NOTE TO USERS

This reproduction is the best copy available.

UMI®

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DE SCÉNARIOS DE GESTION DES SOLS CONTAMINÉS DE LA VILLE DE MONTRÉAL

JULIE DONTIGNY
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
JUIN 2004

© Julie Dontigny, 2004.

Library and Archives Canada

Published Heritage Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et Archives Canada

Direction du Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence
ISBN: 0-612-97941-5
Our file Notre référence
ISBN: 0-612-97941-5

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 protège 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.

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

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

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 ENVIRONNEMENTALE DE SCÉNARIOS DE GESTION DES SOLS CONTAMINÉS DE LA VILLE DE MONTRÉAL

présenté par : DONTIGNY Julie
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
M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche
Mme DESCHÊNES Louise, Ph.D., membre et codirectrice de recherche
Mme MILLETTE Louise, Ph.D., membre

REMERCIEMENTS

J'aimerais tout d'abord remercier le professeur Réjean Samson et la professeure Louise Deschênes de m'avoir confié ce projet de recherche et d'avoir eu confiance en moi. Les connaissances acquises et les habiletés développées me seront certainement utiles tout au long de ma carrière. J'aimerais également les remercier pour leur disponibilité et l'aide reçue pendant ces deux dernières années. Je tiens aussi à remercier la professeure Louise Millette du département de génie civil de l'École Polytechnique de Montréal pour le temps précieux qu'elle m'a accordé et pour ses recommandations.

De même, je voudrais remercier M. Serge Barbeau, M. Pierre Legendre et Mme Ingrid Holler de la Ville de Montréal pour leur collaboration et les précieuses informations transmises.

Je tiens aussi à remercier Stéphanie Arpin et Mylène Fugère pour la qualité du travail qu'elles ont accompli pendant leur stage au CIRAIG. J'ai grandement apprécié leur participation à mon projet, leur présence et leur dévouement.

Je voudrais également remercier M. Jacques Collin de DJL Construction inc. pour la très intéressante visite réalisée à l'usine de recyclage d'asphalte et pour les informations transmises.

De plus, je souhaite remercier Pascal Lesage et Jean-François Ménard du CIRAIG pour les connaissances partagées et leurs réponses à mes questions.

Enfin, je désire remercier spécialement mes parents, Mme Nicole Genest Dontigny et M. Jean-Pierre Dontigny pour le soutien, la compréhension et le dévouement qu'ils ont manifestés tout au long de mes études. De même, je veux remercier mon copain Frédéric Langevin pour son encouragement et ses conseils.

RÉSUMÉ

La Ville de Montréal est aux prises avec un problème important de contamination de son territoire : une étude de caractérisation réalisée sur plus de 500 terrains a révélé que 63% d'entre eux excédaient les critères d'usage de la *Politique de Protection et de réhabilitation des terrains contaminés* de 1998. Cette politique définit les valeurs limites de contamination des sols (ou critères génériques) en fonction de l'usage des terrains (résidentiel, commercial ou industriel). Également, depuis 2001, la Ville de Montréal doit se conformer aux nouvelles exigences du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés.* Son annexe 1 fixe les limites de contamination pour l'admissibilité des sols pollués à l'enfouissement.

Toutefois, la fermeture imminente du seul site d'enfouissement situé sur l'île de Montréal (le Complexe environnemental Saint-Michel) a provoqué l'augmentation des coûts d'admission des sols contaminés dans les autres lieux d'enfouissement de la périphérie montréalaise. De même, étant donné la présence de polluants organiques et inorganiques, le traitement des sols contaminés n'est pas toujours une alternative envisageable. Par ailleurs, les coûts qui s'y rattachent sont aussi très élevés et dépassent souvent la valeur marchande des terrains. L'ensemble de la problématique favorise donc l'étalement urbain et le défrichage des terres propres de la banlieue montréalaise. La solution résiderait peut-être dans l'implantation d'un système de gestion des sols contaminés semblable à celui de la Hollande où les volumes légèrement contaminés doivent être réutilisés plutôt qu'enfouis.

Ce projet de recherche a pour principal objectif de dresser un bilan environnemental d'un scénario de gestion des sols contaminés montréalais inspiré de l'approche hollandaise. Pour ce faire, une Analyse du Cycle de Vie (ACV) a été réalisée. Il s'agit d'une méthode de quantification exhaustive des impacts environnementaux potentiels générés par un produit, un service ou une activité et ce, de l'extraction des ressources jusqu'à l'élimination des déchets.

D'autre part, contrairement à la démarche actuellement préconisée par le Ministère de l'environnement du Québec (MENV), non seulement les impacts écotoxicologiques et toxicologiques associés à la présence de polluants dans les sols sont considérés (impacts primaires), mais aussi les impacts générés par les activités de réhabilitation comme l'excavation et le transport des sols ainsi que le traitement des volumes fortement contaminés en biopiles (impacts secondaires). Ainsi, ce projet de maîtrise a aussi pour objectif de montrer l'importance relative des impacts primaires et secondaires dans le bilan environnemental de la réhabilitation des terrains contaminés.

De plus, à titre de comparaison, le bilan environnemental du mode de gestion actuellement préconisé au Québec est évalué. Il s'agit d'une approche basée sur l'utilisation des critères génériques du MENV laquelle implique le traitement ou l'enfouissement des sols contaminés. Ainsi, cette étude a également comme objectif de vérifier le rôle de la sélection des critères génériques sur la distribution des impacts environnementaux potentiels. Par conséquent, grâce à cette comparaison entre les deux modes de gestion (réutilisation versus critères génériques), le projet vise à suggérer des recommandations de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal.

Pour les besoins du projet, un terrain contaminé de référence a été choisi. Il est situé aux abords du Pont Jacques-Cartier et sa réhabilitation a nécessité l'excavation de 18184 m^3 de sols. Les données de caractérisation des sols de ce terrain ont été utilisées pour réaliser l'étude. Elles ont été introduites dans les deux scénarios étudiés. Le premier scénario est basé sur la réutilisation, à l'intérieur du territoire de la Ville de Montréal, des sols faiblement contaminés comme remblai. Les sols présentant un niveau de contamination trop élevé pour être réutilisés sont plutôt traités en biopiles et/ou dirigés vers un centre d'enfouissement à sécurité accrue (LÉSA). Le deuxième scénario, quant à lui, envisage plutôt d'acheminer les sols faiblement contaminés vers un lieu d'enfouissement sanitaire (LES). Pour ce qui est des sols plus fortement

contaminés, tout comme dans le premier scénario, ils sont soit traités en biopiles ou enfouis dans un LÉSA.

Afin de généraliser l'applicabilité des résultats à l'ensemble de la Ville de Montréal, plusieurs simulations des impacts ont été effectuées dans lesquelles les localisations du terrain de référence et des lieux de réutilisation des sols faiblement contaminés variaient à chaque itération. Ainsi, grâce à des simulations dites de « Monte-Carlo », des intervalles de probabilités (ou incertitudes) ont pu être obtenus pour les impacts secondaires. À cet effet, l'utilisation de logiciels commerciaux n'a pu être envisagée pour la réalisation de l'étude : ils ne permettent que la variation d'une seule localisation à la fois pendant les simulations de Monte-Carlo. Par conséquent, les deux scénarios de gestion analysés ont donc été programmés entièrement à l'aide d'une approche de calculs matriciels laquelle s'est avérée un outil flexible dont les performances sont au moins comparables, sinon supérieures, à celles des logiciels commerciaux. Il s'agit toutefois d'une approche laborieuse puisque les systèmes de produits sont entièrement programmés par l'analyste. Globalement, c'est plus de 300 flux de matières premières, énergie ou émissions qui ont ainsi été modélisés.

Également, la méthode EDIP 97 a été choisie pour évaluer les impacts environnementaux primaires et secondaires en raison des catégories d'impacts qu'elle considère et de sa simplicité d'utilisation. En fait, l'évaluation des impacts primaires a nécessité le développement de facteurs de caractérisation pour plus de 44 contaminants décelés dans les sols du terrain de référence.

Ce projet de maîtrise a permis de montrer que le scénario de réutilisation des sols faiblement pollués présente le meilleur bilan environnemental puisqu'il réduit les quantités de sols acheminés à l'enfouissement et les transports qui s'y rattachent. Il réduit également la demande pour des remblais propres acquis dans des carrières situées à l'extérieur de Montréal. Ainsi, les impacts liés à la production de ces remblais et à leur transport vers Montréal ont donc pu être crédités du scénario de réutilisation. Il est également important de noter que, même sans l'attribution de ces

crédits, le scénario de réutilisation des sols faiblement pollués présente le meilleur bilan environnemental en raison des trajets plus courts entre le terrain contaminé excavé et les lieux de réutilisation puisque le site d'enfouissement sanitaire (LES) était situé à Lachenaie. Toutefois, si le LES avait été situé sur l'île de Montréal, l'avantage environnemental du scénario de réutilisation aurait été moins évident. Une étude de sensibilité a montré que si tel était le cas, dans seulement 40% des situations, il aurait présenté le meilleur bilan environnemental.

Par ailleurs, ce projet de maîtrise a également révélé que le fait de limiter les volumes de sols à excaver en appliquant les recommandations d'une analyse du risque détaillée permettait d'assurer un meilleur bilan environnemental que lorsqu'on applique directement les critères génériques du MENV. Dans une telle situation, il faut mentionner que l'avantage environnemental demeure toutefois inférieur à celui du scénario de gestion basé sur la réutilisation des sols faiblement pollué et ce, entre autres parce que des contaminants aux concentrations relativement élevées peuvent être maintenus sur le site de référence (impacts primaires).

En ce qui concerne les activités impliquées dans la réhabilitation du site de référence, la production du diesel consommé par les équipements de chantier (excavatrice) et les camions a généré les niveaux d'impacts secondaires les plus élevés. La consommation de diesel est particulièrement importante pour la gestion des sols fortement contaminés qui doivent être transportés sur une distance d'environ 190 km pour être enfouis au LÉSA de Grandes-Piles.

Pour ce qui est du traitement des sols fortement contaminés en biopiles, il a généré le deuxième plus haut niveau d'impacts et ce, même s'il ne concerne qu'environ 12% du volume de sols excavés. En fait, plus de 62 000 kWh, 14 000 kg d'eau et 8000 kg d'engrais (fertilisant N :P :K et urée) sont requis.

Finalement, à l'issue de ce projet, l'ACV s'est avéré un outil intéressant pour identifier les points forts et les faiblesses de scénarios de réhabilitation des terrains contaminés puisqu'il intègre des bilans environnementaux complets (impacts primaires et

secondaires). Ainsi, il a pu être démontré que les impacts secondaires qu'il faut générer pour se conformer aux critères génériques du MENV sont importants et qu'ils devraient faire l'objet de considérations lorsqu'un scénario de réhabilitation est choisi.

ABSTRACT

The city of Montreal is faced with an important contaminated soils problem: a characterisation study revealed that of more than 500 sites studied, 63% of them exceed the admissible soil contamination levels indicated in the 1998 Ministry of Environment of Quebec (*MENV)*'s *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés* on contaminated sites restoration. These contamination levels are defined according to the site's use (residential, commercial or industrial). Since 2001, the city of Montreal also has to meet the standards indicated in the Annexe 1 of the *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* on contaminated soil landfilling.

However, the imminent closure of the only landfill located on the island of Montreal has led to an increase in contaminated soils admission costs at landfills located in the city's periphery. Furthermore, because soil contamination includes both organic and inorganic pollutants, treatment is not always a possible option or the related costs are very high and often exceed the commercial value of the land. This problematic tends to favour urban spreading and the use of clean land in the Montreal suburban area. The solution may lie in the introduction of a contaminated soil management scheme similar to the one applied in the Netherlands, which involves the reuse of lightly contaminated soils instead of their landfilling.

The main objective of this research project is to evaluate the environmental performance of a contaminated soil management system inspired by the Dutch approach. For this, a Life Cycle Assessment (LCA) has been performed. It is an exhaustive quantitative method used to evaluate the potential environmental impacts associated with a product, service or activity, when looked at in a cradle to grave fashion (from resources extraction to wastes elimination).

Unlike the actual approach prescribed by the *MENV*, not only are considered the ecotoxocological an toxicological impacts associated with the presence of contaminants in the soil (noted primary impacts), but also the impacts generated by the

restoration activities (noted secondary impacts), such as the excavation and transport of the contaminated soils and the treatment of the highly contaminated fractions in biopiles. Thus this Master's Degree project also has for objective to show the relative importance of these primary and secondary impacts in the environmental performance of contaminated sites restoration.

Furthermore, as comparison, the environmental performance of the management system actually applied in Quebec is evaluated. It is based on the generic criteria set by the *MENV* and involves the treatment and/or landfilling of contaminated soils. Thus this study also has for objective to verify the role played by the selection of the generic criteria in the distribution of potential environmental impacts. Consequently, by comparing both management systems (reuse versus generic criteria), this project aims to suggest recommendations for the management of the city of Montreal's contaminated soils.

For the project, a contaminated reference site was chosen. It is located near the Jacques-Cartier Bridge and its restoration required the excavation of 18 184 m^3 of soils. Characterisation data obtained for the site's soils were used for the two studied scenarios. In the first scenario, lightly contaminated soils are reused inside Montreal's territory as backfill material. Soils presenting a contamination level too high to be considered for reuse are treated in biopiles and/or directed toward a maximum security landfill site. In the second scenario, lightly contaminated soils are transported to a sanitary landfill site. The fate of highly contaminated soils is the same as in the first scenario.

In order to generalise the applicability of the results to the whole of Montreal, "Monte-Carlo" simulations were done where the localisation of the reference site and reuse sites were changed for each iteration. These simulations generated probability intervals (or uncertainties) for the secondary impacts. Since commercial LCA softwares cannot perform such simulations: they can only change one localisation at a time, both analysed scenarios were programmed using matrix calculation, which

proved to be a flexible tool allowing performances comparable to, if not higher than, those of commercial LCA softwares. However, it is a laborious approach, the product systems being entirely programmed by the analyst with more than 300 elementary flows, covering raw materials, energy and emissions.

The EDIP 97 method was chosen to evaluate both primary and secondary impacts because of the impact categories it considers and its ease of use. In fact, the primary impact evaluation has required the development of characterisation factors for more than 44 contaminants detected in the soils of the reference site.

This Master's Degree project allowed to show that the lightly contaminated soils reuse scenario presents the best environmental performance because it reduces the amount of soil landfilled and the associated transports. It also reduces the demand for clean backfilling material from pits located outside Montreal. The impacts associated with the production and transports to Montreal of the thus avoided material could then be credited, i.e. subtracted from the ones generated, to the reuse scenario. However, even without these credits, the lightly contaminated soil reuse scenario still shows the best environmental performance because the distances from the reference site to the reuse sites are shorter than the distance to the sanitary landfill located in Lachenaie. However, if the sanitary landfill was located in Montreal, the environmental advantage of the reuse scenario would be less eloquent. A sensibility study showed that, in this situation, this scenario would present the best environmental performance only 40% of the time.

This Masters's Degree project also showed that limiting the excavated soil volumes through the application of a detailed risk analysis recommendations, ensures a better environmental performance than the direct application of the *MENV*'s generic criteria. However, the environmental advantage brought by such a scheme is still less than the one brought by the lightly contaminated soils reuse scenario, in part because contaminants in relatively high concentrations may remain on the reference site (primary impacts).

The production of the diesel fuel consumed by non-road equipments (excavators) and trucks, is the activity associated with the restoration of the reference site that generates the highest secondary impacts. Diesel consumption is particularly important during the highly contaminated soils management since these have to be transported over 190 km to the maximum security landfill located in Grandes-Piles.

The treatment of the highly contaminated soils in biopiles generates the second highest secondary impacts, even if these soils only represent 12 % of all excavated soils. In fact, more than 62 000 kWh, 14 000 kg of water and 8000 kg of fertilisers (including N:P:K fertiliser and urea) are needed.

Finally, through this project, LCA proved itself an interesting tool to identify the strongest and weakest points in contaminated sites restoration scenarios since it integrates the complete environmental performance (primary and secondary impacts). Thus, it was shown that secondary impacts generated to conform to *MENV*'s generic criteria are important and should be considered when choosing a restoration scheme.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....IV

RÉSUMÉ.....V

ABSTRACT.....X

TABLE DES MATIÈRES.....XIV

LISTE DES TABLEAUX.....XVIII

LISTE DES FIGURES.....XXIV

LISTE DES ANNEXES.....XXVII

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS.....XXIX

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION 1

1.1 Mise en contexte du projet 1

1.2 Cadre de réalisation du projet 3

1.3 Hypothèse de recherche 4

1.4 Objectifs du projet 5

1.4.1 Objectifs principaux 5

1.4.2 Objectifs secondaires 5

CHAPITRE 2 - REVUE DE LA LITTÉRATURE 7

2.1 Les terrains contaminés 7

2.1.1 Définitions 7

2.1.2 Problèmes causés par la présence des terrains contaminés 8

2.1.3 Activités industrielles et contamination des sols 9

2.1.4 Types de polluants et effets 11

2.1.5 Assainissement des sites contaminés : la biopile 11

2.1.6 Ampleur de la problématique des sites contaminés 14

2.1.7 Spécificité de la problématique montréalaise des sites contaminés 15

2.1.8 Initiatives internationales en matières de gestion des sites contaminés 17

2.1.8.1 Belgique 17

2.1.8.2 Royaume-Uni 18
2.1.8.3 États-Unis 19
2.1.8.4 Pays-Bas 21
2.1.8.5 Allemagne 22
2.1.8.6 Perspective de recherche pour la gestion des sols contaminés montréalais 22
2.2 L'analyse du cycle de vie 23
2.2.1 Définition de l'ACV 23
2.2.2 Aspects méthodologiques de l'analyse du cycle de vie 24
2.2.2.1 Phase 1 : Définition des objectifs et du champ de l'étude 26
2.2.2.2 Inventaire 32
2.2.2.3 Évaluation des impacts environnementaux 37
2.2.2.4 Interprétation 45
2.2.3 Rôle de l'ACV dans l'évaluation des options de réhabilitation des terrains contaminés ... 47
2.2.4 Identification des limites de l'outil ACV 50
CHAPITRE 3 - MÉTHODOLOGIE 53
3.1 Démarche 53
3.2 Description du terrain de référence 55
3.3 Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence 55
3.4 Scénarios étudiés 55
3.4.1 Premier scénario inspiré de la gestion hollandaise des sols contaminés 56
3.4.2 Deuxième scénario basé sur la gestion d'après les critères génériques du MENV 59
3.5 Points de gestion 61
3.6 Frontières de l'étude 62
3.6.1 Frontières géographiques 62
3.6.2 Frontières temporelles 62
3.7 Exigences relatives à la qualité des données 62
3.8 Choix des équipements 63
3.8.1 Modélisation des émissions des transports 64
3.8.2 Modélisation des opérations de chantier 64
3.9 Modélisation des déplacements 64
3.10 Modélisation des systèmes de produits 66
3.11 Analyse des incertitudes 66
3.12 Traitement des sols contaminés >D en biopiles 67
3.12.1 Dimensions des biopiles 68
3.12.2 Durée du traitement 68

3.12.3 Demande énergétique 69
3.12.4 Demande en nutriments 70
3.12.5 Demande en eau 70
3.13 Modélisation du recyclage de l'asphalte 70
3.14 Bases de données utilisées 71
3.15 Évaluation des impacts 71
3.15.1 Impacts primaires 74
3.15.2 Impacts secondaires 74
3.16 Évaluation de la qualité des données 75
CHAPITRE 4 - RÉSULTATS ET DISCUSSION 77
4.1 Résultats 77
4.2 Quantification des flux de matières, d'énergie et les émissions issus de la phase d'inventaire 79
4.3 Évaluation des impacts environnementaux 86
4.3.1 Évaluation des impacts primaires 86
4.3.2 Évaluation des impacts secondaires 91
4.3.3 Indicateurs d'impacts primaires et secondaires uniques et agrégés 100
4.4 Résultats détaillés concernant les processus élémentaires qui composent les scénarios 101
4.4.1 Production du diesel 101
4.4.2 Les transports 105
4.4.3 Les opérations de chantier 109
4.4.4 Le traitement des sols contaminés >D en biopiles 114
4.4.5 Recyclage de l'asphalte 117
4.5 Analyse de sensibilité 118
4.5.1 Influence des volumes excavés sur la distribution des impacts 118
4.5.1.1 Impacts primaires 119
4.5.1.2 Impacts secondaires 121
4.5.1.3 Indicateurs d'impacts primaires et secondaires uniques et agrégés 125
4.5.2 Influence de l'annulation des scores d'impacts primaires sur les conclusions de l'étude 126
4.5.3 Influence de la localisation du LES sur l'avantage environnemental du premier scénario 128
CHAPITRE 5 - DISCUSSION GÉNÉRALE 131

5.1 Validité des impacts primaires dans la gestion des friches industrielles 131

5.2 Rôle de la sélection des critères génériques sur la distribution des impacts 134

5.3 Importance de la localisation des points de gestion sur la distribution des impacts secondaires liés aux transports 136

5.4 Forces et faiblesses du cadre méthodologique établi pour le projet 137

CHAPITRE 6 - CONCLUSION 142

CHAPITRE 7 - RECOMMANDATIONS 144

7.1 Recommandations à la Ville de Montréal pour la gestion durable de ses sols contaminés excavés 144

7.2 Recommandations au Ministère de l'environnement du Québec pour l'intégration des concepts du développement durable à ses législations 145

7.3 Recommandations au niveau d'éléments de recherche pour la poursuite des travaux 146

CHAPITRE 8 - RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 148

CHAPITRE 9 - ANNEXES 165

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 Atres définitions de « brownfields » 8

Tableau 2.2 Avantages et inconvénients du traitement en biopiles (d'après Khan et al., 2004)..... 14

Tableau 2.3 Estimation du nombre de terrains contaminés dans quelques pays..... 14

Tableau 2.4 Évolution des coûts d'admission à l'enfouissement d'une tonne de sols contaminés avant et après 2002 (d'après Barbeau, 2002) 16

Tableau 2.5 Normes ISO concernant l'analyse du cycle de vie 25

Tableau 2.6 Exemple de définition d'une fonction, de l'unité fonctionnelle et des flux de référence relativement à l'utilisation de cire à plancher 27

Tableau 2.7 Influence des zones focales sur la qualité des données (adapté de Trinius et al., 1999)..... 30

Tableau 2.8 Matrice d'évaluation des indicateurs semi-quantitatifs de la qualité des données (adaptée de Weidema et al., 1996 par Julie-Anne Chayer en 2001)..... 31

Tableau 2.9 Matrice d'assignation des DQI uniques selon la qualité maximale atteignable (adaptée de Kennedy et al., 1997)..... 34

Tableau 2.10 Exemple de DQI agrégés et de paramètres α, β, a et b suggérés pour le premier niveau de sensibilité (adaptée de Kennedy et al., 1996) 35

Tableau 2.11 Distinction entre les catégories d'impacts qui se rapportent aux entrants et celles qui concernent les sortants (d'après Udo de Haes et al., 1999b)..... 38

Tableau 2.12 Études qui intègrent les concepts de l'ACV à la gestion des sites contaminés..... 48

Tableau 3.1 Répartition des volumes de sols à gérer dans le premier scénario 59

Tableau 3.2 Répartition des volumes de sols à gérer dans le deuxième scénario 61

Tableau 3.3 Identification des points de gestion 61

Tableau 3.4 Équipements utilisés pour gérer les sols 63

Tableau 3.5 Longueur, largeur et hauteur des piles 68

Tableau 3.6 Identification des pompes 69

Tableau 3.7 Distribution du réseau d'énergie au Québec (d'après le Ministère des ressources naturelles, 2002) 70

Tableau 3.8 Bases de données utilisées pour le projet 71

Tableau 3.9 Informations sur les impacts considérés dans EDIP 97 72

Tableau 4.1 Données d'inventaire associées à la production du diesel 80

Tableau 4.2 Données d'inventaire associées aux opérations de chantier 81

Tableau 4.3 Données d'inventaire associées aux transports 82

Tableau 4.4 Données d'inventaires associées au traitement des sols en biopiles 83

Tableau 4.5 Données d'inventaire associées au recyclage de l'asphalte 85

Tableau 4.6 Scores pondérés et agrégés d'impacts primaires pour chacun des scénarios 89

