis can be summarized as follows:

- Year 2002 is a typical year for the mine life cycle operation (12 years of operation); the operating time (7 days a week) and solid percentage (pulp density) in the tailings are considered constant over the years.
- In situ tailings density =  $1.7 \text{ t/m}^3$ , tailings porosity ( $n$ ) = 0.485 and rock density =  $3.3 \text{ t/m}^3$ . These data are site specific data.
- Based on the initial reserves of mineable ore, two cells (east and west) were originally designed and their construction was planned in two distinct steps. Since the ore reserves were less than anticipated, the construction of the second cell (west) never occurred. The capacity of this second cell would have been adequate for scenarios 1A, 1B and 1C, so the data from the design reports could be used for the development step D.TDS (see Figure 4.2). The east cell area (including dykes) = 105.4 ha; the west cell area (including dykes) = 71.4 ha.
- The duration of the site closure phase was set at 2 years, which is the time required for option C. After this time, the tailings disposal site will still generate some environmental impacts in accordance to the LCA methodology. These impacts were analysed separately.
- The management techniques used to prevent AMD formation during the operation phase were designed to meet the objectives. The tailings disposal site seepage and final effluent met the effective environmental norms (Ministère du développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec 2005). Furthermore, the selected closure techniques are assumed to meet these quality standards in the long term (based on their application to somewhat similar sites), and it is assumed no AMD generation occurs when the water table is lowered.
- The consumption of energy varies linearly with the amount of treated flow (tailings and water). Electricity data were built with the ecoinvent database using

Quebec's power grid mix of 2002 (95.05% hydropower, 3.09% nuclear, 0.76% peat, 0.55% hard coal, 0.35% natural gas, 0.11% oil and 0.09% wind power).

- The seepage flowing through the dykes is based on the consultants' mine modelling (which appears to be somewhat overestimated); contaminant concentration data come from site measurements.
- Materials, equipment and soil transport to the site was included. When available from the mine, actual transport distances were used. When distances were unknown, the average for this type of transport was applied. For example, the average distance for the transport of equipment is applied to equipment for which the shipment location is unknown. The machinery used in the development and closure phases was selected from the Caterpillar Handbook (Caterpillar 2004). Machinery diesel consumption and emissions were calculated using the NON ROAD model (Beardsley et Lindhjem 1998).
- Since no equipment needed to be replaced during the mine's relatively short lifetime and as almost all of it was sold to another Canadian mine after the operation (including HDPE pipeline for tailing disposal) (Aur\_Resources\_inc. 2006), equipment production is not considered in the LCI. Only equipment transport to the site is included.
- No additional building is necessary for the desulfurization unit, which would have been conducted in the existing mill.
- Life cycle stages which are exactly the same for all scenarios are excluded from this comparative study. These include : waste rock disposal, construction and rehabilitation of the polishing pond and liming plant, the discharge pond and on-site roads.
- Other data related to the field investigation work, equipment maintenance, and tailings disposal site inspections were excluded from the study due to a lack of specific information and to minimise their impacts which are expected to be

negligible in this case. For the same reasons, all staff activities were also excluded from the study.

#### 4.2.3.4 *Life Cycle Impact Assessment (LCIA).*

The potential impacts for each scenario were evaluated using the IMPACT 2002+ methodology (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b). This method is composed of fourteen midpoint categories : human toxicity (HT) (carcinogen and non-carcinogen effects), respiratory effects caused by inorganics (RI), ionizing radiation (IR), ozone layer depletion (OLD), photochemical oxidation (PO), aquatic ecotoxicity (AE), terrestrial ecotoxicity (TE), aquatic acidification (AA), aquatic eutrophication (AEu), terrestrial acidification and nitrification (TAN), land occupation (LO), global warming (GW), non-renewable energy (NRE) and mineral extraction (ME). Also, four damage categories are assessed: human health (HH), ecosystem quality (EQ), climate change (CC) and resources (R). The authors of the methodology suggest representing the four damage categories as a normalized damage, in order to analyze their respective share for each impact versus the overall damage of the considered category. The normalization step is done by dividing the damage impact by the respective normalization factor. These factors are calculated by dividing the total impact of the specific category by the total European population (which may not be entirely adequate for this study).

With the IMPACT 2002+ method, the damage characterization factors for different types of land occupation are taken directly from the Eco-Indicator 99 methodology which is based on empirical observations of the number of plant species per area type. Midpoint characterization factors are the damage factor of the considered flow divided by the damage factor of the reference flow which is in "organic arable land·yr". However, contrary to Eco-Indicator 99, no characterization factor is available for

transformation impacts. IMPACT 2002+ is a European method using European data for characterization factor calculation. The mine is located in Quebec, Canada so the impact score results should be analysed with caution as the local and global contexts are quite different.

Since there is no characterization factor available for the use of artificial water bodies in IMPACT 2002+, the tailings disposal site occupation during the operation has been associated with the input flow "occupation, forest, intensive, clear-cutting" applicable to locations where no vascular plants grow.

Several analyses have been conducted to achieve the objectives of the study. The three different stages (development, operation, and closure) are introduced separately for the inventory analysis to get a better view of each step of the life cycle. For the impact analysis, both midpoint and endpoint results are presented. Midpoint results analyses are displayed in order to illustrate the difference between scenarios for each impact category. Development and operation are grouped since these two life cycle stages are closely linked together. To get a better view of the global impacts of each scenario, and to determine the importance of the land use category, normalized damaged results are also analyzed.

#### **4.2.4 Results and discussion**

##### *4.2.4.1 Inventory analysis*

According to the company (Aur Resources) who operated the Louvicourt mine, this was one of the most modern and efficient underground copper and zinc mines in Canada. Table 4.3 presents the input materials, energy and output emissions for the development stage. Note that the outputs in italics represent less than 1% of the inventory; these are nevertheless relevant, at least for one of the scenarios.

**Table 4.3 Mass inputs and outputs for the development stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. Scenario 1 inputs are for the tailings site construction and scenario 2 inputs for the tailings site and backfill plant construction**

|                                                  |                         | Scenario 1            | Scenario 2            |
|--------------------------------------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|
| Material (inputs)                                | Remarks                 |                       |                       |
| Cement (kg)                                      | D.TDS (s <sup>1</sup> ) | 3.00x10 <sup>4</sup>  | 1.58x10 <sup>4</sup>  |
| Fiber cement (kg)                                | D.BP (g <sup>2</sup> )  | -                     | 5.94x10 <sup>4</sup>  |
| Cement mortar (kg)                               | D.BP (g)                | -                     | 3.78 x10 <sup>4</sup> |
| Concrete (m <sup>3</sup> )                       | D.BP (g)                | -                     | 5.45 x10 <sup>2</sup> |
| Geotextile (PP) (kg)                             | D.TDS (s)               | 4.19x10 <sup>4</sup>  | 2.20x10 <sup>4</sup>  |
| Polystyrene foam (kg)                            | D.BP (g)                | -                     | 9.72x10 <sup>3</sup>  |
| Rock wool (kg)                                   | D.BP (g)                | -                     | 2.38x10 <sup>4</sup>  |
| Aluminium (kg)                                   | D.BP (g)                | -                     | 5.40x10 <sup>3</sup>  |
| Reinforcing steel (kg)                           | D.BP (g)                | -                     | 6.01x10 <sup>4</sup>  |
| ABS pipe (kg)                                    | D.TDS, D.BP (s)         | 1.70x10 <sup>2</sup>  | 5.28x10 <sup>2</sup>  |
| Stainless steel pipe (kg)                        | D.TDS, D.BP (s)         | 47.0                  | 3.91x10 <sup>3</sup>  |
| Steel pipe (kg)                                  | D.TDS (s)               | 8.34x10 <sup>3</sup>  | 8.34x10 <sup>3</sup>  |
| Till (m <sup>3</sup> )                           | D.TDS (s)               | 2.98 x10 <sup>5</sup> | 1.79x10 <sup>5</sup>  |
| Sand & gravel (m <sup>3</sup> )                  | D.TDS (s)               | 8.49x10 <sup>5</sup>  | 3.92x10 <sup>5</sup>  |
| Sand (m <sup>3</sup> )                           | D.TDS (s)               | 1.71x10 <sup>5</sup>  | 8.8x10 <sup>4</sup>   |
| Gravel (m <sup>3</sup> )                         | D.TDS (s)               | 2.79x10 <sup>4</sup>  | 1.59x10 <sup>4</sup>  |
| Coarse rock (m <sup>3</sup> )                    | D.TDS (s)               | 1.30x10 <sup>5</sup>  | 6.60x10 <sup>4</sup>  |
| Diesel (machinery) (kg)                          | D.TDS (s)               | 1.83x10 <sup>6</sup>  | 9.54x10 <sup>5</sup>  |
| Diesel (transport) (kg)                          | D.TDS, D.BP (s)         | 2.58x10 <sup>5</sup>  | 2.63x10 <sup>5</sup>  |
| Electricity <sup>3</sup> (kWh)                   | D.BP (g)                | -                     | 1.89x10 <sup>4</sup>  |
| Forest (to be transformed) (m <sup>2</sup> )     | D.TDS, D.BP (s)         | 1.77x10 <sup>6</sup>  | 1.05x10 <sup>6</sup>  |
| Water (m <sup>3</sup> )                          | D.TDS (s)               | 90.0                  | 47.5                  |
| Emissions (outputs)                              |                         |                       |                       |
| Fossil CO <sub>2</sub> (kg)                      | air                     | 7.94x10 <sup>6</sup>  | 5.23x10 <sup>6</sup>  |
| BOD <sub>5</sub> (Biological Oxygen Demand) (kg) | water                   | 3.30x10 <sup>4</sup>  | 2.11x10 <sup>4</sup>  |
| Calcium, ion (kg)                                |                         | 5.77x10 <sup>3</sup>  | 1.14x10 <sup>4</sup>  |

**Table 4.3 Mass inputs and outputs for the development stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. Scenario 1 inputs are for the tailings site construction and scenario 2 inputs for the tailings site and backfill plant construction (suite)**

|                                     |      |                      |                      |
|-------------------------------------|------|----------------------|----------------------|
| Chloride (kg)                       |      | 9.26x10 <sup>4</sup> | 5.95x10 <sup>4</sup> |
| COD (Chemical Oxygen Demand) (kg)   |      | 3.41x10 <sup>4</sup> | 2.28x10 <sup>4</sup> |
| DOC (Dissolved Organic Carbon) (kg) |      | 1.05x10 <sup>4</sup> | 7.24x10 <sup>3</sup> |
| Oils, unspecified. (kg)             |      | 9.89x10 <sup>3</sup> | 5.94x10 <sup>3</sup> |
| Silicon (kg)                        |      | 2.87x10 <sup>3</sup> | 7.08x10 <sup>3</sup> |
| Sodium, ion (kg)                    |      | 4.70x10 <sup>4</sup> | 3.00x10 <sup>4</sup> |
| Sulphate (kg)                       |      | 2.24x10 <sup>3</sup> | 3.33x10 <sup>3</sup> |
| TOC (Total Organic Carbon) (kg)     |      | 1.05x10 <sup>4</sup> | 7.25x10 <sup>3</sup> |
| Calcium (kg)                        | Soil | 274                  | 166                  |
| Carbon (kg)                         |      | 206                  | 125                  |
| Chloride (kg)                       |      | 1.75x10 <sup>3</sup> | 1.79x10 <sup>3</sup> |
| Iron (kg)                           |      | 157                  | 205                  |
| Oils, unspecified (kg)              |      | 1.03x10 <sup>4</sup> | 6.13x10 <sup>3</sup> |
| Sodium (kg)                         |      | 139                  | 85                   |

<sup>1</sup> Specific data for the quantities used are given by the mine, consultants reports or calculated from information given by these sources. Data for the production of the different materials are taken from the ecoinvent database

<sup>2</sup> Generic data, from database

<sup>3</sup> Electricity consumption on site

Scenario 2 involves the largest material and energy input except for cement, geotextiles, soils, diesel for the off-road equipment and land surfaces (forest, to be transformed). These materials are used for the construction of the additional dyke in scenario 1 which requires a second tailings disposal cell. Note that the quantity of materials needed for the dyke construction is based on technical reports; the soils were found near the site (borrow pit) within a radius of 10 km. For the east cell construction, it was calculated that 22 024 hours of machinery work was necessary to move 8.96x10<sup>5</sup> m<sup>3</sup> of soil; for the west cell, 20 295 hours work was required for 8.68x10<sup>5</sup> m<sup>3</sup> of soil.

Some inventory materials do not have a value for scenario 1 because they are not part of the product system. Those materials are only used in scenario 2 for the construction of the backfill plant, a step which is not part of scenario 1. Note that the data taken from the ecoinvent database for the backfill plant construction includes the material's final disposal. The most abundant substances found in water and soil ( $\geq 1\%$ ), with the exception of COD, were non toxic or without a characterisation factor in the IMPACT 2002+ method. However, all pollutants, including emissions  $< 1\%$ , have been considered for the impact evaluation analysis.

Table 4.4 shows the inputs and outputs for the mine operating stage. It should be noted that closure option B generates different inputs and outputs due to the desulphurization phase during the last years of operation.

**Table 4.4 Mass inputs and outputs for operating stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented**

|                                                               |                             | Scenario 1           |                      | Scenario 2           |                      |
|---------------------------------------------------------------|-----------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
|                                                               |                             | 1A, 1C               | 1B                   | 2A, 2C               | 2B                   |
| <b>Material (inputs)</b>                                      | <b>Remarks</b>              |                      |                      |                      |                      |
| Quick lime (kg)                                               | O.LP (s <sup>1</sup> )      | 1.08x10 <sup>7</sup> | 1.08x10 <sup>7</sup> | 5.44x10 <sup>6</sup> | 5.44x10 <sup>6</sup> |
| KAX-51 <sup>2</sup> (kg)                                      | O.D (s)                     | -                    | 6.65x10 <sup>5</sup> | -                    | 3.96x10 <sup>5</sup> |
| Polyester (kg)                                                | O.BP (s)                    | -                    | -                    | 1.46x10 <sup>3</sup> | 1.41x10 <sup>3</sup> |
| Nylon (kg)                                                    | O.BP (s)                    | -                    | -                    | 5.14x10 <sup>3</sup> | 4.97x10 <sup>3</sup> |
| Hydraulic oil (kg)                                            | O.BP (s)                    | -                    | -                    | 4.22x10 <sup>3</sup> | 4.22x10 <sup>3</sup> |
| Slag (kg)                                                     | O.BP (s)                    | -                    | -                    | 1.94x10 <sup>8</sup> | 1.87x10 <sup>8</sup> |
| Cement (kg)                                                   | O.BP (s)                    | -                    | -                    | 5.07x10 <sup>7</sup> | 4.89x10 <sup>7</sup> |
| Diesel (plant) (kg)                                           | O.LP (s)                    | 8.52x10 <sup>5</sup> | 8.52x10 <sup>5</sup> | 4.29x10 <sup>5</sup> | 4.29x10 <sup>5</sup> |
| Diesel (transport) (kg)                                       | O.TDS, O.BP, O.D (s)        | 2.19x10 <sup>5</sup> | 2.39x10 <sup>5</sup> | 4.59x10 <sup>6</sup> | 4.34x10 <sup>6</sup> |
| Electricity (kWh)                                             | O.TDS, O.BP, O.D (s)        | 2.22x10 <sup>7</sup> | 3.29x10 <sup>7</sup> | 5.31x10 <sup>7</sup> | 5.88x10 <sup>7</sup> |
| Forest intensive clear cutting occupation (m <sup>2</sup> an) | O.TDS, O.BP, O.LP, O.PP (s) | 2.52x10 <sup>7</sup> | 2.52x10 <sup>7</sup> | 1.74x10 <sup>7</sup> | 1.74x10 <sup>7</sup> |

**Table 4.4 Mass inputs and outputs for operating stage. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented (suite)**

|                                   |                  |                      |                      |                      |                      |
|-----------------------------------|------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Water (natural) (m <sup>3</sup> ) | O.TDS, O. BP (s) | 1.01x10 <sup>6</sup> | 1.01x10 <sup>6</sup> | 1.97x10 <sup>6</sup> | 1.94x10 <sup>6</sup> |
| <b>Emissions (outputs)</b>        |                  |                      |                      |                      |                      |
| Biogenic CO <sub>2</sub> (kg)     | air              | 4.48x10 <sup>5</sup> | 5.26x10 <sup>6</sup> | 3.06x10 <sup>6</sup> | 3.02x10 <sup>6</sup> |
| Fossil CO <sub>2</sub> (kg)       |                  | 1.24x10 <sup>7</sup> | 1.31x10 <sup>7</sup> | 1.52x10 <sup>8</sup> | 1.47x10 <sup>8</sup> |
| Ammonia (kg)                      | water            | 1.46x10 <sup>5</sup> | 1.46x10 <sup>5</sup> | 7.44x10 <sup>4</sup> | 7.44x10 <sup>4</sup> |
| BOD <sub>5</sub> (kg)             |                  | 2.12x10 <sup>4</sup> | 2.32x10 <sup>4</sup> | 1.28x10 <sup>5</sup> | 1.25x10 <sup>5</sup> |
| Calcium, ion (kg)                 |                  | 8.79x10 <sup>3</sup> | 1.07x10 <sup>4</sup> | 5.32x10 <sup>4</sup> | 5.28x10 <sup>4</sup> |
| Chloride (kg)                     |                  | 8.24x10 <sup>4</sup> | 8.84x10 <sup>4</sup> | 6.12x10 <sup>5</sup> | 5.96x10 <sup>5</sup> |
| COD (kg)                          |                  | 2.36x10 <sup>4</sup> | 2.60x10 <sup>4</sup> | 1.83x10 <sup>5</sup> | 1.79x10 <sup>5</sup> |
| DOC (kg)                          |                  | 7.79x10 <sup>3</sup> | 8.61x10 <sup>3</sup> | 5.00x10 <sup>4</sup> | 4.89x10 <sup>4</sup> |
| Hydrocarbons, unsp. (kg)          |                  | 7.74x10 <sup>4</sup> | 7.74x10 <sup>4</sup> | 3.96x10 <sup>4</sup> | 3.96x10 <sup>4</sup> |
| Silicon (kg)                      |                  | 1.05x10 <sup>4</sup> | 1.47x10 <sup>4</sup> | 7.79x10 <sup>4</sup> | 7.82x10 <sup>4</sup> |
| Sodium, ion (kg)                  |                  | 3.99x10 <sup>4</sup> | 4.23x10 <sup>4</sup> | 2.44x10 <sup>5</sup> | 2.38x10 <sup>5</sup> |
| Sulfate (kg)                      |                  | 7.85x10 <sup>3</sup> | 1.07x10 <sup>4</sup> | 5.08x10 <sup>4</sup> | 5.11x10 <sup>4</sup> |
| Sulfuric acid (kg)                |                  | 3.55x10 <sup>6</sup> | 3.55x10 <sup>6</sup> | 3.12x10 <sup>6</sup> | 3.12x10 <sup>6</sup> |
| Suspended solids, unsp. (kg)      |                  | 3.23x10 <sup>5</sup> | 3.23x10 <sup>5</sup> | 1.71x10 <sup>5</sup> | 1.71x10 <sup>5</sup> |
| TOC (kg)                          |                  | 7.81x10 <sup>3</sup> | 8.63x10 <sup>3</sup> | 5.01x10 <sup>4</sup> | 4.90x10 <sup>4</sup> |
| Calcium (kg)                      | Soil             | 191                  | 204                  | 1.07x10 <sup>3</sup> | 1.04x10 <sup>3</sup> |
| Carbon (kg)                       |                  | 142                  | 152                  | 789                  | 771                  |
| Chloride (kg)                     |                  | 1.53x10 <sup>3</sup> | 1.63x10 <sup>3</sup> | 3.14x10 <sup>4</sup> | 3.05x10 <sup>4</sup> |
| Iron (kg)                         |                  | 128                  | 301                  | 2.79x10 <sup>3</sup> | 2.80x10 <sup>3</sup> |
| Oils, unspecified (kg)            |                  | 5.52x10 <sup>3</sup> | 5.96x10 <sup>3</sup> | 2.82x10 <sup>4</sup> | 2.76x10 <sup>4</sup> |
| Sodium (kg)                       |                  | 96                   | 102                  | 566                  | 553                  |

<sup>1</sup> Specific data, given by the mine, consultants' reports or calculated from information given by these sources

<sup>2</sup> Data approximated by data of secondary sulfur since no information was available for xanthate KAX-51

The results indicate that scenario 2 requires more materials and energy than scenario 1, except for inputs related to the site area: occupied surface, water management (water treatment: quicklime, diesel for the liming plant and tailings site filling) and consumption of KAX-51 which is the xanthate collector used in the non-selective

flotation process at the desulphurization unit. The backfill plant required a large amount of materials, predominantly slag and cement and their related transport. Again, the most important substances ( $\geq 1\%$ ) found in water and soil are not toxic or did not have any characterization factor for any impact categories except for ammonia, COD and sulfuric acid.

Table 4.5 lists the inputs and outputs for the different closure options for a period of two years. Most of the material inputs have been calculated (are not based on actual data). The main materials are related to diesel consumption for the off-road machinery used to construct the different layers (closure options B and C), seed production and land occupation represented by forest clear-cutting (as no vascular plants are present on the site for all options during this period).

**Table 4.5 Mass inputs and outputs for closure options. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. All the material inputs have been calculated except for land occupation (the closure options are hypothetical)**

|                                                    | Scenario 1           |                      |                      | Scenario 2           |                      |                      |
|----------------------------------------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
|                                                    | 1A                   | 1B                   | 1C                   | 2A                   | 2B                   | 2C                   |
| <b>Materials (inputs)</b>                          |                      |                      |                      |                      |                      |                      |
| Waste rock (m <sup>3</sup> )                       | -                    | 4.89x10 <sup>5</sup> | 8.15x10 <sup>5</sup> | -                    | 2.91x10 <sup>5</sup> | 4.85x10 <sup>5</sup> |
| Silt (m <sup>3</sup> )                             | -                    | -                    | 9.78x10 <sup>5</sup> | -                    | -                    | 5.82x10 <sup>5</sup> |
| Sand and gravel (m <sup>3</sup> )                  | -                    | -                    | 4.89x10 <sup>5</sup> | -                    | -                    | 2.91x10 <sup>5</sup> |
| Organic soil (m <sup>3</sup> )                     | -                    | -                    | 1.63x10 <sup>5</sup> | -                    | -                    | 9.7x10 <sup>4</sup>  |
| Forest intensive clear cutting (m <sup>2</sup> an) | 3.56x10 <sup>6</sup> | 3.56x10 <sup>6</sup> | 3.56x10 <sup>6</sup> | 2.11x10 <sup>6</sup> | 2.11x10 <sup>6</sup> | 2.11x10 <sup>6</sup> |
| Diesel (machinery) (kg)                            | -                    | 3.68x10 <sup>5</sup> | 3.06x10 <sup>6</sup> | -                    | 2.19x10 <sup>5</sup> | 1.82x10 <sup>6</sup> |
| Diesel (transport) (kg)                            | -                    | 418                  | 1.32x10 <sup>3</sup> | -                    | 418                  | 1.09x10 <sup>3</sup> |
| Seeds (kg)                                         | -                    | -                    | 3.26x10 <sup>4</sup> | -                    | -                    | 1.94x10 <sup>4</sup> |

**Table 4.5 Mass inputs and outputs for closure options. The emissions which contribute to more than 1% in each compartment are presented. All the material inputs have been calculated except for land occupation (the closure options are hypothetical) (suite)**

| <b>Emissions (outputs)</b>   |       |                       |                      |                      |                       |                      |                      |
|------------------------------|-------|-----------------------|----------------------|----------------------|-----------------------|----------------------|----------------------|
| CO <sub>2</sub> fossil (kg)  | air   | 68.8                  | 1.35x10 <sup>6</sup> | 1.11x10 <sup>7</sup> | 68.8                  | 8.01x10 <sup>5</sup> | 6.66x10 <sup>6</sup> |
| Ammonia (kg)                 | water | 4.90x10 <sup>3</sup>  | 6.66x10 <sup>3</sup> | 6.66x10 <sup>3</sup> | 3.16x10 <sup>3</sup>  | 3.96x10 <sup>3</sup> | 3.96x10 <sup>3</sup> |
| BOD <sub>5</sub> (kg)        |       | 7.31                  | 5.71x10 <sup>3</sup> | 4.75x10 <sup>4</sup> | 7.31                  | 3.41x10 <sup>3</sup> | 2.83x10 <sup>4</sup> |
| Calcium, ion (kg)            |       | 0.09                  | 1.37x10 <sup>5</sup> | 1.46x10 <sup>5</sup> | 0.09                  | 8.18x10 <sup>4</sup> | 8.69x10 <sup>4</sup> |
| Chloride (kg)                |       | 4.23                  | 1.56x10 <sup>4</sup> | 1.43x10 <sup>5</sup> | 4.23                  | 9.27x10 <sup>3</sup> | 8.52x10 <sup>4</sup> |
| COD (kg)                     |       | 30.1                  | 5.83x10 <sup>3</sup> | 4.83x10 <sup>4</sup> | 30.1                  | 3.49x10 <sup>3</sup> | 2.88x10 <sup>4</sup> |
| Hydrocarbons, unsp.(kg)      |       | 5.21x10 <sup>3</sup>  | 3.54x10 <sup>3</sup> | 3.55x10 <sup>3</sup> | 3.36x10 <sup>3</sup>  | 2.11x10 <sup>3</sup> | 2.11x10 <sup>3</sup> |
| Magnesium (kg)               |       | 0.01                  | 1.13x10 <sup>5</sup> | 1.15x10 <sup>5</sup> | 0.01                  | 6.75x10 <sup>4</sup> | 6.83x10 <sup>4</sup> |
| Sodium, ion (kg)             |       | 0.8                   | 1.30x10 <sup>4</sup> | 7.96x10 <sup>4</sup> | 0.81                  | 7.74x10 <sup>3</sup> | 4.74x10 <sup>4</sup> |
| Sulphuric acid (kg)          |       | 1.69x10 <sup>5</sup>  | 2.30x10 <sup>6</sup> | 2.30x10 <sup>6</sup> | 1.01x10 <sup>5</sup>  | 1.37x10 <sup>6</sup> | 1.37x10 <sup>6</sup> |
| Suspended solids, unsp. (kg) |       | 2.16x10 <sup>4</sup>  | 1.51x10 <sup>4</sup> | 1.77x10 <sup>4</sup> | 1.40x10 <sup>4</sup>  | 8.97x10 <sup>3</sup> | 1.06x10 <sup>4</sup> |
| Calcium (kg)                 | Soil  | 2.5 x10 <sup>-3</sup> | 48.8                 | 405                  | 2.5 x10 <sup>-3</sup> | 29                   | 241                  |
| Carbon (kg)                  |       | 1.9x10 <sup>-3</sup>  | 36.6                 | 304                  | 1.9x10 <sup>-3</sup>  | 21.8                 | 181                  |
| Chloride (kg)                |       | 6.0x10 <sup>-2</sup>  | 48.6                 | 405                  | 6.0x10 <sup>-2</sup>  | 29.6                 | 242                  |
| Iron (kg)                    |       | 1.8 x10 <sup>-3</sup> | 26.2                 | 219                  | 1.8x10 <sup>-3</sup>  | 15.6                 | 130                  |
| Oils, unsp. (kg)             |       | 6.7x10 <sup>-2</sup>  | 1.88x10 <sup>3</sup> | 1.57x10 <sup>4</sup> | 6.7x10 <sup>-2</sup>  | 1.12x10 <sup>3</sup> | 9.33x10 <sup>3</sup> |
| Sodium (kg)                  |       | 1.4x10 <sup>-3</sup>  | 24.3                 | 202                  | 1.4x10 <sup>-3</sup>  | 14.5                 | 120                  |

Emissions for scenario 1 are larger than for scenario 2 for each closure option. This result is not surprising considering that emissions in this life cycle stage are a function

of the tailings disposal area. The amount of water evacuated for lowering the water table is  $2.28 \times 10^6 \text{ m}^3$  for scenario 1 and  $1.36 \times 10^6 \text{ m}^3$  for scenario 2. The machinery is used for construction of the cover for 8 891 hours for scenario 1B, 69 369 hours for scenario 1C, 5 291 hours for 2B and 41 288 hours for scenario 2C.