Tableau 4.7 Scores désagrégés d'impacts primaires avant la gestion des sols contaminés 90

Tableau 4.8 Polluants principalement responsables des impacts primaires et leur facteur de caractérisation 91

Tableau 4.9 Scores d'impacts pondérés pour les processus élémentaires de chacun des scénarios 100

Tableau 4.10 Impacts prédominants générés la production du diesel 104

Tableau 4.11 Émissions principales responsables des impacts majeurs liés à la production du diesel 105

Tableau 4.12 Scores caractérisés, normalisés et pondérés des impacts prédominants engendrés par les transports..... 108

Tableau 4.13 Émissions principalement responsables des impacts prédominants du transport et leur contribution à ces impacts 109

Tableau 4.14 Impacts prédominants attribuables aux opérations de chantier effectuées dans chacun des scénarios 112

Tableau 4.15 Émissions principales responsables des impacts prédominants associés aux opérations de chantier..... 113

Tableau 4.16 Émissions de CO2, NO2 et SO2 générés par chacune des opérations de chantier pour 1 kg. de matières manipulées 114

Tableau 4.17 Entrants nécessaires au traitement des sols >D 114

Tableau 4.18 Impacts principaux générés par le traitement des sols et nature des émissions qui en sont majoritairement responsables..... 115

Tableau 4.19 Émissions du traitement principalement responsables du réchauffement global, de l'acidification et de l'eutrophisation..... 116

Tableau 4.20 Scores pondérés d'impacts pour chacun des processus élémentaires de la fabrication d'asphalte 117

Tableau 4.21 Principaux impacts évités grâce au recyclage de l'asphalte..... 118

Tableau 4.22 Distribution des volumes de sols à gérer dans le scénario de gestion basé sur le risque..... 119

Tableau 4.23 Impacts primaires associés à la gestion par le risque du terrain contaminé.....120

Tableau 4.24 Nombre de voyages évités vers les lieux d'enfouissement et économie moyenne de diesel réalisée en gérant par le risque le terrain contaminé.....124

Tableau 4.25 Impacts pondérés attribuables à chacun des processus élémentaires lorsque les fractions excavées sont gérées par le risque ou selon le deuxième scénario 124

Tableau 9.1 Inventaire sur la contamination des sols et les secteurs d'activités industrielles (d'après Litt et Burke, 2002)..... 166

Tableau 9.2 Effets écotoxiques des alcanes, alcènes et cycloalcanes observés chez quelques organismes (d'après Hoffman et al., 1995) 169

Tableau 9.3 Effets toxiques de certains alcanes, alcènes et HAM présents dans les hydrocarbures pétroliers 170

Tableau 9.4 Quelques effets écotoxiques des HAP sur les plantes, les invertébrés et les mammifères (d'après Hoffman et al., 1995) 171

Tableau 9.5 Quelques effets écotoxiques du plomb, du mercure et du cadmium (d'après Hoffman et al., 1995)..... 173

Tableau 9.6 Effets toxiques de quelques métaux 174

Tableau 9.7 Critères génériques québécois de la Politique de 1998 177

Tableau 9.8 Description des catégories d'impacts considérées dans le projet (d'après EDIP 97)..... 179

Tableau 9.9 Points de gestion utilisés dans le projet..... 185

Tableau 9.10 Constantes utilisées pour évaluer la consommation de carburant..... 186

Tableau 9.11 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émission des NOx..... 187

Tableau 9.12 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émissions des NOx 187

Tableau 9.13 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émissions du CO..... 188

Tableau 9.14 Constantes utilisées pour calculer les facteurs d'émissions des COV.....189

Tableau 9.15 Facteurs d'émissions du CH4..... 189

Tableau 9.16 Teneur en métaux lourds du diesel..... 191

Tableau 9.17 Coordonnées cartésiennes des huit « portes » du plan des transports.....195

Tableau 9.18 Coordonnées des lieux utilisés dans l'exemple du calcul des distances.....196

Tableau 9.19 Matrice pour résoudre le système de produits..... 199

Tableau 9.20 Matrice inverse des flux économiques 199

Tableau 9.21 Vecteur de la fonction du système « f » 200

Tableau 9.22 Vecteur des facteurs de mise à l'échelle « s » 200

Tableau 9.23 Vecteur des résultats d'inventaire 200

Tableau 9.24 Volumes de sols à traiter 206

Tableau 9.25 Identification des volumes de sols qui ont besoin d'eau 210

Tableau 9.26 Composition typique d'un mélange régulier d'enrobés bitumineux 212

Tableau 9.27 Spécifications énergétiques des appareils utilisés pour le recyclage d'asphalte..... 213

Tableau 9.28 Signification de la nomenclature associée à l'évaluation des impacts selon la méthode EDIP 97..... 215

Tableau 9.29 Détermination du facteur de distribution f 219

Tableau 9.30 Facteur de sécurité pour la PNEC (adapté de Hauschild et al., 1997).....220

Tableau 9.31 Détermination du facteur BIO (adapté de Hauschild et al., 1997) 220

Tableau 9.32 Détermination du facteur de distribution f 221

Tableau 9.33 Détermination du facteur d'ingestion et du facteur de transfert (adapté de Hauschild et al., 1997) 222

Tableau 9.34 Évaluation de Ti,c 223

Tableau 9.35 Facteur de sécurité pour HRD (d'après Hauschild et al., 1997) 225

Tableau 9.36 Facteurs de normalisation et de pondération dans EDIP 96 226

Tableau 9.37 Facteurs de caractérisation développés à l'aide de la méthode EDIP 97 pour les contaminants non caractérisés du terrain de référence 228

Tableau 9.38 Données utilisées pour les calculs d'impacts primaires impliquant les hydrocarbures pétroliers (CCME, 2000) 232

Tableau 9.39 Sources des constantes utilisées 233

Tableau 9.40 Source des données utilisées pour le calcul des HRD 235

Tableau 9.41 Source des données utilisées pour le calcul des HRC 236

Tableau 9.42 Sources des données utilisées pour calculer les PNEC 238

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 Représentation simplifiée d'une biopile (adaptée de von Fahnestock et al., 1998) 12

Figure 2.2 Phases d'une analyse du cycle de vie (adapté de ISO 14 040)..... 24

Figure 2.3 Cadre d'application des méthodes de conception de scénarios « What-if » et « Cornerstone » (adapté de Pesonen et al., 2000). 28

Figure 2.4 Exemple de classification de données d'inventaire. 40

Figure 2.5 Relation entre les méthodes d'évaluation d'impacts de type problèmes et de type dommages. 44

Figure 3.1 Approche méthodologique appliquée pour réaliser le projet. 54

Figure 3.2 Système de produits du premier scénario de gestion. 58

Figure 3.3 Système de produits du deuxième scénario de gestion. 60

Figure 3.4 Zone de déplacements considérée pour le projet (adapté de Montréal à la carte, 2004). 65

Figure 4.1 Ordre de présentation des résultats. 78

Figure 4.2 Scores pondérés et agrégés d'impacts primaires avant la gestion de chacune des fractions de sols contaminés et après le traitement des sols >D. 87

Figure 4.3 Évolution des scores pondérés d'impacts primaires pour les sols C-D et >D. 88

Figure 4.4 Différence entre les scores pondérés et agrégés obtenus à chacune des itérations. 92

Figure 4.5 Scores pondérés et agrégés des impacts environnementaux générés par chacun des scénarios de gestion. 93

Figure 4.6 Impacts secondaires pondérés pour chacune des fractions contaminées excavées du terrain de référence..... 95

Figure 4.7 Impacts secondaires pondérés majeurs qui sont générés par les deux scénarios. 96

Figure 4.8 Impacts secondaires pondérés de contribution intermédiaire (par rapport aux impacts secondaires totaux) qui sont générés par les deux scénarios. 97

Figure 4.9 Impacts secondaires pondérés mineurs générés par les deux scénarios..... 98

Figure 4.10 Consommation moyenne de diesel nécessaire à la gestion des fractions excavées selon les deux scénarios. 102

Figure 4.11 Scores pondérés d'impacts attribuables aux transports pour chacun des scénarios. 106

Figure 4.12 Scores d'impacts pondérés attribuables aux transports des fractions excavées vers leur point de gestion selon chacun des scénarios. 107

Figure 4.13 Scores pondérés et agrégés des impacts associés aux opérations de chantier pour chacun des scénarios. 110

Figure 4.14 Scores pondérés et agrégés des impacts attribuables aux opérations de chantier effectuées sur chacune des fractions excavées et ce, pour chacun des scénarios..... 111

Figure 4.15 Comparaison des scores d'impacts pondérés et agrégés obtenus par le scénario de gestion par le risque avec celui du scénario 2. 121

Figure 4.16 Scores pondérés d'impacts associés à la gestion par le risque de chacune des fractions excavées. 123

Figure 4.17 Impacts pondérés prédominants associés à la gestion par le risque du terrain contaminé. 125

Figure 4.18 Variation des impacts totaux (pondérés) du premier scénario selon la manipulation des impacts primaires effectuée. 127

Figure 4.20 Distribution cumulative de la différence des scores pondérés et agrégés d'impacts relatifs à la gestion des sols <C selon chacun des scénarios..... 129

Figure 9.1 Entrées et sorties des autoroutes montréalaises (ou « portes ») considérées dans l'étude (adapté du Navigateur urbain, 2004). 195

Figure 9.2 Exemple d'un système de produits 197

Figure 9.3 Représentation partielle de la matrice des flux élémentaires (émissions) relative à la gestion des sols C-D dans le premier scénario. 201

Figure 9.4 Représentation partielle de la feuille Excel contenant les facteurs d'émissions issus du modèle Corinair. 202

Figure 9.5 Représentation partielle de la feuille Excel où sont évalués les impacts caractérisés, normalisés et pondérés associés à la gestion des sols C - D..... 204

Figure 9.6 Diagramme du procédé de recyclage d'asphalte. 213

Figure 9.7 Démarche appliquée pour calculer HRD et HRC..... 234

Figure 9.8 Démarche appliquée pour calculer les PNEC. 237

LISTE DES ANNEXES

Annexe 9.1 Secteurs d'activités industrielles et polluants recensés dans les sols . 166

Annexe 9.2 Principaux effets écotoxicologiques et toxicologiques des polluants retrouvés dans les sols contaminés 168

Annexe 9.3 Contexte canadien et québécois de la gestion des sites contaminés... 175

Annexe 9.4 Catégories d'impacts considérées dans le projet 179

Annexe 9.5 Plan du terrain de référence 181

Annexe 9.6 Historique du terrain de référence 182

Annexe 9.7 Liste des contaminants retrouvés dans les sols du terrain de référence.....184

Annexe 9.8 Coordonnées des points de gestion..... 185

Annexe 9.9 Modélisation des émissions des camions diesel avec Corinair 186

Annexe 9.10 Modélisation des émissions dans Nonroad..... 193

Annexe 9.11 Exemple de la modélisation des transports selon le plan des transports appliqué pour le projet..... 195

Annexe 9.12 Exemple de la modélisation matricielle des systèmes de produits..... 197

Annexe 9.13 Intégration des modèles d'émissions Corinair, Nonroad et du plan des transports dans la modélisation matricielle 201

Annexe 9.14 Modélisation matricielle des impacts environnementaux 204

Annexe 9.15 Volumes de sols à traiter 206

Annexe 9.16 Calcul de la demande énergétique pour le traitement des sols..... 207

Annexe 9.17 Exemple de calcul pour évaluer les besoins en nutriments des sols... 208

Annexe 9.18 Calculs pour évaluer les besoins en eau des sols à traiter 210

Annexe 9.19 Informations relatives au recyclage de l'asphalte recueillies lors de la visite à l'usine DJL Construction inc. de Verdun..... 212

Annexe 9.20 Développement des facteurs de caractérisation dans EDIP 215

Annexe 9.21 Facteurs de normalisation et de pondération utilisés dans EDIP 97 .. 226

Annexe 9.22 Développement d'un facteur de caractérisation pour la toxicité humaine causée par les particules émises lors de la combustion du diesel..... 227

Annexe 9.23 Développement des facteurs de caractérisation pour les impacts primaires 228

LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du cycle de vie
CERCLA	Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act
CIRAIG	Centre Interuniversitaire de Référence sur l'Analyse, l'Interprétation et la Gestion du cycle de vie des produits, procédés et services
CCME	Canadian Council of Ministry of the Environment
CRDÎM	Conseil régional de développement de l'île de Montréal
DQI	Data Quality Indicator
EEA	European Environment Agency
GES	Gaz à effet de serre
HAM	Hydrocarbures aromatiques monocycliques
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
HP	Hydrocarbures pétroliers
IPCC	International Panel on Climate Change
ISO	International Organization for Standardization
LES	Lieu d'enfouissement sanitaire
LESA	Lieu d'enfouissement à sécurité accrue
LRT	Land Restoration Trust
MENV	Ministère de l'environnement du Québec
NMHC	Nonmethane hydrocarbon

NMOG	Nonmethane organic gas
NMVOC	Nonmethane volatile organic compounds
RBCA	Risk Based Contamination Assessment
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
SETAC	Society for Environmental Toxicology and Chemistry
THC	Hydrocarbures totaux
TOG	Total Organic Gas
UNEP	United Nations Environment Program
USEPA	United States Environmental Protection Agency
VOC	Volatile Organic Compounds

CHAPITRE 1 - INTRODUCTION

1.1 Mise en contexte du projet

Tous les pays industrialisés sont touchés par la problématique des terrains contaminés. En milieu urbain, ils sont souvent dénommés « brownfields ». Il s'agit, pour la plupart, d'anciens sites industriels associés au développement rapide des deux derniers siècles. Suite à des incendies ou à de nouvelles conditions économiques, plusieurs entreprises ont cessé leurs activités ou ont choisi de relocaliser leurs usines. Les anciens chemins de fer et les quais de déchargement ou d'entreposage des ports sont aussi d'autres exemples de sites urbains contaminés. Puisqu'il existe de nombreuses activités industrielles différentes, les polluants retrouvés dans les sols urbains sont très variés. De plus, la contamination est qualifiée de mixte puisque des contaminants organiques et inorganiques sont présents simultanément.

Parallèlement, les quartiers qui bordent ces terrains et qui étaient autrefois source de prospérité subissent aujourd'hui les conséquences de cette contamination laissée en héritage. Ainsi, le développement économique de ces secteurs est en déclin et le nombre d'emplois offerts est à la baisse. Par conséquent, les communautés qui habitent ces quartiers sont souvent au prise avec des problèmes de chômage. À cet effet, une étude américaine, réalisée en 1999 par le « Concil for Urban Economic Development », souligne que les revenus de ces citoyens sont de 30% inférieurs à la moyenne nationale (USEPA, 2003a).

D'autre part, les lieux contaminés urbains jouissent d'une situation privilégiée au cœur des villes et à proximité des infrastructures de transport. Toutefois, bien qu'ils présentent un capital abordable, les coûts associés à leur assainissement demeurent élevés. Aussi, en raison des risques financiers et des responsabilités environnementales qu'ils représentent, ces terrains n'attirent que très peu d'investisseurs. En revanche, les terres propres ou agricoles des banlieues urbaines,

malgré les inconvénients liés à leur positionnement et à l'absence d'un réseau routier adéquat, semblent présenter un compromis attrayant pour les promoteurs. L'étalement urbain nuit à l'essor des villes et représente un incitatif à revoir les modes de gestion appliqués aux terrains contaminés urbains. Redonner une vocation à ces lieux favorise à nouveau le développement économique, commercial et social des quartiers qui les bordent en plus de préserver les terres propres et agricoles des banlieues urbaines.

Actuellement, la gestion des terrains contaminés est basée sur les conclusions d'analyses des risques toxicologiques et écotoxicologiques. Ainsi, selon les projets de redéveloppement envisagés pour ces lieux et les contaminants retrouvés dans les sols, l'analyse des risques détermine les filières de gestion à mettre place pour gérer adéquatement les effets que la présence de polluants pourrait causer (impacts dits « primaires »). Également, des recommandations génériques peuvent être utilisées pour accélérer la démarche (ils sont appelés critères génériques A-B-C au Québec). Parmi les filières de gestion envisageables pour les sols pollués, il y a entre autres :

- leur maintien sur le terrain;
- le confinement *in situ*;
- le traitement *in situ*;
- le traitement *ex situ* sur le site
- l'excavation et l'enfouissement hors site;
- l'excavation suivie du traitement ex situ puis l'enfouissement hors site
- l'excavation suivie du traitement ex situ puis la réutilisation sur le terrain contaminé.

Les considérations relatives aux impacts environnementaux générés par les activités de réhabilitation (impacts dits « secondaires »), comme par exemple l'excavation et le transport des sols, ne sont généralement pas considérés dans le choix des filières de gestion. Pourtant, une étude allemande a démontré que ces impacts étaient

significatifs et qu'ils méritaient d'être considérés parmi les critères de décisions (Volkwein et al., 1999). Ainsi, il apparaît légitime que, dans une perspective de développement durable, les terrains contaminés soient réhabilités en considérant l'évaluation exhaustive des impacts environnementaux.

Pour ce faire, l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est un outil intéressant. C'est d'ailleurs cette approche qui a été utilisée dans l'étude allemande. Il s'agit d'une méthode quantitative d'évaluation d'impacts environnementaux générés par un produit, un service ou une activité et ce, de l'extraction des ressources naturelles jusqu'à l'élimination des déchets.

1.2 Cadre de réalisation du projet

La Ville de Montréal est concernée par la présence de terrains contaminés sur son territoire. La pollution retrouvée est qualifiée de mixte puisqu'elle englobe à la fois des contaminants organiques et inorganiques. Le traitement de ce type de contamination est complexe et dispendieux (souvent au-delà de la valeur marchande des terrains). Aussi, l'enfouissement hors site des sols pollués est souvent la filière de gestion choisie. Or, les coûts d'enfouissement sont à la hausse.

Afin de trouver une solution à sa problématique, la Ville de Montréal est intéressée par la nouvelle approche hollandaise en matière de gestion des sols contaminés excavés. Cette approche a été établie en 1999 dans la politique « Grond grondig bekeken » (Lame et al., 2000). La démarche proposée est intéressante puisqu'elle permet la réutilisation des sols faiblement pollués à titre de remblai ou dans des ouvrages de construction comme, par exemple, des fondations de routes. Ainsi, les quantités de sols enfouis ou traités sont diminuées et les coûts qui s'y rattachent sont réduits.

Cette étude vise donc à comparer les performances environnementales de deux scénarios de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal :

- le premier scénario s'inspire du mode de gestion hollandais et considère la réutilisation des sols faiblement contaminés comme remblai;

- le deuxième scénario correspond au mode de gestion actuellement utilisé à Montréal, c'est-à-dire l'utilisation des critères génériques du MENV.

Pour ce faire, non seulement les impacts causés par la contamination des sols seront quantifiés (impacts primaires toxicologiques et écotoxicologiques), mais aussi ceux qui sont générés par les activités de réhabilitation comme, par exemple, l'excavation des sols et leurs transports (impacts secondaires). L'analyse du cycle de vie est la méthodologie choisie pour dresser un portrait environnemental exhaustif de chacun des scénarios de gestion. Elle est encadrée par les normes ISO 14 040 et suivantes.

Également, pour les besoins du projet, un terrain de référence a été sélectionné. Il s'agit d'un quadrilatère situé aux abords du Pont Jacques-Cartier et délimité par les rues Huron, Bordeaux, de Lorimier et Ontario.

Ce projet de maîtrise s'inscrit dans le cadre de l'orientation 5.6 du *Plan d'action sur le développement durable - La réhabilitation des terrains contaminés : principaux constats, orientations et interventions proposées* qui a été proposé en 2001 par le Comité Régional de Développement de l'Île de Montréal (CRDÎM) :

« *Appuyer le développement et la démonstration de méthodes et de technologies de gestion, de réutilisation et de traitement des sols contaminés comme alternative à l'enfouissement hors site des matériaux pollués* ».

1.3 Hypothèse de recherche

L'utilisation de l'ACV permet de dresser le bilan environnemental d'alternatives de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal et montre que la réutilisation des fractions légèrement contaminées, à titre de remblais ou de matériaux de construction, est une option intéressante. Pour ce faire, une programmation matricielle des flux entrants et sortants de matières premières et d'énergie, reliés à la gestion de

ces sols, est essentielle puisqu'elle permet de modéliser, grâce à des simulations de Monte-Carlo, la sensibilité des résultats selon la localisation du site contaminé excavé et des lieux de réutilisation sur l'île de Montréal.

1.4 Objectifs du projet

1.4.1 Objectifs principaux

- Modéliser à l'aide d'une programmation matricielle chacun des scénarios de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal.
- Évaluer les performances environnementales de chacun des scénarios de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal.
- Effectuer des simulations de Monte-Carlo pour vérifier la sensibilité des bilans environnementaux obtenus à la localisation du terrain contaminé et des lieux de réutilisation sur l'Île de Montréal.
- Montrer l'importance relative des impacts primaires et secondaires dans le bilan environnemental des scénarios de réhabilitation des terrains contaminés.
- Suggérer des recommandations de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal.
- Définir le rôle et les limites d'utilisation de l'ACV dans l'élaboration de nouvelles législations conformes à la notion de développement durable.

1.4.2 Objectifs secondaires

- Établir l'importance des impacts primaires dans la gestion des terrains contaminés.
- Vérifier le rôle de la sélection des critères génériques sur la distribution des impacts.

- Observer l'influence de la localisation des points de gestion des sols contaminés (lieux d'enfouissement, usine de traitement, projet de réutilisation) sur la distribution des impacts secondaires liés au transport.

CHAPITRE 2 - REVUE DE LA LITTÉRATURE

2.1 Les terrains contaminés

2.1.1 Définitions

Les terrains contaminés sont communément appelés « brownfields ». Ils sont majoritairement situés en milieu urbain, mais il est possible d'en trouver en régions plus éloignées sur d'anciens sites industriels. Alker et al. (2000) mentionnent l'importance d'établir une définition compréhensible, transparente et acceptée de tous les intervenants concernés par la problématique. Il faut minimiser les risques de confusion liés à différentes interprétations.

Au Canada, une définition générale est utilisée pour identifier tous les sites contaminés : « un lieu où l'on trouve des substances dont la concentration :

1. dépasse les niveaux naturels et pose ou posera vraisemblablement un danger immédiat ou à long terme pour la santé humaine ou pour l'environnement, ou
2. dépasse les niveaux stipulés dans les politiques et règlements » (Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés, 2002).

Les sites contaminés urbains font l'objet d'une définition spécifique aux États-Unis et en Flandre (Belgique). Ainsi, aux États-Unis, ils sont définis comme des biens immobiliers pour lesquels l'expansion, le redéveloppement ou la réutilisation sont compliqués par la présence ou la présence potentielle de substances dangereuses, polluants ou contaminants (traduction libre, United States Environmental Protection Agency - USEPA, 2003a). En Flandre, la définition suggère qu'il s'agit de sites industriels abandonnés ou sous-utilisés dont l'expansion ou le redéveloppement sont compliqués par l'occurrence d'une contamination (potentielle) ou des activités de traitement des sols, mais qui présentent un potentiel de réutilisation ou de

développement dans le sens large du terme (traduction libre, Public Waste Agency of Flander – OVAM, 2001).

D'autres auteurs ont également émis leur propre définition concernant les terrains contaminés. Elles sont présentées au Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Autres définitions de « brownfields »

Auteurs	Définitions (traduction libre)	Sources
Karin Freier (Agence environnementale allemande)	Portion de terrains abandonnés, majoritairement situés à l'intérieur des villes, au potentiel de développement économique limité en raison du risque écologique et économique qu'ils représentent.	Freier, 1998
Dominique Darmendrail (Ministère français de l'environnement)	Espace définitivement ou temporairement abandonné suite à la cessation d'activités (agricoles, portuaires, industrielles, services, fabrication, défense militaire, entreposage ou transports) et qui nécessite d'être réclamé pour une utilisation future.	Darmendrail (1999)
Duany Plater-Zyberk & Co. (site internet australien)	Un site qui a été urbanisé ou utilisé industriellement, dorénavant vacant et disponible pour un réaménagement.	Duany Plater-Zyberk & Co. (1998)

Ainsi, les définitions de « brownfield » varient et ce, notamment au niveau de l'usage ou de l'abandon du site. Néanmoins, un point commun ressort : toutes les définitions réfèrent au fait qu'il s'agit de terrains anciennement développés et utilisés.

2.1.2 Problèmes causés par la présence des terrains contaminés

La présence de terrains contaminés en milieux urbains est principalement attribuable à d'anciennes activités industrielles. Collaton et Bartsch (1996) identifient plusieurs facteurs qui ont contribué à la fermeture des usines ou à leur relocalisation :

- l'ouverture de nouveaux marchés ;
- l'arrivée de la concurrence internationale ;

- les nouvelles percées technologiques qui ont révolutionné les modes de production ; ainsi que
- la réorganisation des opérations.

Étant donné les coûts de décontamination élevés, très souvent l'abandon des terrains a été préféré à leur décontamination (Dumesnil et Ouellet, 2002). Aujourd'hui, il s'agit très souvent de lieux vacants où se déroulent des activités criminelles et des actes de vandalisme (Collaton et Bartsch, 1996). Également, anciennement source de prospérité, la fermeture des usines a favorisé l'augmentation du taux de chômage dans les quartiers qui bordent ces terrains (USEPA, 2003a). Le niveau de scolarité inférieur aux moyennes nationales est également caractéristique des communautés qui vivent à proximité de ces lieux (USEPA, 2003a).

Vegter (2001) mentionne que les terrains contaminés constituent à la fois un problème de planification urbaine et un problème environnemental qui met en danger les écosystèmes et la santé humaine. À cet effet, une étude concernant la population du sud-est de Baltimore, où de nombreux terrains contaminés sont présents, a été menée par Litt et Burke (2002) et révèle que l'incidence de maladies cardiaques, de cancers généralisés, de cancers du poumon et de l'estomac, de maladies chroniques d'obstructions pulmonaires, d'influenza et de pneumonies est plus élevée que dans le reste de la ville, du Maryland et des États-Unis. Litt et Burke (2002) soulèvent également l'absence de littérature visant à relier l'incidence des maladies à la présence des terrains contaminés ; le manque d'informations historique sur les substances émises dans les sols et l'exposition des populations rendent difficile l'association entre les problèmes environnementaux et les problèmes de santé publique qui en découlent.

2.1.3 Activités industrielles et contamination des sols

Dillon Consulting et al. (1997), dans un rapport destiné à la *Table ronde nationale sur l'environnement et l'économie*, identifient des secteurs d'activités industrielles concernées par la contamination des sols. Entre autres sont identifiés l'industrie

pétrochimique, les installations de distribution et vente du pétrole, les usines de distillation de houille, les usines oeuvrant dans la fabrication de matériaux de construction (par exemple, la préservation du bois), les fabricants de peinture et d'adhésifs qui utilisent des solvants chlorés, les entreprises de façonnage du métal, les entreprises de ferraillage, les fonderies, les aciéries, les fabricants de composantes électroniques ainsi que les industries de services comme les nettoyeurs à sec ou les carrossiers automobiles. Par ailleurs, Dumesnil et Ouellet (2002) mentionnent que l'utilisation de solvants chlorés est la principale cause de contamination industrielle sur la Terre.

Un exemple qui montre bien le lien entre la présence des industries et la contamination des sols est celui de la petite ville d'Emeryville en Californie. Il s'agit d'une municipalité qui comptait sur son territoire plusieurs industries qui œuvraient dans différents secteurs d'activités notamment la fabrication d'automobiles, la production de pesticides, la pétrochimie et le recyclage de l'acier. Dans les années 70, beaucoup de ces industries ont quitté Emeryville laissant en héritage des sols contaminés aux hydrocarbures, BPC, solvants chlorés et métaux lourds (Dumesnil et Ouellet, 2002).

Par ailleurs, une étude réalisée par Litt et Burke (2002) et qui concerne la ville de Baltimore fait le lien entre le type d'activités industrielles et les polluants retrouvés sur ces terrains. Selon les auteurs, il semble que l'inventaire réalisé soit le seul jamais réalisé en ce genre. L'inventaire de Litt et Burke (2002) est présenté à l'Annexe 9.1. Comme c'est le cas pour la plupart des terrains contaminés urbains, il contient à la fois des contaminants organiques et inorganiques. Il montre que l'industrie pétrolière est le secteur d'activités où le plus de polluants ont été retrouvés dans les sols. Par ailleurs, l'ammoniaque est un contaminant associé aux cinq secteurs d'activités recensés. Le naphtalène, le benzène et l'acide sulfurique sont aussi des contaminants largement présents et retrouvés sur les sites de quatre des cinq secteurs industriels considérés.

2.1.4 Types de polluants et effets

La contamination d'origine pétrolière représente la principale source de pollution organique. Les déversements d'hydrocarbures pétroliers les plus fréquents sont le carburant des avions, la gazoline, l'huile combustible no. 2 (diesel) et l'huile combustible no. 6 (Hoffman et al., 1995). Les hydrocarbures pétroliers sont composés principalement d'atomes de carbones et d'hydrogènes. Ils contiennent également des quantités variables de soufre et d'oxygène en plus d'azote, de métaux et d'autres éléments (Nadim et al., 2000; Hoffman et al., 1995). Selon une étude menée en Espagne dans le comté de Tarragona où beaucoup d'industries pétrolières sont présentes, il semble qu'à l'exception de l'arsenic, du chrome et du vanadium, les métaux inclus dans les hydrocarbures pétroliers ne sont toutefois pas une source de pollution significative des sols (Nadal et al., 2003). Les activités industrielles, comme par exemple les fonderies de métaux, sont parmi les principales sources de contamination aux métaux (Hoffman et al., 1995). L'Annexe 9.2 présente une revue des principaux effets écotoxicologiques et toxicologiques causés par les hydrocarbures pétroliers et les métaux présents dans les sols.

2.1.5 Assainissement des sites contaminés : la biopile

L'assainissement d'un site contaminé peut s'effectuer soit sur le site (*in situ ou ex situ)* ou nécessiter l'excavation des sols et leur transport (*ex situ*). Dans le cas des méthodes *in situ*, elles impliquent souvent le traitement simultané des sols et des eaux souterraines (Vegter, 2001).

La nature des contaminants et le type de sol dans lequel ils se retrouvent sont des facteurs à considérer pour choisir une technologie adéquate d'assainissement (Khan et al., 2004). Par ailleurs, Vegter (2001) mentionne que ce choix est également basé sur un compromis entre l'efficacité, la rapidité et les coûts. Il doit également être cohérent avec l'utilisation envisagée du terrain et les objectifs de décontamination.

Trois types de technologies d'assainissement existent : biologiques, chimiques et physiques. Souvent une combinaison de plusieurs technologies est nécessaire (Khan et al., 2004). Une technologie biologique (les biopiles) a été utilisée dans le cadre du projet.

Le traitement des sols en biopiles constitue une technologie de bioremédiation aérobie efficace pour les hydrocarbures pétroliers aliphatiques et monocycliques ainsi que les hydrocarbures aromatiques polycycliques de moins de quatre cycles (von Fahnestock et al., 1998). Les microorganismes présents dans les sols contaminés sont habituellement bien adaptés aux contaminants, mais les conditions environnementales comme la disponibilité des nutriments et la concentration en oxygène peuvent être défavorables à la biodégradation in situ (Jorgenson et al., 2000). Le traitement en biopiles permet de pallier à ces problèmes. Les sols sont montés en piles et un système de tuyauterie est installé à la base pour aspirer l'air et collecter les lixiviats (Samson, 2000). La Figure 2.1 schématise l'installation d'une biopile.

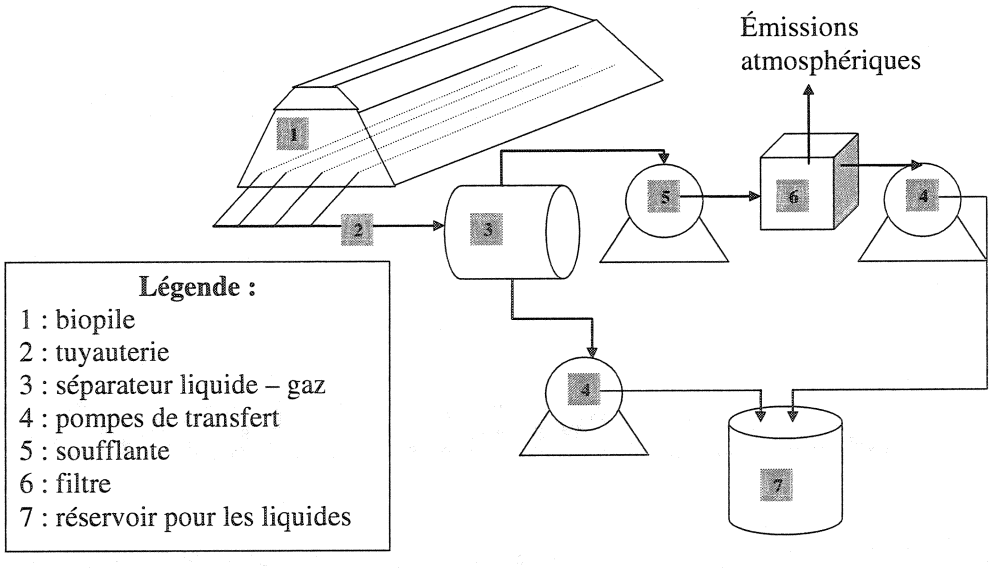


Figure 2.1 Représentation simplifiée d'une biopile (adaptée de von Fahnestock et al., 1998).

Les dimensions moyennes des biopiles recommandées par von Fahnestock et al. (1998) sont d'environ 15,2 m X 18,3 m X 2,5 m (largeur, longueur, hauteur).

Par ailleurs, le contrôle de l'humidité est important puisqu'il favorise la croissance des microorganismes. Toutefois, il ne doit pas être trop élevé puisqu'il pourrait diminuer la porosité et donc obstruer le passage de l'air. À cet effet, l'ajout d'eau est recommandé pour atteindre 95% de la capacité de rétention au champ (von Fahnestock et al., 1998). Le pH est aussi important puisque la majorité des microorganismes vivent à un pH situé entre 5 et 9 (von Fahnestock et al., 1998). Toutefois, Samson (2000) recommande de maintenir le pH inférieur à 8 pour éviter la formation d'ammoniaque qui est toxique. Également, pour favoriser l'activité des microorganismes, le rapport C :N :P recommandé par von Fahnestock et al. (1998) est de 100 :15 :1. Pour ce faire, des engrais comme de l'urée ou du diammonium phosphate peuvent être utilisés. De plus, l'ajout de microorganismes spécialisés dans les sols est également possible et permet de réduire jusqu'à trois fois le temps de traitement (Samson, 2000). Enfin, des amendements peuvent aussi être intégrés à la matrice des sols pour ajuster, entre autres, la porosité et le contenu en matières organiques (Samson, 2000).

Pour ce qui est de la durée du traitement, elle est souvent relativement courte, c'est-à-dire s'échelonnant dans la plupart des cas entre trois et six mois (von Fahnestock, 1998). Elle est influencée entre autres par le contenu en matières organiques qui détermine l'affinité des sols pour les polluants (von Fahnestock, 1998). Des expériences conduites par Jorgensen et al. (2000) sur des sols contaminés par de l'huile de lubrification ont montré que le taux de biodégradation était à son maximum dans le premier mois et qu'après cinq mois de traitement, les deux tiers de la contamination initiale avait été retirée. Le Tableau 2.2 présente des avantages et des inconvénients du traitement en biopiles.

Tableau 2.2 Avantages et inconvénients du traitement en biopiles (d'après Khan et al., 2004)

Avantages	Le design est simple.
	Le temps de traitement est court.
	Le traitement en biopiles est efficace pour une large gamme de contaminants organiques.
	La conception est adaptable à plusieurs types de sites.
Inconvénients	La réduction des contaminants au-delà de 95% des concentrations initiales est difficile à atteindre.
	Le traitement en biopiles peut ne pas être efficace pour les sols contaminés au-delà de 50 000 ppm.
	La présence de métaux lourds en concentrations élevées peut inhiber la croissance microbienne.
	Les vapeurs requièrent presque toujours un traitement avant leur rejet.
	Les composés organiques volatils (COV) ont davantage tendance à s'évaporer qu'à se biodégrader.

2.1.6 Ampleur de la problématique des sites contaminés

La problématique des terrains contaminés est présente dans tous les pays industrialisés et le Tableau 2.3 indique le nombre de sites répertoriés dans quelques-uns d'entre eux.

Tableau 2.3 Estimation du nombre de terrains contaminés dans quelques pays

Pays	Nombres de terrains contaminés	Sources
États-Unis	Entre 450 000 et 1 000 000	USEPA, 2003a
Allemagne	200 000	Morgan et Brown, 2002
France	100 000	
Pays-Bas	100 000	
Royaume-Uni	100 000	
Flandre	7000	OVAM, 2001

Au Canada, l'inventaire s'effectue aux niveaux provincial et fédéral. Les terrains contaminés de propriété (et juridiction) fédérale sont évalués au nombre de 1753. De ce nombre, 424 terrains sont situés au Québec (Secrétariat du Conseil du Trésor du Canada, 2002). Pour ce qui est des terrains de juridiction provinciale, le Québec n'a répertorié que les cas de contamination portés à son attention et sur lesquels il a eu à intervenir. L'inventaire n'est donc pas exhaustif et des terrains réhabilités en font encore partie. Ils sont au nombre de 5125 dont 76 appartiennent au gouvernement fédéral et 47% de ces terrains sont situés dans la région de Montréal et de la Montérégie (MENV, 2003a).

2.1.7 Spécificité de la problématique montréalaise des sites contaminés

La compilation de plusieurs études de caractérisation réalisées par l'ancienne Ville de Montréal a révélé que, parmi plus de 500 sites échantillonnés, 63% des terrains présentaient des niveaux de pollution supérieurs aux limites permises en vertu du zonage et de la *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés* de 1998. De même, en 1993, une autre étude menée par le Comité interministériel des sols contaminés de l'île de Montréal évaluait qu'environ 60% des terrains vacants étaient potentiellement contaminés. La contamination retrouvée à Montréal est qualifiée de mixte, c'est-à-dire qu'il s'agit d'un mélange de polluants organiques et inorganiques (CRDÎM, 2002).

Pour ce qui est des eaux souterraines, les études hydrogéologiques démontrent qu'elles sont relativement peu polluées. Il semble donc que la présence des terrains contaminés aurait peu d'effets sur la qualité de l'aquifère montréalais. Il en est de même pour la santé de la population puisque le niveau d'exposition à cette forme de pollution serait relativement faible (CRDÎM, 2002).

Parallèlement, les autorités montréalaises sont confrontées à l'émergence d'un nouveau cadre législatif définissant la gestion des sols contaminés. L'Annexe 9.3 présente une revue du contexte légal canadien et québécois concernant les lieux

contaminés. Ainsi, depuis 2001, l'enfouissement est interdit pour les sols contaminés au-delà des valeurs retrouvées dans l'annexe 1 du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* (ou RESC). Lorsqu'il existe une technologie reconnue et éprouvée, ces sols doivent obligatoirement être traités. Également, en mars 2003, entrait en vigueur la nouvelle *Loi 72* qui témoigne de l'intérêt québécois d'instaurer un cadre législatif plus contraignant et ce, tout comme l'Ontario avec sa « Brownfield Statute Law Amendment » de 2001. Par ailleurs, le *projet de Règlement sur les matières résiduelles* restreindrait l'usage de sols contaminés comme matériaux de recouvrement journalier dans les lieux d'enfouissement sanitaire ou LES.

D'autre part, il est prévu que le Complexe environnemental Saint-Michel ferme d'ici 2005. Il s'agit du seul LES situé sur l'île de Montréal où les sols contaminés pouvaient être acheminés. Cette situation a provoqué l'augmentation des coûts d'enfouissement dans les autres LES en périphérie de Montréal tel que montré au Tableau 2.4.

Tableau 2.4 Évolution des coûts d'admission à l'enfouissement d'une tonne de sols contaminés avant et après 2002 (d'après Barbeau, 2002)

Niveau de contamination	Coûts d'admission / tonne (avant 2002)	Coûts d'admission / tonne (après 2002)
B-C	10$	De 25$ à 50$
>C et <Annexe 1[2]	50$	De 100$ à 125$
>Annexe 1[2]	50$	De 50$ à 250$ (selon le type de contaminants)

1 : D'après les critères génériques de la *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés* de 1998
2 : D'après le *RESC* de 2001

Par conséquent, il semble que l'enfouissement soit de moins en moins une solution envisageable. Or, étant donné la nature mixte de la contamination, le traitement n'est pas toujours réalisable et les frais qui y sont associés dépassent souvent la valeur

marchande des terrains (plus de 600 000$/hectare à traiter). Que faire alors des sols contaminés montréalais ? Comment cette problématique est-elle abordée à l'étranger ?

2.1.8 Initiatives internationales en matières de gestion des sites contaminés

2.1.8.1 Belgique

Seule la Flandre s'est dotée d'une cadre législatif complet. Il vise à protéger les humains, les animaux, les plantes et les écosystèmes des risques que la contamination des sols entraîne ainsi que des risques qu'elle diffuse ou s'étende (OVAM, 2003a). En 1995, la Flandre a adopté le « Soil Remediation Decree ». Les aspects pratiques ont ensuite été publiés dans la « Flemish Reglementation on Soil Remediation » en octobre 1996. Le mode de gestion implanté est semblable à celui du Québec et incorpore des critères écotoxicologiques et toxicologiques de traitement au-dessus desquels des dangers environnementaux sérieux peuvent survenir. Ces critères sont d'abord dérivés du modèle d'exposition HESP puis ajustés, entre autres, d'après les scénarios d'utilisation (OVAM, 2003a). Pour les contaminants inorganiques, une nouvelle approche inspirée de la méthodologie canadienne est utilisée : des données écotoxicologiques sont recueillies pour différents types d'utilisation des terres (résidentielle, commerciale, industrielle, agricole) et un facteur de sécurité est appliqué (OVAM 2003a). Lorsque les concentrations des contaminants sont comparées avec les critères de traitement, une distinction est faite entre l'ancienne contamination, c'est-à-dire celle datant d'avant 1995, et les cas de nouvelles contaminations survenus depuis 1995. Dans le cas de la nouvelle pollution, si les critères sont dépassés, le traitement est obligatoire alors que pour l'ancienne contamination, une analyse des risques écotoxicologiques et toxicologiques est requise pour évaluer la nécessité du traitement (OVAM, 2003b). Le modèle hollandais VLIER-Human développé par le Dutch Van Hall Institute est utilisé et le modèle RBCA pour les sites pétroliers est actuellement soumis à une évaluation (OVAM, 2003a).

Le décret de 1995 contient une liste d'activités à risques pour lesquelles des analyses périodiques des sols sont exigées (5, 10 ou 20 ans). Des analyses sont également requises lorsqu'il y transfert de propriété ou fermeture des installations (OVAM, 2003c).

Afin de protéger les acheteurs et de faciliter la prise de décisions politiques, un registre de terrains contaminés a été créé (OVAM, 2003b). D'ici 2036, tous les cas d'anciennes contaminations inscrits devraient avoir été remédiés (OVAM, 2003d). Également, afin d'identifier les orientations politiques flamandes à adopter pour redévelopper les sites contaminés urbains, le Ministère de l'environnement de la Flandre avec l'appui du Ministère de l'économie et de la planification urbaine a mis sur pied le projet intitulé « Brownfields Development ». Un comité dont est membre la « Flemish Public Waste Agency » a été mis sur pied et a déjà lancé deux initiatives :

- l'identification des problèmes actuels de gestion;
- l'établissement de critères d'évaluation et de sélection pour des projets pilotes de réhabilitation (OVAM, 2001).

2.1.8.2 Royaume-Uni

Il s'agit d'un des premiers pays à reconnaître la problématique des terrains contaminés urbains. Non seulement les considérations environnementales sont abordées, mais les problèmes économiques et sociaux qui en découlent sont aussi au cœur des préoccupations. D'ailleurs, depuis 1981, les « Groundwork Trusts » existent. Il s'agit de partenariats publics et privés supportés par l'Union Européenne, la lotterie nationale et le schéma d'attribution de crédits pour les taxes, les commandites privées et les organismes de charité. Le but de l'initiative consiste, entre autres, à rassembler les communautés touchées par la présence des sites contaminés urbains par le biais d'actions environnementales conjointes (Groundwork, 2004). L'implication des citoyens favorise la relance et la revitalisation des quartiers afin qu'ils puissent prospérer. Depuis ses débuts, l'initiative a mené à la création d'environ 50 trusts en

Angleterre, au Pays de Galle et dans le nord de l'Irlande (Ecoregen, 2003). Parmi eux, le trust de restauration des terrains (LRT) est une organisation charitable fondée par le « Groundwork », la commission de la foresterie et l'agence environnementale. Le LRT acquiert les sites contaminés abandonnés et s'assure que leur gestion et réhabilitation profiteront aux communautés qui vivent à proximité. Le gouvernement endosse les actions via son programme d'actions pour une communauté durable. Par ailleurs, malgré que l'emphase soit souvent mise sur l'assainissement et la construction d'habitations, il semble que la restauration en aires de jeux, en parcs ou en réserves naturelles présentent souvent les meilleurs rapports coûts/bénéfices (Land Restoration Trust, 2003). Enfin, en 2002-2003, plus de 4500 projets ont été implantés et 780 hectares de terrains ont été réhabilités. Le succès des « Groundwork Trusts » a inspiré des projets semblables au Japon, en Europe de l'est et aux États-Unis (Groundwork, 2004). .

2.1.8.3 États-Unis

Tout comme au Royaume-Uni, l'envergure économique et sociale de la problématique des sites contaminés urbains est bien définie et reconnue. Depuis 1980, des initiatives ont été mises en place. Il y a d'abord eu le programme CERCLA (« Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act ») mieux connu sous le nom de « Superfund ». Puis, un programme plus complet pour relier le fédéral, les états et les communautés s'est avéré nécessaire. Il devait englober non seulement des considérations relatives à la responsabilité, mais aussi les enjeux économiques et sociaux de la problématique. C'est ainsi qu'en 1995, la USEPA a lancé le programme sur les sites contaminés urbains. Il vise à ce que les investissements et les bénéfices rattachés à l'assainissement de ces terrains demeurent dans la communauté victime de la contamination (USEPA, 2003a). Pour ce faire, la perception de ces espaces par les investisseurs devait changer. À cet effet, le cadre de gestion implanté s'articule autour des programmes suivants de subventions :

- « Brownfield Assessment Grants » : Pour révéler la présence ou l'absence de contaminants et ainsi lever le voile sur l'incertitude;
- « Cleaning Grants » : Pour financer l'assainissement des terrains;
- « Brownfield Job Training Grants » : Programme de formation sur les technologies d'assainissement des sites grâce auquel les diplômés peuvent ensuite occuper des emplois dans le secteur environnemental ;
- « Brownfield Revolving Loan Fund » : Programme de financement pour capitaliser sur un fonds et assurer les subventions.

Il est de plus intéressant de mentionner que les « Brownfield Job Training Grants » visent les communautés touchées par les sites urbains contaminés qui sont souvent à faibles revenus et sans emploi. L'intérêt pour ce programme ne cesse de grandir : en 1995, 100 candidats étaient inscrits alors qu'en 2003, ils étaient au nombre de 1300 (USEPA, 2003a).

Par ailleurs, afin de démontrer la légitimité et les avantages encourus par le redéveloppement des sites contaminés urbains, 28 projets pilotes ont été lancés à travers les États-Unis. D'autres initiatives ont également vu le jour comme la création en 1996 du partenariat national sur les terrains contaminés urbains pour concilier les efforts de 20 agences à but non lucratif. Aussi depuis 1996, la conférence nationale sur les terrains contaminés urbains se tient annuellement. Les participants sont de plus en plus nombreux : ils était environ 1000 en 1996 et ils étaient autour de 3300 en 2002. De même, depuis 2000, la « Taxpayer Relief Act » rend les coûts d'assainissement totalement déductibles pour l'année où ils sont encourus. Enfin, en 2002, le congrès américain a amendé la « Brownfield Law on Small Business Liability Relief and Brownfields Revitalization Act ». Cette nouvelle législation renforce la protection pour les parties innocentes et offre également de nouvelles alternatives de financement en permettant à la USEPA de financer jusqu'à 50 millions de dollars les projets de réhabilitation (USEPA, 2003a).