Comparison of closure options B and C shows that emissions are always higher for option C except for sulfates (transformed into equivalent acid) emitted in water when the water level is lowered. The differences for air and soil emissions between options B and C come from the off-road equipment since 3 layers are necessary for the CCBE versus 1 layer for the desulphurized cover. Furthermore, increased emissions in water for the CCBE are attributed to the off-road equipment for BOD<sub>5</sub> and COD. The off-road equipment and seed production are responsible for the increase in chloride and sodium emissions. In comparison to options B and C, emissions for option A are much lower except for ammonia, hydrocarbons, sulfuric acid and suspended solids in water, which are substances found in the final effluent. For water, the differences for BOD<sub>5</sub>, chloride, COD and sodium are explained by the machinery which is not used within option A. The same explanation is applied to air and soil emissions. For calcium, magnesium and sodium in water, the differences are caused by the different sources of data used for water quality of the tailings disposal site (seepage and final effluent). For option A, data are extrapolated from the mine operation phase (in situ analysis) and for option B and C, data come from laboratory research where a greater number of substances were analyzed (Ouangrawa et al. 2006).

#### 4.2.4.2 Impact evaluation analysis

##### *Midpoint categories for development and operating stages*

Table 4.6 presents the midpoint results for both the development and operation phases of the six scenarios for each of the fourteen impact categories. It is important to note that in this comparative LCA study, the absolute value of the different impacts should only be used to get some idea of the order of magnitude of the different potential impacts and the interpretation should focus on the comparison between scenarios.

**Table 4.6 Midpoint results for the development and operation phase**

| Impact categories | Units                                                     | Scenarios             |                       |                       |                       |
|-------------------|-----------------------------------------------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
|                   |                                                           | 1A and 1C             | 1B                    | 2A and 2C             | 2B                    |
| AA                | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> into air                 | 2.62x10 <sup>6</sup>  | 2.64x10 <sup>6</sup>  | 2.31x10 <sup>6</sup>  | 2.32x10 <sup>6</sup>  |
| AE                | kg <sub>eq</sub> triethylene glycol into water            | 3.33x10 <sup>10</sup> | 3.52x10 <sup>10</sup> | 5.74x10 <sup>10</sup> | 5.74x10 <sup>10</sup> |
| AEu               | kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> into water | 1.43x10 <sup>3</sup>  | 1.51x10 <sup>3</sup>  | 5.44x10 <sup>3</sup>  | 5.34x10 <sup>3</sup>  |
| HT                | kg <sub>eq</sub> chloroethylene into air                  | 1.10x10 <sup>7</sup>  | 1.10x10 <sup>7</sup>  | 8.58x10 <sup>6</sup>  | 8.51x10 <sup>6</sup>  |
| GW                | kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> into air                 | 2.11x10 <sup>7</sup>  | 2.19x10 <sup>7</sup>  | 1.62x10 <sup>8</sup>  | 1.57x10 <sup>8</sup>  |
| IR                | Bq <sub>eq</sub> carbon-14 into air                       | 1.98x10 <sup>5</sup>  | 2.55x10 <sup>5</sup>  | 1.35x10 <sup>6</sup>  | 1.34x10 <sup>6</sup>  |
| LO                | m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> organic arable land-year     | 2.68x10 <sup>7</sup>  | 2.68x10 <sup>7</sup>  | 1.90x10 <sup>7</sup>  | 1.90x10 <sup>7</sup>  |
| ME                | kg <sub>eq</sub> iron (in ore)                            | 5.32x10 <sup>4</sup>  | 6.76x10 <sup>4</sup>  | 5.04x10 <sup>5</sup>  | 4.99x10 <sup>5</sup>  |
| NRE               | kg <sub>eq</sub> crude oil                                | 2.57E+08              | 2.70x10 <sup>8</sup>  | 9.24x10 <sup>8</sup>  | 9.07x10 <sup>8</sup>  |
| OLD               | kg <sub>eq</sub> CFC-11 into air                          | 2.38                  | 2.44                  | 8.84                  | 8.63                  |
| RI                | kg <sub>eq</sub> PM <sub>2.5</sub> into air               | 1.69x10 <sup>4</sup>  | 1.94x10 <sup>4</sup>  | 9.75x10 <sup>4</sup>  | 9.61x10 <sup>4</sup>  |
| PO                | kg <sub>eq</sub> ethylene into air                        | 1.11x10 <sup>4</sup>  | 1.13x10 <sup>4</sup>  | 4.71x10 <sup>4</sup>  | 4.59x10 <sup>4</sup>  |
| TAN               | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> into air                 | 4.56x10 <sup>5</sup>  | 4.90x10 <sup>5</sup>  | 2.42x10 <sup>6</sup>  | 2.37x10 <sup>6</sup>  |
| TE                | kg <sub>eq</sub> triethylene glycol into soil             | 4.15x10 <sup>8</sup>  | 5.05x10 <sup>8</sup>  | 2.21x10 <sup>9</sup>  | 2.21x10 <sup>9</sup>  |

Figure 4.3 shows the midpoint impacts for the six scenarios for the development and operation stages. These two life cycle stages have been grouped because they are closely linked together. The scenarios are normalized, i.e. divided by the scenario that creates the greatest impact in each category, in order to have the results as percentages for ease of presentation. Impacts from different categories should not be compared against one another because they are not expressed in the same units. The results obtained could not be compared with results from other case studies since we did not find any similar study in the literature.

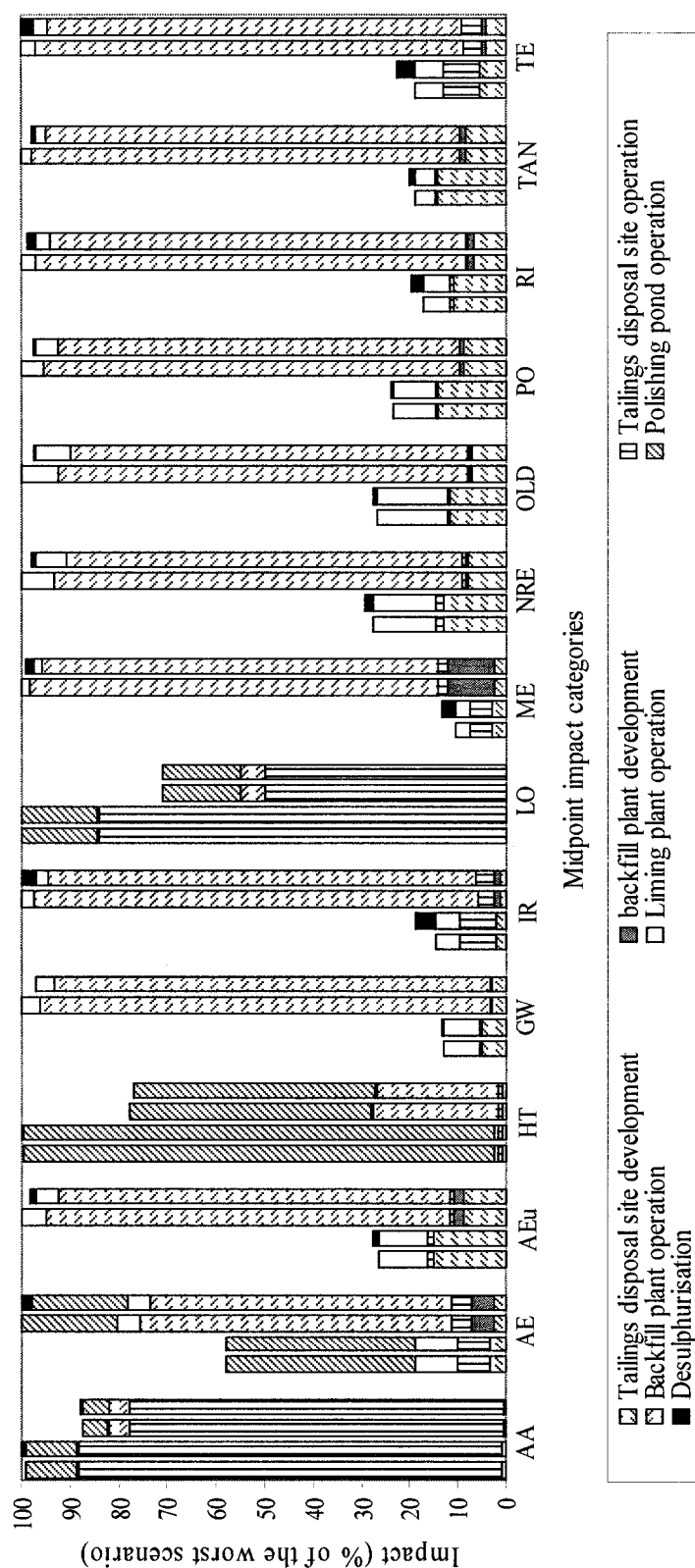


**Figure 4.3 Bar chart of the midpoint results for the combined development and operation stage; for each impact category, 1<sup>st</sup> bar: 1A and 1C (the same for D and O stages); 2<sup>nd</sup> bar: 1B; 3<sup>rd</sup> bar: 2A and 2C; 4<sup>th</sup> bar: 2B. Results are normalized by dividing the impact of each scenario by the largest impact in its category.**

The options that generate the highest impact in most of the impact categories during site development and operation are scenarios 2 (A, B, C). All these categories (AE, AEu, GW, IR, ME, NRE, OLD, PO, RI, TAN and TE) are largely dominated by backfill plant operation since a large amount of materials is consumed. For the AE category, the polishing pond operation is also an important stage due to the emission of metals in the final effluent. Since the final effluent is larger in scenario 1, the impact difference between scenario 1 and scenario 2 is reduced. Categories related to site area and water emissions caused by the tailings site (i.e. AA, HT and LO) show greater impacts for scenario 1. The impact difference between scenarios 1 and 2 for the AA category is mainly caused by the tailings disposal site operation, but it is lower than the difference between scenarios 1 and 2 for the two other categories (HT and LO). This is because acidity emissions from the seepage are proportional to the dyke length around the tailings disposal site (not to the covered area).

The tailings site development never contributes to more than 15% to an impact category and its impact is always greater for scenario 1. When adding backfill plant construction (and demolition), scenario 2 generates more impacts for AE, IR and ME. It is also interesting to note that the liming plant and desulphurization units cause minor impacts (below 15% and 5% contribution respectively in all of the impact categories), since these units occupy a small surface in comparison to the tailings site and consume few materials and energy compared to the backfill plant operation.

Scenarios 2A and 2C have a greater impact than scenario 2B in all of the categories mainly because the amount of tailings sent to the backfill plant is slightly less (3.5%) in option 2B due to technical constraints (see Table 4.2). Tailings with a low solids percentage coming from the cyclone (thickening stage) are sent directly to the tailings disposal site.

*Midpoint categories for closure stage*

Table 4.7 presents the midpoint results for both development and operation phases of the six scenarios for each of the fourteen impact categories. Again, the interpretation of the results should focus on the comparison between scenarios.

**Table 4.7 Midpoint results for the closure phase (two years)**

| Impact categories | Units                                                     | Scenarios |          |          |          |          |          |
|-------------------|-----------------------------------------------------------|-----------|----------|----------|----------|----------|----------|
|                   |                                                           | 1A        | 1B       | 1C       | 2A       | 2B       | 2C       |
| AA                | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> into air                 | 1.19E+05  | 1.51E+06 | 1.54E+06 | 7.15E+04 | 9.00E+05 | 9.18E+05 |
| AE                | kg <sub>eq</sub> triethylene glycol into water            | 1.49E+09  | 3.21E+09 | 4.65E+09 | 9.63E+08 | 1.91E+09 | 2.77E+09 |
| AEu               | kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> into water | 6.63E-01  | 1.34E+02 | 1.22E+03 | 6.63E-01 | 8.02E+01 | 7.29E+02 |
| HT                | kg <sub>eq</sub> chloroethylene into air                  | 3.68E+05  | 5.10E+05 | 5.60E+05 | 2.38E+05 | 3.04E+05 | 3.33E+05 |
| GW                | kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> into air                 | 7.34E+01  | 1.36E+06 | 1.13E+07 | 7.34E+01 | 8.08E+05 | 6.73E+06 |
| IR                | Bq <sub>eq</sub> carbon-14 into air                       | 7.14E-01  | 3.11E+03 | 2.68E+04 | 7.14E-01 | 1.86E+03 | 1.59E+04 |
| LO                | m <sup>2</sup> <sub>eq</sub> organic arable land-year     | 3.75E+06  | 3.75E+06 | 4.04E+06 | 2.23E+06 | 2.24E+06 | 2.41E+06 |
| ME                | kg <sub>eq</sub> iron (in ore)                            | 4.78E-01  | 9.23E+02 | 8.41E+03 | 4.78E-01 | 5.53E+02 | 5.01E+03 |
| NRE               | kg <sub>eq</sub> crude oil                                | 1.82E+03  | 1.99E+07 | 1.65E+08 | 1.82E+03 | 1.18E+07 | 9.84E+07 |
| OLD               | kg <sub>eq</sub> CFC-11 into air                          | 1.97E-05  | 1.71E-01 | 1.42E+00 | 1.97E-05 | 1.02E-01 | 8.45E-01 |
| RI                | kg <sub>eq</sub> PM <sub>2.5</sub> into air               | 1.42E-01  | 1.71E+03 | 1.42E+04 | 1.42E-01 | 1.02E+03 | 8.45E+03 |
| PO                | kg <sub>eq</sub> ethylene into air                        | 1.04E-01  | 1.15E+03 | 8.97E+03 | 1.04E-01 | 6.85E+02 | 5.34E+03 |
| TAN               | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> into air                 | 3.43E+00  | 5.80E+04 | 4.82E+05 | 3.43E+00 | 3.45E+04 | 2.87E+05 |
| TE                | kg <sub>eq</sub> triethylene glycol into soil             | 2.24E+03  | 1.14E+07 | 1.01E+08 | 2.20E+03 | 6.79E+06 | 6.01E+07 |

Figure 4.4 presents the midpoint results for the 2 years of the closure stage. Again, the results are presented in relation to the scenario that generates the highest impact in each category. For the impact categories where only 4 bars are represented, scenarios 1A and 2A are not included since their impact is too low (contribution  $\leq 0.05\%$ ).

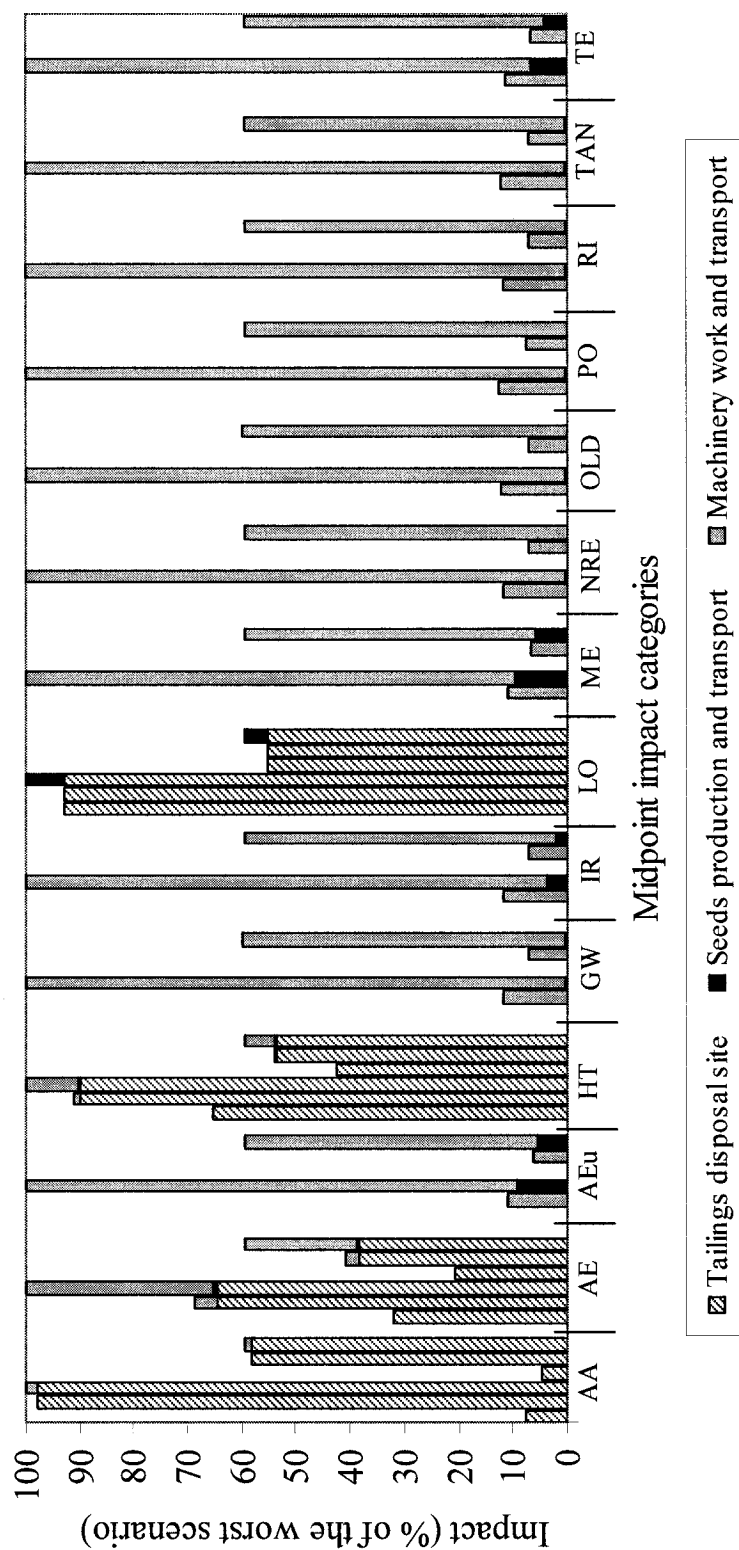


**Figure 4.4 Bar chart of midpoint results for closure stage; for each impact category; 1<sup>st</sup> bar: 1A; 2<sup>nd</sup> bar: 1B; 3<sup>rd</sup> bar: 1C; 4<sup>th</sup> bar: 2A; 5<sup>th</sup> bar: 2B; 6<sup>th</sup> bar: 2C. Results are normalized by dividing the impact results in each category by the impact of the scenario having the highest impact score.**

In this presentation, the tailings disposal site refers to impacts directly linked to the site in terms of water effluent and area occupied. For each category, the impact ranking is option C > option B > option A, except for land occupation where impacts are equal between the options for the tailings disposal site, although somewhat larger for option C due to seed production. The impact categories AA, AE, HT and LO are dominated by the tailings disposal site while the other categories are mainly influenced by machinery operation. Again, since there is no similar study available in the public literature, it is difficult to compare the results presented here.

### *Discussion*

Results have been presented above for each step of the life cycle. It is also relevant to put them in relation with one another. The results indicate that the closure step does not contribute substantially to the global impact of the different scenarios except for scenario 1C. The relative importance of the closure stage versus the overall life cycle is above 20% for scenario 1C in the following impact categories : TE = 20%, GW = 35%, AA = 37%, OLD = 37 %, NRE = 39%, PO = 45%, AEu = 46%, RI = 46%, TAN = 51% (results not shown in figures). These relatively large contributions are mainly due to the machinery, except for AA which is caused by lowering the water level. The closure step does not have the same relative impact for scenario 2C since the operation impacts are higher while the closure impacts are lower. This is because the area to be restored is smaller. The closure step also has a considerable influence due to water level lowering in category AA for scenarios 1B (36% of overall impact), 2B (28%) and 2C (28%).

### *Damage categories for the life cycle*

In order to obtain a global overview of the impacts related to the life cycle for each scenario (including the two year closure period), impacts at damage level are presented in Figure 4.5.

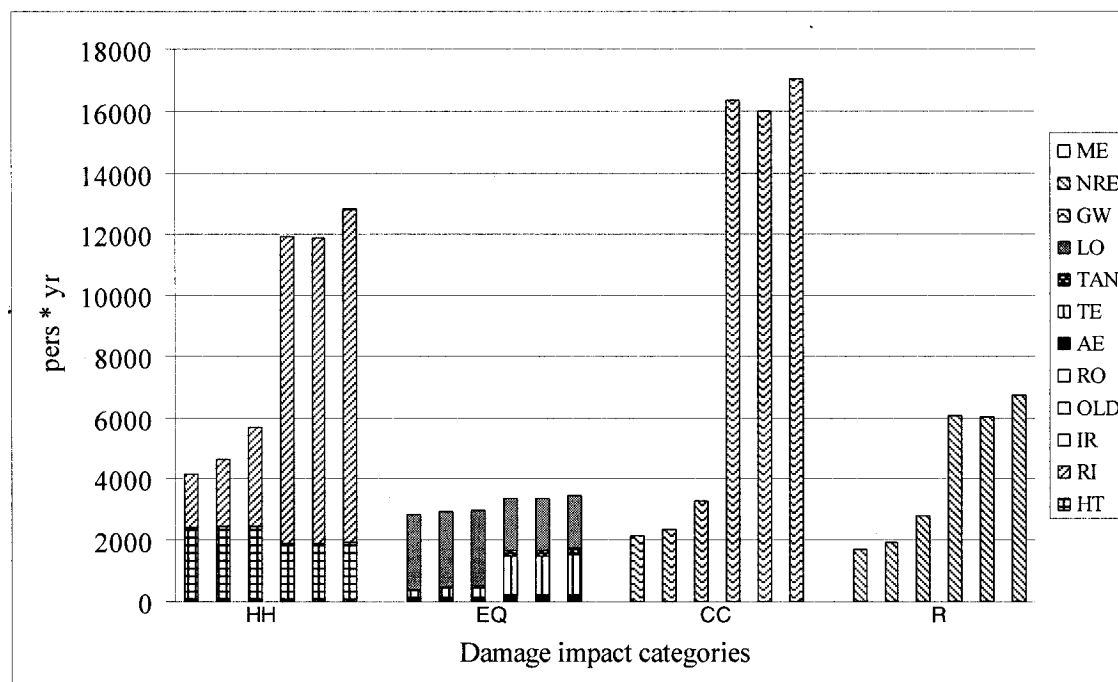


**Figure 4.5 Bar chart of the normalised damage results for the entire life cycle; for each damage impact category: the 1<sup>st</sup> bar: 1A; 2<sup>nd</sup> bar: 1B; 3<sup>rd</sup> bar: 1C; 4<sup>th</sup> bar: 2A; 5<sup>th</sup> bar: 2B; 6<sup>th</sup> bar: 2C; HH=Human Health, EQ=Ecosystem quality, CC=Climate Change, R=Resources.**

As mentioned in the IMPACT 2002+ methodology (Humbert *et al.* 2005; Jolliet *et al.* 2003b), the four damage scores presented in Figure 4.5 (HH, EQ, CC and R) should not be summed and have to be interpreted separately. For each category, scenario 2C shows the highest score and 1A the lowest. One could expect that the closure option where the site is covered with vegetation would be the most environmentally friendly option because of the inclusion of the land use category. However, this option requires more restoration effort, thus causes more impacts to the environment (at least in the short term). Once again, scenario 2 generates more potential impacts than scenario 1. The midpoint impact categories which contribute the most to a damage score are respiratory effects caused by inorganics for human health, land use for ecosystem quality and non-

renewable energy for the damage to resources. However, differences between the scenarios are smaller for the damage to ecosystem quality.

As shown in Figure 4.3, for the development and operation stages, scenario 1B shows higher impact scores than scenario 1C for all midpoint impact categories. When adding the closure period, scenario 1C generates larger potential impacts than scenario 1B as shown in Figure 4.5 for each damage (normalised) impact category. Furthermore, after the operation stage, scenario 1A and scenario 1C were similar with regards to all impact category scores; after the addition of the closure step, this was no longer the case. For scenario 2, the analysis of results from the development and operation steps showed that scenarios 2A and 2C generate higher potentials impacts than scenario 2B. This conclusion changed when the impacts of the closure period were added and the following ranking of the impact scores were obtained: scenario 2C > scenario 2A > scenario 2B. This applied to all damage categories except for the damage to ecosystem quality where scenario 2B has a higher score than scenario 2A. In fact, between closure options, option C appears to be the most harmful at this point.

After a closure period of two years, a tailings disposal site still induces potential impacts related, for example, to the occupation of land, final effluent and seepage from the dykes. Although these impacts can last for a very long period and may change the conclusion of this study, it has been decided not to cover them in this article since uncertainty in the currently available data is too high. An attempt at considering the post-closure period by widening the temporal boundaries is presented in Reid's MSc. thesis (Reid 2006).

On the other hand, in order to assess the extent to which results are influenced by the land use category (to establish the importance of this category), the contribution of the

land occupation to ecosystem quality damage was assessed. Results are presented in Table 4.8.

**Table 4.8 Contribution of land occupation to EQ damage : LO impact score / EQ impact score\*100 (in parenthesis, units : pers \* yr)**

| Scenarios | Phases considered         |                                            |
|-----------|---------------------------|--------------------------------------------|
|           | Development and operation | Development, operation and 2 years closure |
| 1A        | 84.3% (2 530)             | 85.8% (2 834)                              |
| 1B        | 82.4% (2 592)             | 83.5% (2 914)                              |
| 1C        | 84.3% (2 530)             | 82.9% (2 964)                              |
| 2A        | 47.5% (3 184)             | 50.3% (3 365)                              |
| 2B        | 47.6% (3 179)             | 50.2% (3 371)                              |
| 2C        | 47.5% (3 184)             | 49.5% (3 442)                              |

These results show that the impacts of land use in the damage to ecosystems are important and therefore it is critical that they be taken into account. However, there is still much work to be done to improve the evaluation of this impact category. There is an evolution of the contribution of land use after the closure period of two years. What would happen if a longer period had been considered? With the available data, it is not possible to extrapolate but with the development of knowledge, it should be possible to obtain an answer in the near future.

#### *Limitations of the study*

The application of IMPACT 2002+, a European method, in a Canadian mining context, has some limitations. Nevertheless, this approach was deemed the best available at this time as other methods induce even more limitations. For instance, with the Canadian midpoint method LUCAS (Toffoletto et al. 2005), the land use impact category was not

operational with regional characterisation factors. For this reason and because this impact category is of high importance in this study, it has been decided to select a method which comprises a valid model to characterize the land use impacts. Authors and readers should nevertheless keep in mind the limitations of this approach as the local and global contexts are quite different between Quebec and Europe.

A point of concern must be raised concerning the results shown here on human toxicity (HT) and aquatic ecotoxicity (AE). The potential impacts on HT are mainly caused by the final effluent (see polishing pond operation on Figure 4.3). The final effluent is also causing significant impacts on AE (approximately 20% of the impacts for scenario 2 and 65% for scenario 1). As mentioned before, the Louvicourt mine met the environmental norms (Ministère du développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec 2005) which are based on toxicological and ecotoxicological tests. Furthermore, the data used to calculate the amount of the different substances present in the final effluent do not consider the background concentration. Also, based on the concentrations of metals provided by the mine water analysis, all metals identified in the inventory were considered to be emitted in the dissolved form (ions). However, current LCIA methods, including IMPACT 2002+, are not yet adapted for metal speciation, bioavailability and bioconcentration modelling (Humbert et al. 2005). Again, the results obtained from this study should be analyzed using a comparison method and not as absolute values. It is important to note also that an LCA study does not replace a risk assessment. LCA should be used to target the critical points where other types of more specific analyses must be carried out.

Another source of uncertainty here is related to the CCBE technique (option C). This reclamation technique is at a relative disadvantage after the two-year closure period since it requires much more effort than the other techniques (but is expected to have a better long-term performance). It is important to stress that LCA does not take into

account all the technical aspects. For example, the performance of a technique is not assessed. In this case, the CCBE would have been used only if the perched water table technique would not have given the expected results. In other words, option C offers a double protection against AMD production. In this specific case, this choice does not have much influence on the results since the only step involved with the perched water table technique is the lowering of the water level. This step generates potential impacts in only three categories: AA, AE and HT (see Figure 4.4). In the AA and HT categories, 100% of the impacts are related to contaminants in water from the tailings disposal site and 65% for AE (35% comes from the machinery utilization). The volume of water related to the water level lowering is equal to four years of seepage from the tailings disposal site. Thus, this technique does not generate a lot of potential impacts compared to the CCBE option. The inclusion of the perched water table technique in option C was not necessary, but it does not significantly affect the results. Another advantage related to the CCBE technique is that it does not require maintaining a specific water level at all time which may be important in the context of climatic change.

The stage of revegetation, included in option C, is used to avoid dusting. However, the avoided impacts were not considered. In option B, it would also have been possible to proceed with revegetation with a preliminary levelling of the surface and the addition of an organic cover; however, maintenance of the site is required so that the roots do not damage the cover. It is also important to specify that some beneficial aspects, like ground control, were not considered in scenario 2.

Another key assumption has been made concerning the performance of the different closure options. In this study, all of the selected management options are assumed to achieve their objective, which is to avoid the production of AMD. In reality, it is possible that a particular technique will not fully achieve the objective and that corrective action would need to be taken.

Finally, it should be recalled that this study is specific to an underground mine in hard rock. Because of the very specific character of each mine, application to another mine could have different results.

#### **4.2.5 Conclusion**

The principal results of this illustration exercise can be summarized as follows:

- Scenario 2 options (tailings disposal site and backfill plant) lead to higher impacts in 11 of the 14 midpoint categories since the backfill plant operation consumes a great amount of material and energy. The exceptions are : aquatic acidification, human toxicity and land occupation which are more dependant upon water management and occupied surfaces;
- Closure option C (CCBE) is the most harmful over the two-year closure period since it requires seed production and greater machinery work.
- Damage scores over the life cycle (development, operation and two-year closure) show that scenario 1A generates the least impacts, mainly because it is the scenario which requires the least effort.

Special attention was given to the selection of the life cycle impact assessment method and impact categories. In this study, the principle of precaution was applied. Even if there is no consensus on the land use method, it was decided to consider this impact since it is a crucial aspect related to tailings management. Damage results showed the importance of the land use category within the damage to ecosystem quality.

The originality of this study partly lies in considering the tailings as a process (tailings management) and not as an emission of solid waste, and on focussing on site specific data collection. In the ecoinvent database for example, for life cycle inventories of

metals, only land use is considered for mining waste disposal because there is a lack of reliable data for modelling of tailings disposal since tailings composition can be extremely variable (Althaus et Classen 2005).

For an actual LCA aimed at selecting the best management option, there should also be at the same time a technical assessment of the various closure options that would provide specific information for each type of data.

Considering the specific character of a mine, the results of this study must be applied with reserve to other mining sites. Mineral ore grade, topography of the site and soil characteristics, for example, are among the specific aspects that could significantly influence the environmental impact.

#### **4.2.6 Acknowledgements**

The authors would like to thank CIRAIG's partners : Alcan, Bell Canada, Cambior, Chemin de fer Canadien Pacifique, CEAEQ, Total, Gaz de France / Électricité de France, Hydro-Québec, Ministère des affaires municipales et de la métropole, Petro-Canada, Solvay and Ville de Montréal and the Industrial NSERC Polytechnique-UQAT Chair – Environment and Mine Wastes Management. We would also like to thank Mine Louvicourt for their involvement in this project, Dr. Bruno Bussière for helping in the project and Dr John Molson for his help improving the manuscript. We wish to gratefully acknowledge all CIRAIG members. We would also like to thank Martin Caspar for his helpful support.

#### 4.2.7 References

- Althaus, H.-J.; Classen, M. Life Cycle Inventories of Metals and Methodological Aspects of Inventorying Material Resources in ecoinvent. *International Journal of LCA*. 10(1):43-49; 2005.
- Aubertin, M.; Bussière, B.; Bernier, L. Environnement et gestion des rejets miniers. Montréal, E.P.d., editor: Presses Internationales Polytechnique 2002.
- Aur\_Resources\_inc. North and central america, futur development. [http://www.aurresources.com/operations\\_north\\_future.htm](http://www.aurresources.com/operations_north_future.htm) (Page accessed on 10/04/2006)
- Beardsley, M.; Lindhjem, C.E. Exhaust Emission Factors for non road Engine Modeling - Compression ignition. U.S. EPA Office of Mobile Sources, Assessment and modelling Division. Report nr NR-009. 32 p.; 1998.
- Bois, D.; Benzaazoua, M.; Bussière, B.; Kongolo, M.; Poirier, P. A feasibility Study on the Use of Desulphurized Tailings to Control Acid Mine Drainage. *CIM Bulletin*. 98(1087):1; 2005.
- Bussière, B. Personnel communication. <http://web2.uqat.ca/crc%2Dbussiere/2006>.
- Caterpillar. Guide Caterpillar<sup>®</sup> Matériels et Méthodes. Peoria, Illinois, U.S.A.: CAT<sup>®</sup> de Caterpillar Inc. 1260 p; 2004.
- Durucan, S.; Korre, A.; Munoz-Melendez, G. Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry. *Journal of Cleaner Production*. 14:1057-1070; 2006.
- Ecobalance. Life cycle assessment of nickel products. 7101 Wisconsin Avenuem Suite 700, Bethesda, MD 20814. 99 p.; 2000.
- Frischknecht, R.; Jungbluth, N.; Althaus, H.-J.; Doka, G.; Dones, R.; Heck, T.; Hellweg, S.; Hischer, R.; Nemecek, T.; Rebitzer, G. and others. The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 10(1):3-9; 2005.
- Giurco, D.P.; Stewart, M.; Petrie, J.G. The role of LCA in performance assessment in minerals processing - a copper case study. *Environnemental issues and management of waste in energy and mineral production*, Singhal & Mehrotra eds., Rotterdam. 267-273; 2000.
- Golder Associés. Rapport de conception, Parc à résidus, projet Louvicourt. Pointe-Claire: Les ressources Aur, inc.; 1993.

- Gouvernement du Québec. Loi sur la qualité de l'environnement (LQE). Publications du Québec. L.R.Q., chapitre Q-2; 2006a.
- Gouvernement du Québec. Loi sur les mines. Publications du Québec. L.R.Q., chapitre M-13.1; 2006b.
- Hay, A.; Orlandi, M.-C.; Koundakjian, P. EUROFER Stainless Steel LCI study. In: *Ressources\_naturelles\_Canada*, editor; Montréal. Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET; 2002
- Humbert, S.; Margni, M.; Jolliet, O. IMPACT 2002+: User Guide. Lausanne, Switzerland: Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institut of Technology Lausanne (EPFL). 36 p.; 2005.
- International Aluminium Institute. Life cycle assessment of aluminium: Inventory data for the worldwide aluminium industry. 52 p.; 2003.
- International Aluminium Institute, A.a.a.s. Life Cycle Inventory of the Worldwide Aluminium Industry with regard to Energy Consumption and Emissions of Greenhouse Gases, Paper 1 - Automotive. 146 p.; 2000.
- International Council on Metals and the Environment (ICME) and United Nations Environment Programme (UNEP). Case studies on tailings management. Report nr ISBN 1-895720-29-X. 58 p.; 1998.
- ISO. CAN/CSA-ISO 14040-97 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework. 12 p; 1997.
- Jolliet, O.; Margni, M.; Charles, R.; Humbert, S.; Payet, J.; Rebitzer, G.; Rosenbaum, R. IMPACT 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology. *International Journal of LCA*. 8(6):324-330; 2003.
- Jolliet, O.; Ruedi, M.-W.; Bare, J.; Brent, A.; Goedkoop, M.; Heijungs, R.; Itsubo, N.; Pena, C.; Pennington, D.; Potting, J. and others. The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 9(6):394-404; 2004.
- Julien, M.R.; Lemieux, M.; Cayouette, J.; Talbot, D. Performance and Monitoring of the Louvicourt Mine Tailings and Disposal Area; January 20-24, 2004; Ottawa, Ontario, Canada. p 21; 2004
- Kakkar, M.; Maudgal, S. Life Cycle Assessment - an effective tool for cleaner production in the steel sector; March 2001; Manila, Philippines. p 13; 2001

- Lindeijer, E.; Müller-Wenk, R.; Steen, B. Impact Assessment of Ressources and Land Use, Life-cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice. 54 p.; 2002.
- Marcoux, L. Personnel communication. 2006.
- Ministère des ressources naturelles Québec Le Québec minier.  
<http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-minier/index.jsp> (Page accessed on 20/09/2003)
- Ministère du développement durable de l'Environnement et des Parcs du Québec. Directive 019 sur l'industrie minière Direction des politiques de l'eau, S.d.e.i., editor. 115 p; 2005.
- Norgate, T.E.; Rankin, W.J. Life cycle assessment of copper and nickel production; September 2000. p 133-138; 2000
- Ouangrawa, M.; Molson, J.; Aubertin, M.; Zagury, G.; Bussière, B. The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study. In: Barnhisel, R.I., editor; March 26-30 2006; St. Louis MO. American Society of Mining and Reclamation (ASMR). p 10 2006
- PRé Consultants. Simapro. Version Faculty 6.0.4; 2004.
- Reid, C. Analyse du cycle de vie d'un parc à résidus miniers. Montréal: École Polytechnique de Montréal. 202 p; 2006.
- Ressources naturelles Canada. Analyse du cycle de vie et métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux; Montréal. Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET; 2002
- Ripley, E.A.; Redmann, R.E.; Crowder, A.A. Environmental effects of mining. Florida: St. Lucie Press. 356 p; 1996.
- Seppälä, J.; Koskela, S.; Melanen, M.; Palperi, M. The Finnish metals industry and the environment. Resources, conservation and recycling. 35:61-76; 2002.
- Statistiques Canada 2004. L'industrie minière au Canada : un bon filon.  
[http://142.206.72.67/03/03b/03b\\_005\\_f.htm](http://142.206.72.67/03/03b/03b_005_f.htm) (Page accessed on 22/06/2006)
- Stewart, M. The application of life cycle assessment to mining, minerals and metals, Report of the MMDS workshop on life cycle assessment. New York: MMSD project of IIED. 55 p.; 2001.
- Stewart, M.; Hansen, Y.; Petrie, J. Critical Issues for Life Cycle Impact Assessment in Minerals Processing and Metals Refining; Fremantle, Australia. p 6; 2004

- Tan, R.B.H.; Khoo, H., H. An LCA study of a primary aluminium supply chain. *Journal of Cleaner Production*. 13:607-618; 2005.
- Toffoletto, L.; Bulle, C.; Godin, J.; Reid, C.; Deschênes, L. LUCAS - A new LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. *International Journal of LCA*. on line first:10; 2005.
- Ugaya, C.M.L.; Walter, A.C.S. Life Cycle Inventory Analysis - A case study of steel used in Brazilian Automobiles. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 9(6):365-370; 2004.
- Van Zyl, D.K.A. Towards improved environmental indicators during the mining life cycle. In: *Ressources\_naturelles\_Canada*, editor; Montréal. Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET; 2002

## **Chapitre 5      Résultats complémentaires**

Certains résultats n'ayant pas été présentés dans l'article sont introduits dans ce chapitre. Une première approche est présentée afin de quantifier les impacts potentiels liés à la période de post-fermeture avec la méthode d'évaluation des impacts IMPACT 2002+ par l'expansion des frontières temporelles (section 5.1). Par ailleurs, lors d'une étude comparative où l'un des objectifs principaux est de sélectionner le scénario causant le moins d'impacts potentiels sur l'environnement, il est important de s'assurer que les résultats obtenus sont fiables. Ainsi, les six scénarios à l'étude ont été évalués à l'aide d'une autre méthode d'évaluation des impacts reconnue, soit la méthode européenne Eco-Indicator 99 (section 5.2). L'effet de la régionalisation des facteurs de caractérisation a aussi été étudié à l'aide de la méthode canadienne LUCAS (section 5.3).

### **5.1 Expansion des frontières temporelles avec la méthode IMPACT 2002+**

Le parc à résidus miniers engendre des impacts potentiels même après la période de fermeture de 2 ans. En effet, le parc est maintenu dans un état empêchant toute renaturalisation. De plus, l'effluent final ainsi que les exfiltrations contiennent des contaminants qui sont émis dans l'environnement. Pour ces raisons, il a été décidé d'étudier l'influence du choix des frontières temporelles.

Selon les données disponibles pour le cas à l'étude, l'étape de post fermeture engendre des impacts dans les catégories d'impact suivantes : la toxicité humaine (HT) qui fait partie des dommages à la santé humaine, l'écotoxicité aquatique (AE) et l'occupation des terres (LO) qui font partie des dommages à la qualité des écosystèmes ainsi que l'acidification aquatique (AA) qui, contrairement aux autres catégories d'impact, n'est pas modélisée jusqu'aux dommages. Seuls les résultats sur les dommages à la qualité

des écosystèmes (normalisés) obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ sont présentés étant donné que les dommages sur la santé humaine varient très peu après l'étape de fermeture (l'augmentation maximale des impacts dans le temps est de 4% pour le scénario 1A pour l'expansion des frontières temporelles jusqu'à 100 après la fin des opérations). De plus, comme les impacts sont plus beaucoup plus grands pour les scénarios 2 que pour les scénarios 1 après l'étape de fermeture, l'expansion des frontières temporelles n'apporte aucune nouvelle information sur les dommages à la santé humaine.

L'évolution des dommages sur la qualité des écosystèmes à l'étape de post-fermeture sont présentés à la Figure 5.1.

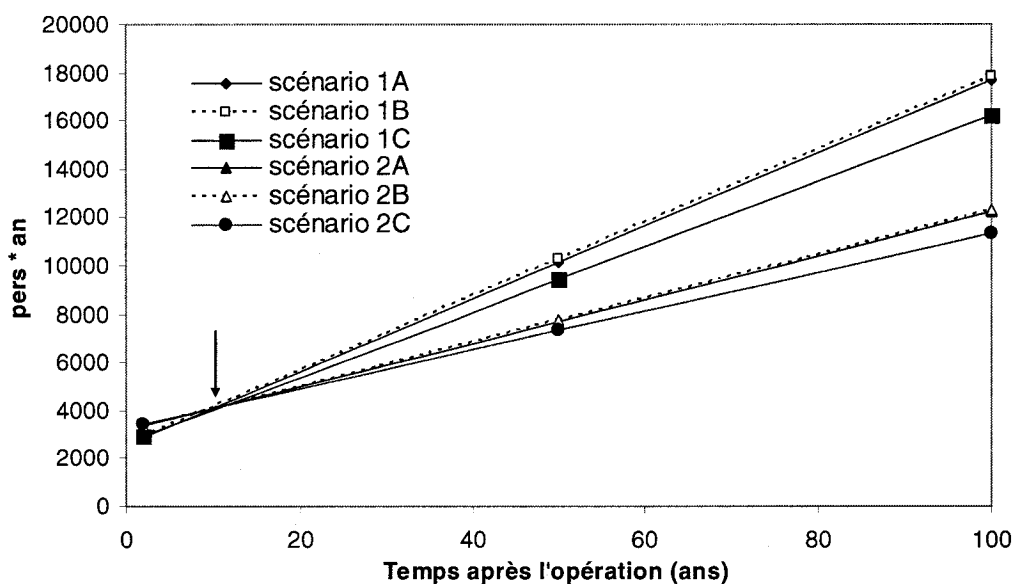


**Figure 5.1 Évolution des impacts sur la qualité des écosystèmes (normalisés) en fonction du temps (après l'étape de fermeture).**

L'année 0 correspond à la fin des opérations de la mine et l'année 2, la fin de l'étape de fermeture. À partir du moment indiqué par la flèche sur le graphique, le scénario qui

cause le moins de dommages à la qualité des écosystèmes change. Tel que présenté à la Figure 4.5 et à la Figure 5.1, les impacts potentiels sur la qualité des écosystèmes sont relativement similaires pour tous les scénarios immédiatement après la période de fermeture de 2 ans. À la lumière de ces résultats, combinés aux résultats des autres catégories de dommages, les scénarios 2A, 2B et 2C sont clairement désavantagés à court terme (2 ans) comparativement aux scénarios 1. Toutefois, cette tendance est renversée lorsque les frontières temporelles sont repoussées au-delà de la période de fermeture de 2 ans. Environ 10 ans après la fin des opérations, le scénario qui cause le moins de dommage à la qualité des écosystèmes devient le scénario 2C, soit le remblayage souterrain combiné à la CEBC. Afin d'évaluer dans quelle mesure ces résultats sont influencés par la catégorie d'impacts "utilisation de la terre" et pour statuer sur l'importance de cette catégorie, la contribution de l'occupation des terres aux dommages à la qualité des écosystèmes est présentée dans le Tableau 5.1.

**Tableau 5.1 Contribution de l'occupation des terres au dommage à la qualité des écosystèmes normalisé (impacts de l'occupation des terres / impact des dommages à la qualité des écosystèmes\*100)**

| Scénarios | Avant<br>fermeture* | 2 ans         | 10 ans        | 50 ans         | 100 ans        |
|-----------|---------------------|---------------|---------------|----------------|----------------|
| 1A        | 84,3% (2 530)       | 85,8% (2 834) | 89,6% (4 074) | 94,7% (10 121) | 96,2% (17 681) |
| 1B        | 82,4% (2 592)       | 83,5% (2 914) | 87,8% (4 160) | 93,6% (10 246) | 95,3% (17 853) |
| 1C        | 84,3% (2 530)       | 82,9% (2 964) | 86,7% (4 055) | 92,8% (9 458)  | 94,7% (16 211) |
| 2A        | 47,5% (3 184)       | 50,3% (3 365) | 58,6% (4 078) | 77,2% (7 719)  | 85,0% (12 270) |
| 2B        | 47,6% (3 179)       | 50,2% (3 371) | 58,5% (4 086) | 77,0% (7 744)  | 84,6% (12 317) |
| 2C        | 47,5% (3 184)       | 49,5% (3 442) | 57,0% (4 080) | 74,8% (7 312)  | 82,8% (11 351) |

\*La valeur absolue des dommages à la qualité des écosystèmes normalisée (pers\*an) est indiquée entre parenthèses.

Après la période de fermeture de 2 ans, seules les catégories écotoxicité aquatique et occupation des terres varient dans le temps. L'influence de l'occupation des terres aux dommages à la qualité des écosystèmes augmente plus rapidement pour les scénarios 2 que pour les scénarios 1. Ceci peut être expliqué par le fait que l'occupation des terres domine déjà pour les scénarios 1 avant l'étape de fermeture. La contribution relative de l'occupation des terres aux dommages à la qualité des écosystèmes (impacts de l'occupation des terres / impacts sur les dommages à la qualité des écosystèmes \* 100) est d'environ 83% à la fin de l'étape d'opération et jusqu'à 95% après une période 100 ans en phase de post-fermeture pour les scénarios où tous les résidus sont dirigés au parc à résidus; d'environ 47% jusqu'à 85% lorsqu'une partie des résidus sont retournés sous terre. L'importante contribution de cette catégorie d'impact aux dommages aux écosystèmes permet de conclure qu'elle est la principale responsable des l'inversion des tendances obtenus à la Figure 5.1.

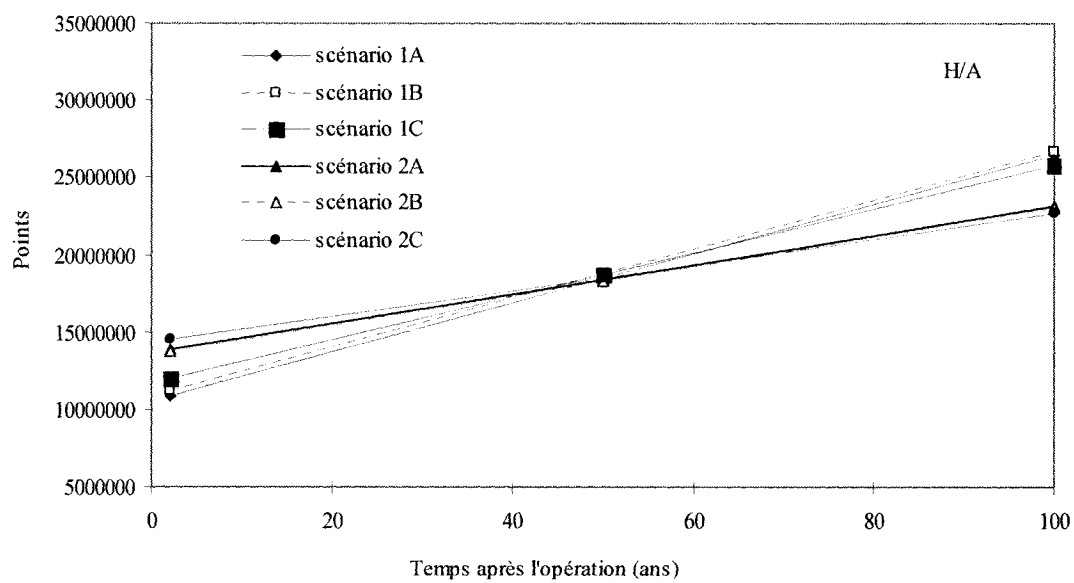
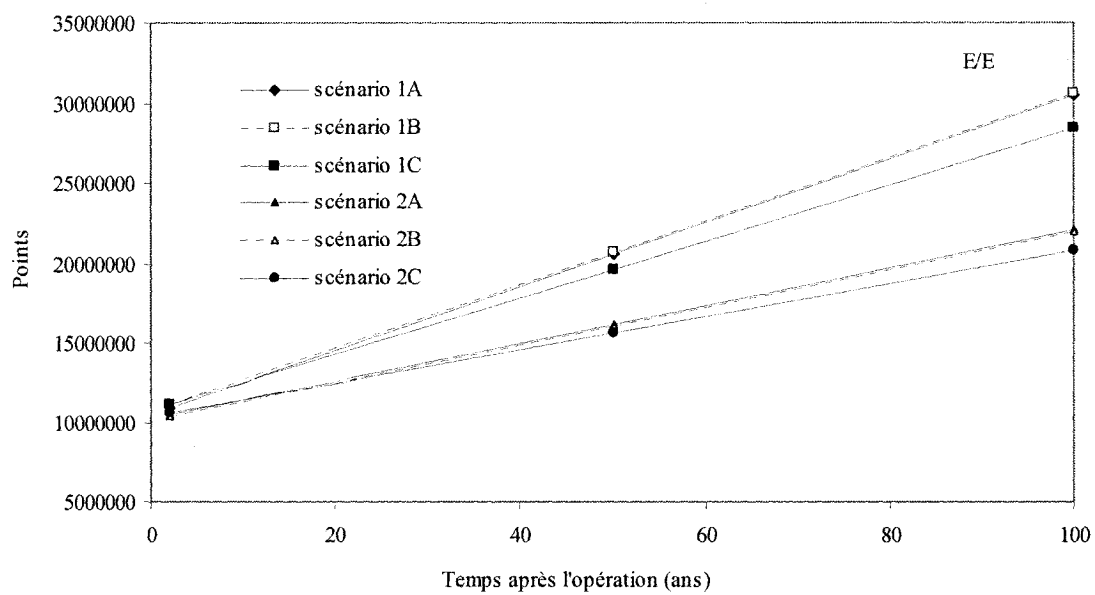
Tel que mentionné précédemment, les résultats au niveau des dommages n'incluent pas la catégorie d'impact acidification aquatique (AA) car la méthode IMPACT 2002+ ne va pas jusqu'aux dommages. Avant l'étape de fermeture, les impacts sur AA des scénarios 1 étaient supérieurs aux scénarios 2. Étant donné que le volume d'eau qui quitte le parc à résidus dans les étapes de fermeture et de post-fermeture est supérieur pour les scénarios 1, les résultats de la Figure 5.1 ne seraient qu'amplifiés. Toutefois, la tendance n'est pas la même pour les différentes options de fermeture. Selon les données utilisées, qui ont une très grande incertitude, la production d'acidité en conditions de post-fermeture est inférieure pour l'option A comparativement aux options B et C.