2.1.8.4 Pays-Bas

En 1999, le gouvernement hollandais lançait sa nouvelle politique de gestion des sols contaminés excavés « Grond grondig bekeken » laquelle permet la réutilisation des sols faiblement pollués. Ainsi, chaque année, $10.5^{E}06$ tonnes de sols contaminés sont réutilisées dont $9.0^{E}06$ tonnes sont des sols faiblement contaminés ne nécessitant aucun traitement (Honders et al., 2002). Par ailleurs, deux facteurs semblent avoir incité l'adoption d'une telle politique :

- les coûts de remédiation estimés dans les années 80 se sont avérés 100 fois plus élevés que prévu (Honders et al., 2002) ;

- les Pays-Bas ne possèdent pas un grand territoire et il leur fallait minimiser l'espace attribué à l'enfouissement des sols contaminés (ICLEI, 2004).

Ainsi, il est maintenant interdit d'enfouir les sols excavés propres ou faiblement contaminés ; leur réutilisation comme remblai ou matériau de construction est maintenant permise et favorisée pourvu qu'ils ne dégradent pas la qualité des sols déjà en place (Munters et al., 2000). D'ailleurs, des critères (concentrations) visant les contaminants organiques et inorganiques ont été établis pour les sols propres et faiblement contaminés réutilisables. Une procédure de certification attestant de la qualité des sols échangés a également été mise en place.

Pour ce qui est des sols plus fortement contaminés, leur traitement est obligatoire si il est, bien sûr, techniquement réalisable et d'un coût inférieur à 73 € / ton. Aussi, il est intéressant de mentionner que la gestion des sols contaminés excavés est entièrement confiée aux autorités municipales (Munters et al., 2000).

À titre d'exemple, le scénario de gestion implanté par la Ville de Rotterdam est intéressant. Chaque année, environ un million de mètres cubes de sols pollués sont excavés et déplacés (ICLEI, 2004). Pour assurer la gestion et la coordination des opérations, une banque de sols a été créée. Elle emploie 14 personnes et fonctionne avec un budget d'opération de 30 à 38 millions de dollars américains lequel est

financé par les propriétaires de terrains et les promoteurs (Lame et al., 2000). Également, afin de respecter les exigences de qualité des sols de la nouvelle politique, une carte de la qualité des sols a été créée.

2.1.8.5 Allemagne

Jusqu'à récemment et comme dans tous les pays présentés ci-haut, l'Allemagne employait uniquement une approche de gestion basée sur le niveau de risque causé par la présence de contaminants dans les sols (Volkwein et al., 1999). Pourtant, le « German Federal Soil Protection Act » et le « German Federal Soil Protection and Contaminated Sites Ordinance » mentionnent que les impacts environnementaux résultant des activités de réhabilitation doivent aussi être considérés dans le choix des scénarios de réhabilitation implantés. Cependant, aucun outil n'était disponible pour les évaluer.

La Ville de Sinsheim, située dans l'état fédéral de Baden-Württemberg, a commandé une étude afin de développer une méthode pour inclure ces impacts (Bender et al., 1998). Le projet s'est déroulé entre 1994 et 1998 et a abouti à l'élaboration de l'outil « Umweltbilanz von Altlastensanierungwverfahren ». Il s'agit d'un outil développé à l'aide de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) L'outil ACV est utile pour choisir un scénario de réhabilitation lorsque plusieurs alternatives sont envisageables (Volkwein et al., 1999).

2.1.8.6 Perspective de recherche pour la gestion des sols contaminés montréalais

Les problèmes causés par la présence des terrains contaminés en milieu urbain et l'importance de la réhabilitation sont bien définis et ce, particulièrement au Royaume-Uni et aux États-Unis. Toutefois, à l'exception de la démarche établie dans l'état fédéral allemand de Baden-Württemberg, les modes préconisés de gestion des sites contaminés urbains reposent sur l'évaluation des risques associés à la présence de contaminants. Parfois, pour simplifier la démarche, des critères génériques sont établis et peuvent se substituer à l'analyse complète des risques laquelle s'avère

longue et coûteuse (au Québec et en Flandre). Néanmoins, ces critères sont basés sur des données toxicologiques et écotoxicologiques générales. Quant à eux, les impacts générés par les activités de réhabilitation (impacts secondaires) ne font l'objet d'aucune considération dans l'établissement des objectifs d'assainissement et le choix du scénario de réhabilitation.

De ce point de vue, il est intéressant pour la Ville de Montréal de revoir les modes de gestion de ses sols contaminés en incluant des considérations relatives non seulement aux impacts primaires, mais aussi aux impacts secondaires. Par ailleurs, considérant que le traitement de tous les sols contaminés montréalais est irréalisable pour des motifs économiques et techniques (contamination mixte), le mode de gestion hollandais, basé sur la réutilisation des sols faiblement contaminés, semble une alternative intéressante. Il permettrait de réaliser des économies en limitant les quantités de sols dirigées au traitement ou à l'enfouissement. Également, en réutilisant des sols faiblement contaminés, la demande pour des remblais propres en provenance des banlieues montréalaises diminuerait. Les terres propres et agricoles seraient ainsi préservées et les transports de sols diminueraient, ce qui laisse présumer l'amélioration du bilan environnemental.

Dans le but d'évaluer la faisabilité environnementale d'un tel scénario, un cadre méthodologique basé sur l'ACV a été utilisé.

2.2 L'analyse du cycle de vie

2.2.1 Définition de l'ACV

Il s'agit d'une technique de management environnemental qui considère les impacts environnementaux générés par toutes les étapes du cycle de vie d'un produit, procédé ou service (production, utilisation, fin de vie). Communément, l'approche est dite « du berceau au tombeau ». Elle peut servir, entre autres, à identifier et prioriser les objectifs d'un système de gestion environnementale (Finkbeiner et al., 1998). La

démarche pour réalisée une ACV est encadrée par la série de normes ISO 14 040 et suivantes.

À la suite du premier « Global Ministerial Environment Forum », le programme des Nations Unies pour l'Environnement (UNEP) déclarait que l'ACV est un outil quantitatif qui a fait ses preuves pour supporter une économie orientée vers le cycle de vie en documentant les considérations environnementales qui doivent être incluses dans la prise de décision pour le développement durable (UNEP, 2003).

2.2.2 Aspects méthodologiques de l'analyse du cycle de vie

La réalisation d'une ACV comprend quatre phases telles que présentées à la Figure 2.2.

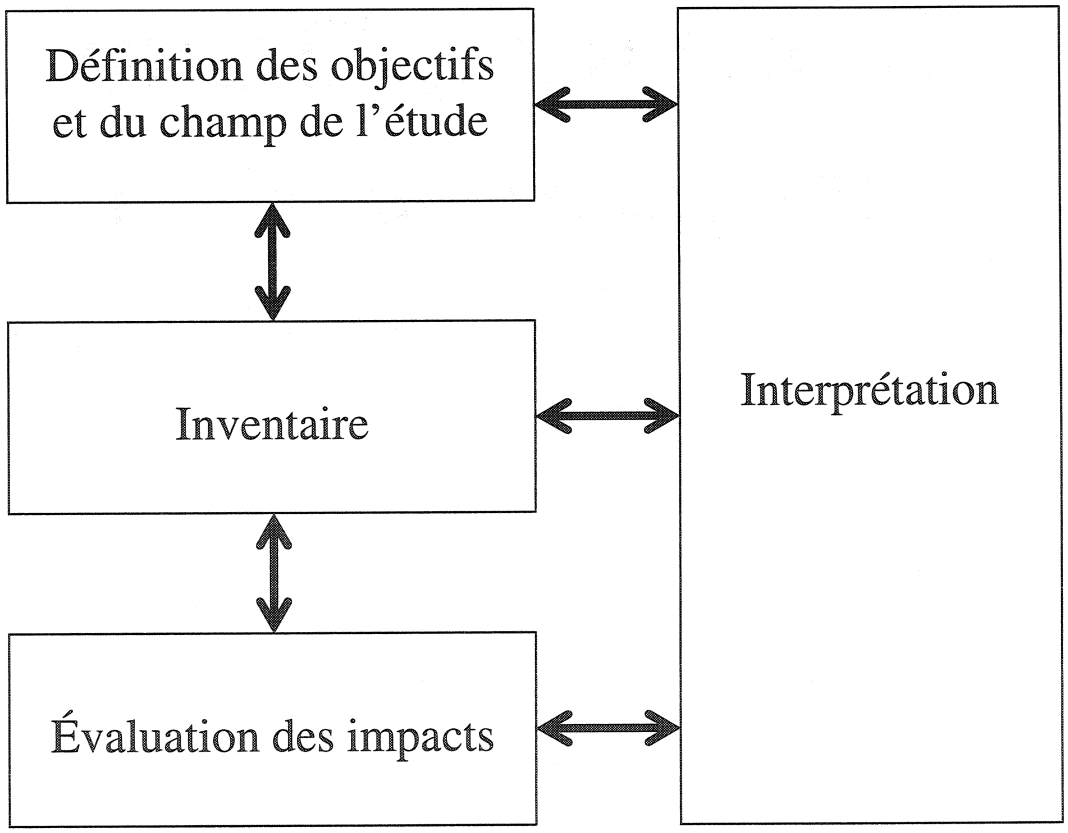


Figure 2.2 Phases d'une analyse du cycle de vie (adapté de ISO 14 040).

Les flèches bidirectionnelles indiquent le caractère rétroactif qui caractérise la démarche. Par exemple, il se pourrait que la phase d'évaluation d'impacts requière une donnée supplémentaire et qu'il faille revoir une section de l'inventaire. De même, la phase d'interprétation pourrait montrer que les résultats obtenus sont différents de ceux attendus et ainsi nécessiter l'ajustement de la définition du champ de l'étude. Les normes ISO 14 040 qui encadrent la réalisation des ACV sont présentées au Tableau 2.5.

Tableau 2.5 Normes ISO concernant l'analyse du cycle de vie

Numéros des normes	Titres
ISO 14 040	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre
ISO 14 041	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire
ISO 14 042	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Évaluation de l'impact du cycle de vie
ISO 14 043	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Interprétation du cycle de vie
ISO/TR 14 047 : 2003	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exemples d'application de l'ISO 14 042
ISO/TS 14 048 : 2002	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Format de documentation des données
ISO/TR 14 049 : 2000	Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Exemple d'application de l'ISO 14 041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire

Les quatre phases de l'ACV sont traitées respectivement aux sous-sections qui suivent.

2.2.2.1 Phase 1 : Définition des objectifs et du champ de l'étude

Il est important pour l'analyste de comprendre et d'identifier les enjeux de l'étude afin de prendre les bonnes décisions tout au long de son déroulement (Jensen et al., 1997). La définition des objectifs met en évidence le contexte de réalisation de l'étude en y précisant clairement les raisons qui la sous-tendent, les buts poursuivis, l'application envisagée et le public cible.

La définition du champ de l'étude, quant à elle, vise à spécifier ce qui est inclus dans les systèmes étudiés ainsi que les méthodes choisies pour réaliser l'étude. Le champ de l'étude englobe les aspects suivants :

– le choix d'une fonction, d'une unité fonctionnelle et des flux de référence;

– la définition des frontières des systèmes;

– les critères d'inclusion des entrants et des sortants;

– l'évaluation de la qualité des données.

Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence

Les systèmes soumis à l'ACV remplissent une fonction et dans le cas des études comparatives, la fonction doit être la même pour tous les systèmes comparés. L'unité fonctionnelle sert plutôt de référence pour normaliser les entrants et les sortants des systèmes de produits. Elle détermine l'échelle comparative des systèmes de produits étudiés (Jensen, 1997). Toutefois, c'est plutôt le flux de référence qui relie l'unité fonctionnelle à chacun des systèmes : « *C'est sur la base des flux de référence que s'effectuent les comparaisons entre systèmes pour une même fonction quantifiée par la même unité fonctionnelle.* » (ISO 14 041, 1998). Le Tableau 2.6 présente un exemple pour deux systèmes comparatifs de cire à plancher.

Tableau 2.6 Exemple de définition d'une fonction, de l'unité fonctionnelle et des flux de référence relativement à l'utilisation de cire à plancher

Identification des systèmes de produits comparés	#1	#2
Éléments		
Fonction	Couvrir un plancher	Couvrir un plancher
Unité fonctionnelle	Couvrir 100 m2 de plancher	Couvrir 100 m2 de plancher
Flux de référence	2 litres de cire A	3.2 litres de cire B

Définition des frontières des systèmes

Il s'agit de définir les systèmes analysés en décrivant les processus élémentaires (ou procédés) qu'ils contiennent (frontière technologique), le lieu géographique où ils se déroulent (frontière géographique) et l'espace temporel que la modélisation englobe (frontière temporelle). Il est important que les frontières incluent toutes les étapes susceptibles d'influencer les résultats et la phase d'interprétation afin que l'étude remplisse le mandat poursuivi (Diamond et al., 1998). L'établissement des frontières influence directement les entrants et sortants considérés dans les systèmes de produits. La représentation à l'aide d'un diagramme de flux permet de visualiser les scénarios analysés. Aussi, Trinius et Le Téno. (1999) mentionnent que la définition des systèmes de produits doit être basée sur un compromis entre :

– le choix de modéliser un système en entier, ce qui représenterait une tâche fastidieuse générant trop de données et limitant l'utilisation de l'étude par son mandataire;

– le choix de modéliser un système réduit où les simplifications auraient des conséquences sur la qualité des données et donc l'applicabilité des résultats.

D'autres part, selon Weidema (1998), les ACV prospectives devraient inclure au moins deux scénarios, le premier correspondant à la situation normale et actuelle alors que le deuxième doit proposer des modification au premier scénario. Quant à lui, Von Reibnitz (1991) propose de concentrer les efforts sur uniquement deux scénarios suffisamment distincts. Pour sa part, Wack (1985) suggère de limiter l'étude à un maximum de quatre scénarios et recommande un optimum de trois scénarios : un scénario principal et deux scénarios alternatifs basés sur des incertitudes critiques relatives au premier scénario.

Par ailleurs, la modélisation des systèmes de produits dans les ACV prospectives peut être effectuée de deux manières, soit d'après l'approche « What-if » ou bien selon l'approche « Cornerstone » (Pesonen et al., 2000). Le choix de l'une ou l'autre des méthodes dépend de la complexité du sujet à l'étude et du facteur temps pour lesquels les résultats sont attendus. La Figure 2.3 illustre le cadre d'application de chacune des deux méthodes.

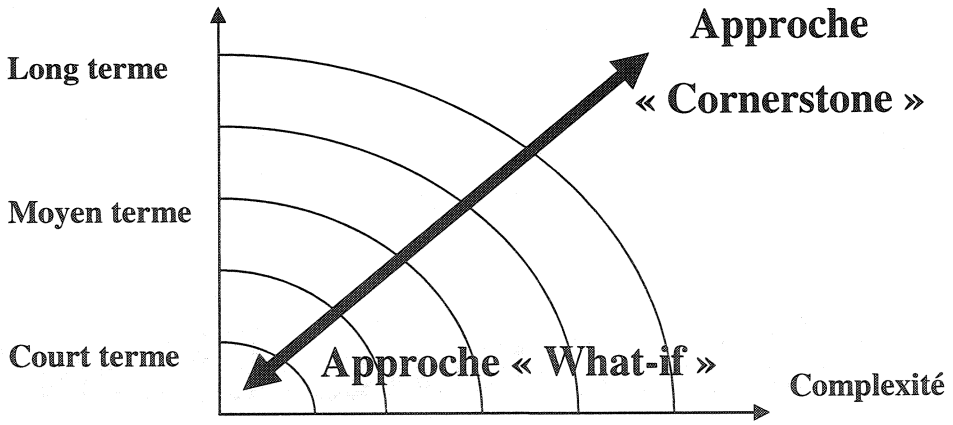


Figure 2.3 Cadre d'application des méthodes de conception de scénarios « What-if » et « Cornerstone » (adapté de Pesonen et al., 2000).

Les scénarios « What-if » sont très utilisés dans les ACV comparatives où l'intérêt est de vérifier quels seraient les impacts environnementaux liés à un changement, à court et moyen terme, par rapport à la situation actuelle (Pesonen et al. 2000).

L'approche « Cornerstone » permet une définition plus stratégique des scénarios en restant à un niveau plus général. Il s'agit d'étudier des scénarios très différents dans le but de visualiser globalement la situation pour ensuite mieux identifier les points d'intérêt et recentrer l'étude. Il s'agit d'une approche s'étalant sur une échelle temporelle beaucoup plus longue et qui est surtout utilisée en recherche (Pesonen et al., 2000).

Pour la réalisation du projet, l'approche « What-if » a été utilisée puisqu'il s'agissait d'une ACV comparative visant à vérifier les impacts environnementaux potentiels générés par la mise en place d'une nouvelle approche de gestion pour les sols contaminés de la Ville de Montréal.

Finalement, il faut retenir que la définition des frontières est une étape cruciale qui influence la collecte des données et par conséquent, la quantité de travail à réaliser (Jensen et al., 1997).

Critères d'inclusion des entrants et des sortants

ISO 14 041 (1998) propose des critères d'inclusion basés sur la masse, l'énergie et la pertinence environnementale. Ainsi, les entrants ou sortants qui contribuent au-delà d'un certain pourcentage, par exemple 5%, soit à la masse totale d'un système de produits, soit à la demande énergétique ou soit à un impact environnemental doivent être inclus dans l'étude.

Qualité des données

« Les descriptions de la qualité des données sont importantes pour comprendre la fiabilité des résultats de l'étude et pour interpréter correctement ce qu'il en ressort. » (ISO 14 041, 1998). Il s'agit des caractéristiques des données utilisées pour l'étude.

Les travaux de Trinius et al. (1999) font ressortir l'importance à accorder aux requêtes du mandataire de l'étude et ce, surtout lorsqu'elle vise la prise de décisions. Ils spécifient que les exigences relatives à la qualité des données sont un moyen de connecter l'objectif et le champ de l'étude avec les systèmes modélisés soumis à l'évaluation environnementale. Ils proposent d'ailleurs de situer chacun des processus élémentaires dans une « zone focale » soit primaire, soit secondaire. Les zones focales sont un concept servant à préciser les exigences relatives à la qualité des données. Un processus élémentaire (ou procédé) situé dans une zone focale primaire signifie qu'il est d'un grand intérêt pour le mandataire de l'étude et que les exigences relatives à la qualité des données se doivent d'être élevées. Par contre, un processus élémentaire situé dans une zone focale secondaire indique que ce processus ne constitue pas l'intérêt principal de l'étude et qu'un niveau plus faible de qualité des données peut être toléré. Le Tableau 2.7 résume cette démarche.

Tableau 2.7 Influence des zones focales sur la qualité des données (adapté de Trinius et al., 1999)

Intérêt du mandataire de l'étude	Zone focale	Champ de l'étude	Exigences pour la qualité des données	Résolution
Intérêt direct	Primaire	Inclut le processus	Élevées	Élevée
Intérêt indirect	Secondaire	Inclut le processus	Modérées	Basse à nulle (les procédés peuvent être agrégés)
Aucun intérêt	Aucune zone focale	Exclut le processus	Pas significatif	Pas significatif

Par ailleurs, la définition des exigences relatives à la qualité des données doit considérer la fiabilité, la complétude, la géographie, les facteurs temporels et la technologie. À cet effet, Weidema et al. (1996) ont développé des indicateurs

semi-quantitatifs pour définir la qualité des données utilisées en ACV. La matrice pedigree, qu'ils proposent, est présentée au Tableau 2.8.

Tableau 2.8 Matrice d'évaluation des indicateurs semi-quantitatifs de la qualité des données (adaptée de Weidema et al., 1996 par Julie-Anne Chayer en 2001)

Scores Indicateurs	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées issues de 40 mesures	Données vérifiées en partie issues d'hypothèses ou données non vérifiées issues de mesures	Données non vérifiées en partie issues d'hypothèses	Estimation de qualité (effectuée par un expert)	Estimation n'ayant pas les qualités requises
Complétude	Données représentatives d'un échantillon de société suffisant et d'une période adéquate pour niveler les fluctuations pouvant avoir lieu	Données représentatives d'un petit nombre de sociétés mais sur une période adéquate	Données représentatives d'un nombre adéquat de sociétés mais sur une courte période	Données représentatives d'un petit nombre de sociétés et d'une courte période ou données incomplètes issues d'un nombre adéquat de sociétés et de périodes	Représentativité inconnue ou données incomplètes issues d'un petit nombre de sociétés et/ou de courtes périodes
Corrélation temporelle	Moins de 3 ans de différence avec l'étude	Moins de 6 ans de différence avec l'étude	Moins de 10 ans de différence avec l'étude	Moins de 15 ans de différence avec l'étude	Âge de la donnée inconnue ou plus de 15 ans de différence
Corrélation géographique	Données issues de l'entreprise étudiée	Données moyennées sur une large zone contenant celle de l'étude	Données issues d'une zone ayant des conditions de production similaires à celle de l'étude	Données issues d'une zone ayant des conditions de production légèrement similaires	Données issues d'une zone inconnue ou d'une zone ayant des conditions de production différentes
Corrélation technologique	Données issues d'entreprises, de procédés et de produits correspondants à l'étude	Données issues de procédés et de produits étudiées mais d'entreprises différentes	Données issues de procédés et de produits étudiés mais de technologies différentes	Données en relation avec les procédés et les produits, mais avec les mêmes technologies	Données en relation avec les procédés et les produits, mais avec des technologies différentes

L'indicateur de score 1 représente une donnée d'excellente qualité alors que l'indicateur de score 5 indique que la qualité de la donnée est plutôt médiocre. Quant à lui, l'indicateur 3 représente une donnée de qualité moyenne. Il en résulte un vecteur à cinq dimensions, où chacune d'elle peut prendre une valeur de un à cinq selon des critères spécifiques : par exemple (3,2,4,3,5). Le vecteur de qualité des données peut être utilisé pour :

- améliorer les stratégies de collectes des données ;
- estimer l'incertitude des résultats.

2.2.2.2 Inventaire

C'est l'étape où les entrants et sortants sont recueillis pour chacun des processus élémentaires définis à l'intérieur des frontières des systèmes de produits analysés. Les données peuvent être soit spécifiques au site, soit provenir de bases de données comme IVAM ou Franklin ou bien extraites de la littérature. La collecte des données est l'étape demandant le plus de travail de tout l'ACV et ce, particulièrement si la définition des objectifs et du champ de l'étude requiert des données spécifiques au site (Jensen, 1997). Pour les flux énergétiques, il est préférable d'utiliser la composition mixte afin de représenter le plus fidèlement possible la composition des réseaux de distribution et de production d'énergie (ISO 14 041, 1998).

Par ailleurs, la collecte des données d'inventaire peut mener à redéfinir les frontières de l'étude. De même, les exigences relatives à la qualité des données doivent être considérées et s'il le faut, soumises, elles aussi, à une révision. Les données manquantes, quant à elles, doivent faire l'objet d'un traitement spécial. ISO 14 041 (1998) recommande d'attribuer soit :

– « *une valeur de donnée « non zéro » qui se justifie;*

– *une valeur de donnée « zéro » si elle se justifie;*

– *une valeur calculée sur la base des valeurs communiquées provenant de processus élémentaires faisant appel à une technologie similaire.* »

Une fois les données recueillies, il faut les ajuster à l'unité fonctionnelle en considérant les flux de référence établis pour chaque système de produits. Les logiciels commerciaux d'ACV comme Simapro 5, Gabi 5 et KCL-ECO sont très utiles à cette étape. L'utilisation de chiffriers électroniques comme Microsoft Excel est également une alternative. À cet effet, Heijungs et Suh. (2002) présentent une alternative matricielle intéressante de programmation linéaire des systèmes de produits. C'est d'ailleurs cette méthode qui a été privilégiée pour la réalisation du projet. Les détails sont présentés à la section 3.10 et à l'Annexe 9.12.