Pour l'option A, les données en conditions de post-fermeture proviennent en partie de données spécifiques obtenues pour l'opération et de données issues de la littérature. Pour les options B et C, elles proviennent d'expériences en laboratoire sur les résidus de Louvicourt, réalisées sur une période beaucoup plus courte (Ouangrawa *et al.* 2006).

Beaucoup de travail est requis afin d'améliorer la qualité des données en conditions de post-fermeture. Une discussion plus en profondeur de cet aspect est présentée au chapitre 6.

## **5.2 Importance du choix de la méthode d'évaluation d'impacts : comparaison des résultats obtenus avec IMPACT 2002+ et Eco-Indicator 99**

La méthode d'évaluation des impacts Eco-Indicator 99 est similaire à la méthode IMPACT 2002+ pour plusieurs catégories d'impact. Toutefois, certains éléments de la méthode Eco-Indicator 99 ont rendu son utilisation très pertinente dans le cas de cette étude, soit i) l'aspect transformation des terres qui est considéré et agrégé aux impacts de l'occupation des terres, ii) l'acidification aquatique qui est modélisée jusqu'aux dommages, contrairement à la méthode IMPACT 2002+ où la modélisation n'est effectuée qu'au niveau problèmes et iii) des catégories, pertinentes à l'étude, qui ne sont pas basées sur les mêmes modèles de caractérisation que la méthode IMPACT 2002+ (réchauffement global, écotoxicité terrestre et aquatique et toxicité humaine). Le choix de comparer Eco-Indicator 99 est aussi lié à la possibilité de pondérer les résultats pour l'obtention d'un indicateur unique. Bien que l'utilisation d'un tel indicateur puisse être controversée, cet indicateur unique permet d'agréger les impacts et d'estimer l'évolution possible des impacts en fonction du temps. La Figure 5.2 présente les résultats pondérés dans le temps pour les 3 théories culturelles (décrites à la section 3.4.1.2) : égalitaire (E), hiérarchique (H) et individualiste (I). Une étape de normalisation précède l'étape de pondération. Pour chacune des trois théories (aussi appelées perspectives), deux types de normalisation/pondération sont disponibles. Seule la version recommandée par les concepteurs (Goedkoop et Spriensma 2001) de la méthode est présentée.



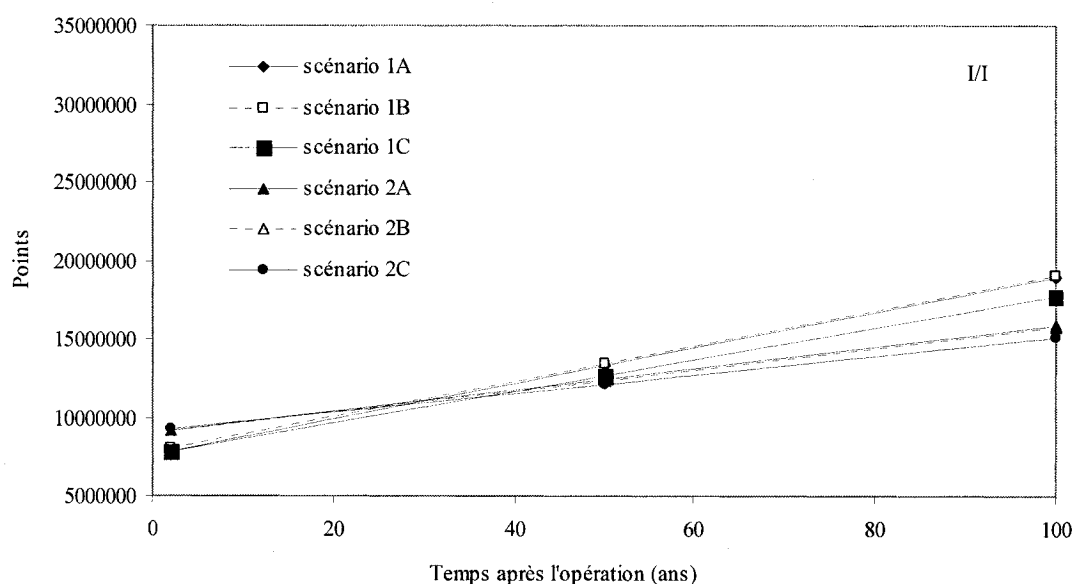


**Figure 5.2 Évolution des impacts pondérés dans le temps. 1<sup>er</sup> graphique : E/E, 2<sup>e</sup> graphique : H/A, 3<sup>e</sup> graphique : I/I (perspective / type de normalisation).**

L'année 0 correspond à la fin des opérations de la mine. Selon la perspective égalitaire, les scénarios 1 engendraient déjà des impacts supérieurs aux scénarios 2 avant même d'élargir les frontières temporelles au-delà de la période de fermeture du site de 2 ans. Ceci est principalement causé par l'importance de la catégorie d'impact "utilisation des terres". En effet, le facteur de pondération pour les dommages à l'écosystème, qui comprend la catégorie "utilisation des terres", est le plus élevé pour cette perspective et l'inclusion des impacts liés à la transformation des terres a pour effet de défavoriser les scénarios 1. En ce qui concerne les autres perspectives, hiérarchique et individualiste, le même phénomène rencontré avec IMPACT 2002+ se produit : les tendances sont modifiées suite à l'élargissement des frontières temporelles à l'avantage du scénario 2C. Ce phénomène se produit environ 45 ans après la fin des opérations pour la perspective hiérarchique et après 30 ans pour la perspective individualiste.

Cette analyse démontre que les impacts pondérés obtenus avec la méthode Eco-Indicator 99 permettent d'arriver à des conclusions assez similaires à celles obtenues pour les dommages à l'écosystème avec la méthode IMPACT 2002+ à condition de considérer des frontières temporelles suffisamment longues pour que l'interprétation des résultats soit modifiée.

### **5.3 Effet de la régionalisation avec l'utilisation de LUCAS**

La méthode canadienne d'évaluation des impacts LUCAS (Toffoletto *et al.* 2005) est basée sur des modèles de caractérisation déjà existants dans les méthodes européennes, et qui intègre des données régionalisées. Les catégories d'impact présentes dans LUCAS et IMPACT 2002+ sont comparées et les résultats présentés à la Figure 5.3. Les résultats des six scénarios de gestion sont présentés selon le rapport  $[(\text{scénario } x - \text{scénario } 2A) / (\text{scénario } x + \text{scénario } 2A)] * 100$  où  $x$  représente le scénario comparé et ce pour le cycle de vie complet (préparation, opération et fermeture de 2 ans). Le scénario 2A a été sélectionné comme base de comparaison car c'est le scénario adopté par la mine. Le scénario 2A n'apparaît donc pas sur la figure suivante.

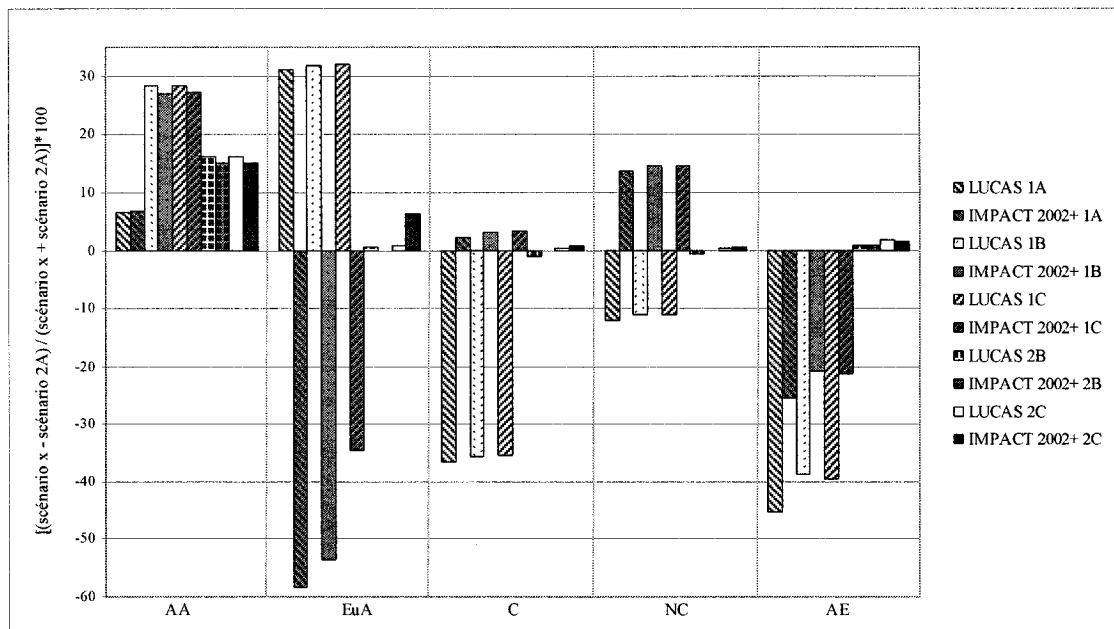


**Figure 5.3 Comparaison entre les résultats obtenus avec les méthodes IMPACT 2002+ et LUCAS pour les catégories d'impact régionalisées au niveau problèmes pour les étapes de préparation, opération et de fermeture (2 ans).**  
**AA = acidification aquatique, EuA = eutrophisation aquatique, C = carcinogènes, NC = non-carcinogènes et AE = ecotoxicité aquatique.**

Parmi les catégories d'impact comparées, certaines ont été adaptées d'IMPACT 2002+, soit les effets cancérogènes (C) et non-cancérogènes (NC) ainsi que l'écotoxicité aquatique (AE). La catégorie d'impacts acidification aquatique (AA) provient quant à elle de la méthode américaine, TRACI (Bare *et al.* 2003) et l'eutrophisation aquatique (EuA) de la méthode EDIP 97 (Hauschild et Wenzel 1998).

L'élément intéressant à remarquer dans la Figure 5.3 est la différence entre les résultats obtenus pour chacun des scénarios selon la méthode utilisée. Cette différence permet de voir l'impact de la régionalisation et l'influence du modèle de caractérisation sélectionné dans chacune des méthodes d'évaluation d'impacts.

Pour la catégorie d'impact acidification aquatique, les résultats obtenus à l'aide des 2 méthodes sont très bien corrélés même si le modèle utilisé n'est pas le même (celui adapté par LUCAS provient de la méthode américaine TRACI).

Les résultats pour l'écotoxicité aquatique montrent que les scénarios obtiennent des scores différents (allant jusqu'à une différence de 20%) selon la méthode utilisée. Toutefois, la tendance demeure la même pour chacun des scénarios pour les deux méthodes d'évaluation d'impacts. Le modèle de caractérisation utilisé par LUCAS est le même que celui d'IMPACT 2002+; ainsi, l'effet observé est l'effet de la régionalisation.

Pour les 3 autres catégories d'impact, soit les effets cancérigènes et non-cancérigènes ainsi que l'eutrophisation aquatique, les résultats diffèrent selon la méthode sélectionnée. En effet, pour les catégories d'impact sur les effets cancérigènes et non-cancérigènes, où les modèles utilisés par LUCAS sont les modèles d'IMPACT 2002+ adaptés au contexte canadien, le rapport calculé  $\left[ \frac{(\text{scénario } x - \text{scénario } 2A)}{(\text{scénario } x + \text{scénario } 2A)} \right] * 100$  où x représente le scénario comparé) pour les scénarios 1 (A, B et C) est différent selon la méthode utilisée. Cette différence est principalement causée par le facteur de caractérisation des dioxines dans l'air qui est environ 15 fois plus élevé dans LUCAS que dans IMPACT 2002+ (pour cancérigènes et non-cancérigènes). Ceci a pour effet d'augmenter les impacts liés à l'opération de l'usine de remblai pour les scénarios 2 analysés avec la méthode LUCAS, rendant ainsi les scénarios 1 (A, B et C) moins dommageables pour l'environnement que le scénario 2A, d'où le rapport négatif.

Les effets de l'eutrophisation aquatique sont eux aussi différents selon la méthode sélectionnée pour les scénarios 1A, 1B, 1C ainsi que 2B. L'analyse des impacts effectuée avec IMPACT 2002+ démontre que l'usine de remblai est en grande partie responsable des émissions contribuant à cette catégorie d'impacts pour les scénarios 2

(se référer à la Figure 4.3). Cependant, IMPACT 2002+ ne confère pas de caractère toxique à une substance émise à l'effluent final, soit l'ammoniac (facteur de caractérisation nul). Cette substance étant caractérisée dans LUCAS (facteur de caractérisation égal à 1), les impacts liés aux scénarios 1 (A, B et C) deviennent supérieurs au scénario 2A étant donné le plus grand volume d'eau émis à l'effluent final et l'importance de la toxicité de celui-ci par rapport à l'opération de l'usine de remblai.

En résumé, pour les 5 catégories d'impact comparées, deux d'entre elles engendrent des résultats pratiquement similaires pour les deux méthodes d'évaluation d'impacts, soit l'acidification aquatique et l'écotoxicité aquatique. Les différences obtenues pour les effets cancérigènes et non-cancérigènes sont principalement causées par l'adaptation des données européennes au contexte canadien pour le calcul du facteur de caractérisation des dioxines dans l'air. Pour l'eutrophisation aquatique, l'écart dans les résultats est aussi causé par une différence des valeurs du facteur de caractérisation pour une substance, soit l'azote ammoniacal, mais dans ce cas l'explication proviendrait probablement plus des modèles de caractérisation utilisés dans chacune des méthodes.

## **Chapitre 6      Discussion générale**

### **6.1   Élaboration des scénarios et retour sur les points importants de l'article**

Les scénarios sélectionnés présentent certaines limites quant à leur élaboration. En effet, les scénarios utilisés reposent sur plusieurs hypothèses et approximations nécessaires à l'atteinte des objectifs de l'étude. Les principales limites sont présentées dans cette section. À noter que la discussion relative aux résultats présentés au chapitre 4 se retrouve dans l'article et n'est pas répétée en détail dans ce chapitre.

Pour la phase de développement du site, seul le rapport de conception était disponible. Ainsi, l'inventaire est basé sur ce rapport à défaut d'un rapport de construction qui aurait été plus exact. Toutefois, selon les gens consultés à la mine, le rapport de conception offre une très bonne approximation des conditions réelles.

Afin de simplifier la collecte de données au niveau de la phase d'opération, une année typique représentative de la durée de vie de la mine a été sélectionnée. La collecte de ces données est basée sur l'année 2002. Bien que cette année soit représentative des conditions normales d'opération, cette simplification peut masquer certaines variations des conditions d'opération (particulièrement au début et la fin de la vie de la mine).

Le procédé de désulfuration étant actuellement en phase de développement et n'ayant pas été utilisé à la mine Louvicourt, les données relatives à celui-ci sont hypothétiques et estimées selon les connaissances actuelles (Benzaazoua *et al.* 2000; Bois *et al.* 2005; Mermillod-Blondin 2003). La conception de ce procédé a été réalisée avec des experts dans le domaine ainsi que des gens de la mine. Cependant, étant donné l'importance

limitée de ce procédé sur le résultat final (moins de 5% de contribution à chacun des impacts pour les phases de développement et d'opération, se référer à la Figure 4.3), il n'a pas été nécessaire de raffiner et d'augmenter la précision des données.

Au niveau des données utilisées à l'étape de fermeture, étant donné que la majeure partie de l'étude a été réalisée avant cette étape, les données de fermeture de l'option A attrayant aux débits et à la qualité des exfiltrations ne proviennent pas de mesures réelles mais ont plutôt été extrapolées des données d'opération. Les données d'exfiltrations relatives aux options B et C sont plutôt issues de données de laboratoire obtenues sur une échelle de temps réduite (Ouangrawa *et al.* 2006). La qualité des terres à long terme, le temps d'utilisation de la machinerie ainsi que toutes les autres données relatives aux différentes options de fermeture ont été déterminées au meilleur des connaissances des intervenants.

L'option de fermeture C est composée de deux techniques utilisées pour empêcher la génération de DMA, soit la nappe perchée et le recouvrement multicouches. Il y a donc redondance dans le cas du recouvrement multicouches, puisque la technique de la nappe surélevée ne serait pas nécessaire. Tel que mentionné au chapitre 4, l'abaissement du niveau d'eau (seule étape requise pour cette technique de la nappe surélevée) génère des impacts dans les catégories d'impacts AA, AE, HT (Figure 4.4). Dans les catégories AA et HT, 100% des impacts sont reliés aux contaminants dans l'eau issue du parc à résidus et 65% dans le cas de AE. De plus, le volume d'eau relié à l'abaissement de la nappe est équivalent aux exfiltrations produite sur 4 ans. Ainsi, cette décision de maintenir aussi la technique de la nappe perchée a peu d'incidence sur les résultats à long terme (bien que le gain associé à la CEBC soit alors moins marqué). En outre, un avantage considérable de la CEBC dans un contexte de changements climatiques est qu'elle ne requiert pas une gestion du niveau d'eau aussi serrée, cet aspect n'a toutefois pas pu être considéré dans l'étude en cours. Il est important de noter que l'ACV permet seulement

de quantifier les impacts environnementaux potentiels, elle ne remplace pas une analyse de risques et ne permet pas de quantifier précisément tous les différents types d'impacts.

Finalement, tous les scénarios reposent sur les hypothèses du bon fonctionnement de la méthode de prévention du DMA sélectionnée (dans chacun des scénarios de fermeture) et sur l'intégrité des digues et autres éléments nécessaires à la gestion adéquate des résidus miniers. Par exemple, l'effet d'une rupture de digue est complètement différent pour l'option A versus les options B et C. Ainsi, certains aspects n'ont pas été étudiés spécifiquement ici. Le lecteur intéressé est invité à consulter la littérature spécifique aux diverses techniques citées dans le mémoire.

## **6.2 Expansion des frontières temporelles avec IMPACT 2002+**

Quelques nuances doivent être apportées aux résultats obtenus lors de l'expansion des frontières temporelles. Les données utilisées pour la qualité de l'effluent final et les débits d'exfiltration sont, pour l'option A, des données d'opération extrapolées pour l'étape de post-fermeture. Pour les options B et C, des données de laboratoire en conditions de post-fermeture à échelle beaucoup plus petite (de temps et de volume), soit 439 jours, ont été utilisées. Pour augmenter le niveau de rigueur, des études techniques plus détaillées devraient être réalisées pour chacune des options de fermeture sélectionnées afin de fournir des données de plus grande qualité pour l'étape de post-fermeture. De plus, l'extrapolation linéaire utilisée n'est pas réaliste en général puisque les processus physico-chimiques ne sont pas linéaires; cette approche a été utilisée faute de données plus précises. Ainsi, de sérieuses réserves doivent être émises par rapport à ces résultats, en l'absence de connaissances plus précises, ils sont utilisés comme première approximation.

Un autre élément important concerne la qualité des terres en conditions de post-fermeture. Durant cette étape, l'occupation des terres par le parc à résidus est associée à l'entrant "*occupation, forest, intensive, clear-cutting*" pour les options A et B car dans les deux cas, aucune végétation ne peut pousser sur le site. Pour l'option C, puisque la restauration comprend de la végétation coupée aux 2 ans, l'occupation des terres est associée à l'entrant "*occupation, pasture and meadow, extensive*". L'hypothèse la plus importante a été posée pour l'option A, puisque qu'un récent cas au Québec (Vézina et Amyot 1999) a démontré que la faune et la flore sont éventuellement de retour dans le "lac". Toutefois, comme aucun facteur de caractérisation n'est disponible dans la méthode IMPACT 2002+ pour ce type d'occupation et que la probabilité qu'une telle situation se produise est très incertaine, cette possibilité n'a pas été considérée. De plus, la performance environnementale de l'option B aurait probablement pu être considérablement améliorée par l'ajout d'une étape de revégétation du site et ainsi, diminuer le faible écart entre les résultats des scénarios 2B et 2C. Une étude plus approfondie sur cet aspect serait intéressante à réaliser.

En ce qui concerne l'évolution de la contribution de la catégorie d'impact "utilisation des terres", les résultats ont démontré que celle-ci est la principale responsable des résultats obtenus à long terme en condition de post-fermeture. À la lumière de ces résultats, les variations dans le temps (non-linéarité) et la qualité de l'effluent final ne devraient pas grandement influencer les résultats finaux (Figure 5.1) étant donné l'importance de la catégorie d'impact "utilisation des terres".

Tel que mentionné dans le MMSD Workshop qui s'est tenu en 2001 (Stewart 2001), une des préoccupation de l'ACV est l'agrégation dans le temps des effets des différentes pratiques de gestion des résidus miniers en conditions de post-fermeture. La phase de post-fermeture a le potentiel de durer beaucoup plus longtemps que la phase d'opération (processus d'extraction et de raffinage). Une attention particulière doit être

apportée afin de refléter adéquatement cet aspect dans les études afin d'assurer la transparence et la comparabilité des résultats. Des efforts doivent encore être déployés au niveau méthodologique afin de bien représenter ces aspects. Tel que mentionné précédemment, les résultats de cette étude ont démontré que l'expansion des frontières temporelles du système peut modifier les résultats comparatifs. Pour cette raison, et à cause de la grande incertitude reliée aux données, les impacts potentiels reliés à la phase de post-fermeture ont été analysés séparément.

### **6.3 Évaluation des impacts par la méthode Eco-Indicator 99**

Tel que présenté au chapitre 5, les trois versions de la méthode Eco-Indicator 99 conduisent à des résultats relativement différents. Les scores obtenus après la période de fermeture, l'évolution des résultats sur 100 ans ainsi que le moment où l'interprétation des résultats est modifiée (où les droites se croisent) diffèrent selon la version sélectionnée. Cependant, si un temps suffisamment long est considéré, les résultats obtenus convergent, et ils tendent à démontrer que le scénario 2C est le plus avantageux selon les données utilisées.

Selon la perspective égalitaire, les scénarios 1 engendrent déjà des impacts supérieurs aux scénarios 2 avant même d'élargir les frontières temporelles au-delà de la période de fermeture du site de 2 ans. Ceci est principalement causé par l'importance de la catégorie d'impact "utilisation des terres". En effet, le facteur de pondération (Tableau 3.6) pour les dommages à l'écosystème, qui comprend la catégorie "utilisation des terres", est le plus élevé pour cette perspective et l'inclusion des impacts liés à la transformation des terres a pour effet de défavoriser les scénarios 1 qui occupent et transforment une plus grande superficie. Selon la perspective hiérarchique, cette tendance n'est plus observée et ce sont les scénarios 2 qui provoquent le plus d'impacts suite à la fermeture du site. La principale cause est la caractérisation des combustibles

fossiles qui conduit à des scores plus élevés pour cette catégorie d'impact, ce qui a pour effet de désavantager les scénarios 2. Finalement, les impacts obtenus avec la perspective individualiste sont moins élevés qu'avec les deux autres perspectives car les impacts des combustibles fossiles ne sont pas pris en compte.

En condition de post-fermeture, seuls les résultats dans la catégorie de dommages aux écosystèmes augmentent dans le temps comme c'est le cas avec la méthode IMPACT 2002+. Selon la perspective, la pente (impacts (points) / temps (ans)) des différents scénarios n'est pas la même. Pour tous les scénarios, la pente est plus élevée pour la perspective égalitaire suivie de la perspective hiérarchique et de la perspective individualiste. Ceci correspond exactement au poids accordé aux dommages aux écosystèmes dans l'étape de pondération, qui est plus élevée dans le cas de la perspective égalitaire et plus faible dans la perspective individualiste.

L'évolution de la contribution de la catégorie d'impact "utilisation des terres" aux dommages aux écosystèmes pour les résultats pondérés varie, pour les scénarios 1, d'environ 80 à 90% sur 100 ans pour la perspective égalitaire et d'environ 60 à 85% pour les perspectives hiérarchiques et individualistes. Pour les scénarios 2, l'évolution varie d'environ 40 à 70% sur 100 ans pour la perspective égalitaire et d'environ 25 à 55% pour les perspectives hiérarchique et individualiste. Ainsi, les résultats obtenus avec la méthode Eco-Indicator 99 au niveau de l'expansion des frontières temporelles sont en grande partie causés par cette catégorie d'impacts.

Comme l'étape de pondération de la méthode Eco-Indicator 99 comporte une très grande part de subjectivité et donc d'incertitudes sur les résultats, il est plus prudent de tenir compte des trois perspectives afin d'avoir une vue d'ensemble afin de prendre une décision plus éclairée. Dans ce cas précis, si un horizon temporel suffisamment long est

considéré, soit un minimum de 50 ans, les résultats obtenus avec les trois perspectives conduisent aux mêmes résultats que ceux obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les impacts sur les écosystèmes. Ces résultats indiquent que le remblayage souterrain est avantage, tout comme la gestion à long terme du parc à résidus avec un recouvrement de type CEBC. Le principal avantage de la méthode Eco-Indicator 99 par rapport à la méthode IMPACT 2002+ dans un contexte comme celui-ci, est qu'elle permet d'agrégier tous les impacts et d'avoir une vue d'ensemble des impacts potentiels.

Tel que mentionné à la section 6.2, deux aspects en condition de post-fermeture méritent toutefois d'être soulevés, soit : l'utilisation de données comportant une très grande incertitude et l'extrapolation linéaire peu représentative de la réalité. Faute d'informations spécifiques suffisantes au moment de l'étude, les résultats obtenus ne peuvent donc être utilisés que comme une première approximation.

#### **6.4 Évaluation des impacts par la méthode LUCAS**

La régionalisation est largement responsable des différences obtenues avec les méthodes LUCAS et IMPACT 2002+ pour les catégories d'impact sur les effets cancérigènes et non-cancérigènes. En effet, l'adaptation du modèle utilisé dans IMPACT 2002+ a conduit à des facteurs de caractérisation très différents dans certains cas. Le rapport entre les facteurs de caractérisation de LUCAS et d'IMPACT 2002+ varie entre 0,04 et 690,49 pour les impacts cancérigènes et de 0,18 à 706,8 pour les impacts non-cancérigènes (pour une substance donnée, le facteur de caractérisation LUCAS est divisé par le facteur de caractérisation d'IMPACT 2002+). Selon de récentes recherches, le facteur de caractérisation pour une substance donnée devrait varier typiquement d'un facteur 5 à 10 (jusqu'à un maximum de 100) entre les continents, principalement à cause de la densité de population qui affecte l'inhalation

des substances et la production totale d'agriculture par km<sup>2</sup> pour l'ingestion (Rochat *et al.* 2006).

Dans le cadre de ce projet, les substances principalement responsables des écarts entre les résultats des deux méthodes sont les dioxines émises lors de la production du ciment et des scories. Il est à noter que dans le cas étudié, des facteurs de caractérisation à l'échelle continentale (Europe) sont comparés à des facteurs de caractérisation à l'échelle nationale (Canada et plus spécifiquement pour l'écozone du bouclier canadien). Le rapport entre les facteurs de caractérisation de LUCAS et IMPACT 2002+ est de 14,7, qui se trouve à être légèrement au dessus des valeurs typiques (de 5 à 10). Les dioxines ont une faible constante de Henry ainsi qu'un K<sub>OW</sub> élevé, ce qui signifie qu'elles n'ont pas tendance à rester dans l'air mais se retrouve plutôt dans la chaîne alimentaire, principalement dans les végétaux, le lait et la viande. Ceci a pour effet d'augmenter l'ingestion de ces substances (Rochat *et al.* 2006). À noter que la constante de Henry (H) caractérise la propriété d'une substance à se partager entre deux phases d'un système binaire composé d'air et d'eau et peut être estimée par la formule  $H = P/S$ , où P est la pression de vapeur (en Pa) et S est la solubilité (en mol/m<sup>3</sup>). Une substance ayant une faible constante de Henry aura donc tendance à demeurer en phase aqueuse. Le coefficient de partage, K<sub>OW</sub>, est défini comme le rapport des concentrations d'équilibre d'une substance dissoute dans un système à deux phases constitué de deux solvants qui ne se mélangent pas. Il est représenté par la formule  $K_{OW} = C_{\text{octanol}} / C_{\text{eau}}$ . Une substance ayant un K<sub>OW</sub> élevé aura donc tendance à s'accumuler dans les membranes biologiques des organismes vivants.

Des efforts seront consacrés au sein du CIRAIG, dans un futur rapproché afin de valider l'adaptation du modèle au contexte canadien. On tentera aussi de comprendre d'où proviennent exactement les différences entre les facteurs de caractérisation qui à première vue pourraient être causées par les différentes habitudes alimentaires entre le

Canada et l'Europe. Les propriétés chimiques des dioxines et la grande consommation de produits laitiers par les canadiens pourraient en effet avoir une influence considérable sur leur facteur de caractérisation.

Pour la catégorie d'impact écotoxicité aquatique, les rapports entre les facteurs de caractérisation entre le Canada et l'Europe varie entre 0,002 et 106,53. Toutefois, tel que présenté à la Figure 5.3, ces variations n'ont pas pour effet de modifier la comparaison des scénarios.

En ce qui concerne la catégorie d'impact eutrophisation aquatique, il a été démontré au chapitre 5 que la principale différence est causée par les modèles de caractérisation qui ne sont pas les mêmes dans les deux méthodes. Cette catégorie d'impact peut être divisée en deux classes, soit les bassins hydrologiques limités en phosphore et ceux limités en azote. Selon la méthode IMPACT 2002+, les facteurs de caractérisation pour les bassins hydrologiques limités en phosphore sont appliqués par défaut car le phosphore serait l'élément limitant dans les systèmes d'eau douce. En effet, les cyanobactéries présentes dans les lacs et les rivières sont en mesure de fixer l'azote atmosphérique lorsque l'azote est limitant dans les lacs. Ceci n'est toutefois pas applicable dans des écosystèmes particuliers tels que les estuaires (Jolliet *et al.* 2003b). Dans la méthode LUCAS, le modèle de caractérisation est une adaptation du modèle d'EDIP 2003 (Hauschild et Potting 2003) et considère que le phosphore et l'azote sont les sources d'impacts. Pour le phosphore, la distribution dans l'environnement est modélisée. Pour l'azote, on postule que celui-ci se retrouve dans la mer, peu importe son lieu d'émission. La régionalisation n'est pas encore au point pour cette catégorie d'impact car plusieurs éléments ne sont pas encore considérés; par exemple, les bassins versants n'ont toujours pas été intégrés au modèle. Les résultats obtenus avec LUCAS ont démontré que la substance responsable des différences entre les résultats est l'azote ammoniacal ( $\text{NH}_3$ ) présent dans l'effluent final, ce qui a pour effet de désavantager les

scénarios 1 où une plus grande quantité d'eau est émise à l'environnement. Ainsi, il n'est pas possible de statuer sur le choix du modèle car les deux méthodes n'ont pas la même façon de considérer le problème.

Finalement, les résultats sont très satisfaisants en ce qui attrait à la catégorie d'impact acidification aquatique. Les deux méthodes conduisent aux mêmes résultats malgré le fait que les modèles de caractérisation ne soient pas du tout similaires. En effet, le modèle utilisé dans LUCAS se base sur le modèle américain de TRACI où les impacts sont calculés selon la libération d'ions  $H^+$  des différentes substances tandis que dans le modèle européen les impacts sont représentés en  $SO_2$  équivalent.

### **6.5 Limites de l'étude et de la méthode ACV**

L'ACV présente plusieurs limitations (se référer à la section 2.2). Parmi celles-ci l'on retrouve : i) la part de subjectivité dans les choix et les hypothèses posées tout à long de l'étude ; ii) l'accessibilité, la disponibilité et la qualité des données qui peuvent affecter la précision des études ; iii) les limites reliées aux différents modèles utilisés pour l'analyse de l'inventaire et l'évaluation des impacts, et le manque de modèles pour certains types d'impacts ; iv) l'absence de dimensions spatiales et temporelles dans les données d'inventaire, autre source d'incertitude dans les résultats d'impacts ; et v) les résultats des ACV axés sur des problèmes globaux et régionaux qui peuvent ne pas convenir aux applications locales. Deux autres éléments très importants à souligner concerne l'évaluation des impacts, plus particulièrement les facteurs de caractérisation : a) les facteurs de caractérisation ne sont pas disponibles pour toutes les substances, et b) les substances caractérisées diffèrent selon les méthodes d'évaluation des impacts.

Lors de la réalisation d'une étude ACV, il est très important de demeurer conscient de ces limites. Dans le cadre de cette étude, certains choix ont été posés afin de réduire

l'influence de ces limitations sur les résultats et conclusions de l'étude, soit la réalisation d'une étude comparative et l'utilisation de trois méthodes d'évaluation des impacts. De plus, les résultats de l'évaluation des impacts ont été présentés pour des impacts situés à deux endroits dans la chaîne de cause à effet, soit au niveau problèmes (*midpoint*) où l'évaluation des impacts est plus transparente car située au début du mécanisme environnemental (recommandé par ISO) et au niveau des dommages (*damage*) qui sont plus pertinents pour la compréhension des résultats mais où il y a une perte de précision. Cependant, certaines limitations ne peuvent pas être contournées, telles que la disponibilité et la qualité des données ainsi que les limites liées aux différents modèles utilisés dans l'analyse de l'inventaire et pour l'évaluation des impacts. A cet effet, il convient de demeurer le plus transparent possible quant aux différents choix, hypothèses et exclusions adoptés.

## **Chapitre 7 Conclusion et recommandations**

Ce projet de maîtrise avait pour objectif de comparer, à l'aide d'une analyse de cycle de vie, différents scénarios de gestion des résidus miniers pour une mine souterraine. Le cas est basé sur la mine Louvicourt, située en Abitibi.

Les principaux résultats ont montré que le scénario où tous les résidus miniers sont envoyés générerait moins d'impacts à court terme (phase de développement et d'opération). Lorsqu'un horizon temporel suffisamment long est considéré, de manière à tenir compte des impacts liés à l'étape de post-fermeture, les résultats obtenus avec la méthode IMPACT 2002+ pour les dommages sur la qualité des écosystèmes (normalisés) sont similaires aux résultats que l'on obtient avec la méthode Eco-Indicator 99 au niveau de l'indicateur unique, et ce, en faveur du remblayage souterrain partiel des résidus et du recouvrement multicouches suivi d'une revégétation. Les résultats ont aussi démontré l'importance d'inclure la catégorie d'impact "utilisation des terres" dans ce type d'étude car elle est la principale responsable de l'inversion des tendances observée en conditions de post-fermeture. La très grande diversité des écosystèmes au Canada ainsi que la différence entre les contextes géographiques canadien et européen justifie l'utilisation de la méthode canadienne d'évaluation des impacts LUCAS. Selon les résultats obtenus, on s'aperçoit que la régionalisation conduit à des résultats très différents dans certaines catégories d'impact ce qui permet d'avoir un indice sur l'importance de cette régionalisation.

Afin d'améliorer l'élaboration d'études sur la gestion des résidus miniers, plusieurs recommandations sont proposées :

- Il serait intéressant de mettre en perspective les impacts de gestion des résidus miniers avec les autres étapes du cycle de vie de la mine (extraction, traitement, etc.) et des métaux;

- Les résidus miniers devraient être considérés comme une source d'émission plutôt qu'une émission (déchets solides), de par les impacts environnementaux qu'ils génèrent. Ainsi, le parc à résidus miniers devrait être considéré comme un processus supplémentaire;
- La catégorie "utilisation des terres" devrait être utilisée dans l'évaluation des impacts. En effet, malgré un manque de consensus à l'échelle internationale, les résultats montrent que la catégorie "utilisation des terres" a une grande influence sur les résultats. L'auteur est d'avis que le principe de précaution devrait donc être appliqué dans ce cas afin d'éviter de sous-évaluer les impacts environnementaux;
- L'inclusion des impacts à long terme (étape de post-fermeture) devrait faire partie intégrante des études de gestion des résidus miniers. En effet, cet élément s'inscrit dans une optique de développement durable et permettrait d'optimiser la gestion des résidus miniers en tenant compte des effets à court, moyen et long terme;
- Étant donné la spécificité de chacun des sites miniers et des différents procédés, les résultats obtenus ne peuvent être appliqués sans réserve à d'autres études de cas. Néanmoins, cette étude peut faciliter la réalisation d'études subséquentes portant sur la gestion des résidus miniers, de par la démarche et les outils utilisés.

Quelques recommandations sont aussi proposées afin d'améliorer l'outil ACV, plus particulièrement sur l'étape d'évaluation des impacts environnementaux :

- Favoriser la régionalisation des impacts. La différence entre les contextes géographiques canadien et européen, la très grande diversité des écosystèmes à l'intérieur du Canada ainsi que les résultats obtenus dans ce projet portent à croire que la régionalisation au contexte canadien permettrait d'obtenir des résultats plus précis. Des efforts y seront consacrés au sein du CIRAIG dans un futur rapproché;
- Augmenter le nombre de substances caractérisées de façon à avoir un portrait du produit ou service étudié se rapprochant le plus possible de la réalité, et ce, afin d'augmenter la fiabilité des résultats pour la prise de décision;
- Obtenir un consensus à l'échelle internationale sur l'évaluation des impacts liés à "l'utilisation des terres". Ce projet a permis de démontrer l'importance de cette catégorie d'impact pour la gestion des résidus miniers. Il serait très important que la méthode canadienne se dote d'un modèle de caractérisation accepté par la communauté scientifique et qui pourrait permettre d'intégrer des données spécifiques au site;
- Utiliser plusieurs méthodes d'évaluation des impacts. Chacune de ces méthodes comprend une part de subjectivité liée à l'évaluation des impacts. Ainsi, la seule façon d'avoir une vue d'ensemble et de confronter les philosophies est de favoriser l'utilisation de plusieurs méthodes.

## Références

ABRAHAMSSON, M., BABAZADEH, N., BROSTRÖM, H., FOLKSTEDT, B., FRÖDIN, T., HÖGBERG, M., LUTMAN, N.TOMINICH, A. 1998. *Life cycle assessment on silicon and gallium arsenide transistors*. Chalmers University of Technology, Gothenburg, 12p.

ALTHAUS, H.-J.CLASSEN, M. 2005. "Life Cycle Inventories of Metals and Methodological Aspects of Inventorying Material Resources in ecoinvent". *International Journal of LCA*. 10:1. 43-49.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION ISO14040 1997. *Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Principes et cadre*, Conseil canadien des normes, 12p.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION ISO14041 1998. *Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire*, 22p.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION ISO14042 2000. *Management environnemental - Analyse de cycle de vie - Évaluation de l'impact du cycle de vie*, 17p.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION ISO14043 2000. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Interprétation du cycle de vie*, 19p.

AUBERTIN, M., BUSSIÈRE, B.BERNIER, L. 2002. "Environnement et gestion des rejets miniers". CD ROM.

AUBERTIN, M., BUSSIERE, B., MONZON, M., JOANES, A.-M., GAGNON, D., BARBERA, J.-M., AACHIB, M., BÉDARD, C., CHAPUIS, R., P. BERNIER, L. 1999. *Étude sur les barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Phase II : Essais en place*. École Polytechnique de Montréal, Montréal, 331p. Rapport NEDEM/MEND projet 2.22.2c.

AUBERTIN, M., CHAPUIS, R., P., AACHIB, M., BUSSIERE, B., RICARD, J.-F. TREMBLAY, L. 1995. *Évaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir des résidus miniers*. Rapport MEND/NEDEM 2.22.2a.

AUBERTIN, M., DIONNE, J. MARCOUX, L. 1997. "Design guidelines and stability criteria of engineering works for water covers". *Proc. Fourth International Conference on Acid Rock Drainage*. Vancouver, 18p.

AUBERTIN, M., ZAGURY, G., BERNIER, L., BUSSIÈRE, B., JOHN, M. MBONIMPA, M. 2003. *Notes de cours CIV 6908, Environnement minier et restauration de sites*, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

AUR LOUVICOURT, I. 1996. *Plan de restauration*. Ministère des ressources naturelles, Services des titres d'exploitation, Val d'Or, 136p.

AUR\_RESOURCES\_INC. North and central america, futur development. In [En ligne]. [http://www.auresources.com/operations\\_north\\_future.htm](http://www.auresources.com/operations_north_future.htm) (Page consultée le 10/04/2006)

BARE, J. C. 2006, Communication personnelle.

BARE, J. C., NORRIS, G. A., PENNINGTON, D. W. MCKONE, T. 2003. "TRACI - The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental". *Journal of Industrial Ecology*. 6:3-4. 4-78.

BAUER, C. 2001. "A road map towards harmonisation of life cycle studies for metals". *Non ferrous metal sustainable development forum - science working group*. Aachen University of Technology, 7p.

BEARDSLEY, M.LINDHJEM, C. E. 1998. *Exhaust Emission Factors for non road Engine Modeling - Compression ignition*. U.S. EPA Office of Mobile Sources, Assessment and modelling Division, 32p. NR-009.

BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., KONGOLO, M., MCLAUGHLIN, J.MARION, P. 2000. "Environmental desulphurization of four Canadian mine tailings using froth flotation". *International Journal of Mineral Processing*. 60:57-74.

BOIS, D., BENZA AZOUA, M., BUSSIÈRE, B., KONGOLO, M.POIRIER, P. 2005. "A feasibility Study on the Use of Desulphurized Tailings to Control Acid Mine Drainage". *CIM Bulletin*. 98:1087. 1.

BRENTROP, F., KÜSTERS, J., LAMMEL, J.KUHLMANN, H. 2002. "Life Cycle Impact Assessment of Land Use Based on the hemeroby Concept". *International Journal of LCA*. 7:6. 339-348.

BROERS, J., LINDEIJER, E., KOK, I., EGGELS, P.ALEFERS, A. 2002. *Improving and testing a land use methodology for LCA*. TNO Industrie, Leiden, 96p.

BUREAU DE LA TRADUCTION Termium Plus. In [En ligne]. (Page consultée le 01/05/06)

BUSSIÈRE, B. 2006a, Communication personnelle, <http://web2.uqat.ca/crc%2Dbussiere/>.

BUSSIÈRE, B. 2006b, Personnal communication, <http://web2.uqat.ca/crc%2Dbussiere/>.

BUSSIÈRE, B., BENZAAZOUA, M., AUBERTIN, M., LELIÈVRE, J., BOIS, D.SERVANT, S. 1998. *Valorisation des résidus miniers: une approche intégrée – Phase II, Rapport final*. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 198p.

BUSSIÈRE, B., NICHOLSON, R. V., AUBERTIN, M.BENZAAZOUA, M. 1997. "Evaluation of the effectiveness of covers built with desulfurized tailings for preventing acid mine drainage". *50th Canadian Geotechnical Conference*. Ottawa, 9p.

CATERPILLAR 2004. *Guide Caterpillar® Matériels et Méthodes*, CAT® de Caterpillar Inc., Peoria, Illinois, U.S.A., 1260p.

CENTRE OF ENVIRONMENTAL SCIENCE - LEIDEN UNIVERSITY (CML) 2001. *Life cycle assesment, An operational guide to the ISO standards (Final report) - Part 1 LCA in perspective + Part 2a Guide*. 101p.

DAGENAIS, A.-M. 2005. *Techniques de contrôle du drainage minier acide basés sur les effets capillaires*. Thèse de doctorat en sciences appliquées. École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada, 400p.

DEMERS, I. 2003, Collection de photos personnelles.

DEMERS, I.GAGNON, D. 2004. *Rapport d'avancement sur l'utilisation de l'analyse de cycle de vie (ACV) dans l'industrie des mines et des métaux*. École Polytechnique de Montréal, Montréal, 19p.

DURUCAN, S., KORRE, A.MUNOZ-MELENDZ, G. 2006. "Mining life cycle modelling: a cradle-to-gate approach to environmental management in the minerals industry". *Journal of Cleaner Production*. 14:1057-1070.

ECOBALANCE 2000. *Life cycle assessment of nickel products*. 7101 Wisconsin Avenuem Suite 700, Bethesda, MD 20814, 99p.

EEA CORINE Land Cover. In [En ligne]. <http://reports.eea.europa.eu/COR0-landcover/en> (Page consultée le 2004)

FRISCHKNECHT, R., JUNGBLUTH, N., ALTHAUS, H.-J., DOKA, G., DONES, R., HECK, T., HELLWEG, S., HISCHIER, R., NEMECEK, T., REBITZER, G., SPIELMANN, M. 2005. "The ecoinvent Database: Overview and Methodological Framework". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 10:1. 3-9.

GEOCON, S. L. 2002a. *Révision du Plan de restauration de la mine Louvicourt*. Val d'Or, 32p.

GEOCON, S. L. E. 2002b. *Manuel d'opération du parc à résidus, mine Louvicourt*. Mine Louvicourt, 57p.

GIRARD, Y. 2005, Communication personnelle.

GIURCO, D. P., STEWART, M., PETRIE, J. G. 2000. "The role of LCA in performance assessment in minerals processing - a copper case study". *Environnemental issues and management of waste in energy and mineral production*, Singhal & Mehrotra eds., Rotterdam. 267-273.

GLORIA, T., RUSSELL, A., ATHERTON, J., BAKER, S., COOK, M. 2006. "Ecological Toxicity Methods and Metals. An examination of two case studies". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 11:1. 26-33.

GOEDKOOOP, M.SPRIENSMA, R. 2001. *The Eco-indicator 99, a damage oriented method for life cycle impact assessment. Methodology report*. PRé Consultants, Amersfoort, 132p.

GOLDER ASSOCIÉS 1993. *Rapport de conception, Parc à résidus, projet Louvicourt*. Les ressources Aur, inc., Pointe-Claire, 122p.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC 2006a. *Loi sur la qualité de l'environnement (LQE)*, Publications du Québec, L.R.Q., chapitre Q-2.

GOUVERNEMENT DU QUÉBEC 2006b. *Loi sur les mines*, Publications du Québec, L.R.Q., chapitre M-13.1.

HANSEN, Y., NOTTEN, P., BROADHURST, J.PETRIE, J. 2002. "Salinity and metals' impacts of solid waste management practice in mining and minerals processing". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 9p.

HAUSCHILD, M.POTTING, J. 2003. *Spatial differentiation in life cycle impact assessment - the EDIP 2003 methodology*, Institute for Product development, Technical University of Denmark, 184p.

HAUSCHILD, M.WENZEL, H. 1998. *Environmental Assessment of Products- Volume 2: Scientific Background*, Chapman & Hall, 565p.

HAY, A., ORLANDI, M.-C.KOUNDAKJIAN, P. 2002. "EUROFER Stainless Steel LCI study". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 31p.

HOROWITZ, L. 2006. "Editorial, Section 2 : mining and sustainable development". *Journal of Cleaner Production*. 14:2.

HUMBERT, S., MARGNI, M., JOLLIET, O. 2005. *IMPACT 2002+: User Guide*. Industrial Ecology & Life Cycle Systems Group, GECOS, Swiss Federal Institute of Technology Lausanne (EPFL), Lausanne, Switzerland, 36p.

INTERNATIONAL ALUMINIUM INSTITUTE 2000. *Life Cycle Inventory of the Worldwide Aluminium Industry with regard to Energy Consumption and Emissions of Greenhouse Gases, Paper 1 - Automotive*. 146p.

INTERNATIONAL ALUMINIUM INSTITUTE 2003. *Life cycle assessment of aluminium: Inventory data for the worldwide aluminium industry*. 52p.

INTERNATIONAL COUNCIL ON METALS AND THE ENVIRONMENT (ICME) AND UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP) 1998. *Case studies on tailings management*. 58p. ISBN 1-895720-29-X.

ISO 1997. *CAN/CSA-ISO 14040-97 - Environmental Management- Life Cycle Assessment- Principles and Framework*, 12p.

ITSUBO, N., INABA, A. 2003. "A New LCIA Method: LIME has been completed". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 8:5. 305.

JOLLIET, O., BRENT, A., GOEDKOOP, M., ITSUBO, N., MÜLLER-WENK, R., PENA, C., SCHENCK, R. C., STEWART, M., WEIDEMA, B. P., BARE, J. C., HEIJUNGS, R., PENNINGTON, D., REBITZER, G., SUPPEN, N., UDO DE HAES, H. 2003a. *Final draft report of the LCIA Definition study + background document 1, 2, 3*.

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

JOLLIET, O., RUEDI, M.-W., BARE, J., BRENT, A., GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., ITSUBO, N., PENA, C., PENNINGTON, D., POTTING, J., REBITZER, G., STEWART, M., UDO DE HAES, H., WEIDEMA, B. 2004. "The LCIA Midpoint-damage Framework of the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 9:6. 394-404.

JULIEN, M. R., LEMIEUX, M., CAYOUE, J., TALBOT, D. 2004. "Performance and Monitoring of the Louvicourt Mine Tailings and Disposal Area". *Proceedings 36th Annual Meeting of the Canadian Mineral Processors*. Ottawa, Ontario, Canada, 21p.

KAKKAR, M., MAUDGAL, S. 2001. "Life Cycle Assessment - an effective tool for cleaner production in the steel sector". *3rd APRCP (Asian Pacific Roundtable for Cleaner Production) discussion paper*. Manila, Philippines, 13p.

KÖLLNER, T. 1999. "Assessing Land-Use Impacts on Ecosystem Quality within Life-Cycle Assessments". *2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water 99*. Lausanne, 3p.

KÖLLNER, T. 2000. "Species-pool effect potentials (SPEP) as a yardstick to evaluate land-use impacts on biodiversity". *Journal of Cleaner Production*. 8:293-311.

LABOUZE, E., ROUSSEAUX, P., GROSJEAN, G. 1996. *ACV : Outil d'aide à la décision industrielle? : Analyse critique de l'existant, recommandations méthodologiques et proposition d'axes de recherche*. Association R.E.C.O.R.D., 270p.

LI, M., AUBÉ, B., ST-ARNAUD, L. 1997. "Considerations in the use of shallow water covers for decommissioning reactive tailings". *4th International Conference on Acid Rock Drainage*. Vancouver, 14p.