Évaluation des incertitudes

Les incertitudes dans l'inventaire affectent les résultats de l'étude et son utilité subséquente. Il est donc important de connaître l'ampleur de ces incertitudes afin que les décisions basées sur les résultats de l'ACV soient significatives (Huijbregts et al., 2001). Les analystes manquent actuellement de méthodes systémiques pour améliorer l'analyse des incertitudes en ACV (Björklund, 2002). Le développement de méthodes d'évaluation des incertitudes en ACV est donc un domaine de recherche qui gagne en importance. À cet effet, les modèles stochastiques suscitent de plus en plus d'intérêts. Il s'agit de techniques aléatoires de propagation d'erreurs faisant intervenir très souvent les simulations de Monte-Carlo. Celles-ci sont reconnues par la USEPA comme étant des techniques puissantes de propagation d'incertitude et de variabilité (Taylor, 1993).

Modéliser les incertitudes via une analyse de Monte-Carlo implique de définir une distribution pour chacun des entrants incertains et de simuler plusieurs fois les variables de sortie. Après plusieurs itérations, des distributions peuvent être obtenues pour les résultats (Huijbregts et al., 2001).

L'assignation de formes probabilistes aux variables d'entrée est une tâche ardue. Quand aucune information n'est disponible, le jugement des experts peut être utilisé (Coulon et al., 1997). Communément, les densités de probabilités les plus utilisées sont les distributions lognormales, triangulaires et uniformes. Lorsqu'aucune tendance centrale n'est espérée dans les données, la distribution uniforme est privilégiée.

Un autre moyen d'attribuer des fonctions probabilistes aux entrants implique l'utilisation des indicateurs de qualité des données (DQI). L'approche proposée par Kennedy et al. (1996) transforme le vecteur de qualité des données en un indicateur agrégé. Trois approches sont proposées pour aboutir à l'indicateur DQI agrégé (Kennedy et al., 1997) :

– une méthode de programmation linéaire;

– une méthode de projection vectorielle;

– une méthode basée sur les valeurs attendues.

Ces trois méthodes permettent d'évaluer le pourcentage maximum de qualité atteignable et ce pourcentage peut ensuite, selon une échelle de « type Linkert », être relié à un indicateur DQI agrégé. Le Tableau 2.9 indique les pourcentages maxima de qualité atteignable et le DQI unique qui est rattaché.

Tableau 2.9 Matrice d'assignation des DQI uniques selon la qualité maximale atteignable (adaptée de Kennedy et al., 1997)

Pourcentages de qualité maximale atteignable	DQI uniques
$0 \leq x < 12.5$	1
$12.5 \leq x < 25$	1.5
$25 \leq x < 37.5$	2
$37.5 \leq x < 50$	2.5
$50 \leq x < 62.5$	3
$62.5 \leq x < 75$	3.5
$75 \leq x < 87.5$	4
$87.5 \leq x < 100$	4.5
$x = 100$	5

Ensuite, le DQI unique est relié aux paramètres α, β, a et b d'une distribution bêta :

$$f(x;\alpha,\beta,a,b) = \frac{1}{b-a} * \left[\frac{\Gamma(\alpha+\beta)}{\Gamma(\alpha)*\Gamma(\beta)}\right] * \left(\frac{x-a}{b-a}\right)^{\alpha-1} * \left(\frac{b-x}{b-a}\right)^{\beta-1} \quad \text{où } x \in [a,b]$$

$$= 0 \text{ autrement}$$

Le choix de la distribution bêta pour représenter l'incertitude des données d'inventaires repose, entre autres, sur la flexibilité de cette fonction à s'adapter pratiquement à toutes les formes de distributions. Il est à noter que les paramètres α et β sont définis selon les particularités de chaque étude et ce, sachant que le couple (5,5) représente la plus petite variance alors que le couple (1,1) la plus grande. De même, lorsque la distribution est supposée symétrique, les paramètres absolus a et b sont identiques. Toutefois, dans certains contextes où l'asymétrie de la distribution est présagée, il arrive que a et b soient différents. Le Tableau 2.10 présente les valeurs possibles de DQI agrégées et les paramètres de base d'une distribution bêta tel que suggéré par Kennedy et al. (1996).

Tableau 2.10 Exemple de DQI agrégés et de paramètres α, β, a et b suggérés pour le premier niveau de sensibilité (adaptée de Kennedy et al., 1996)

DQI agrégés	Distribution bêta	
	Paramètres de forme (α,β)	Paramètres d'étendue (a,b) évalués en pourcentages (±%) pour des distributions symétriques
5	5,5	10
4.5	4,4	15
4	3,3	20
3.5	2,2	25
3	1,1	30
2.5	1,1	35
2	1,1	40
1.5	1,1	45
1	1,1	50

Généralement des analyses de sensibilité sont effectuées pour vérifier la variabilité des résultats lorsque des choix différents pour les paramètres sont effectués. À cet effet,

Kennedy et al. (1997) proposent deux autres ensembles reliant les DQI agrégés aux paramètres d'une distribution bêta.

Allocations

Les procédures d'allocations définies dans ISO 14 041 (1998) et les exemples d'applications fournis dans ISO 14 049 (2000) servent à pallier efficacement aux problèmes de multifonctionnalité et à ceux associés au recyclage. En fait, il arrive très souvent que les systèmes étudiés concernent plusieurs produits alors qu'un seul soit concerné par l'étude. Dans ces cas, il faut établir une procédure pour que la cueillette des données d'inventaires n'englobe que le produit d'intérêt. ISO 14 041 (1998) propose trois règles par étape pour imputer les entrants et les sortants dans les cas de multifonctionnalité.

Étape 1 : Éviter l'imputation soit :

– en divisant le processus élémentaire multifonctionnel en sous-processus et en compilant les données d'inventaire séparément pour chacun des processus ;

– en étendant les frontières du système de produits pour inclure les fonctions additionnelles associées aux co-produits.

Étape 2 : Si l'imputation est inévitable, diviser les entrants et sortants entre les co-produits de manière à refléter une relation physique qui les unie (par exemple grâce à des rapports de masse ou de volume). Il faut toutefois faire attention puisque l'imputation qui en découle n'est pas toujours proportionnelle au critère physique employé.

Étape 3 : Si aucun critère physique n'est utilisable, baser l'imputation sur un autre critère tel que la valeur économique.

De même, dans les systèmes où des déchets sont recyclés ou réutilisés, des règles d'imputation doivent aussi être appliquées selon ISO 14 041 (1998). Par exemple, dans le cadre du projet, les sols réutilisés ont permis d'éviter l'acquisition de remblai

(sable) dans des carrières situées en périphérie de Montréal. Ainsi, les impacts liés à la production de ce remblai (excavation) et à son transport vers Montréal ont été crédités, c'est-à-dire qu'ils ont été soustraits des impacts du premier scénario.

2.2.2.3 Évaluation des impacts environnementaux

Cette étape de l'ACV est celle où les interventions environnementales (entrants/sortants) sont rattachées à des impacts environnementaux potentiels interprétables. L'évaluation des impacts du cycle de vie peut servir, entre autres, à identifier des points d'amélioration d'un système de produits (ou services) de même que les aspects pour lesquels d'autres techniques d'analyse pourraient compléter l'information environnementale obtenue. L'approche est basée sur l'unité fonctionnelle ce qui la distingue des autres types d'analyses environnementales couramment réalisées (p. ex. l'analyse du risque). Aussi, c'est la phase d'évaluation des impacts qui devrait guider la collecte des données d'inventaire et non l'inverse (SETAC, 1998).

Distinction des principaux impacts

Les impacts primaires sont associés aux impacts générés par la présence de contaminants dans les sols. Ils ne concernent que l'écotoxicité et la toxicité humaine. Les impacts secondaires sont, quant à eux, générés par les activités de réhabilitation comme par exemple, l'excavation et les transports. Pour le projet, les impacts secondaires considérés sont : le réchauffement global, la destruction de l'ozone stratosphérique, la formation de l'ozone photochimique, l'acidification, l'eutrophisation, l'écotoxicité et la toxicité humaine. Ils sont décrits à l'Annexe 9.4.

Choix des catégories d'impacts, des indicateurs de catégories et des modèles de caractérisation

« Le choix des catégories d'impacts doit refléter un ensemble complet de priorités environnementales en rapport avec le système de produits étudié, tout en tenant

compte de l'objectif et du champ de l'étude. » (ISO 14 042, 2000). Les catégories d'impacts considérées ou les aires de protection à privilégier devraient englober les trois thèmes suivants : l'utilisation des ressources, la santé humaine et les conséquences écotoxiques (Udo de Haes et al., 1999a). Elles devraient aussi être choisies de manière à intégrer les considérations soulevées par les mandataires de l'étude ou les preneurs de décisions afin qu'ils y trouvent un intérêt (SETAC, 1998). De même, il est suggéré que les catégories d'impacts soient différentes pour les entrants et les sortants et qu'elles soient mutuellement exclusives (Udo de Haes et al., 1999b). Le Tableau 2.11 présente des exemples de catégories d'impacts relatives aux entrants et aux sortants.

Tableau 2.11 Distinction entre les catégories d'impacts qui se rapportent aux entrants et celles qui concernent les sortants (d'après Udo de Haes et al., 1999b)

Types de flux élémentaires	Catégories d'impacts
Entrants	Extraction des ressources biotiques
	Extraction des ressources abiotiques
	Utilisation des terres
Sortants	Réchauffement global
	Destruction de l'ozone stratosphérique
	Potentiel de formation d'ozone photochimique (« photo-oxidant formation »)
	Acidification
	Eutrophisation
	Toxicité humaine
	Écotoxicité

Par ailleurs, les indicateurs de catégories d'impacts servent à quantifier individuellement les catégories d'impacts en agrégeant les données d'inventaires sous une unité commune. Par exemple, dans le cas du réchauffement global, l'indicateur de catégorie est le forçage radiatif du rayonnement infrarouge causé par la présence de

CO_2. Chaque gaz à effet de serre voit donc sa capacité d'absorber les radiations infrarouges comparée à celle du CO_2.

Les modèles de caractérisation font, quant à eux, le lien, via un facteur de caractérisation, entre les données d'inventaire et les indicateurs de catégories d'impacts. Ils sont basés sur des chaînes de causalité « stresseurs-impacts ». Tous deux doivent être choisis conformément à des mécanismes environnementaux scientifiquement et internationalement reconnus (ISO 14 042, 2000). Ainsi, dans le modèle de caractérisation EDIP 97, le méthane a, par exemple, un facteur de caractérisation pour le réchauffement global de 25 grammes équivalents de CO_2 / gramme de méthane. Ce facteur de caractérisation est basé sur les travaux du « International Panel on Climate Change ». Le méthane absorbe donc 25 fois plus de radiations infrarouges que le CO_2.

Classification

La classification est l'étape où les données d'inventaire sont assignées à des catégories d'impacts (ISO 14 042, 2000). Il est à noter que certains entrants ou sortants peuvent se rapporter à plusieurs catégories d'impacts via des mécanismes de réactions en parallèles, en séries, indirects ou combinés (SETAC, 1998). Un exemple de classification est présenté à la Figure 2.4.

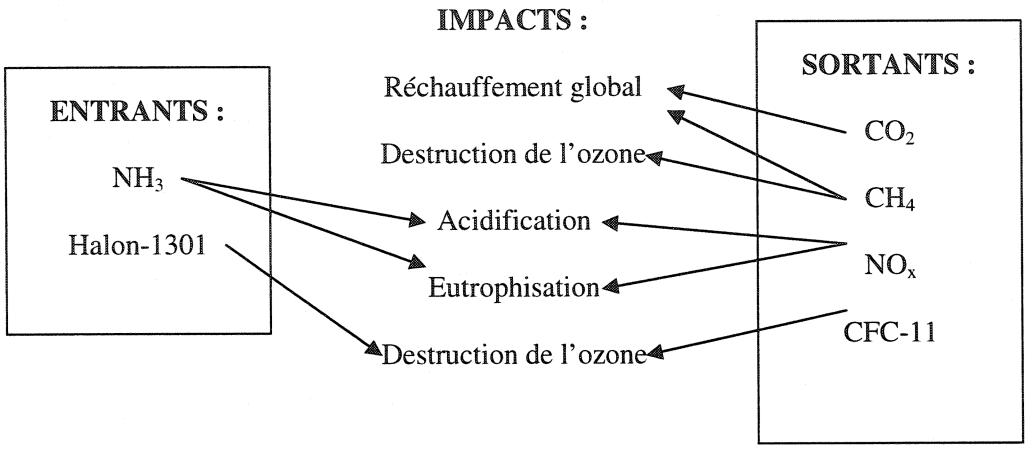


Figure 2.4 Exemple de classification de données d'inventaire.

Ainsi, la Figure 2.4 montre, par exemple, que le réchauffement global est attribuable aux émissions de CO_2 et de CH_4 du système de produits étudiés. De même, les émissions de NOx contribuent à la fois à l'acidification et à l'eutrophisation.

Caractérisation

La caractérisation implique de transformer les données d'inventaire en unités communes fixées par l'indicateur de catégorie d'impacts. Il s'agit de multiplier les données d'inventaire par un facteur de caractérisation tel que démontré par l'équation (1).

$$\text{impact caractérisé} = \sum_{s} (CF_s * E_s) \qquad (1)$$

où impact caractérisé est donné en unité d'indicateur de catégorie (par exemple, g. éq. CO_2)

CF est le facteur de caractérisation (par exemple 25 g. éq. CO_2 / g. CH_4)

E est l'émission (par exemple, 4 g. de CH_4 émis)

s est la nature de la substance émise

Les facteurs de caractérisation expriment donc la contribution des données d'inventaire à un problème environnemental (Udo de Haes et al., 2002). Pennington et al. (2004) distinguent deux types de facteurs de caractérisation : génériques et non génériques. Les facteurs génériques sont ceux déjà calculés antérieurement et disponibles dans la littérature ou les bases de données d'ACV alors que les facteurs non génériques doivent être développés en considérant le devenir, l'exposition et les effets engendrés par une émission et ce, selon le modèle de caractérisation choisi. L'équation (2), proposée par Pennington et al. (2004), exprime le calcul des facteurs de caractérisation non génériques.

$$CF = \sum_j \frac{Effet(s,j,t)}{Émission(s,i)} = \sum_j \left(\frac{Devenir(s,j,t)}{Émission(s,i)} * \frac{Exposition(s,j,t)}{Devenir(s,j,t)} * \frac{Effet(s,j,t)}{Exposition(s,j,t)} \right)$$

(2)

où s est encore une fois la substance émise
i est la localisation de l'émission
j est la localisation de l'exposition
t est la durée pendant laquelle l'impact est évalué

Enfin, pour le projet, le modèle de caractérisation EDIP 97 a été choisi. Il s'agit d'une méthode orientée problèmes. L'Annexe 9.20 en présente les détails techniques. Il est à noter que l'évaluation des impacts attribuables à la contamination des sols (impacts primaires) a nécessité le développement de plusieurs facteurs de caractérisation non génériques.

Normalisation

Il s'agit d'une étape facultative d'ISO 14 042. La normalisation quantifie l'amplitude relative des impacts d'un système de produits et elle est donc basée sur des références (ISO 14 042, 2000). Elle permet, entre autres, une interprétation initiale des résultats

et permet de vérifier leur cohérence. Pour normaliser les indicateurs d'impacts, il suffit de les diviser par des valeurs de référence comme :

– les émissions totales associées à une zone géographique (échelle mondiale, régionale, nationale ou locale);

– les émissions ou consommations de ressources dans une zone per capita;

– un scénario de référence.

Le choix des références doit englober des considérations temporelles et géographiques cohérentes avec l'étude.

Groupement

Il s'agit aussi d'une étape facultative d'ISO 14 042. Le groupement consiste à trier ou classer les catégories d'impacts selon, par exemple, une caractéristique (impact global, régional, local) ou une hiérarchie prédéterminée (ordre de priorité) (ISO 14 042, 2000). Le groupement repose sur des choix de valeurs.

Pondération

Il s'agit de la dernière étape facultative d'ISO 14 042. La pondération accorde aux impacts environnementaux (normalisés ou caractérisés) une importance relative. Le but ultime de la pondération est d'agréger les résultats en un indicateur unique (ou point environnemental). Pour pondérer les résultats, le calcul suivant est effectué :

$$\text{Indicateur d'impact pondéré} = \sum_j (W_j EP_j)$$

où W est le facteur de pondération
EP est l'indicateur d'impact (normalisé ou non)
j est la nature de l'impact

La pondération est aussi une étape subjective basée sur des choix de valeurs.

Distinction entre les méthodes d'évaluation des impacts orientées problèmes et orientées dommages

Actuellement, deux courants de pensée prévalent quant aux préférences méthodologiques à adopter dans l'évaluation des impacts du cycle de vie. Il s'agit des méthodes orientées dommages et des méthodes orientées problèmes.

Dans les méthodes de type problèmes, comme EDIP 97, les impacts environnementaux sont évalués à partir de points mitoyens (caractéristiques communes) retrouvés chez les entrants et sortants de l'inventaire qui participent à un mécanisme environnemental. Le temps intégré de forçage radiatif qui est utilisé pour évaluer le réchauffement global est un exemple de point mitoyen.

Les méthodes orientées dommages considèrent plutôt, quant à elles, des impacts environnementaux évalués à un niveau supérieur de la chaîne de causalité et qui sont d'une plus grande signification pour la société en général puisqu'ils correspondent à des dommages physiques concrets (Udo de Haes, 2002). Un exemple de point final relatif au réchauffement global pourrait être l'augmentation de l'incidence annuelle d'inondations. La sélection des impacts dans les méthodes orientées dommages est basée sur des choix de valeurs explicites et parfois fondée sur des études sociologiques ou psychologiques. La méthode Eco-Indicator 99 est un exemple de méthode orientée dommages. La Figure 2.5 montre la différence entre les deux méthodes.

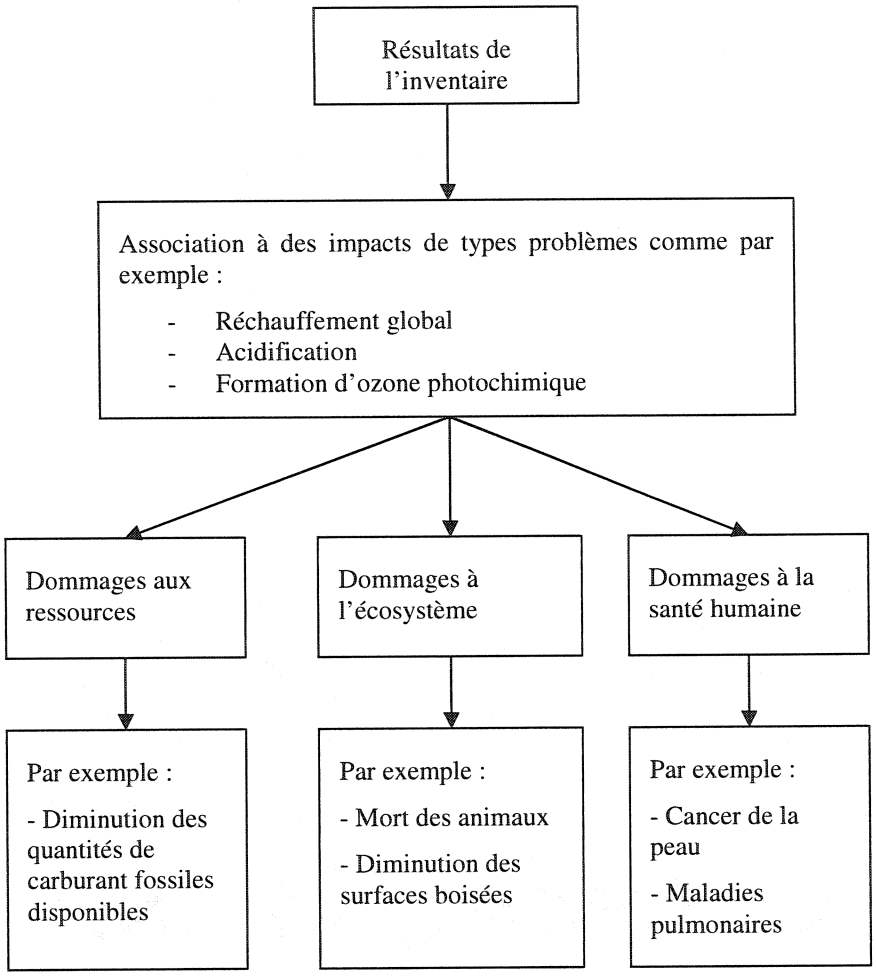


Figure 2.5 Relation entre les méthodes d'évaluation d'impacts de type problèmes et de type dommages.

Selon Hertwich et Hammitt (2001a), la principale distinction entre les deux approches concerne les choix de valeurs. Les méthodes de type problèmes procèdent d'abord à une caractérisation des impacts, puis les pondèrent selon des facteurs basés sur des choix de valeurs. Les méthodes de type dommages considèrent explicitement et dès le départ des paramètres subjectifs dans le choix des impacts étudiés.

Par ailleurs, les partisans des méthodes orientées problèmes prétendent que les méthodes orientées dommages ne sont pas assez robustes et que l'évaluation des impacts au-delà des dommages englobe trop d'incertitudes pour appuyer une prise de décisions rigoureuse. En fait, les méthodes 'problèmes' exigent des connaissances approfondies de mécanismes environnementaux encore mal définis. Des hypothèses doivent donc être posées ce qui augmente l'incertitude des résultats (Itsubo et Inaba., 2003). De plus, l'extension de l'évaluation des impacts jusqu'aux dommages réduit la transparence et par conséquent, le niveau de compréhension des résultats par les parties prenantes. Aussi, Hertwich et Hammitt (2001b) sont d'avis qu'il est prématuré d'abandonner les méthodes de type problème étant donné :

- les difficultés rencontrées actuellement par les méthodes orientées dommages à intégrer une analyse exhaustive des impacts significatifs;
- les difficultés à traiter adéquatement des incertitudes.

Néanmoins, le choix d'une approche ou l'autre demeure un compromis entre la signification et la certitude des résultats générés (Bare et al., 2000). Pour l'instant, ISO 14 042 favorise plutôt les méthodes de type problèmes. Bare et al. (2000) reconnaissent cependant que les deux approches fournissent des informations intéressantes aux décideurs et recommandent qu'elles soient donc toutes deux intégrées dans les outils d'évaluation d'impacts. À cet effet, la méthode IMPACT 2002+ utilise un modèle pour relier les impacts de type problèmes aux impacts de type dommages (Jolliet et al., 2003). La méthode Eco-Indicator 99 effectue aussi le passage vers les impacts de type problèmes, mais via un modèle implicite.

2.2.2.4 Interprétation

« *L'interprétation du cycle de vie a pour objectif d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites et de fournir des recommandations, en se basant sur les résultats des phases précédentes de l'étude de l'analyse du cycle de vie ou de l'inventaire du cycle de vie et de rapporter les résultats de l'interprétation du cycle de*

vie de manière transparente. » (ISO 14 043, 2000). Concrètement, la phase d'interprétation et la discussion qui l'accompagne visent à déterminer les conclusions de l'étude dans la perspective des choix méthodologiques, des données utilisées et des hypothèses posées. Il s'agit de réduire le nombre d'éléments quantifiés dans l'inventaire et la phase d'évaluation des impacts à ceux dont l'influence est tangible pour la prise de décisions (Jensen et al., 1997). Aussi, les standards ISO relativement à cette phase sont les moins explicites.

Identification des points significatifs

Les étapes du cycle de vie et les catégories d'impacts qui influencent l'interprétation et les conclusions de l'étude sont identifiées. Pour ce faire, il est essentiel de structurer l'information issue des phases précédentes; la conciliation des résultats dans des tableaux et des figures peut être utile. De même, ISO 14 042 (2000) recommande l'utilisation de techniques comme :

– l'analyse de contribution : établissement des pourcentages de contribution d'un résultat relativement à un groupe de processus élémentaires ou de données par rapport au pourcentage total;

– l'analyse de dominance : définition des contributions significatives à l'aide d'outils statistiques;

– l'analyse d'influence : classement du degré d'influence de certains éléments de l'étude sur les aspects environnementaux considérés dans l'étude;

– l'évaluation des anomalies : observation des anomalies par rapport aux résultats attendus.

Vérification

Diverses mesures existent pour renforcer la confiance et la fiabilité envers les résultats. Par exemple, les analyses de sensibilité sont un moyen pour vérifier l'influence des choix méthodologiques et des données utilisées sur les conclusions de l'étude (Björklunk, 2002).