LINDEIJER, E. 2000a. "Biodiversity and life support impacts of land use in LCA". *Journal of Cleaner Production*. 8:4. 313-319.

LINDEIJER, E. 2000b. "Review of land use impact methodologies". *Journal of Cleaner Production*. 8:273-281.

LINDEIJER, E. 2002. "How to improve impact assessment for metal mining? illustrated with a land use biodiversity IA method for LCA". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 22p.

LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., STEEN, B. 2002. *Impact Assessment of Resources and Land Use, Life-cycle Impact Assessment: Striving towards Best Practice*. 54p.

LINDEIJER, E., VAN KAMPEN, M., FRAANJE, P. 1998. *Biodiversity and life support indicators for land use impacts in LCA*. IVAM ER IBN-DLO, Amsterdam, 53p. W-DWW-98-059.

MARCOUX, L. 2006, Personnel communication.

MERMILLOD-BLONDIN, R. 2003. *Étude des mécanismes de la désulfuration des résidus miniers*. Proposé de recherche de thèse de doctorat. École Polytechnique de Montréal et L'Institut national polytechnique de Lorraine, Montréal, Québec, Canada, 64p.

MIDDLETON, J. W. 2002. "Life cycle assessment of nickel products". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 14p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES QUÉBEC Le Québec minier. In [En ligne]. <http://www.mrn.gouv.qc.ca/mines/quebec-minier/index.jsp> (Page consultée le 20/09/2003)

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS DU QUÉBEC 2005. *Directive 019 sur l'industrie minière* 115p.

MMSD 2002. *Breaking new ground - minerals mining and sustainable development final report*. ISBN 1 85383 907 8.

NICHOLSON, R. V. TIBBLE, P. A. 1995. *Elevated water table as a control on acid generation rates : literature review and feasibility modelling*. Rapport pour SENES Consultants, 35p. projet 31706.

NORGATE, T. E. RANKIN, W. J. 2000. "Life cycle assessment of copper and nickel production". *Proceedings, Minprex 2000, International Conference on Minerals Processing and Extractive Metallurgy*. 133-138p.

OUANGRAWA, M., MOLSON, J., AUBERTIN, M., ZAGURY, G. BUSSIÈRE, B. 2006. "The effect of water table elevation on acid mine drainage from reactive tailings: a laboratory and numerical modeling study". *7<sup>th</sup> International Conference on Acide Rock Drainage (ICARD)*. St. Louis MO., American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 10 p.

PENNINGTON, D. W., POTTING, J., FINNEVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T., REBITZER, G. 2004. "Life cycle assessment part 2 : current impact assessment practice". *Environment International*. "article in press":19 p.

PETERSON, P. T. 2002. "Development of a science-based impact assessment methodology". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 26p.

PRÉ CONSULTANTS 2004. *Simapro*, Faculty 6.0.4.

PRICEWATERHOUSECOOPERS, L. E., INC 2000. *Identifying the range of life cycle inventory methodology for the metal industry*. International council on metals and the environment, 29p.

REID, C. 2006. *Analyse du cycle de vie d'un parc à résidus miniers*. Mémoire de Maîtrise. École Polytechnique de Montréal, Québec, Canada, 204p.

RESSOURCES NATURELLES CANADA 2002. *Analyse du cycle de vie et métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*, 2004, 17 février 2004, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, Montréal.

RIPLEY, E. A., REDMANN, R. E., CROWDER, A. A. 1996. *Environmental effects of mining*, St. Lucie Press, Florida, 356p.

ROCHAT, D., MARGNI, M., JOLLIET, O. 2006. "Continent specific intake fractions and characterization factors for toxic emissions : Does it make a difference ?" *International Journal of Life Cycle Assessment*. 11:1. 55-63.

SAMSON, R., DESCHÊNES, L., MICHAUD, R., MÉNARD, J.-F., LESAGE, P.BAGE, G. 2003. *Notes de cours GCH 6310, Analyse environnementale du cycle de vie des produits et des procédés*, École Polytechnique de Montréal, Montréal.

SCHENCK, R. C. 2001. "Land Use and Biodiversity Indicators for Life Cycle Impact Assessment". *International Journal of LCA*. 6:2. 114-117.

SEPPÄLÄ, J., KOSKELA, S., MELANEN, M.PALPERI, M. 2002. "The Finnish metals industry and the environment". *Resources, conservation and recycling*. 35:61-76.

STATISTIQUES CANADA L'industrie minière au Canada : un bon filon. In [En ligne]. [http://142.206.72.67/03/03b/03b\\_005\\_f.htm](http://142.206.72.67/03/03b/03b_005_f.htm) (Page consultée le 15/09/2003)

STATISTIQUES CANADA L'industrie minière au Canada : un bon filon. In [En ligne]. [http://142.206.72.67/03/03b/03b\\_005\\_f.htm](http://142.206.72.67/03/03b/03b_005_f.htm) (Page consultée le 22/06/2006)

STEWART, M. 2001. *The application of life cycle assessment to mining, minerals and metals, Report of the MMDS workshop on life cycle assessment*. MMSD project of IIED, New York, 55p.

STEWART, M., HANSEN, Y.PETRIE, J. 2004. "Critical Issues for Life Cycle Impact Assessment in Minerals Processing and Metals Refining". *Green Processing 2004 - 2nd International conference on the Sustainable Processing of Minerals*. Fremantle, Australia, 6p.

TALBOT, D. 2004, Collection de photos personnelles.

TAN, R. B. H.KHOO, H., H. 2005. "An LCA study of a primary aluminium supply chain". *Journal of Cleaner Production*. 13:607-618.

TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C., DESCHÊNES, L. 2005. "LUCAS - A new LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context". *International Journal of LCA*. on line first:10.

TRÉPANNIER, S. 2005. *Études sur des barrières visant à limiter l'impact de l'infiltration des racines sur la performance des recouvrements multicouches*. Mémoire de maîtrise. Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT), Québec, Canada, 110p.

UDO DE HAES, H., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSCHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLÖPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MÜLLER-WENK, R., OLSEN, S. I., PENNINGTON, D. W., POTTING, J., STEEN, B. 2002. *Life-cycle impact assesment: striving towards best practice*, SETAC, Brussels, Pensacola, 249p.

UGAYA, C. M. L., WALTER, A. C. S. 2004. "Life Cycle Inventory Analysis - A case study of steel used in Brazilian Automobiles". *International Journal of Life Cycle Assessment*. 9:6. 365-370.

VAN BERKEL, R. 2000. "Life Cycle Assessment for Environmental Improvement of Minerals Production". *Environment Workshop*. Perth, WA, 14p.

VAN DER VOET, E. 2001. *Land use in LCA*. CML, 21p.

VAN ZYL, D. K. A. 2002. "Towards improved environmental indicators during the mining life cycle". *Analyse du cycle de vie des métaux - Atelier international portant sur l'analyse du cycle de vie et les métaux*. Montréal, Groupe de l'environnement aux LMSM-CANMET, 32p.

VÉZINA, S.AMYOT, G. Le suivi de la restauration par inondation au parc à résidus miniers Solbec. In [En ligne]. [http://sefa.asp.visard.ca/GEIDFile/flooding-99-.htm?Archive=191938091911&File=flooding-99-F\\_ht](http://sefa.asp.visard.ca/GEIDFile/flooding-99-.htm?Archive=191938091911&File=flooding-99-F_ht) (Page consultée le 27 septembre 2006)

WEIDEMA, B. P.LINDEIJER, E. 2001. *Physical impacts of land use in product life cycle assessment*. Department of Manufacturing Engineering and Management, Technical University of Denmark, Denmark, 52p. IPL-033-01.

WILLS, B. A. 1997. *Mineral Processing Technology - An Introduction to the Practical Aspects of Ore Treatment and Mineral Recovery*, Butterworth Heinemann, Oxford, 486p.

Analyse de cycle de vie de la gestion des résidus miniers

**Annexes**

Annexe A : Schémas de frontières détaillés de chacun des scénarios

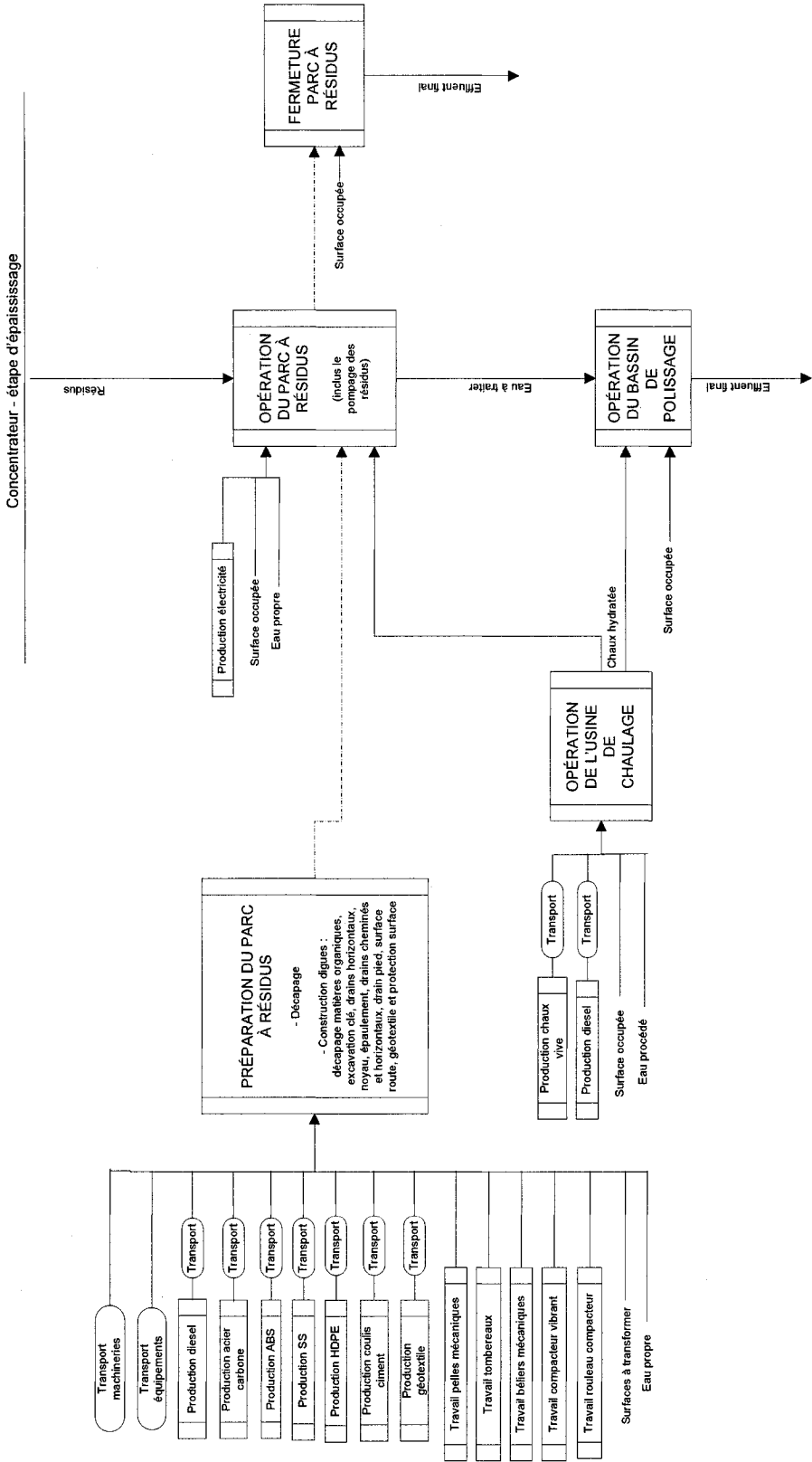


Figure A.1 Frontières du système pour le scénario 1A.

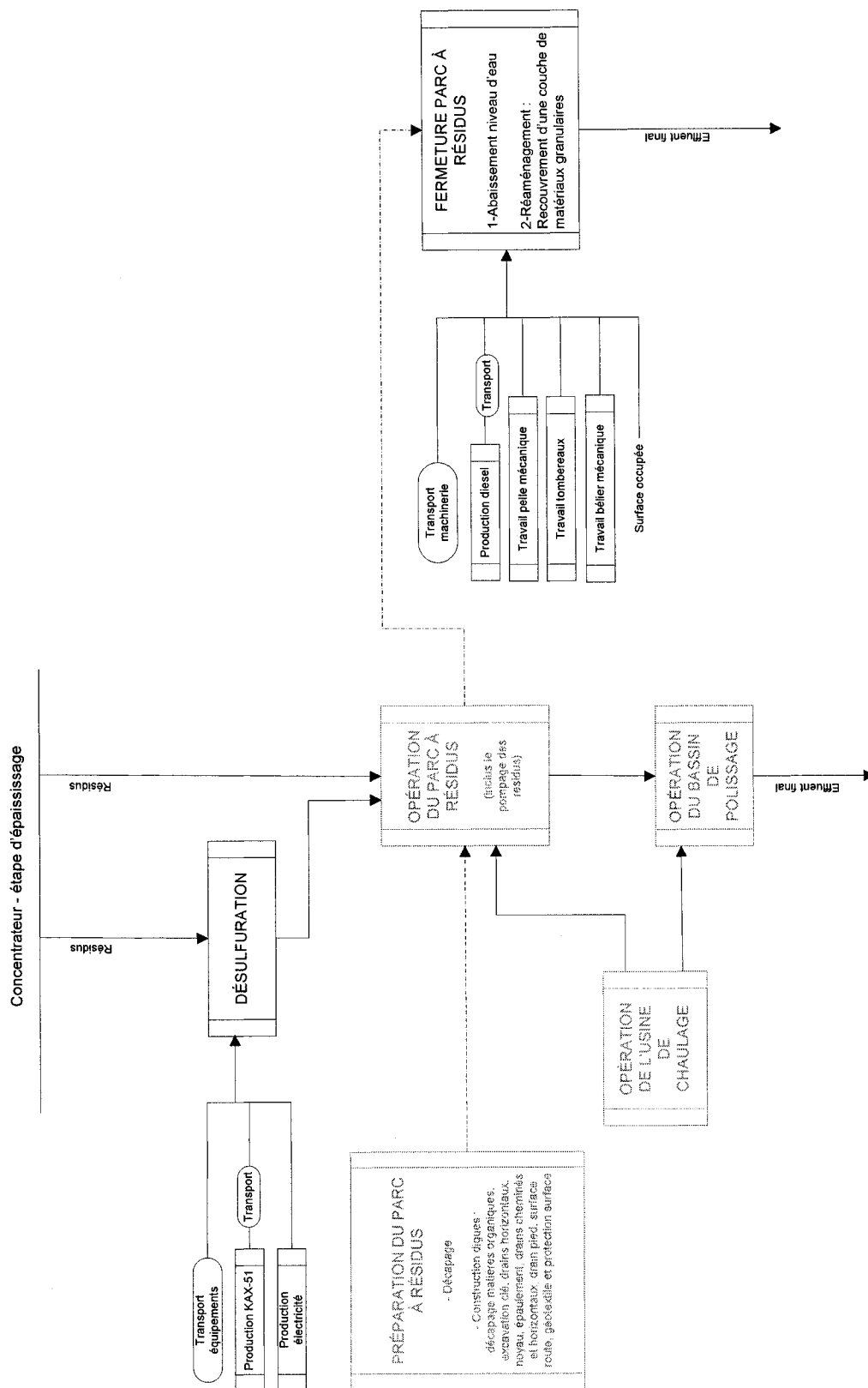


Figure A.2 Frontières du système pour le scénario 1B (les éléments ajoutés au scénario 1A sont en noir).

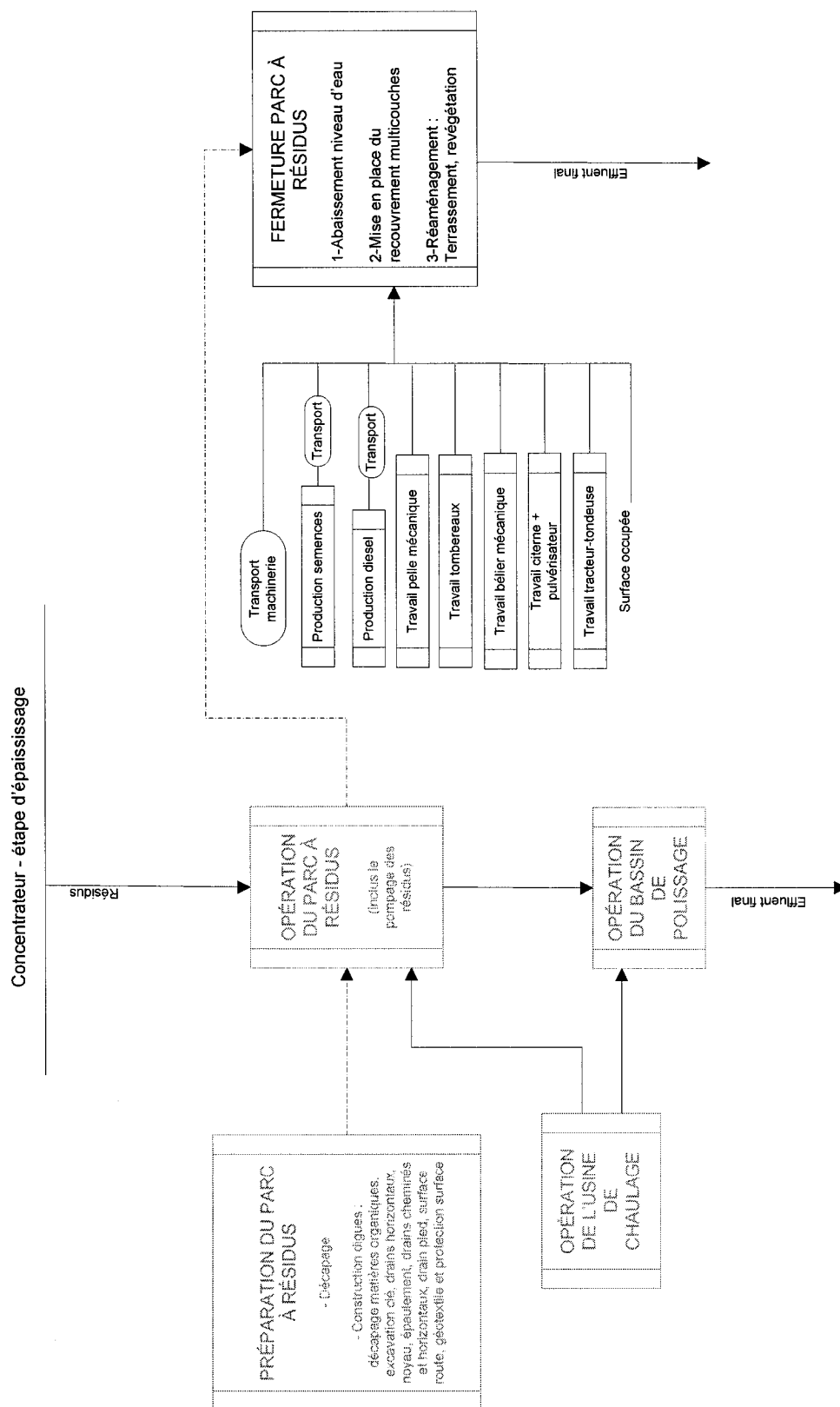


**Figure A.3 Frontières du système pour le scénario 1C (les éléments ajoutés au scénario 1A sont en noir).**

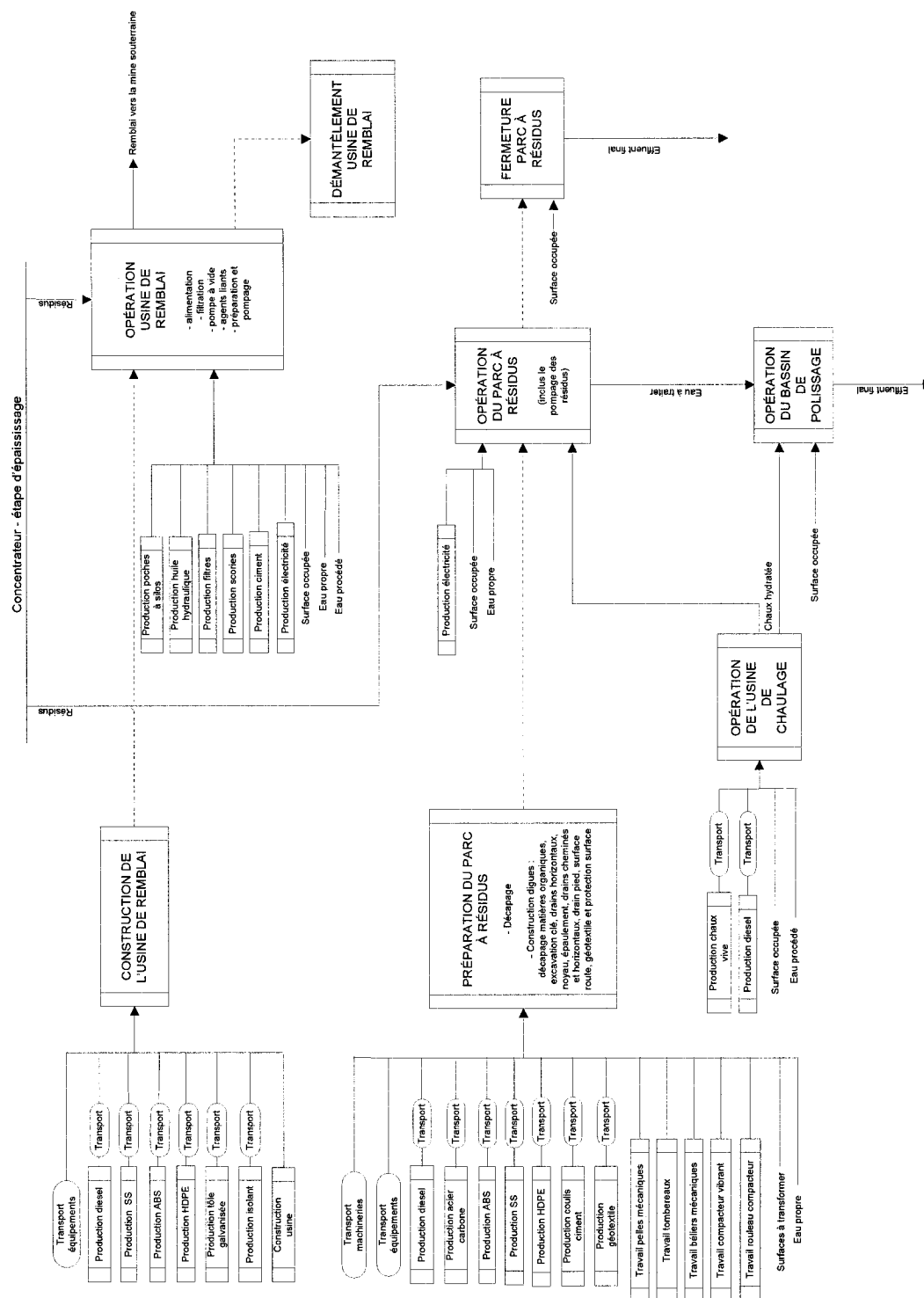


Figure A.4 Frontières du système pour le scénario 2A.



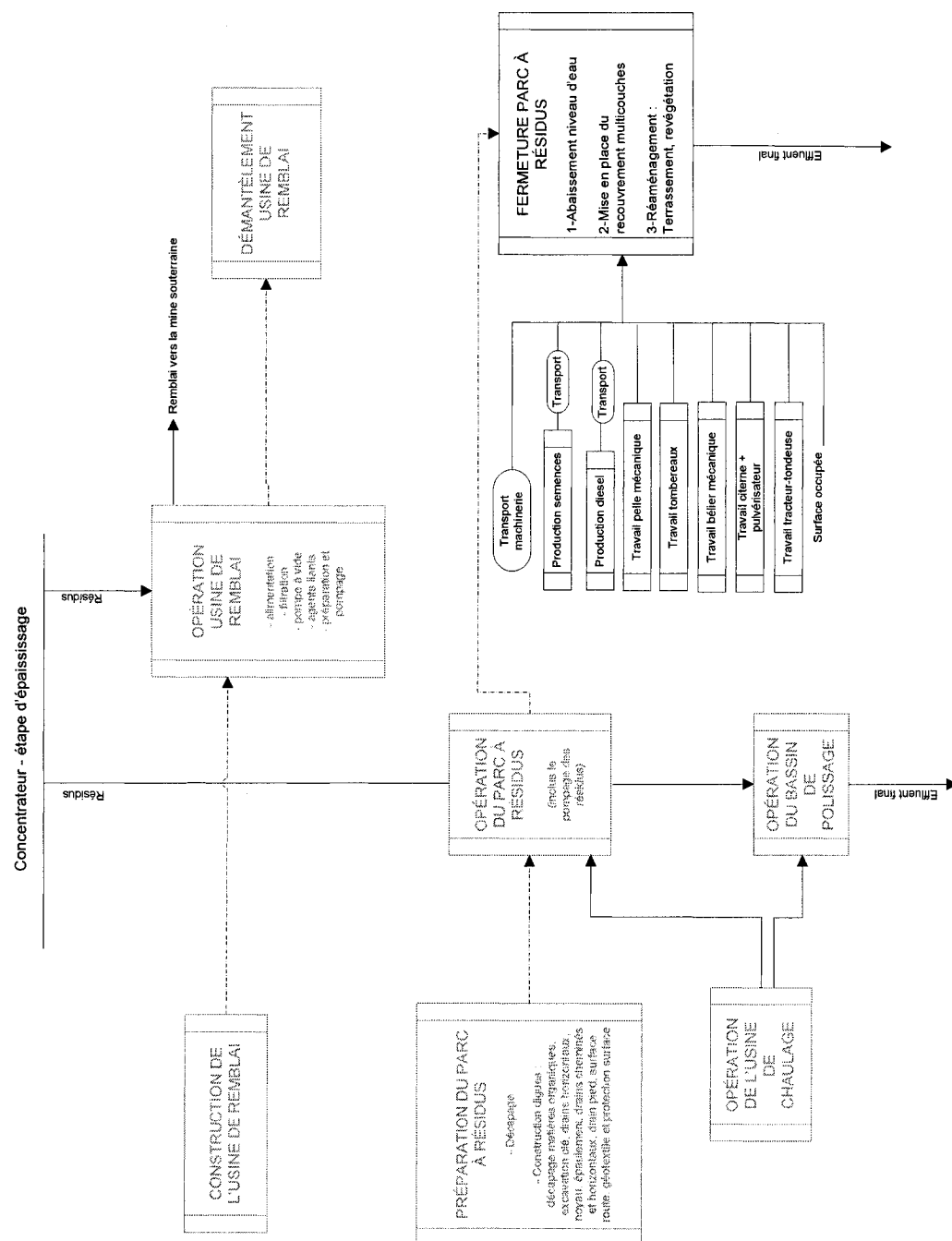


**Figure A.6 Frontières du système pour le scénario 2C (les éléments ajoutés au scénario 2A sont en noir).**

### Annexe B : Détails de chacune des étapes du cycle de vie

Les schémas de procédé du parc à résidus, de l'usine de remblai, de l'usine de chaulage de l'unité de désulfuration ainsi que les listes d'équipements et de matériaux pour chacune de ces étapes du cycle de vie sont présentés dans cette annexe.