L'utilisation de techniques comme l'analyse de Monte-Carlo est également envisageable pour identifier l'incertitude des résultats (Björklunk, 2002).

2.2.3 Rôle de l'ACV dans l'évaluation des options de réhabilitation des terrains contaminés

Selon Diamond et al. (1998), l'utilisation de l'ACV s'avère une approche utile à l'évaluation systémique, rigoureuse et détaillée des options de réhabilitation des sites contaminés. Le Tableau 2.12 présente des travaux concernant la réhabilitation des terrains contaminés qui ont intégré l'ACV à leur démarche.

Tableau 2.12 Études qui intègrent les concepts de l'ACV à la gestion des sites contaminés

Titres (origine)	Auteurs (année de publication)	Description
Life Cycle Framework for Contaminated Site Remediation Options (Canada)	Diamond et al. (1998)	- Adaptation du cadre méthodologique de l'ACV, initialement développé pour les systèmes de produits manufacturiers, au contexte de la réhabilitation des terrains contaminés. - Définition de deux cadres de travail : qualitatif/simplifié et quantitatif/détaillé. - Présentation de la fonctionnalité du cadre méthodologique établi à l'aide de six cas fictifs de réhabilitation (aucune action, encapsulation, excavation et enfouissement, bioremédiation in situ, lavage des sols et extraction vapeur). - Évaluation des impacts secondaires
Life Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options : Case Study (Canada)	Page et al. (1999)	- Application et validation du cadre méthodologique de Diamond et al. à l'aide d'un cas réel de restauration concernant un terrain contaminé au plomb de la région de Toronto. - Le scénario étudié implique l'excavation des sols contaminés, leur stabilisation si nécessaire et l'enfouissement hors-site, puis le remblai à l'aide de sols propres du terrain excavé. - Évaluation des impacts secondaires
Umweltbilanz von Altlastensanierungsverfahren (Allemagne)	Volkwein et al. (1999)	- Outil logiciel de gestion des sites contaminés développé pour l'État fédéral allemand de Baden-Württemberg (spécifiquement la ville de Sinsheim). - Le logiciel permet de combiner 54 opérations unitaires afin de modéliser le ou les scénarios de réhabilitation envisagés. - Quatorze impacts environnementaux sont considérés dans le logiciel. - L'outil permet d'aborder globalement la réhabilitation des terrains contaminés. - En plus des impacts secondaires générés par les activités de réhabilitation, des considérations liées au risque attribué aux contaminants (impacts primaires) et aux performances économiques sont également incluses.

Tableau 2.12 (suite) Études qui intègrent les concepts de l'ACV à la gestion des sites contaminés

Titres (origine)	Auteurs (année de publication)	Description
Environmental Balancing of Brownfield Redevelopment (Allemagne)	Schrenk (initié en 2002)	- Il s'agit d'un projet de recherche se déroulant à l'Université de Stuttgart qui vise à évaluer les conséquences environnementales liées à la réhabilitation des terrains contaminés en incluant les travaux civils requis (démolition, construction). - L'outil développé devrait aider à déterminer et optimiser les conséquences écologiques associées aux ouvrages civils.
Analyse du cycle de vie d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel (Canada)	Toffoletto (2002) .	- Les impacts secondaires qu'il faut générer pour diminuer les impacts primaires d'un sol contaminé au diesel via un traitement en biopiles sont évalués. - Les impacts primaires sont évalués de manière non-spécifique au site.
Évaluation environnementale de la réhabilitation d'un terrain contaminé par des résidus de l'industrie de l'aluminium de première fusion (Canada)	Godin (2004)	- Évaluation des impacts primaires et secondaires qu'il faut générer pour réhabiliter un site de résidus minier selon quatre options de gestion : l'atténuation naturelle, l'excavation l'entreposage des résidus dans une cellule de confinement, l'excavation et le traitement physico-chimiques des résidus, l'excavation et la valorisation énergétique des résidus. - Deux méthodes d'évaluation des impacts ont été utilisées et les résultats qu'elles génèrent comparés. Il s'agit de la méthode EDIP 97 qui est orientée problèmes et de la méthode Impact 2002 qui est orientée dommages. - Les impacts primaires sont évalués en incluant des considérations spécifiques au site.

Pour sa part, ce projet de maîtrise dresse le bilan environnemental d'un nouveau mode de gestion pour les sols contaminés montréalais inspiré de l'approche hollandaise. À titre de comparaison, les performances du scénario de gestion actuel basé sur les critères génériques du MENV sont également quantifiées.

Pour ce faire, les impacts primaires et secondaires sont évalués via une ACV. Toutefois, afin d'assurer l'applicabilité des résultats à la région montréalaise, les considérations spécifiques au site de référence choisi pour l'étude sont minimisées.

De même, des intervalles de probabilités sont utilisés afin de générer aléatoirement la localisation de certains lieux indéfinis. Par ailleurs, des simulations de Monte-Carlo (voir la section (2.2.2.2) sont également employées pour générer des résultats et des scores d'impacts probabilistes.

2.2.4 Identification des limites de l'outil ACV

Le SETAC (1997) souligne l'attrait que représente l'ACV auprès de décideurs politiques : il s'agit d'un outil qui aide à dresser un portrait environnemental exhaustif d'un produit ou service. Sa flexibilité permet d'ailleurs de tester plusieurs agencements d'alternatives et d'identifier celui qui correspond au meilleur profil environnemental (Ross et Evans, 2002). Aussi, dans le but d'optimiser la démarche, le partenariat entre tous les acteurs impliqués dans la prise de décision est essentiel (groupes environnementaux, organisations, gouvernements...). Or, tel que le souligne Bras-Klapwijk (1998), tous les acteurs n'ont pas la même perception des problématiques environnementales. Également, il ne faut pas oublier que l'ACV demeure un outil complémentaire aux autres outils traditionnels d'aide à la prise de décisions comme, par exemple, l'analyse de risque. Les considérations sociales et économiques des décisions politiques doivent également être considérées (Ross et Evans, 2002). Quant à lui, le niveau de détail à appliquer doit être cohérent avec l'ampleur de la décision concernée et il est essentiel que les limites de l'étude soient clairement établies.

D'autre part, l'ACV est un outil comparatif basé sur l'unité fonctionnelle (SETAC, 1998). Ainsi, les impacts modélisés ne sont pas réels, mais plus relatifs à cette unité fonctionnelle. De même, tel que mentionné par l'UNEP (2003), il faut favoriser son utilisation accrue en améliorant le ratio coûts/bénéfices. À cet effet, Bare et al. (2000) mentionnent qu'actuellement, à la fois pour diminuer les coûts associés à la réalisation d'une ACV et aussi par manque de données de qualité, plusieurs simplifications sont effectuées. Parmi celles-ci, le SETAC (1998) mentionne la linéarité des relations doses-réponses utilisées pour modéliser les systèmes environnementaux. Également,

le SETAC (1998) ainsi que Stewart et al. (1999) soulèvent la négligence des considérations spatiales et temporelles : les émissions modélisées sont relarguées au même moment et au même endroit. Les interactions complexes qui surviennent dans l'environnement comme par exemple, les effets combinés des polluants chimiques, sont également exclues (UNEP, 2003). Enfin, Udo de Haes et al. (1999b) rappellent que les catégories d'impacts pour lesquelles des données ou des modèles d'évaluations ne sont pas disponibles sont aussi négligées dans l'analyse.

Par ailleurs, pour réaliser une ACV, énormément de données sont requises et leur niveau de qualité est important. Selon Kennedy et al. (1996), la qualité des données employées est un aspect critique qui influence directement l'incertitude. En fait, le manque de données de qualité pour réaliser l'inventaire contrevient sérieusement à l'applicabilité des résultats (UNEP, 2003). Weidema (1996) partage également ce point de vue :

« La fiabilité et l'applicabilité des résultats d'une analyse du cycle de vie dépendent de la qualité originale des données utilisées pour l'évaluation des impacts » (traduction libre).

Toutefois, il est évident que la collecte et l'utilisation de toutes les données participant au cycle de vie d'un produit ou service est impossible; les omissions sont inévitables lors de la définition des frontières de l'étude (SETAC, 1998). Un compromis doit exister entre la quantité et la qualité des données utilisées versus les coûts (monétaires et temporels) à investir dans le projet.

D'autre part, plusieurs soulèvent que la réalisation d'une ACV est intrinsèquement liée à des choix de valeurs. Hertwich et Hammitt (2001a) mentionnent que les résultats sont dépendants des choix de valeurs effectués dans la mise en place du protocole et pendant la phase d'évaluation. Puisque les systèmes de valeurs diffèrent entre les individus, les organisations et les sociétés, l'habilité de l'ACV à atteindre un consensus est limité. Les choix de valeurs sont, entre autres, présents dans la sélection des catégories d'impacts. De même, il peut être difficile de choisir des références

appropriées pour la normalisation et les valeurs ont inévitablement un rôle à jouer. Il en est de même lors de la pondération où les facteurs appliqués dépendent aussi de valeurs (SETAC, 1998).

Enfin, les développements méthodologiques sont à poursuivre et ce, notamment pour concilier les méthodes d'évaluation d'impacts « midpoints » et « endpoints » (UNEP, 2003) et améliorer les stratégies de communication des résultats (UNEP, 2003).

CHAPITRE 3 - MÉTHODOLOGIE

3.1 Démarche

Le schéma présenté à la Figure 3.1 illustre la démarche en 17 étapes qui a été utilisée pour réaliser le projet. Chacune de ces étapes fait l'objet d'une sous-section. Les annexes qui détaillent les éléments méthodologiques de certaines étapes sont également indiquées sur le schéma.

Tout d'abord, dans la phase de définition du champ de l'étude, un terrain de référence a été choisi et des informations relatives à son historique ont été recherchées. Puis, la fonction, l'unité fonctionnelle et le flux de référence ont été choisis. Ensuite, les scénarios étudiés ont été définis ainsi que l'identification des points de gestion pour les sols excavés et les frontières (temporelles et géographiques) à l'intérieur desquelles la réalisation du projet était effectuée. Des exigences relatives à la qualité des données ont également été fixées.

À la phase d'inventaire, les équipements et les modèles d'émissions ont été définis. Puis, un système de modélisation des transports a été créé. Par la suite, les deux scénarios étudiés ont été programmés sous forme de matrices dans Excel. Pour ce faire, les paramètres du traitement en biopiles des sols fortement contaminés (ajout de nutriments, d'eau, consommation énergétique) ainsi que ceux du recyclage de l'asphalte ont, entre autres, été calculés et diverses bases de données ont aussi été utilisées.

À partir des résultats de la phase d'inventaire, les impacts environnementaux potentiels ont ensuite été évalués. À cet effet, la méthode EDIP 97 a été retenue en raison principalement de sa simplicité d'utilisation.

Finalement, une évaluation sommaire de la qualité des données utilisées pour modéliser les deux scénarios a été effectuée.

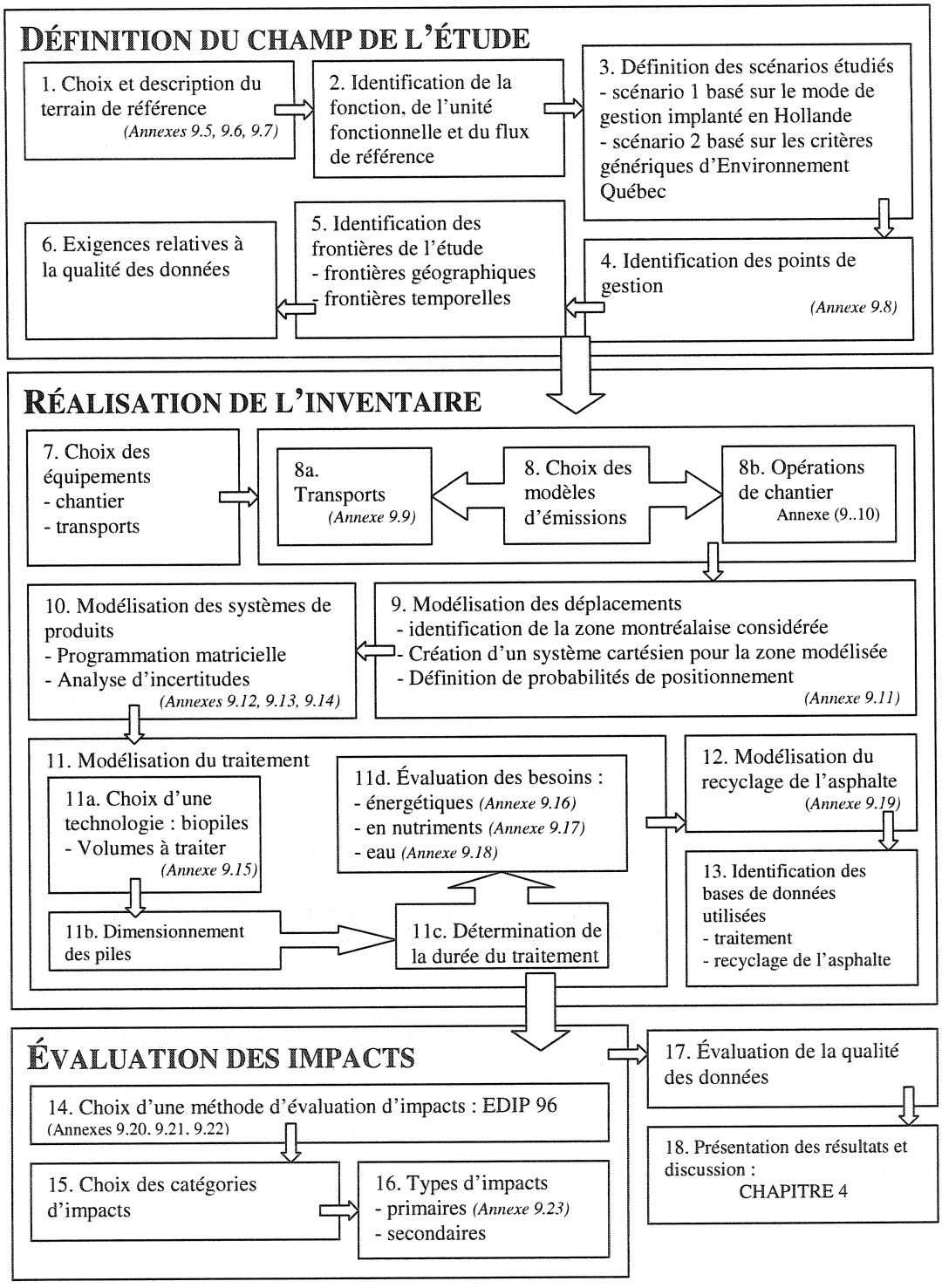


Figure 3.1 Approche méthodologique appliquée pour réaliser le projet.

3.2 Description du terrain de référence

Le site de référence est localisé aux abords du Pont Jacques-Cartier. Il s'agit du quadrilatère délimité par les rues de Lorimier, Ontario, Dorion et la voie d'accès au pont. Ce terrain comporte six îlots et est traversé par deux rues (Huron et Bordeaux). Sa contamination est typique de celle rencontrée sur le territoire de la Ville de Montréal puisqu'il s'agit d'un terrain dont la majorité des volumes sont faiblement contaminés avec des polluants organiques et inorganiques. Parmi les polluants recensés se trouvent des hydrocarbures pétroliers aliphatiques (HP), des hydrocarbures pétroliers aromatiques monocycliques (HAM), des hydrocarbures pétroliers aromatiques polycycliques (HAP) et des métaux. La réhabilitation du site entreprise par la Ville de Montréal vise à le transformer en un parc. Un plan du terrain et son historique sont présentés respectivement aux Annexe 9.5 Annexe 9.6. La liste des contaminants retrouvés dans les sols du terrain est, quant à elle, fournie à l'Annexe 9.7.

3.3 Fonction, unité fonctionnelle et flux de référence

La fonction à l'étude pour cet ACV est de gérer un terrain dont les niveaux de contamination sont typiques de ceux rencontrés sur le territoire de la Ville de Montréal et ce, de manière à minimiser les impacts environnementaux.

L'unité fonctionnelle de l'étude est la gestion, sur une période de 25 ans, des différentes fractions de sol du terrain de référence, dont les niveaux de contamination varient entre les critères génériques A et >D. La définition des critères génériques A, B, C et D du MENV est fournie à l'Annexe 9.3.

Le flux de référence choisi pour l'étude correspond à un volume de 18 184,05 m^3 de sols excavés (contaminés et non contaminés) à gérer.

3.4 Scénarios étudiés

Deux scénarios ont été choisis pour le projet. Ils sont présentés aux sous-sections

suivantes. Le premier est inspiré du scénario de gestion des sols contaminés mis en place en Hollande. Il s'agit d'un contexte de gestion qui minimise les quantités de sols enfouis et traités ce qui semble présenter un avantage environnemental en plus d'un avantage économique. Le deuxième scénario, quant à lui, correspond à l'approche québécoise actuelle qui préconise l'utilisation des critères génériques. Toutefois, il est à noter que le remblayage du site de référence a été exclu de l'étude par manque d'information sur la quantité de remblais requise, qui dépend de la planification et l'usage envisagé du site, et aussi puisqu'il s'agit d'un point commun entre les deux scénarios dont le niveau d'impacts associés est principalement influencé par les distance de transport. Or, il est possible d'évaluer l'effet du trajet sur les niveaux d'émissions à l'aide des autres déplaements modélisés dans les deux scénarios.

3.4.1 Premier scénario inspiré de la gestion hollandaise des sols contaminés

Ce scénario implique la réutilisation des sols légèrement contaminés (contamination inférieure au critère C) et des débris/roches. Pour coordonner la réutilisation, une plateforme montréalaise de gestion des sols (fictive) a été créée. Il s'agit d'un endroit où les matériaux réutilisables pourraient être entreposés et distribués selon des critères et un ordre prédéfinis de priorité des demandes. Il est probable que le temps de séjour des matériaux réutilisables à la plateforme varie selon les saisons et le niveau d'activité dans le secteur de la construction. La Figure 3.2 schématise l'approche alors que le Tableau 3.1 montre la répartition des volumes à gérer.

Tout d'abord, le terrain est excavé sélectivement (1), c'est-à-dire que les sols présentant des niveaux de contamination différents sont séparés mécaniquement par l'excavatrice. Les sols excavés sont ensuite tamisés pour retirer les débris et les roches mélangés à leur matrice (2). Les débris et les roches sont alors concassés (3) puis dirigés vers la plateforme (4) avant d'être acheminés vers un lieu de réutilisation (5). Un exemple de réutilisation est possible dans les fondations de routes.

Pour ce qui est des sols tamisés, la filière de gestion préconisée dépend de leur niveau de contamination. Ainsi, les sols <C sont d'abord envoyés vers la plateforme (6) puis, lorsqu'un preneur est trouvé, ils sont envoyés vers un lieu de réutilisation (autre chantier qui a besoin de sols) situé sur l'île de Montréal où ils pourront, par exemple, servir de remblai (7). Les sols C-D sont, quant à eux, directement dirigés vers un lieu d'enfouissement à sécurité accrue « LÉSA » (8) alors que les sols >D doivent préalablement faire l'objet d'un traitement (9 et 10) avant d'être acheminés aussi à l'enfouissement (8). Or, pour des raisons économiques, la Ville de Montréal privilégie un traitement minimal et favorise l'enfouissement. Les sols >D sont donc traités jusqu'à ce qu'ils atteignent la limite de contamination acceptable pour l'enfouissement, tel que prescrit par le RESC, soit la plage C-D.

De plus, il faut mentionner que l'asphalte qui recouvre le terrain de référence est envoyé à une usine de recyclage (11 et 12) alors que les mâchefers sont dirigés vers l'enfouissement sanitaire « LES » (13).

Par ailleurs, la réutilisation des sols faiblement contaminés et des débris/roches diminue les besoins en remblai (sable) et gravier en provenance des carrières situées dans un pourtour plus ou moins éloigné de la métropole. Des impacts liés à l'excavation et au transport de sable et de gravier sont donc évités. Ces impacts sont comptabilisés dans l'inventaire par une valeur négative. Il s'agit d'une imputation des flux en boucle ouverte avec règle en boucle fermée. Les allocations sont aussi présentées en pointillés sur la Figure 3.2.

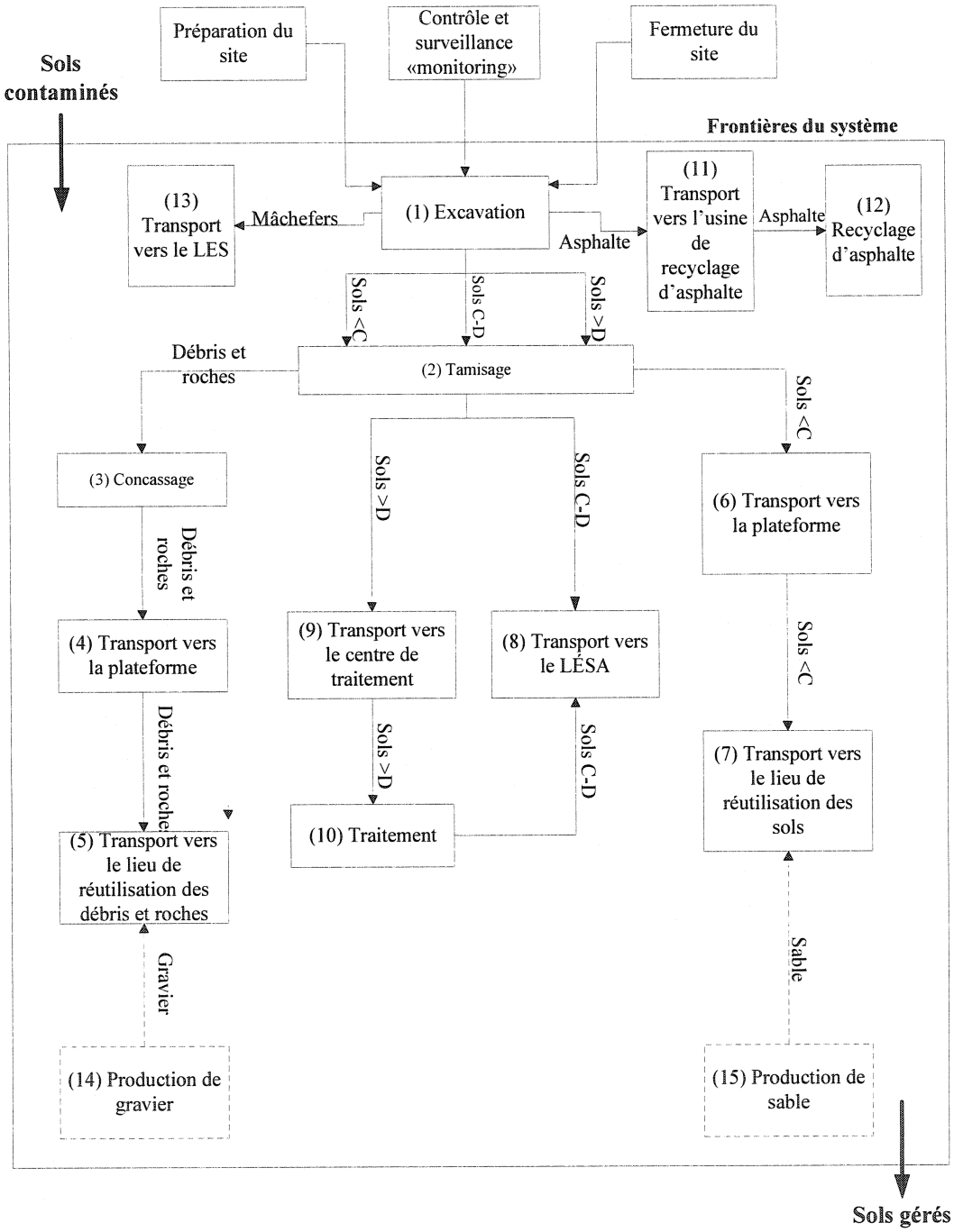


Figure 3.2 Système de produits du premier scénario de gestion.