La figure B.1 et le tableau B.1 présentent les schémas de procédé et la liste de matériaux et équipements requis pour le parc à résidus.

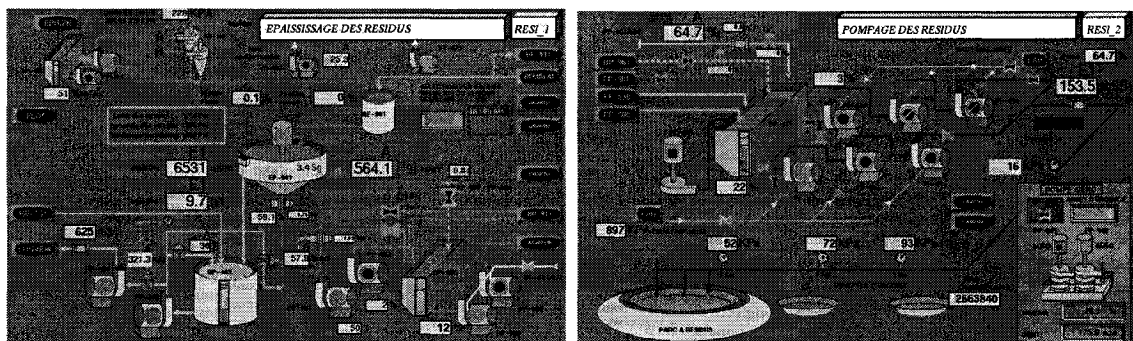


**Figure B.1 Schéma du parc à résidus**

Il est à noter que le schéma RESI\_1 n'est pas inclus dans les frontières du système mais est présenté pour fin de compréhension car c'est de cette étape que les résidus sont dirigés vers le parc à résidus (RESI\_2) ou vers l'usine de remblai (REMB\_1)

**Tableau B.1 Liste des équipements et matériaux pour le parc à résidus**

| Type                                       | Scénario 1<br>Quantité / noms <sup>2</sup> | Scénario 2<br>Quantité / noms |
|--------------------------------------------|--------------------------------------------|-------------------------------|
| <b>Équipements</b>                         |                                            |                               |
| Pompe puisard, 10 hp                       | 1 (PE 900)                                 | Idem 1                        |
| Pompes résidus, 150 hp                     | 6 (PP 911 à PP 916)                        | n/a                           |
| Pompes résidus, 300 hp                     | n/a                                        | 6                             |
| Pompes surpression, 10 hp                  | 2 (PP 921, PP 922)                         | Idem 1                        |
| <b>Matériaux</b>                           |                                            |                               |
| Tuyaux sch. 40 acier carbone 14 po         | 87,80 mètres                               | Idem 1                        |
| Tuyaux sch. 40 PEHD 14 po                  | 12 000 mètres                              | Idem 1                        |
| Isolant, 16 po (2 po épaisseur)            | 12 000 mètres                              | Idem 1                        |
| Tuyaux sch. 40 ABS 6 po                    | 30,50 mètres                               | Idem 1                        |
| Tuyaux sch. 40 ABS 4 po                    | 15,20 mètres                               | Idem 1                        |
| Tuyaux sch. 40 ABS 3 po                    | 7,62 mètres                                | Idem 1                        |
| Tuyaux sch. 40 AI 2 po                     | 61,00 mètres                               | Idem 1                        |
| Géotextile PP, 275 g/m <sup>2</sup>        | 78 000 m <sup>2</sup>                      | 148 700 m <sup>2</sup>        |
| Ciment résistant aux sulfates, portland 50 | 15,84 tonnes                               | 30,00 tonnes                  |

<sup>2</sup> Le nom des équipements fait référence au système de classification utilisé à la mine et est spécifié afin de faire le lien avec les figures. Lorsqu'aucun nom n'est indiqué, les équipements ont été ajoutés et ne faisait pas parti des équipements de la mine Louvicourt.

La figure B.2 et le tableau B.2 présentent les schémas de procédé et la liste de matériaux et équipements requis pour l'usine de remblai.

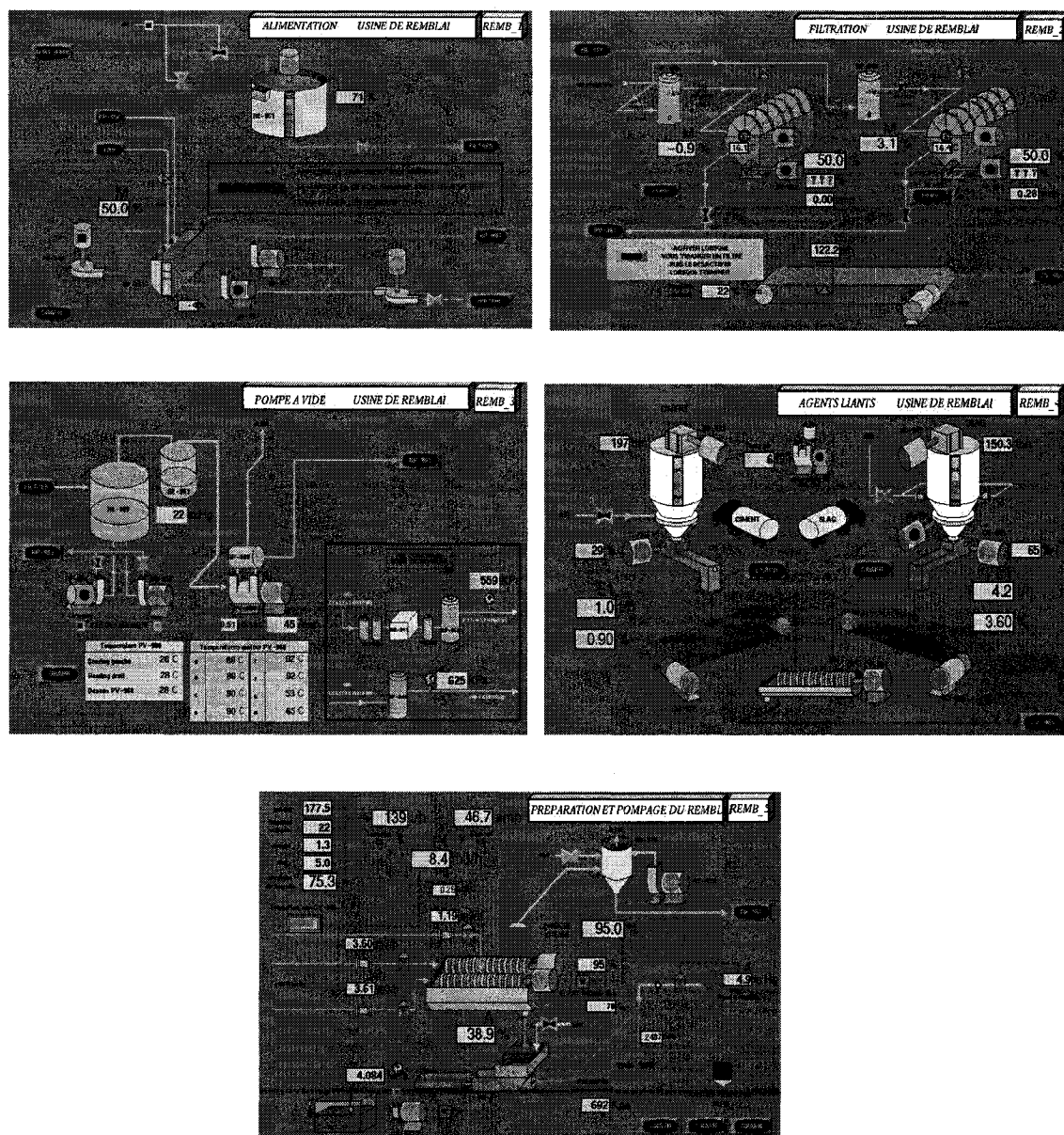


Figure B.2 Schémas des différentes étapes de l'usine de remblai.

**Tableau B.2 Liste des équipements et matériaux pour l'usine de remblai**

| Type                                   | Scénario 2A et 2C          | Scénario 2B (qt/noms) |
|----------------------------------------|----------------------------|-----------------------|
| <b>Équipements</b>                     |                            |                       |
| Pompes alimentation, 75 hp             | 2 / PP 905, PP 906         | Idem 2A et 2C         |
| Agitateur réservoir tampon, 150 hp     | 1 / AG 951                 | Idem 2A et 2C         |
| Pompe puisard, 10 hp                   | 1 / PE 990                 | Idem 2A et 2C         |
| Pompes d'eau recirculée, 60 HP         | 2 / PP 961, PP 962         | Idem 2A et 2C         |
| Pompe surpression, 1.5 hp              | 1 / PP 956                 | Idem 2A et 2C         |
| Filtres à disques, 12.5 HP             | 2 / FV 951, FV 952         | Idem 2A et 2C         |
| Convoyeur à courroie, 14.8 hp          | 1 / CC 963                 | Idem 2A et 2C         |
| Pompe à vide, 500 hp                   | 1 / PV 960                 | Idem 2A et 2C         |
| Pompes filtrat, 10 hp                  | 2 / PP 954, PP 955         | Idem 2A et 2C         |
| Convoyeurs à vis, 7.5 hp               | 3 / CV 971, CV 981, CV 991 | Idem 2A et 2C         |
| Convoyeurs courroie, 1.5 hp            | 2 / CC 972, CC 982         | Idem 2A et 2C         |
| Mélangeur, 60 hp                       | 1 / CV 965                 | Idem 2A et 2C         |
| Pompe hydraulique, 250 hp              | 1 / PP 971                 | Idem 2A et 2C         |
| Fan de ventilation, 7.5 hp             | 1 / VE 970                 | Idem 2A et 2C         |
| <b>Matériaux</b>                       |                            |                       |
| Tuyaux sch. 40 PEHD 6 po               | 2020,20 mètres             | Idem 2A et 2C         |
| Tuyaux sch. 40 ABS 6 po                | 33,50 mètres               | Idem 2A et 2C         |
| Tuyaux sch. 40 ABS 4 po                | 18,30 mètres               | Idem 2A et 2C         |
| Tuyaux sch. 40 ABS 3 po                | 7,62 mètres                | Idem 2A et 2C         |
| Tuyaux sch. 40 AI 2 po                 | 15,2 mètres                | Idem 2A et 2C         |
| Tuyaux sch. 40 AI 1 po                 | 7,62 mètres                | Idem 2A et 2C         |
| Filtres en nylon, 0.544 kg nylon / sac | 9450 filtres               | 9129 filtres          |
| Ciment portland                        | 50 663,58 tonnes           | 48 943,24 tonnes      |
| Scories                                | 193 881,24 tonnes          | 187 297,77 tonnes     |
| Poches silo 2.9 kg polyester / sac     | 504 poches                 | 487 poches            |
| Huile hydraulique                      | 4 800 litres               | 4 800 litres          |

La figure B.3 et le tableau B.3 présentent le schéma de procédé et la liste de matériaux et équipements pour l'usine de chaulage.

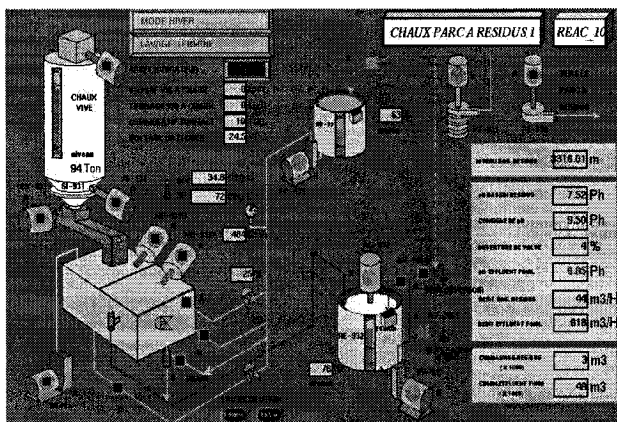


Figure B.3 Schéma de l'usine de chaulage.

Tableau B.3 Liste des équipements et matériaux pour l'usine de chaulage

| Type                     | Scénario 1A 1B, 1C<br>Quantité / noms | Scénario 2A, 2B, 2C<br>Quantité / noms |
|--------------------------|---------------------------------------|----------------------------------------|
| <b>Équipements</b>       |                                       |                                        |
| Génératrice <sup>3</sup> | 1 / GE 931                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Agitateur à chaux        | 1 / AG 932                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Compresseur air          | 1 / CM 931                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Mélangeur chaux          | 1 / ME 931                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Pompe puisard            | 1 / PE 930                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Pompe épurateur          | 1 / PP 932                            | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| <b>Matériaux</b>         |                                       |                                        |
| Tuyaux sch. 40 ABS 2 po  | 267,00 mètres                         | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Tuyaux sch. 40 ABS 3 po  | 7,62 mètres                           | Idem 1A, 1B et 1C                      |
| Chaux vive               | 10 821,89 tonnes                      | 5443,80 tonnes                         |
| Diesel                   | 852 465,93 litres                     | 506 281,80 litres                      |

<sup>3</sup> La puissance des équipements de l'usine de chaulage n'a pas été fournie mais l'énergie (diesel) consommée par l'usine était disponible.

La figure B.4 et le tableau B.4 présentent le schéma de procédé élaboré pour l'unité de désulfuration ainsi que la liste de matériaux et équipements requis.

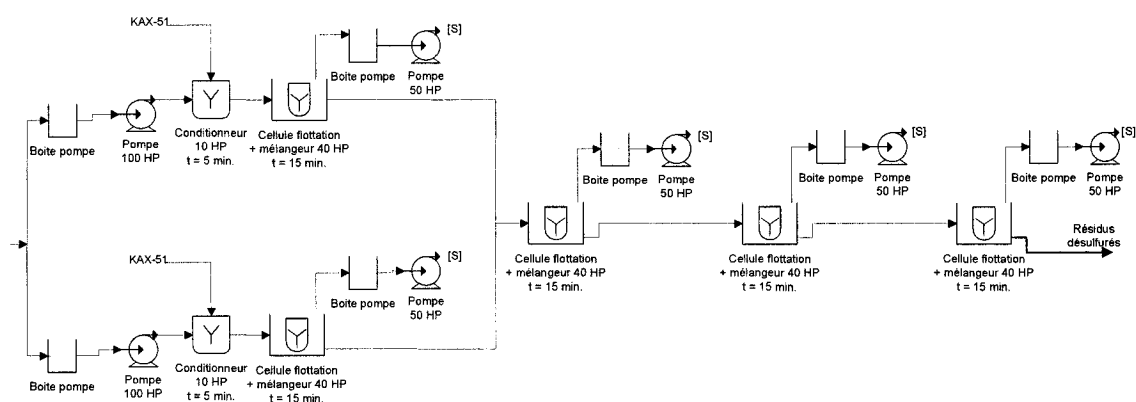


**Figure B.4 Schéma de l'unité de désulfuration.**

**Tableau B.4 Liste des équipements et matériaux pour l'unité de désulfuration**

| Type                   | Scénario 1B<br>Quantité / noms | Scénario 2B<br>Quantité / noms |
|------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| <b>Équipements</b>     |                                |                                |
| Agitateurs, 40 hp      | 5                              | Idem 1B                        |
| Conditionneurs, 10 hp  | 2                              | Idem 1B                        |
| Pompes, 100 hp         | 2                              | Idem 1B                        |
| Pompes, 50 hp          | 5                              | Idem 1B                        |
| <b>Matériaux*</b>      |                                |                                |
| KAX-51 (conditionneur) | 665,04 tonnes                  | 395,76 tonnes                  |

\* les tuyaux ne sont pas considérés étant donné leur faible contribution lors de la phase de développement

## Annexe C : Exemple de questionnaire envoyé à Louvicourt pour la collecte de données (usine de remblai)

**Tableau C.1 Portion de questionnaire envoyé à la mine Louvicourt**

| Type de données                                             | Données requises                       | Valeur et âge des données (mesurée, calculée ou estimée) |
|-------------------------------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| <b>Matière première / produit</b>                           |                                        |                                                          |
| <i>Résidus</i>                                              |                                        |                                                          |
| Entrée du procédé<br>(rejets finaux, circuit de flottation) | Quantités mensuelles (sur 12 mois)     |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| Sortie du procédé<br>(Vers la mine souterraine)             | Quantités mensuelles (sur 12 mois)     |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| Sortie du procédé<br>(vers le parc à résidus)               | Quantités mensuelles (sur 12 mois)     |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| <b>Énergie</b>                                              |                                        |                                                          |
| <i>Appareils électriques</i>                                |                                        |                                                          |
| Épaississeurs                                               | Force du moteur / %ampérage            |                                                          |
|                                                             | Temps d'utilisation                    |                                                          |
| Convoyeurs                                                  | Force du moteur / %ampérage            |                                                          |
|                                                             | Temps d'utilisation                    |                                                          |
| Mélangeurs                                                  | Force du moteur / %ampérage            |                                                          |
|                                                             | Temps d'utilisation                    |                                                          |
| Pompes de distribution sous terre                           | Force du moteur / %ampérage            |                                                          |
|                                                             | Temps d'utilisation                    |                                                          |
| Pompes dans l'usine                                         | Force du moteur / %ampérage            |                                                          |
|                                                             | Temps d'utilisation                    |                                                          |
| <b>Matériaux auxiliaires</b>                                |                                        |                                                          |
| <i>Réactifs</i>                                             |                                        |                                                          |
| Floculants                                                  | Type                                   |                                                          |
|                                                             | Consommations mensuelles (sur 12 mois) |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| Liants                                                      | Type                                   |                                                          |
|                                                             | Consommations mensuelles (sur 12 mois) |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| Autres                                                      | Consommations mensuelles (sur 12 mois) |                                                          |
|                                                             | Composition                            |                                                          |
| <b>Eau</b>                                                  |                                        |                                                          |
| Eau fraîche                                                 | Consommations mensuelles (sur 12 mois) |                                                          |
|                                                             | Analyse chimique                       |                                                          |
|                                                             | Provenance                             |                                                          |
|                                                             | Type (traitée ou non)                  |                                                          |

**Tableau C.1 Portion de questionnaire envoyé à la mine Louvicourt (suite)**

|                                    |                                     |  |
|------------------------------------|-------------------------------------|--|
| Eau souillée                       | Quantités mensuelles (sur 12 mois)  |  |
|                                    | Analyse chimique                    |  |
| <b>Émissions</b>                   |                                     |  |
| <i>Atmosphériques</i>              |                                     |  |
|                                    | Quantités mensuelles (sur 12 mois)  |  |
|                                    | Composition                         |  |
| <i>Autres émissions</i>            |                                     |  |
| <b>Équipements</b>                 |                                     |  |
| Tous les appareils                 | Fiches techniques                   |  |
|                                    | Mode de transport jusqu'à l'usine   |  |
|                                    | Durée de vie                        |  |
|                                    | Maintenance (huile, réparations...) |  |
| Filtres à disque rotatifs          | Type de filtres                     |  |
|                                    | Provenance des filtres              |  |
|                                    | Mode de transport                   |  |
|                                    | Fréquence de changement             |  |
| <b>Autres</b>                      |                                     |  |
| Temps de fonctionnement du procédé | Heures / jour                       |  |
|                                    | Jours / mois                        |  |

Note : les informations pour les étapes de cycle de vie suivantes ont aussi fait l'objet d'une requête :

- Mine souterraine
- Concentrateur : broyage, circuit zinc et cuivre
- Préparation et distribution des réactifs
- Distribution et consommation d'eau
- Construction des infrastructures
- Ventilation
- Préparation et opération parc à résidus
- Usine de chaulage
- Fermeture du parc à résidus

Afin de récolter toutes les informations requises, plusieurs questionnaires ont été effectués.

## **Annexe D : Calcul des émissions des opérations de machinerie avec le modèle Non road**

Les équations suivantes permettent de calculer la consommation ainsi que les émissions reliées à l'utilisation de la machinerie lourde (Beardsley et Lindhjem 1998):

$$\text{Consommation de diesel (g)} = \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF} * \text{EF}_{\text{diesel}}$$

$$\text{Particules (g)} = \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF} * \text{EF}_{\text{particules}} * \text{DF}$$

$$\text{NO}_x \text{ (g)} = \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF} * \text{EF}_{\text{NO}_x} * \text{DF}$$

$$\text{CO (g)} = \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF} * \text{EF}_{\text{CO}} * \text{DF}$$

$$\text{THC (g)} = \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF} * \text{EF}_{\text{THC}} * \text{DF}$$

$$\text{CO}_2 \text{ (g)} = 0.87 * (44/12) * \text{EF}_{\text{diesel}} * \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF}$$

$$\text{SO}_2 \text{ (g)} = (\text{EF}_{\text{diesel}} * (1-0.22) - \text{EF}_{\text{THC}}) * 0.0033 * 2 * \text{POP} * \text{P} * \text{A} * \text{LF}$$

$$\text{TOG (g)} = \text{THC} * 1.07$$

$$\text{NMOG (g)} = \text{THC} * 1.054$$

$$\text{NMHC (g)} = \text{THC} * 0.984$$

$$\text{VOC (g)} = \text{THC} * 1.053$$

$$\text{CH}_4 \text{ (g)} = \text{THC} - \text{NMHC}$$

$$\text{Où DF} = 1 + a * \text{AF}^b$$

$$\text{AF} = \text{heures totales d'utilisation} * \text{LF} / \text{durée de vie}$$

$$\text{Heures totales d'utilisation} = (\text{année actuelle} - \text{année de fabrication}) * \text{activité annuelle}$$

Les différents paramètres utilisés dans les équations précédentes sont présentés.

Puissance P (hp)

10 classes de puissance sont définies dans le modèle Non road soit,  
 0 à 11, 11 à 16, 16 à 25, 25 à 50, 50 à 100, 100 à 175, 175 à 300, 300 à 600, 600 à 750  
 et >750 hp.

"Load Factor" LF (%)

Pourcentage de remplissage de l'équipement et est défini pour chacune des classes  
 d'équipement.

Activité A (h)

Nombre d'heures d'utilisation de l'équipement pour réaliser le travail.

Facteur d'émission EF (g/hp\*h)

Donné seulement pour le diesel (BSFC), les particules, les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), les  
 hydrocarbures totaux (THC) et le monoxyde de carbone (CO).

Facteur de détérioration DF

Fait intervenir l'âge de l'équipement utilisé et son niveau d'utilisation pendant sa durée  
 de vie. Il est calculé à partir du facteur d'âge (AF) et les coefficients a et b qui sont  
 fonction de l'émission et de la distribution technologique de l'équipement.

Population POP

Représente la quantité d'un même équipement utilisé afin de réaliser un travail.

Durée de vie (h)

Durée de vie du moteur si l'équipement est chargé complètement. Elle est fonction de la classe de puissance de l'équipement.

Activité annuelle (h/an)

Nombre d'heures d'utilisation d'une classe d'équipement pendant 1 an.

Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road

| Étape cycle de vie / scénario                        | Fonction                                                                   | Équipement et modèle de CAT | Travail                                           | Travail à l'heure                         | Activité (h)        | Puissance (hp) |
|------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------|----------------|
| Développement du parc, cellule Est, scénarios 1 et 2 | Décapage site                                                              | Bélier mécanique D6RXXW     | 97 ha                                             | 0,93 ha/h                                 | 104,40              | 185            |
|                                                      | Décapage matière organique sous digue                                      | Pelle hydraulique 365       | 123 552 m <sup>3</sup> et tp sur 100 m            | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 399,40              | 404            |
|                                                      |                                                                            | Tombereaux 769              |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min <sup>4</sup> | 611,31              | 518            |
|                                                      |                                                                            | Bélier mécanique D6RXXW     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 658,95 <sup>5</sup> | 185            |
|                                                      | Décapage de la clé                                                         | Pelle hydraulique 365       | 31 900 m <sup>3</sup> et tp sur 100 m             | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 103,12              | 404            |
|                                                      |                                                                            | Tombereaux 769              |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min              | 157,83              | 518            |
|                                                      |                                                                            | Bélier mécanique D6RXXW     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 170,13              | 185            |
|                                                      | Mise en place et compaction noyau et tapis faible conductivité hydraulique | Pelle hydraulique 365       | 179 000 m <sup>3</sup> et tp entre 1700 et 8500 m | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  |                     | 404            |
|                                                      |                                                                            | Tombereaux 769              |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 9,32 min (1800 m)     | 111,79              | 518            |
|                                                      |                                                                            |                             |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 9,07 min (1700 m)     | 55,50               | 518            |
|                                                      |                                                                            |                             |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 10,32 min (2200 m)    | 379,10              | 518            |
|                                                      |                                                                            |                             |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 14,84 min (4000 m)    | 272,50              | 518            |
|                                                      |                                                                            |                             |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 16,34 min (4600 m)    | 1200,61             | 518            |

<sup>4</sup> Le temps de travail pour les tombereaux est calculé en tenant compte du temps pour remplir le camion (3,3 minutes), du temps de trajet à aller (le camion parcourt 1000 m. en 1,6 minute), du temps de trajet au retour (le camion parcourt 2200 m. en 2 minutes) et du temps pour vider le camion (1,5 minute)

<sup>5</sup> Foisonnement de 20%. Applicable aux calculs du bélier mécanique.

**Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road (suite)**

|                                             |                                 |                                                   |  |                                         |         |     |
|---------------------------------------------|---------------------------------|---------------------------------------------------|--|-----------------------------------------|---------|-----|
| Mise en place et compaction épaulement      | Compacteur vibrant CS 563       |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 26,13 min (8500 m.) | 748,62  | 518 |
|                                             | Pelle hydraulique 365           | 387 000 m <sup>3</sup> et tp entre 100 et 10000 m |  | 224,25 m <sup>3</sup> /h                | 798,22  | 150 |
|                                             | Tombereaux 769                  |                                                   |  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 1251,02 | 404 |
|                                             |                                 |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min (100 m)    | 157,83  | 518 |
| Mise en place et compaction drains chemisés |                                 |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 10,07 min (2100 m)  | 1479,52 | 518 |
|                                             |                                 |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (10000 m) | 6005,44 | 518 |
|                                             | Compacteur vibrant CS 563       |                                                   |  | 224,25 m <sup>3</sup> /h                | 1725,75 | 150 |
|                                             | Pelle hydraulique 365           | 88 000 m <sup>3</sup> et tp sur 10000 m           |  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 284,47  | 404 |
| Mise en place et compaction drain de pied   | Tombereaux 769                  |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (10000 m) | 2576,69 | 518 |
|                                             | Bélier mécanique D6RXW          |                                                   |  | 225 m <sup>3</sup> /h                   | 469,33  | 185 |
|                                             | Pelle hydraulique 365 (trou)    | 15 900 m <sup>3</sup> et tp entre 100 et 10000 m  |  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 51,40   | 404 |
|                                             | Tombereaux 769                  |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min (100 m)    | 78,67   | 518 |
| Mise en place et compaction surface route   | Pelle hydraulique 365 (gravier) |                                                   |  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 51,40   | 404 |
|                                             | Tombereaux 769                  |                                                   |  | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (10000 m) | 465,56  | 518 |
|                                             | Bélier mécanique D6RXW          |                                                   |  | 225 m <sup>3</sup> /h                   | 84,80   | 185 |
|                                             | Pelle hydraulique 365           | 5 100 m <sup>3</sup> et tp sur 10000 m            |  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 16,49   | 404 |

Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road (suite)

|                                                  |                                                                            |                           |                                               |                                         |         |     |
|--------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------|---------------------------|-----------------------------------------------|-----------------------------------------|---------|-----|
| Développement du parc, cellule ouest scénarios 1 | Mise en place géotextile et protection érosion                             | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (10000 m) | 143,33  | 518 |
|                                                  |                                                                            | Compacteur vibrant CS 563 |                                               | 224,25 m <sup>3</sup> /h                | 22,74   | 150 |
|                                                  |                                                                            | Pelle hydraulique 365     | 66 000 m <sup>3</sup> et tp sur 1600 m        | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 213,35  | 404 |
|                                                  |                                                                            | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 8,81 min (1600 m)   | 569,88  | 518 |
|                                                  |                                                                            | Niveleuse 14H             |                                               | 3855 m <sup>2</sup> /h                  | 20,23   | 220 |
|                                                  | Décapage site                                                              | Bélier mécanique D6RXXW   | 66 ha                                         | 0,93 ha/h                               | 71,04   | 185 |
|                                                  | Décapage matière organique sous digue                                      | Pelle hydraulique 365     | 109 370 m <sup>3</sup> et transport sur 100 m | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 353,55  | 404 |
|                                                  |                                                                            | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min            | 541,14  | 518 |
|                                                  |                                                                            | Bélier mécanique D6RXXW   |                                               | 225 m <sup>3</sup> /h                   | 583,31  | 185 |
|                                                  | Décapage de la clé                                                         | Pelle hydraulique 365     | 23 100 m <sup>3</sup> et tp sur 100 m         | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 74,67   | 404 |
|                                                  |                                                                            | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min            | 114,29  | 518 |
|                                                  |                                                                            | Bélier mécanique D6RXXW   |                                               | 225 m <sup>3</sup> /h                   | 123,2   | 185 |
|                                                  | Mise en place et compaction noyau et tapis faible conductivité hydraulique | Pelle hydraulique 365     | 119 200 m <sup>3</sup> et tp sur 8500 m       | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 385,33  | 404 |
|                                                  |                                                                            | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 26,13 min (8500 m)  | 3050,77 | 518 |
|                                                  |                                                                            | Compacteur vibrant CS 563 |                                               | 224,25 m <sup>3</sup> /h                | 531,55  | 150 |
|                                                  | Mise en place et compaction épaulement                                     | Pelle hydraulique 365     | 453 000 m <sup>3</sup> et tp sur 10000 m      | 309,35 m <sup>3</sup> /h                | 1464,37 | 404 |
|                                                  |                                                                            | Tombereaux 769            |                                               | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (10000 m) | 6632,04 | 518 |
|                                                  |                                                                            | Compacteur vibrant CS 563 |                                               | 224,25 m <sup>3</sup> /h                | 2020,10 | 150 |

**Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road (suite)**

|                                   |                                                              |                                 |                                                        |                                            |         |     |
|-----------------------------------|--------------------------------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------------------------|--------------------------------------------|---------|-----|
| Fermeture du parc,<br>scénario 1B | Mise en place et<br>compaction drains<br>cheminés            | Pelle hydraulique 365           | 83 300 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 10000 m             | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 269,28  | 404 |
|                                   |                                                              | Tombereaux 769                  |                                                        | 17 m <sup>3</sup> / 29,89<br>min (10000 m) | 2439,07 | 518 |
|                                   |                                                              | Bélier mécanique D6RXXW         |                                                        | 225 m <sup>3</sup> /h                      | 444,27  | 185 |
|                                   | Mise en place et<br>compaction drain de<br>pied              | Pelle hydraulique 365 (trou)    | 12 000 m <sup>3</sup> et tp<br>entre 100 et<br>10000 m | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 38,79   | 404 |
|                                   |                                                              | Tombereaux 769                  |                                                        | 17 m <sup>3</sup> / 5,05 min<br>(100 m)    | 59,37   | 518 |
|                                   |                                                              | Pelle hydraulique 365 (gravier) |                                                        | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 38,79   | 404 |
|                                   | Mise en place et<br>compaction surface<br>route              | Tombereaux 769                  | 3 800 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 10000 m              | 17 m <sup>3</sup> / 29,89<br>min (10000 m) | 351,37  | 518 |
|                                   |                                                              | Bélier mécanique D6RXXW         |                                                        | 225 m <sup>3</sup> /h                      | 64      | 185 |
|                                   |                                                              | Pelle hydraulique 365           |                                                        | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 12,28   | 404 |
|                                   | Mise en place<br>géotextile et<br>protection érosion         | Tombereaux 769                  | 64 400 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 1600 m              | 17 m <sup>3</sup> / 29,89<br>min (10000 m) | 111,27  | 518 |
|                                   |                                                              | Compacteur vibrant CS 563       |                                                        | 224,25 m <sup>3</sup> /h                   | 16,95   | 150 |
|                                   |                                                              | Pelle hydraulique 365           |                                                        | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 208,18  | 404 |
|                                   | Mise en place du<br>recouvrement de<br>matériaux granulaires | Tombereaux 769                  | 489 000 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 2000 m             | 17 m <sup>3</sup> / 8,81 min<br>(1600 m)   | 278,03  | 518 |
|                                   |                                                              | Niveleuse 14H                   |                                                        | 3855 m <sup>2</sup> /h                     | 18,34   | 220 |
|                                   |                                                              | Pelle hydraulique 365           |                                                        | 309,35 m <sup>3</sup> /h                   | 1580,73 | 404 |
|                                   |                                                              | Tombereaux 769                  |                                                        | 17 m <sup>3</sup> / 9,82 min<br>(1600 m)   | 4703,01 | 518 |
|                                   |                                                              | Pelle mécanique 365             |                                                        | 225 m <sup>3</sup> /h                      | 2608,00 | 185 |

Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road (suite)

|                                   |                                                        |                         |                                                   |                                        |         |     |
|-----------------------------------|--------------------------------------------------------|-------------------------|---------------------------------------------------|----------------------------------------|---------|-----|
| Fermeture du parc,<br>scénario 2B | Mise en place du recouvrement de matériaux granulaires | Pelle hydraulique 365   | 291 000 m <sup>3</sup> et tp sur 2000 m           | 309,35 m <sup>3</sup> /h               | 940,68  | 404 |
|                                   |                                                        | Tombereaux 769          |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 9,82 min (1600 m)  | 2798,72 | 518 |
|                                   |                                                        | Pelle mécanique 365     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                  | 1552,00 | 185 |
| Fermeture du parc,<br>scénario 1C | Mise en place de la CEBC-1 <sup>ère</sup> couche       | Pelle hydraulique 365   | 815 000 m <sup>3</sup> et tp sur 2000 m           | 309,35 m <sup>3</sup> /h               | 2634,56 | 404 |
|                                   |                                                        | Tombereaux 769          |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 9,82 min (1600 m)  | 7838,35 | 518 |
|                                   |                                                        | Pelle mécanique 365     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                  | 4346,67 | 185 |
|                                   | Mise en place de la CEBC-2 <sup>e</sup> couche         | Pelle hydraulique 365   | 978 000 m <sup>3</sup> et tp sur 8500 m           | 309,35 m <sup>3</sup> /h               | 3161,47 | 404 |
|                                   |                                                        | Tombereaux 769          |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 26,13 min (1600 m) | 25030,5 | 518 |
|                                   |                                                        | Pelle mécanique 365     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                  | 5216,00 | 185 |
|                                   | Mise en place de la CEBC-3 <sup>e</sup> couche         | Pelle hydraulique 365   | 489 000 m <sup>3</sup> et tp sur 10000 m          | 309,35 m <sup>3</sup> /h               | 1580,73 | 404 |
|                                   |                                                        | Tombereaux 769          |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 29,89 min (1600 m) | 14318,1 | 518 |
|                                   |                                                        | Pelle mécanique 365     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                  | 2608,00 | 185 |
|                                   | Mise en place couche de sol organique                  | Pelle hydraulique 365   | 163 000 m <sup>3</sup> et tp sur 1000 m           | 309,35 m <sup>3</sup> /h               | 526,91  | 404 |
|                                   |                                                        | Tombereaux 769          |                                                   | 17 m <sup>3</sup> / 7,31 min (1600 m)  | 1167,04 | 518 |
|                                   |                                                        | Pelle mécanique 365     |                                                   | 225 m <sup>3</sup> /h                  | 869,33  | 185 |
| Revégétation                      |                                                        | Citerne + pulvérisateur | Non considéré, par manque de données <sup>6</sup> |                                        |         |     |

<sup>6</sup> Selon la firme Ecogénie, ce type de machinerie est en mesure d'effectuer ce travail très rapidement à un rythme de plusieurs hectares par jour, sans être en mesure de me donner plus de détails. Ainsi, étant donné le nombre d'heures d'utilisation élevé des autres machines, je prends la décision de ne pas considérer le travail de la citerne.

**Tableau D.1 Calculs des émissions pour le travail de la machinerie lourde avec le modèle Non road (suite)**

|                                   |                                                     |                         |                                             |                                           |         |     |
|-----------------------------------|-----------------------------------------------------|-------------------------|---------------------------------------------|-------------------------------------------|---------|-----|
| Fermeture du parc,<br>scénario 2C | Tonte gazon                                         | Tracteur - tondeuse     | 163 ha                                      | 22 000 m <sup>2</sup> /h                  | 74,09   | 185 |
|                                   | Mise en place de la<br>CEBC-1 <sup>ère</sup> couche | Pelle hydraulique 365   | 485 000 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 2000 m  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 1567,80 | 404 |
|                                   |                                                     | Tombereaux 769          |                                             | 17 m <sup>3</sup> / 9,82 min<br>(1600 m)  | 4664,54 | 518 |
|                                   |                                                     | Pelle mécanique 365     |                                             | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 2586,67 | 185 |
|                                   | Mise en place de la<br>CEBC-2 <sup>e</sup> couche   | Pelle hydraulique 365   | 582 000 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 8500 m  | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 1881,36 | 404 |
|                                   |                                                     | Tombereaux 769          |                                             | 17 m <sup>3</sup> / 26,13<br>min (1600 m) | 14895,4 | 518 |
|                                   |                                                     | Pelle mécanique 365     |                                             | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 3104,00 | 185 |
|                                   | Mise en place de la<br>CEBC-3 <sup>e</sup> couche   | Pelle hydraulique 365   | 291 000 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 10000 m | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 940,68  | 404 |
|                                   |                                                     | Tombereaux 769          |                                             | 17 m <sup>3</sup> / 29,89<br>min (1600 m) | 8520,56 | 518 |
|                                   |                                                     | Pelle mécanique 365     |                                             | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 1552,00 | 185 |
|                                   | Mise en place couche<br>de sol organique            | Pelle hydraulique 365   | 97 000 m <sup>3</sup> et tp<br>sur 1000 m   | 309,35 m <sup>3</sup> /h                  | 313,56  | 404 |
|                                   |                                                     | Tombereaux 769          |                                             | 17 m <sup>3</sup> / 7,31 min<br>(1600 m)  | 694,50  | 518 |
|                                   |                                                     | Pelle mécanique 365     |                                             | 225 m <sup>3</sup> /h                     | 517,33  | 185 |
|                                   | Revégétation                                        | Citerne + pulvérisateur | Non considéré, par manque de données        |                                           |         |     |
|                                   | Tonte gazon                                         | Tracteur - tondeuse     | 97 ha                                       | 22 000 m <sup>2</sup> /h                  | 44,09   | 185 |

**Annexe E : Méthodes d'évaluation des impacts IMPACT 2002+, Eco-  
Indicator 99 et LUCAS, détermination des facteurs de  
caractérisation (manquants) toxiques et écotoxiques canadiens**

**Tableau E.1 Catégories d'impact, modèles de caractérisation et catégories de  
dommages de la méthode Eco-Indicator 99 (Goedkoop et al. 2001)**

| Catégories d'impact                   | Modèles de caractérisation                                                                                                                                                                                                   | Catégories et unités de dommages                                        | Différences selon la doctrine |
|---------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|-------------------------------|
| Cancérogènes                          | Les dommages sont calculés à partir du concept de l'unité de risque exprimé en % de probabilité qu'un individu développe un cancer par ug/m <sup>3</sup> de substance.                                                       | Santé humaine (DALY)                                                    | Oui                           |
| Effets respiratoires organiques       | La méthode utilisée est basée sur les courbes doses-réponses de chacune des substances considérées.                                                                                                                          |                                                                         | Oui                           |
| Effets respiratoires inorganiques     |                                                                                                                                                                                                                              |                                                                         |                               |
| Changements climatiques               | Détermination du nombre de cas associés à différents troubles de la santé en fonction de modélisations de réchauffement global pour 1 Mt de CO <sub>2</sub> , N <sub>2</sub> O et CH <sub>4</sub> à l'aide du logiciel FUND. |                                                                         | Oui                           |
| Radiations ionisantes                 | La méthode utilisée est basée sur les courbes dose-réponse des radiations pour différentes maladies.                                                                                                                         |                                                                         | Oui                           |
| Ozone stratosphérique                 | Le modèle prend en considération l'augmentation des cas de cataractes et cancers suite à l'augmentation des rayons UV liés à la diminution de l'ozone.                                                                       |                                                                         | Oui                           |
| Écotoxicité                           | Les dommages sont quantifiés à l'aide du PAF, défini comme le % des espèces exposées à une concentration supérieure ou égale au NOEC.                                                                                        | Qualité de l'écosystème (PAF* m <sup>2</sup> an PDF* m <sup>2</sup> an) | Oui                           |
| Acidification / eutrophisation        | Les dommages sont exprimés en PDF, calculés à partir d'un logiciel qui modélisent les changements de pH et de nutriments.                                                                                                    |                                                                         | Non                           |
| Utilisation des terres                | Le modèle utilisé tient compte de l'occupation et de la transformation des terres pour des effets locaux et régionaux sur les plantes vasculaires et s'exprime en PDF*m <sup>2</sup> an.                                     |                                                                         | Non                           |
| Appauvrissement ressources abiotiques | La méthode est basée sur le surplus énergétique nécessaire à l'extraction future, du minerai ou du combustible, lorsque l'extraction cumulative aura atteint 5 fois l'extraction cumulative de 1990.                         | Disponibilité des ressources (MJ surplus)                               | Oui                           |
| Appauvrissement combustibles fossiles |                                                                                                                                                                                                                              |                                                                         | Oui (pas dans Individualiste) |

**Tableau E.2 Catégories d'impact, modèles de caractérisation, substance de référence et unités de la méthode IMPACT 2002+ (Jolliet et al. 2003, Humbert et al. 2005)**

| Catégories d'impact (problèmes)            | Modèles de caractérisation                                                                                                                                                     | Subst. de référence (problèmes)                              | Catégorie d'impacts et unités (dommage)                                                                                                    |
|--------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Toxicité humaine (cancer et non-cancer)    | Méthode basée sur l'outil IMPACT 2002 qui modélise les risques et impacts potentiels des émissions en fonction du devenir et de l'effet des contaminants dans l'environnement. | kg <sub>eq</sub> chloréthylène dans l'air                    | Santé humaine (DALY)                                                                                                                       |
| Effets respiratoires (inorganiques)        | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire.                                                                                                                                    | kg <sub>eq</sub> PM 2.5 dans l'air                           |                                                                                                                                            |
| Rayonnement ionisant                       | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire.                                                                                                                                    | bq <sub>eq</sub> carbone 14 dans l'air                       |                                                                                                                                            |
| Appauvrissement de l'ozone stratosphérique | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire.                                                                                                                                    | kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air                           |                                                                                                                                            |
| Oxydation photochimique                    | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire (effets respiratoires organiques).                                                                                                  | kg <sub>eq</sub> éthylène dans l'air                         |                                                                                                                                            |
| Écotoxicité aquatique                      | Méthode basée sur l'outil IMPACT 2002 qui modélise les risques et impacts potentiels des émissions en fonction du devenir et de l'effet des contaminants dans l'environnement. | kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau               | Qualité de l'écosystème (PDF* m <sup>2</sup> *an)<br><br>(catégories acidification aquatique et eutrophisation aquatique en développement) |
| Écotoxicité terrestre                      |                                                                                                                                                                                |                                                              |                                                                                                                                            |
| Acidification / nutrifcation terrestre     | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire.                                                                                                                                    | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air                  |                                                                                                                                            |
| Occupation des terres                      | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire. Sans les impacts liés à la transformation des terres.                                                                              | M <sup>2</sup> <sub>eq</sub> terres organiques arables-année |                                                                                                                                            |
| Acidification aquatique                    | Méthode basée sur la capacité des polluants à augmenter la charge environnementale en azote et phosphore. Adapté d'EDIP 97 et CML 2002.                                        | kg <sub>eq</sub> SO <sub>2</sub> dans l'air                  |                                                                                                                                            |
| Eutrophisation aquatique                   | Méthode basée sur la capacité des émissions à induire la libération de protons dans l'environnement. Adapté d'EDIP 97.                                                         | kg <sub>eq</sub> PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> dans l'eau    | Changements climatique (kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air)<br><br>Ressources (MJ surplus)                                        |
| Réchauffement global                       | IPCC Global Warming Potentials, horizon temporel de 500 ans.                                                                                                                   | kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air                  |                                                                                                                                            |
| Énergies non-renouvelables                 | Méthode basée sur la capacité calorique.                                                                                                                                       | MJ total primaire non-renouvelable                           |                                                                                                                                            |
| Appauvrissement ressources abiotiques      | Tiré d'Eco-Indicator 99 version égalitaire.                                                                                                                                    | MJ énergie additionnelle                                     |                                                                                                                                            |

**Tableau E.3 Catégories d'impact, modèles de caractérisation, substances de référence et adaptation au contexte canadien pour la méthode LUCAS (Toffoletto et al. 2005)**

| Catégories d'impact                        | Modèles de caractérisation                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | Substances de référence                        | Adaptation au contexte canadien                     |
|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------|-----------------------------------------------------|
| Réchauffement global                       | Tiré d'IMPACT 2002+.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                     | kg <sub>eq</sub> CO <sub>2</sub> dans l'air    | Aucune, résolution globale                          |
| Appauvrissement de l'ozone stratosphérique | La méthodologie a été créée par le WMO et permet de calculer la contribution relative des CFCs, des HFCs et des halons par rapport au CFC-11. Tiré de TRACI 2006.                                                                                                                                                                                                                                                                                        | kg <sub>eq</sub> CFC-11 dans l'air             | Aucune, résolution globale                          |
| Acidification aquatique                    | Le transport atmosphérique des NO <sub>x</sub> et SO <sub>2</sub> est modélisé avec le modèle ASTRAP (Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution). Pour l'acidification, les dépositions terrestres de H <sup>+</sup> <sub>eq</sub> dues aux émissions de NO <sub>x</sub> et SO <sub>2</sub> sont calculées. Pour le smog, l'effet des contaminants est développé avec le modèle MIR (Maximum Incremental Reactivity). Adapté de TRACI 2006. | Moles <sub>eq</sub> de H <sup>+</sup>          | Oui, résolution régionale                           |
| Formation de smog photochimique            |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          | kg <sub>eq</sub> NO <sub>x</sub>               | Oui, résolution régionale                           |
| Eutrophisation aquatique                   | Le transport atmosphérique de l'azote est modélisé à l'aide du modèle ASTRAP et la charge environnementale en nutriments et azote est déterminée avec le modèle CARMEN (Cause effect Relation Model for Environment policy Negotiations). Eutrophisation aquatique adaptée d'EDIP 2003.                                                                                                                                                                  | kg nutriments disponibles                      | Non, en développement pour résolution régionale     |
| Eutrophisation terrestre                   |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                          |                                                |                                                     |
| Écotoxicité aquatique                      | Adapté d'IMPACT 2002+ pour une sélection de substances.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | kg <sub>eq</sub> triéthylène glycol dans l'eau | Oui, résolution régionale                           |
| Écotoxicité terrestre                      | Adaptée d'IMPACT 2002+ pour une sélection de substances.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                 |                                                | Non, en développement pour une résolution régionale |
| Cancérogènes                               | Adapté d'IMPACT 2002+ pour une sélection de substances.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | kg <sub>eq</sub> chloréthylène dans l'air      | Oui, résolution régionale                           |
| Non-cancérogènes                           | Adapté d'IMPACT 2002+ pour une sélection de substances.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | kg <sub>eq</sub> chloréthylène dans l'air      | Oui, résolution régionale                           |
| Appauvrissement ressources abiotiques      | Tiré d'Eco-Indicator 99 version hiérarchique.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | MJ surplus                                     | Aucune, résolution globale                          |
| Appauvrissement combustibles fossiles      | Tiré d'Eco-Indicator 99 version hiérarchique.                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                            | MJ surplus                                     | Aucune, résolution globale                          |
| Utilisation des terres                     | En développement                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | n/a                                            | n/a                                                 |

**Tableau E.4 Facteurs de caractérisation ajoutés à la méthode LUCAS**

| Nom de la substance | CAS       | Compartiment | FC écotoxique aquatique | FC toxique non-cancérigène | FC toxique cancérigène |
|---------------------|-----------|--------------|-------------------------|----------------------------|------------------------|
| Aluminium           | 7429-90-5 | Sol          | 13 085 058,29           | -                          | -                      |
|                     |           | Air          | 13 030 828,88           | -                          | -                      |
|                     |           | Eau          | 13 085 308,83           | -                          | -                      |
| Ammoniac            | 7664-41-7 | Eau          | 781,91                  | -                          | -                      |
| Arsenic             | 7440-38-2 | Sol          | -                       | 34 535,75                  | 3 320,74               |
|                     |           | Eau          | -                       | 28 019,93                  | 2 694,22               |
| Arsenic, ion        | 7440-38-2 | Eau          | -                       | 28 019,93                  | 2 694,22               |
| Cadmium             | 7440-43-9 | Sol          | -                       | 2 211,04                   | -                      |
|                     |           | Eau          | -                       | 901,60                     | -                      |
| Cadmium, ion        | 7440-43-9 | Sol          | -                       | 2 211,04                   | -                      |
| Cobalt              | 7440-48-4 | Eau          | 5153054,32              | -                          | -                      |
| Cuivre (et ion)     | 7440-50-8 | Sol          | 26 322 559,94           | -                          | -                      |
|                     |           | Eau          | 26 322 572,77           | 7,89                       | -                      |
| HAP                 | -         | Air          | 143 080,96              | -                          | 91 631,64              |
|                     |           | Eau          | -                       | -                          | 1 253,49               |
| Molybdenum          | 7439-98-7 | Sol          | -                       | -                          | 366 027,95             |
|                     |           | Air          | -                       | -                          | 160 127,23             |
|                     |           | Eau          | -                       | -                          | 14 462,46              |
| Nickel              | 7440-02-0 | Eau          | 1 150 404,74            | -                          | -                      |
| Nickel, ion         | 7440-02-0 | Eau          | 1 150 404,74            | 144,11                     | -                      |
| Plomb               | 7439-92-1 | Eau          | -                       | 39,63                      | -                      |
| Triéthylène glycol  | 112-27-6  | Sol          | 0,62                    | -                          | -                      |
| Zinc (et ion)       | 7440-66-6 | Sol          | 1 432 555,04            | 571,02                     | -                      |
|                     |           | Eau          | 1 432 555,47            | 463,29                     | -                      |

**Annexe F : Résultats de l'analyse de l'inventaire**

Sur le CD joint au mémoire

**Annexe G : Résultats de l'analyse des impacts selon IMPACT 2002+**

Sur le CD joint au mémoire

**Annexe H : Résultats des impacts selon Eco-Indicator 99**

Sur le CD joint au mémoire

**Annexe I : Résultats des impacts selon LUCAS**

Sur le CD joint au mémoire