Tableau 3.1 Répartition des volumes de sols à gérer dans le premier scénario

Identification des fractions du site contaminé à gérer	Volume (m^3)
Asphalte	359
Roches	2827
Débris	793
Mâchefers	74
Sols <C	10 502
Sols C-D	1495
Sols >D	2134
Total	18 184

3.4.2 Deuxième scénario basé sur la gestion d'après les critères génériques du MENV

Ce scénario est basé sur la gestion par critères génériques telle que présentée dans la *Politique de 1998*. La Figure 3.3 illustre le schéma de gestion alors que le Tableau 3.2 détaille les volumes à gérer.

Premièrement, il faut remarquer qu'aucune mesure de ségrégation des volumes, comme le tamisage, n'intervient dans ce deuxième scénario. Ainsi, les sols <C, les débris, les roches, les mâchefers et l'asphalte, après avoir été excavés (1), sont directement envoyés en LES (2). Il en est de même pour les sols C-D, toutefois ils sont plutôt dirigés en LÉSA (3). Enfin, les sols >D font d'abord l'objet d'un traitement (4 et 5) afin de diminuer leur contamination dans la plage C-D (limite d'enfouissement du RESC), puis ils sont acheminés en LÉSA (3).

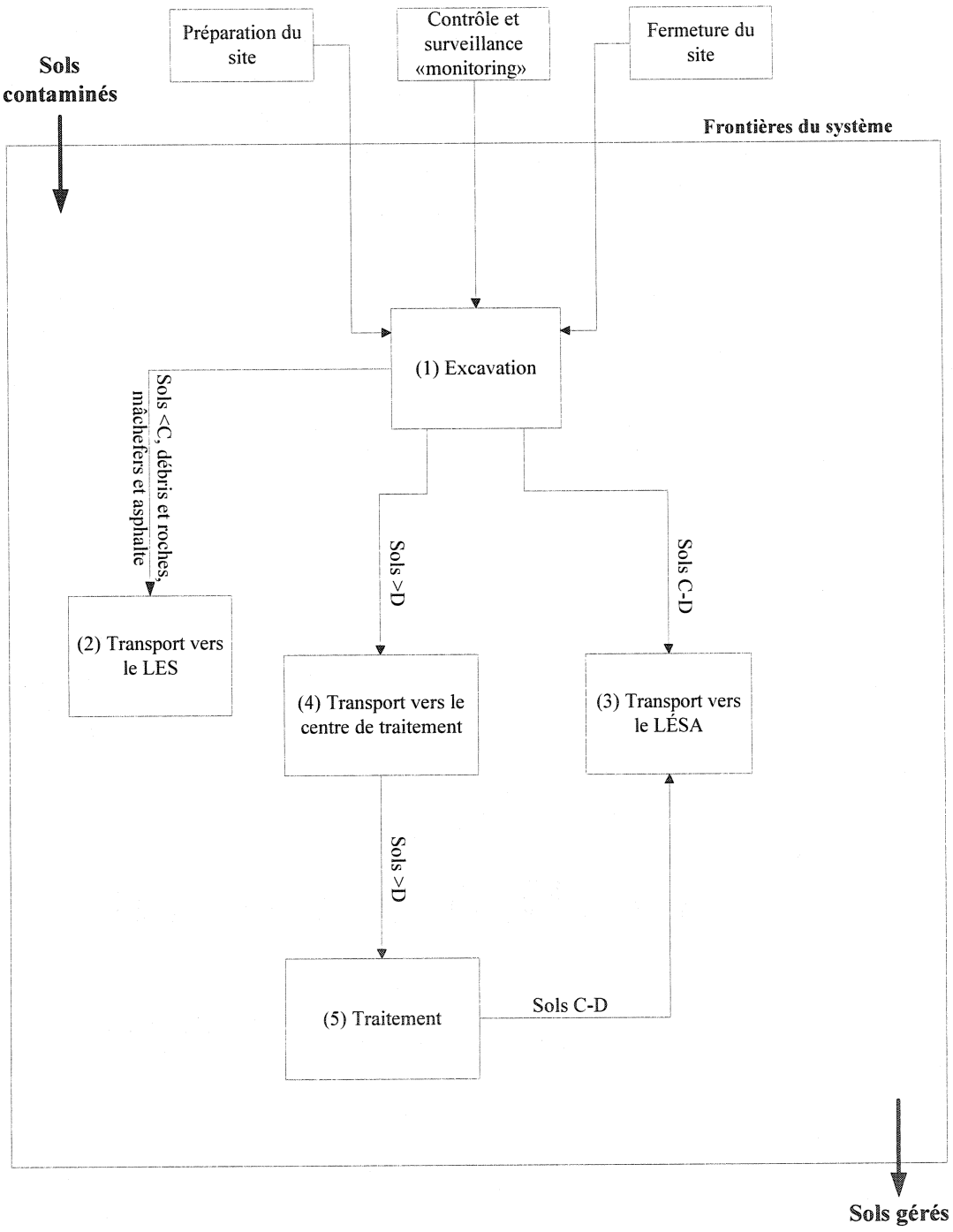


Figure 3.3 Système de produits du deuxième scénario de gestion.

Les volumes de roches et débris présentés au Tableau 3.2 sont inférieurs à ceux présentés au Tableau 3.1. L'absence de tamisage qui ségrégait les débris et les roches des sols dans le scénario 1 en est la cause.

Tableau 3.2 Répartition des volumes de sols à gérer dans le deuxième scénario

Identification des fractions du site contaminé à gérer	Volume (m^3)
Asphalte	359
Roches	1856
Débris	372
Mâchefers	74
Sols <C	11 427
Sols C-D	1705
Sols >D	2391
Total	18 184

3.5 Points de gestion

Le Tableau 3.3 identifie les lieux de gestion utilisés pour l'étude. Les coordonnées complètes de ces lieux sont disponibles à l'Annexe 9.8.

Tableau 3.3 Identification des points de gestion

Points de gestion	Identification
Plateforme	Ancienne carrière Francon (division du Groupe Lafarge)
LES	BFI Usine de triage Lachenaie Ltée
LÉSA	Horizon Environnement Inc.
Usine de recyclage d'asphalte	Construction DJL
Carrière de sable	Carrière Sables L.G.
Carrière de gravier	Lafarge Canada Inc.
Centre de traitement des sols	Confidentiel

3.6 Frontières de l'étude

3.6.1 Frontières géographiques

Toutes les activités liées à l'excavation des sols contaminés ont lieu sur le terrain de référence. Cependant, les activités de gestion de ces sols peuvent s'étendre au-delà du territoire de la Ville de Montréal. De plus, l'approvisionnement en matières premières n'est pas limité aux frontières du Québec, mais s'étend à celles de l'Amérique du nord. Enfin, certains processus élémentaires peuvent inclure, de façon indirecte, des activités ayant lieu à l'extérieur de l'Amérique du nord. Par exemple, la prise en compte des transports implique de considérer la consommation de combustibles produits en dehors de ces limites.

3.6.2 Frontières temporelles

Tel que suggéré par Diamond (Diamond et al., 1998), le cadre temporel choisi est d'une durée de 25 ans, car les effets à long terme des processus élémentaires liés aux différents modes de gestion ne doivent pas être négligés.

Les limites temporelles font également référence à la période sur laquelle les impacts sont évalués. En effet, selon la durée de vie des gaz émis, les impacts se feront ressentir durant des périodes de temps variables. Une période de 100 ans sera utilisée pour quantifier les effets liés aux gaz à effet de serre conformément aux modèles de l'IPCC et aux recommandations émises par la méthode d'évaluation des impacts EDIP 97 (Wenzel et al., 1997). Une période de temps infinie sera utilisée pour quantifier les substances appauvrissant la couche d'ozone et une période de quatre jours sera utilisée pour quantifier le potentiel de formation d'ozone photochimique, toujours conformément aux recommandations de la méthode EDIP 97.

3.7 Exigences relatives à la qualité des données

Les données et modèles utilisés dans l'étude doivent être récents, c'est-à-dire avoir été créés après 1995. Les données issues d'études canadiennes ou américaines doivent

également être privilégiées afin de favoriser une représentation technologique fidèle au contexte nord-américain dans lequel s'inscrivent les activités de la Ville de Montréal.

3.8 Choix des équipements

Le Tableau 3.4 fournit les détails relativement aux équipements utilisés dans la modélisation des scénarios. Ces informations ont été recueillies suite à une visite au chantier des abords du Pont Jacques-Cartier et auprès de Ste-Croix Pétrolier et Plus.

Tableau 3.4 Équipements utilisés pour gérer les sols

Types d'équipements	Modèles ou spécifications	Années de fabrication	Capacité	Puissance
Pelle mécanique	Komatsu PC300LC	1997	2000 tonnes / jour	300 hp
Marteau-piqueur	Tramac V46/V46MS	2002	2825 tonnes / jour	300 hp
Tamis	Wildcat RHC 5-140	2002	976 tonnes / jour	80 hp
Concasseur	Impactor 400 hp	2002	3200 tonnes / jour	400 hp
Camions	4 essieux, poids du camion supérieur à 32 tonnes	----	2500 tonnes / jours	----

Il est à noter que les sols, l'asphalte et le sable (crédits) ont été excavés à la pelle mécanique. Toutefois, une partie du terrain de référence était recouverte avec de la dalle de béton (incluse dans les débris, 372 m^3) qui a dû être enlevée au marteau-piqueur. Il en est de même pour le gravier (crédit) excavé à la carrière de Saint-Constant.

3.8.1 Modélisation des émissions des transports

Les émissions générées par les transports ont été évaluées à l'aide du modèle CORINAIR. Il s'agit d'un modèle développé par l'agence européenne de l'environnement (Agence environnementale européenne, 2002). Ce modèle est particulièrement simple à appliquer et permet une certaine liberté dans l'adaptation des paramètres. Néanmoins, en raison du manque d'informations canadiennes, les paramètres européens proposés dans le modèle ont été conservés. En plus de la consommation de carburant, les émissions suivantes sont évaluées : NO_x, particules, CO, CO_2, COV (composés organiques volatils), SO_2, Cd, Cu, Cr, Ni, Se, Zn, Pb, CH_4, NMCOV (« non methane volatile organic compound »), N_2O, NH_3. L'Annexe 9.9 résume la modélisation des émissions dans CORINAIR.

3.8.2 Modélisation des opérations de chantier

Elles ont été évaluées à l'aide de la version 2000 de NONROAD (USEPA, 2002). En plus de la consommation de carburant, les émissions suivantes sont considérées : PM (« particulate matter »), NO_x, CO, THC (« total hydrocarbon »), CO_2, SO_2, TOG (« total organic gas »), NMOG (« nonmethane organic gas », NMHC (« nonmethane hydrocarbon », VOC, CH_4. NONROAD est un modèle particulièrement intéressant puisque les émissions sont calculées en considérant les proportions technologiques d'équipements qui respectent les standards d'émissions en vigueur pour l'année d'évaluation choisie. L'Annexe 9.10 résume la modélisation des émissions dans NONROAD.

3.9 Modélisation des déplacements

Étant donné la forme allongée de l'île de Montréal, il était difficile de modéliser les déplacements selon un système cartésien qui inclurait l'ensemble du territoire. Néanmoins une zone rectangulaire de 38 km (X) par 12.5 km (Y) a été définie telle que montrée à la Figure 3.4. L'Annexe 9.11 présente le fonctionnement du plan de transport utilisé pour le projet par le biais d'un exemple.

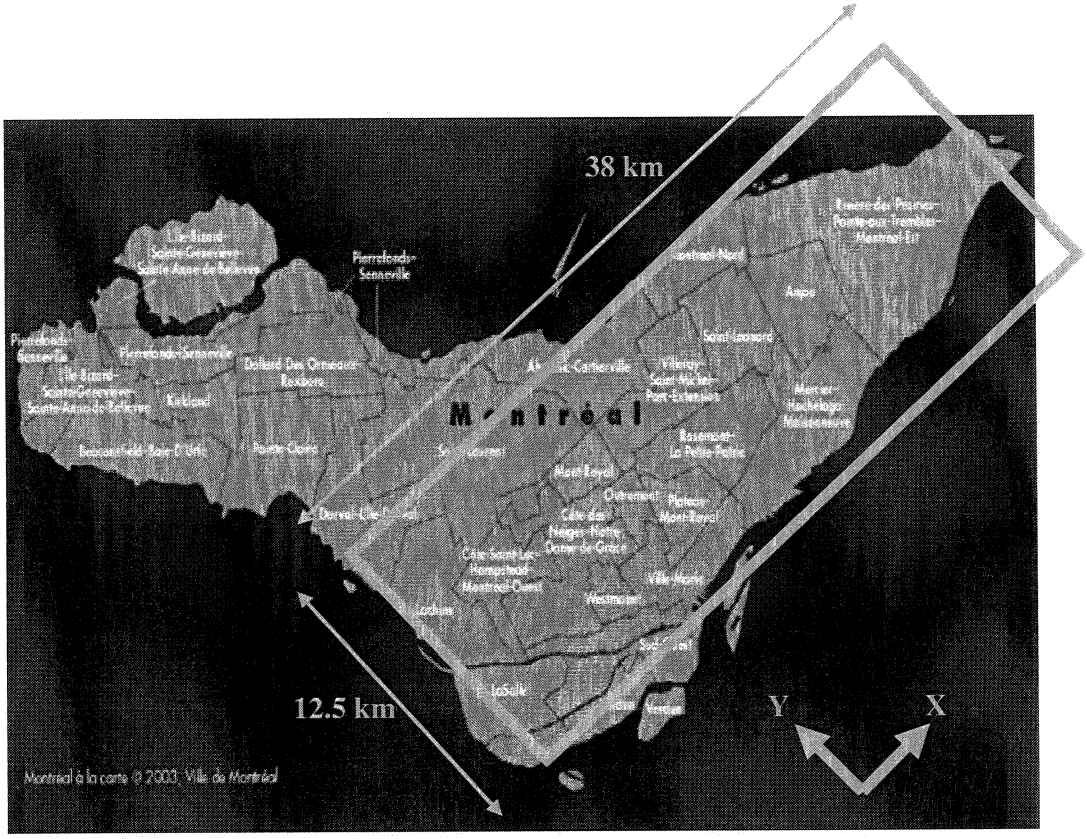


Figure 3.4 Zone de déplacements considérée pour le projet (adapté de Montréal à la carte, 2004).

Par ailleurs, afin que les résultats du projet soient applicables à l'ensemble du territoire montréalais (et non pas seulement au site de référence), il fallait considérer que le terrain contaminé excavé et les lieux de réutilisation (sols et débris/roches) pouvaient être situés n'importe où dans la zone de déplacement considérée et faire varier ce positionnement dans les simulations de Monte-Carlo. Pour ce faire, à chaque itération, leur localisation (en coordonnées rectangulaires) était obtenue aléatoirement dans les lois uniformes suivantes :

X ~ uniforme[-19 km, 19 km] et Y ~ uniforme[-7.5 km , 5 km].

Des distributions uniformes ont été choisies afin de simplifier la modélisation des positionnements dans cette première étude. Toutefois, des distributions plus complexes pourraient être établies dans la poursuite subséquente des travaux afin d'inclure des considérations relatives au schéma d'amménagement montréalais et au plan d'urbanisme.

3.10 Modélisation des systèmes de produits

La modélisation des systèmes de produits a été faite selon l'approche matricielle proposée par Heijungs et Suh (2002). Les systèmes de produits ont donc été entièrement programmés à l'aide du logiciel Microsoft Excel. Cette approche est plus laborieuse que l'utilisation des logiciels commerciaux d'ACV qui sont déjà programmés et dans lesquels l'analyste n'a qu'à entrer les données. Toutefois, la programmation matricielle a été préférée pour le projet puisqu'elle permet à l'analyste de contrôler entièrement les variables des systèmes de produits étudiés et qu'elle offre également davantage de flexibilité dans le traitement des incertitudes. L'Annexe 9.12 présente un exemple de modélisation matricielle des systèmes de produits.

3.11 Analyse des incertitudes

Dans le contexte du projet, plusieurs incertitudes relativement au positionnement du terrain contaminé réhabilité et des lieux de réutilisation devaient être considérées. Les conclusions de l'étude devaient non seulement concerner le cas spécifique du terrain de référence, mais aussi la situation générale qui correspond à la Ville de Montréal. Pour cette raison, les systèmes de produits ont été analysés via des analyses de Monte-Carlo; le positionnement du terrain excavé et des lieux de réutilisation changeant à chaque itération.

Or, les analyses de Monte-Carlo dans les logiciels commerciaux ne permettent la variation que d'un seul paramètre à la fois. Tel que mentionné précédemment, c'est, entre autres, pour cette raison que la programmation des systèmes de produits a été effectuée dans Microsoft Excel en utilisant la méthode matricielle proposée par

Heijungs et Suh (2002). Contrairement aux logiciels commerciaux d'ACV, cette approche permet de varier simultanément plusieurs paramètres pour générer des incertitudes. À cet effet, le logiciel Crystal Ball, qui fonctionne sous l'environnement de Microsoft Excel, a également été utilisé. Ainsi, cette approche a permis de :

– définir et contrôler tous les positionnements;

– calculer les distances selon un plan des transports spécifique élaboré pour répondre aux besoins du projet;

– effectuer les simulations de Monte-Carlo sous l'environnement Excel à l'aide du logiciel Crystal Ball et ce, tout en faisant varier plusieurs paramètres simultanément.

3.12 Traitement des sols contaminés >D en biopiles

Tel que mentionné précédemment, pour des motifs économiques, le traitement des sols ne vise qu'à diminuer la contamination sous le critère D afin que ceux-ci deviennent admissibles à l'enfouissement dans un LÉSA comme l'exige le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*. Donc, les polluants problématiques sont ceux dont les concentrations dépassent les valeurs du critère D. L'Annexe 9.15 identifie les échantillons de sols prélevés au terrain de référence et à partir desquels les volumes de sols contaminés à traiter ont été estimés. À l'égard de cette annexe, les contaminants qui excèdent le critère D sont tous organiques. Le traitement en biopiles est celui choisi pour réaliser le projet. C'est d'ailleurs la technologie qui a été appliquée pour la réhabilitation du site de référence. Elle est efficace avec les hydrocarbures pétroliers aliphatiques et cycliques (quatre cycles et moins). Il s'agit d'une technologie où des micro-organismes en condition aérobie dégradent les polluants par métabolisation. Pour ce faire, l'activité microbienne doit être stimulée en ajoutant des nutriments et en ajustant l'humidité. Les calculs sont basés sur le « *Biopile Design, Operation and Maintenance Handbook for Treating Hydrocarbon-Contaminated Soils* » (von Fahnestock et al., 1998). Les deux remarques suivantes s'imposent.

1) Le benzo (a) pyrène, le benzo (ghi) pérylène et l'indéno (1,2,3-cd) pyrène sont tous des HAP avec plus de quatre cycles. Or, le traitement en biopiles n'est pas recommandé pour les HAP de plus de quatre cycles. Néanmoins, la compagnie de traitement a confirmé que les sols avaient bel et bien été décontaminés en biopiles. Pour cette raison, les biopiles sont demeurées la technologie choisie pour le projet.

2) Puisqu'il n'est pas du mandat de la Ville de Montréal d'opérer un centre de traitement, la construction et la mise en place des infrastructures sont exclues de la modélisation (bâtiments, mesures de protection du terrain où opère le centre de traitement comme la mise en place de géomembranes et l'asphaltage, installation de tuyauterie, système de recouvrement des piles de sols comme des toiles synthétiques par exemple...). Ainsi, seules la consommation d'énergie et la demande en nutriments et en eau ont été considérées dans l'étude.

3.12.1 Dimensions des biopiles

Le Tableau 3.5 présente les dimensions des biopiles tel que suggéré par von Fahnestock et al. (1998).

Tableau 3.5 Longueur, largeur et hauteur des piles

Dimensions	Valeurs (m)
Longueur	18.3
Largeur	15.2
Hauteur	1.68

3.12.2 Durée du traitement

Plusieurs facteurs peuvent influencer la durée du traitement. Le contenu en matières organiques influence directement l'affinité des sols pour les contaminants. De même,

le niveau d'humidité est important puisqu'il favorise la croissance des micro-organismes. Toutefois, il ne doit pas être trop élevé puisqu'il pourrait diminuer la porosité et donc obstruer le passage de l'air. Le pH est aussi important puisque la majorité des micro-organismes vivent à un pH situé entre 5 et 9 (von Fahnestock et al., 1998). Ces paramètres sont évalués par des tests en laboratoire préalablement à la mise en place du protocole de traitement. Des amendements peuvent ensuite être ajoutés aux sols pour optimiser ces paramètres (copeaux de bois, $CaCO_3$...). Or, pour le projet, les résultats de ces analyses sont restés confidentiels; le temps de traitement a dû être évalué autrement. La littérature mentionne que la plupart des contaminants sont biodégradables à l'intérieur de trois à six mois. Or, étant donné la présence de HAP difficilement dégradables et d'un éventail assez élevé de contaminants, le traitement a été modélisé pour une durée pessimiste d'un an.

3.12.3 Demande énergétique

Trois pompes sont requises pour le traitement. Elles sont identifiées au Tableau 3.6. La pompe rotative sert à aspirer l'air au travers des biopiles alors que les pompes de transfert servent à acheminer les liquides aspirés vers des réservoirs.

Tableau 3.6 Identification des pompes

Fonction	Type	Puissance
Aération (120 scfm sont requis en moyenne)	Pompe rotative à déplacement positif	1.5 hp
Pompage des lixiviats entraînés avec le pompage de l'air	Pompe de transfert	1/3 hp
Pompage des lixiviats subsistant dans le dépoussiéreur	Pompe de transfert	¼ hp

Le calcul de la demande énergétique est fourni à l'Annexe 9.16.

Il est à noter que le « grid mix » québécois présenté au Tableau 3.7 a été utilisé. Selon les calculs, 6.22 kWh sont requis.

Tableau 3.7 Distribution du réseau d'énergie au Québec (d'après le Ministère des ressources naturelles, 2002)

Type d'énergie	%
Hydroélectricité	94
Nucléaire	2
Thermique	4

3.12.4 Demande en nutriments

Le ratio massique C :N :P recherché dans les sols est de 100:15:1. Pour l'atteindre, du fertilisant N :P :K et de l'urée doivent être ajoutés. Un exemple de calculs est fourni à l'Annexe 9.17. Au total, il a été évalué que $3.01^{E}03$ kg de fertilisant et $5.39^{E}03$ kg d'urée sont nécessaires.

3.12.5 Demande en eau

Le contenu recherché a été fixé à 95% de la capacité de rétention au champ. Un exemple de calcul est fourni à l'Annexe 9.18. La demande en eau s'élève à $14.7^{E}03$ kg.

3.13 Modélisation du recyclage de l'asphalte

Les données relatives au recyclage de l'asphalte ont été recueillies à l'usine de DJL Construction de Verdun lors d'une visite industrielle. Les enrobés bitumineux peuvent être recyclés dans un mélange régulier d'enrobés (nouveaux) et ce, dans les proportions massiques suivantes : 15% d'enrobés recyclés et 85% d'enrobés neufs. Les informations utilisées pour modéliser le recyclage de l'asphalte sont présentées à l'Annexe 9.19.

3.14 Bases de données utilisées

Les bases de données présentées au Tableau 3.8 ont été utilisées pour le projet. Elles sont disponibles dans le logiciel commercial d'ACV Simapro 5.

Tableau 3.8 Bases de données utilisées pour le projet

Données	Base de données	Appellations des procédés dans la base de données	Processus élémentaires où elles sont utilisées
Fertilisant	IVAM LCA Data 3.0	Fertiliser NPK (15/12.5/6.5)	Traitement
Urée	IVAM LCA Data 3.0	Urea	
Diesel	Franklin USA 1998	Destillate Fuel Oil (FAL) FAL	Opérations de chantier, transports
Énergie hydroélectrique	Franklin USA 1998	Electricity hydropower FAL	Traitement, recyclage d'asphalte
Énergie nucléaire	Franklin USA 1998	Energy from uranium FAL	
Énergie thermique	Franklin USA 1998	Energy from DFO FAL	
Bitume	ETH-ESU 96	Bitumen Refinery Europe T	Recyclage d'asphalte
Gaz naturel	ETH-ESU 96	Natural Gas to UCPTE	Recyclage d'asphalte

3.15 Évaluation des impacts

Les impacts ont été évalués à l'aide de la méthode EDIP 97. Le choix de cette méthode a été influencé par sa transparence et sa simplicité d'application. En effet, il fallait que la méthode choisie puisse être utilisée pour évaluer à la fois les impacts primaires et secondaires. Or, sachant que plusieurs polluants étaient présents dans les sols contaminés et qu'il était nécessaire de développer des facteurs de caractérisation

pour beaucoup d'entre eux, la méthode choisie devait permettre ce calcul de manière relativement facile et transparente.

EDIP 97 est une méthode d'évaluation des impacts orientée problèmes qui considère les entrants et sortants des systèmes de produits comme des points de départ pour la modélisation. En tout, 16 catégories d'impacts de type « points mitoyens » et dont les répercussions se manifestent à l'échelle globale, régionale et locale sont considérées dans EDIP 97.

Elles sont présentées au Tableau 3.9. Les indicateurs de catégories d'impacts sont également mentionnés, de même que, s'il y a lieu, les modèles de caractérisation sur lesquels EDIP 97 s'appuie. L'Annexe 9.20 présente les formules proposées par EDIP 97 pour développer les facteurs de caractérisation.

Tableau 3.9 Informations sur les impacts considérés dans EDIP 97

Impacts	Types d'impacts	Modèles de caractérisation	Indicateurs de catégories
Réchauffement global	Global	Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)	g éq. de CO_2
Destruction de l'ozone stratosphérique	Global	World Meteorological Organization (WMO)	g éq. de CFC11
Formation de smog photochimique	Local et régional	United Nations Economic Council for Europe (UNECE)	g éq. C_2H_4
Acidification	Régional	Méthode développée par les auteurs d'EDIP 97 basée sur la capacité des émissions à induire la libération de protons dans l'environnement.	g éq. SO_2
Eutrophisation	Régional	Méthode développée par les auteurs d'EDIP basée sur la capacité des polluants à augmenter la charge environnementale en azote et phosphore.	g éq. de NO_3 **Remarque :** EDIP propose aussi des indicateurs de catégories basés sur les émissions individuelles de N et de P. Toutefois, pour le projet l'indicateur ci-haut a été choisi puisqu'il combine ces deux types d'émissions en un indicateur commun.

Tableau 3.9(suite) Informations sur les impacts considérés dans EDIP 97

Impacts	Types d'impacts	Modèles de caractérisation	Indicateurs de catégorie
Écotoxicité chronique aquatique Écotoxicité aiguë aquatique Écotoxicité chronique terrestre	Local et régional (peut aussi parfois être global)	Méthode développée par les auteurs d'EDIP 97 basée sur les concentrations de polluants à partir desquelles des effets sur les écosystèmes sont ressentis.	m^3 d'eau contaminée / g. de polluants m^3 d'eau contaminée / g. de polluants m^3 de sols contaminés / g. de polluants
Toxicité humaine dans l'air Toxicité humaine dans l'eau Toxicité humaine dans les sols	Local et régional (peut aussi parfois être global)	Méthode développée par les auteurs d'EDIP 97 basée sur les concentrations de polluants à partir desquelles des effets sur la santé humaine sont ressentis.	m^3 d'air contaminé / g. de polluants m^3 d'eau contaminée / g. de polluants m^3 de sols contaminés / g. de polluants
Déchets solides	Local	Méthode développée par les auteurs d'EDIP 97 basée sur la compilation des masses émises dans l'inventaire	Kg

La normalisation dans EDIP 97 convertit chacun des indicateurs de catégories calculés en une unité commune ce qui permet ainsi la comparaison des impacts entre eux. Cette unité commune est l'équivalent-personne. Les valeurs de référence utilisées dans EDIP 97 correspondent à l'ensemble des émissions par personne contribuant à un impact sur un territoire donné et pour une année précise. Les références dans EDIP 97 correspondent aux émissions de 1990 et le territoire considéré dépend du type d'impacts. Ainsi, pour les impacts globaux, les références sont les émissions mondiales et la population mondiale alors que pour les impacts locaux ou régionaux les valeurs de référence et la population considérées sont celles du Danemark.

La pondération dans EDIP 97 est basée sur les objectifs de réduction d'émissions pour le Danemark. Il s'agit d'une approche qualifiée de « distance à la cible » puisque l'importance accordée aux impacts dépend de leur statut par rapport aux objectifs de

réduction : plus un impact est loin de l'objectif de réduction, plus il est critique et donc plus il faut lui accorder d'importance.

Les valeurs de normalisation et de pondération utilisées dans EDIP 97 sont présentées à l'Annexe 9.21.

3.15.1 Impacts primaires

Les impacts primaires dépendent des contaminants présents dans les sols. Ils concernent l'écotoxicité et la toxicité humaine. Les impacts primaires représentent une surévaluation du risque associé à la présence des sols contaminés puisque les considérations relatives à la spécificité des sites sont ignorées (types de sols, propriétés des sols, caractéristiques du milieu écologique...). De même, les considérations temporelles sont exclues et ainsi, les impacts calculés sont ceux associés au relargage instantané des contaminants présents dans les sols.

Également, puisque les études hydrogéologiques montréalaises démontrent que les eaux souterraines ne sont pas affectées par la présence des terrains contaminés, seules l'écotoxicité chronique terrestre, la toxicité humaine dans l'air et la toxicité humaine terrestre ont été caractérisées pour le projet.

Par ailleurs, bien qu'EDIP 97 contienne les facteurs de caractérisation pour de nombreuses substances, plusieurs contaminants retrouvés sur le site de référence n'étaient néanmoins pas caractérisés. Des facteurs spécifiques ont donc dû être élaborés. Les détails relatifs à leur développement sont fournis à l'Annexe 9.23.

Enfin, il faut mentionner que les impacts primaires ont été évalués en considérant des concentrations corrigées de polluants :

Concentration corrigée = Concentration dans le sol – Critère générique A

3.15.2 Impacts secondaires

Les impacts secondaires sont engendrés par les différentes manipulations effectuées sur les sols comme par exemple, leur transport. De même, lorsque pertinent, les

ressources consommées ont également été considérées. Il s'agit des impacts généralement considérés dans la plupart des ACV réalisées.

Par ailleurs, les valeurs de caractérisation qui sont fournies dans EDIP 97 pour les divers composés chimiques se sont avérées suffisantes pour transformer les résultats d'inventaire en impacts environnementaux. Toutefois, les particules émises par la combustion du diesel sont connues comme un risque envers la santé humaine. Elles n'étaient cependant pas caractérisées dans EDIP 97. Un facteur de caractérisation spécifique à l'émission de ces particules a donc été élaboré. Les calculs sont présentés à l'Annexe 9.22.

3.16 Évaluation de la qualité des données

Les exigences relatives à la qualité des données ont été rencontrées à des niveaux différents. La base de données Franklin USA 1998, utilisée pour modéliser la consommation énergétique et la production du diesel, est originaire des États-Unis et les procédés considérés sont représentatifs de la technologie disponible entre les années 1995 et 1999. Quant à lui, le modèle Nonroad, ayant servi à estimer les émissions des équipements lourds de chantier, est aussi américain et c'est la version publiée en 2000 qui a servi pour le projet. La représentativité technologique, temporelle et géographique est donc élevée pour les données en provenance de ces deux sources.

Pour ce qui est de la base de données IVAM LCA Data 3.0, qui a fourni les données d'inventaire relatives à la production du fertilisant et de l'urée, elle a été développée par l'Université d'Amsterdam. Les données qu'elle contient sont donc européennes. Toutefois, il est fort probable que le fertilisant et l'urée soit produits similairement en Europe et au Canada. Pour cette raison, la différence géographique n'implique probablement pas de différence technologique. Par ailleurs, la représentativité temporelle d'IVAM est appropriée puisque l'inventaire pour la production d'urée remonte à 1996 alors que celui associé au fertilisant date de 1999.

Par ailleurs, le modèle Corinair, utilisé pour évaluer les émissions générées par les transports, est également un modèle européen. Sachant que les performances environnementales des systèmes anti-pollution des moteurs à combustion diesel européens sont différentes des exigences nord-américaines, il est probable que les émissions calculées soient quelque peu différentes de la situation réelle. Par conséquent, dans ce cas-ci la différence géographique semble responsable de la différence technologique. Néanmoins, puisque dans les deux scénarios le modèle Corinair a été utilisé, le facteur d'erreur induit par le manque de représentativité technologique est le même ce qui ne devrait donc pas influencer la comparaison des performances environnementales. Quant à la représentativité temporelle de Corinair, elle est excellente puisque la version du modèle utilisée pour le projet de 2001.

De plus, la base de données ETH-ESU 96, dont proviennent les données d'inventaire sur la production du bitume et du gaz naturel (pour le recyclage de l'asphalte), est également européenne (Europe de l'ouest). Elles ont été prélevées entre les années 1990 et 1994. La représentativité géographique et temporelle de ces données d'inventaire est donc discutable. Toutefois, il est probable que les méthodes de raffinage européennes et nord-américaines se ressemblent et qu'elles aient peu changé depuis 10 ans. Enfin, l'étude du recyclage d'asphalte n'était pas le but premier de ce projet et il est peu probable que l'utilisation de données de moindre qualité ait affecté les conclusions de l'étude.

CHAPITRE 4 - RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Résultats

La Figure 4.1 montre la démarche utilisée pour présenter les résultats. Chacune des étapes fait l'objet d'une section. Tout d'abord, les résultats de la phase d'inventaire sont présentés. C'est-à-dire que les flux entrants (matières premières et énergie) sont présentés de même que les flux sortants (émissions et déchets) et ce, pour chacun des processus élémentaires impliqués dans la réhabilitation du terrain de référence (production de diesel, opérations de chantier, transports, traitement en biopiles et recyclage d'asphalte). Les émissions atmosphériques, aquatiques, solides (déchets) et dans les sols ont été considérées. C'est à partir de ces flux que les impacts environnementaux potentiels ont été évalués.

Premièrement, les impacts primaires sont révélés. Il s'agit des impacts écotoxicologiques et toxicologiques potentiels causés par les contaminants présents dans les sols. Ensuite, les impacts secondaires potentiels, qui sont générés par les activités de réhabilitation, sont présentés de manière générale et agrégée. Puis, les résultats globaux obtenus en combinant les scores d'impacts primaires et secondaires sont montrés. Par la suite, les résultats détaillés et désagrégés concernant les impacts secondaires sont présentés pour chacun des processus élémentaires nécessaires à la gestion des sols du terrain de référence. Ainsi, les principales émissions et les impacts environnementaux (caractérisés, normalisés et pondérés) qui leur sont associés sont présentés pour chacune des activités de réhabilitation.

Enfin, avant de poursuivre avec la discussion générale (chapitre 5), les résultats relatifs à trois analyses de sensibilité sont présentés :

- analyse de sensibilité concernant la gestion du terrain de référence d'après les recommandations d'une analyse détaillée du risque;
- analyse de sensibilité sur les scores d'impacts primaires;

- analyse de sensibilité montrant l'influence de la localisation du LES sur les scores d'impacts.

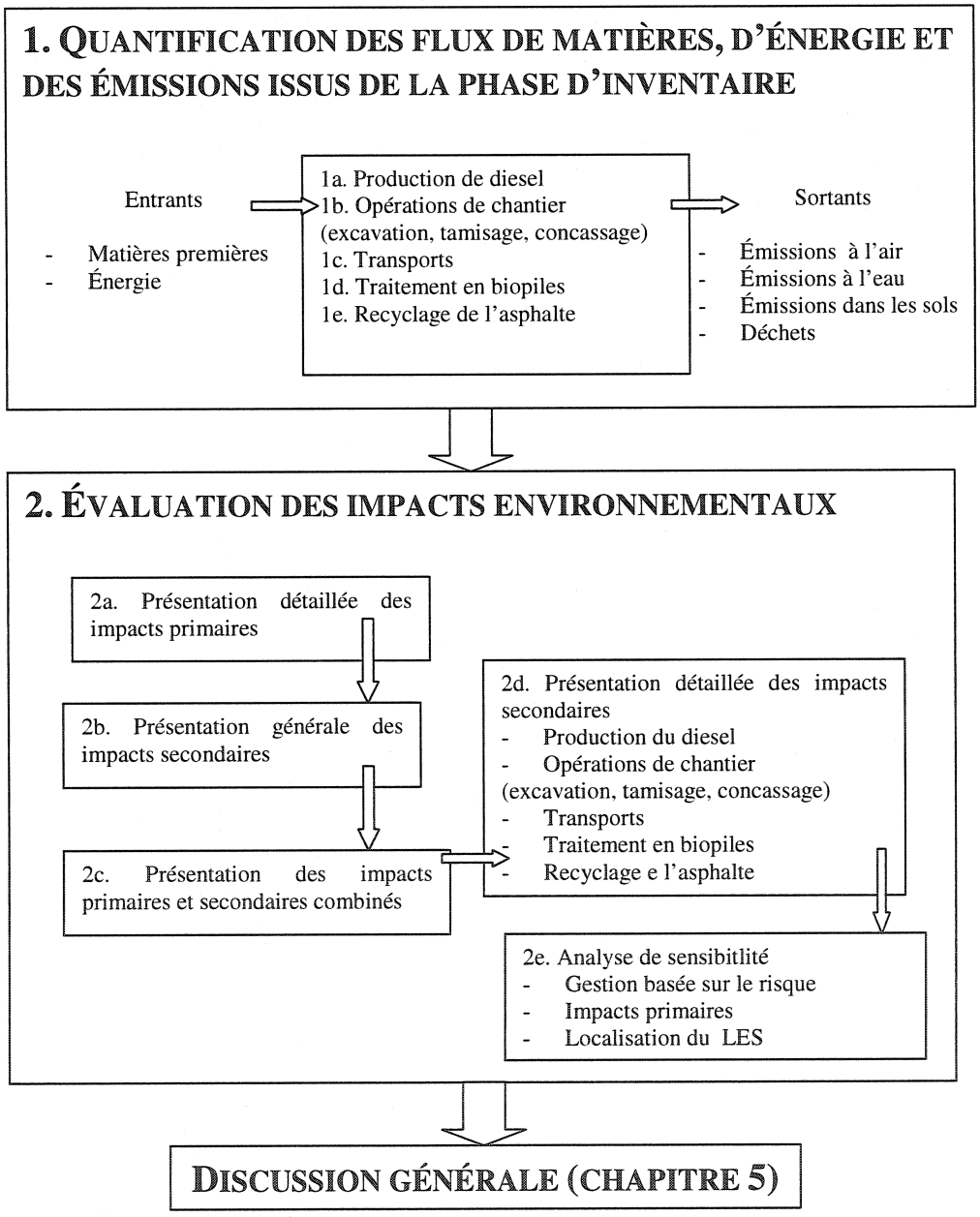


Figure 4.1 Ordre de présentation des résultats.

4.2 Quantification des flux de matières, d'énergie et les émissions issus de la phase d'inventaire

Les matières premières consommées et les émissions qui ont une contribution massique supérieure à 0,1% sont présentées.

Premièrement, le Tableau 4.1 présente les résultats d'inventaire associés à la production du diesel nécessaire au fonctionnement des équipements de chantier (excavatrice, tamis, concasseur) et des camions. En tout, c'est $3.74^{E}07$ litres et $4.69^{E}07$ litres de diesel qui doivent être produits pour gérer les sols du terrain de référence selon respectivement le scénario 1 et le scénario 2. Le Tableau 4.1 montre bien que la gestion selon le scénario 2, puisqu'elle requiert plus de diesel, consomme davantage de matières premières et émet plus de polluants. De même, les scores négatifs obtenus après l'attribution des crédits dans le scénario 1 signifient qu'en gérant les sols conformément à ce scénario, plus d'émissions (ou consommation de matières premières) sont évitées que celles qui sont générées. Aussi, il faut remarquer, pour le scénario 1, que même avant l'attribution des crédits relatifs à la production évitée de sable et gravier, le premier scénario présente des flux massiques inférieurs à ceux du deuxième scénario. Parmi les matières premières consommées, l'huile brute et le gaz naturel sont les principales (consommations d'ordre 10^6 et 10^9 respectivement). Également, pour les émissions atmosphériques, le CO_2 est la substance qui est relarguée en plus grande quantité (émissions d'ordre 10^{10}). Pour les émissions aquatiques, les solides dissous représentent l'émission principale (ordre 10^8). Toutefois, selon la base de données Franklin USA 1998 qui a été utilisée pour modéliser la production du diesel, le niveau d'agrégation est trop élevé pour identifier en détail les substances dissoutes. Enfin, il faut remarquer que les quantités de déchets solides émises lors de la production du diesel sont importantes (émission solide d'ordre 10^8), mais encore une fois, étant donné le niveau d'agrégation trop élevé de Franklin USA 1998, il est impossible de connaître en détail en la composition de ces déchets. Aucune émission dans les sols n'a été observée pour la production du diesel.

Tableau 4.1 Données d'inventaire associées à la production du diesel

Compartiments	Substances	Inventaire du scénario 1 (g)			Inventaire du scénario 2 (g)
		Sans crédit	Crédits	Avec credits	
Matières premières	Charbon	$5.58^{E}08$	$-4.07^{E}08$	$1.51^{E}08$	$6.79^{E}08$
	Huile brute	$2.25^{E}10$	$-2.39^{E}10$	$-1.45^{E}09$	$2.50^{E}10$
	Chaux	$2.22^{E}07$	$-2.36^{E}07$	$-1.41^{E}06$	$2.47^{E}07$
	Gaz naturel	$1.56^{E}09$	$-1.66^{E}09$	$-1.02^{E}08$	$1.73^{E}09$
	Bois	$1.59^{E}07$	$-1.71^{E}07$	$-1.22^{E}06$	$1.79^{E}07$
Émissions atmosphériques	CO	$2.73^{E}07$	$-1.99^{E}07$	$7.32^{E}06$	$3.32^{E}07$
	CO_2	$1.13^{E}10$	$-8.26^{E}09$	$3.03^{E}09$	$1.37^{E}10$
	Méthane	$1.74^{E}07$	$-1.27^{E}07$	$4.70^{E}06$	$2.12^{E}07$
	NMCOV	$2.16^{E}08$	$-1.57^{E}08$	$5.82^{E}07$	$2.62^{E}08$
	NOx	$3.63^{E}07$	$-2.18^{E}07$	$1.45^{E}07$	$4.42^{E}07$
	Particules	$7.12^{E}06$	$-4.28^{E}06$	$2.85^{E}06$	$8.67^{E}06$
	SOx	$1.11^{E}08$	$-6.64^{E}07$	$4.42^{E}07$	$1.35^{E}08$
Émissions aquatiques	B	$8.14^{E}04$	$-8.77^{E}04$	$-6.37^{E}03$	$1.46^{E}05$
	Ions Cl-	$3.72^{E}06$	$-4.01^{E}06$	$-2.88^{E}05$	$6.69^{E}06$
	Solides dissous	$1.01^{E}08$	$-1.09^{E}08$	$-7.82^{E}06$	$1.82^{E}08$
	Fe	$8.15^{E}04$	$-5.95^{E}04$	$2.20^{E}04$	$2.14^{E}03$
	Ions métalliques	$7.72^{E}05$	$-5.64^{E}05$	$2.08^{E}05$	$9.40^{E}05$
	Huile	$2.35^{E}06$	$-2.54^{E}06$	$-1.87^{E}05$	$4.23^{E}06$
	Composés organiques divers	$2.47^{E}05$	$-2.66^{E}05$	$-1.90^{E}04$	$4.44^{E}05$
	Sulphates	$2.99^{E}06$	$-3.23^{E}06$	$-2.35^{E}05$	$5.38^{E}06$
	Solides en suspension	$5.68^{E}06$	$-2.48^{E}06$	$3.21^{E}06$	$4.12^{E}06$
Émissions solides	Déchets solides	$5.70^{E}08$	$-4.17^{E}08$	$1.54^{E}08$	$6.95^{E}08$

Les émissions associées aux opérations de chantier sont atmosphériques et proviennent des tuyaux d'échappement des divers équipements (excavatrices, tamis et concasseur). Elles sont présentées au Tableau 4.2. D'après ce tableau, les émissions créditées dans le scénario 1 ne sont jamais plus importantes que les émissions générées. Aussi, tout comme c'était le cas pour la production du diesel, le CO_2 est l'émission principale (ordre 10^7). Les autres émissions sont pratiquement toutes du même ordre de grandeur, c'est-à-dire de l'ordre 10^4, à l'exception du méthane et des particules qui présentent des niveaux d'émissions inférieurs et respectivement de

l'ordre 10^2 ou 10^3. De plus, il faut remarquer qu'avant l'attribution des crédits environnementaux dans le scénario 1, les émissions sont supérieures à celles du deuxième scénario. En fait, le scénario 1 inclut deux opérations de chantier supplémentaires soit le tamisage des sols et le concassage des débris. Toutefois, après l'attribution des crédits, ces quantités deviennent inférieures à celles du scénario 2.

Tableau 4.2 Données d'inventaire associées aux opérations de chantier

Compartiments	Substances	Inventaire du scénario 1 (g)			Inventaire du scénario 2 (g)
		Sans crédit	Crédits	Avec crédits	
Émissions atmosphériques	CO	$8.98^{E}04$	$-2.85^{E}04$	$6.13^{E}04$	$3.81^{E}04$
	CO_2	$1.87^{E}07$	$-8.78^{E}06$	$9.87^{E}06$	$1.17^{E}07$
	Méthane	$3.31^{E}02$	$-1.39^{E}02$	$1.92^{E}02$	$1.85^{E}02$
	NO_2	$1.47^{E}05$	$-6.68^{E}04$	$7.98^{E}04$	$8.93^{E}04$
	Particules	$9.51^{E}03$	$-3.34^{E}03$	$6.17^{E}03$	$4.46^{E}03$
	SO_2	$3.76^{E}04$	$-1.77^{E}04$	$1.99^{E}04$	$2.37^{E}04$
	VOC	$2.18^{E}04$	$-9.15^{E}03$	$1.27^{E}04$	$1.22^{E}04$
	TOG	$2.22^{E}04$	$-9.30^{E}03$	$1.29^{E}04$	$1.24^{E}04$
	NMOG	$2.18^{E}04$	$-9.16^{E}03$	$1.27^{E}04$	$1.22^{E}04$
	THC	$2.07^{E}04$	$-8.69^{E}03$	$1.20^{E}04$	$1.16^{E}04$
	NMHC	$2.04^{E}04$	$-8.55^{E}03$	$1.18^{E}04$	$1.14^{E}04$

Les émissions relatives aux transports sont également uniquement atmosphériques et proviennent aussi des tuyaux d'échappement des camions. Elles sont présentées au Tableau 4.3. Le CO_2 est encore une fois l'émission la plus importante. Les émissions de NO_2 apparaissent également plutôt élevées (ordre 10^6) ainsi que les émissions CO et de SO_2 (ordre 10^5). Enfin, même avant l'attribution des crédits environnementaux, les émissions du scénario 1 sont inférieures à celles du deuxième scénario.

Tableau 4.3 Données d'inventaire associées aux transports

Compartiments	Substances	Inventaire du scénario 1 (g)			Inventaire du scénario 2 (g)
		Sans crédit	Crédits	Avec crédits	
Émissions atmosphériques	Ammoniaque	$2.81^{E}03$	$-2.30^{E}03$	$5.09^{E}02$	$3.84^{E}03$
	CO	$1.83^{E}05$	$-1.34^{E}05$	$4.85^{E}04$	$2.13^{E}05$
	CO_2	$1.05^{E}08$	$-8.18^{E}07$	$2.37^{E}07$	$1.36^{E}08$
	Méthane	$8.69^{E}03$	$-6.52^{E}03$	$2.17^{E}03$	$1.01^{E}04$
	N_2O	$2.81^{E}03$	$-2.30^{E}03$	$5.09^{E}02$	$3.84^{E}03$
	NMVOC	$6.08^{E}04$	$-5.85^{E}04$	$2.26^{E}03$	$9.16^{E}04$
	NO_2	$1.15^{E}06$	$-8.68^{E}05$	$2.86^{E}05$	$1.39^{E}06$
	Particules	$4.99^{E}04$	$-3.74^{E}04$	$1.25^{E}04$	$5.93^{E}04$
	SO_2	$2.23^{E}05$	$-1.73^{E}05$	$5.00^{E}04$	$2.88^{E}05$
	VOC	$8.46^{E}04$	$-6.51^{E}04$	$1.95^{E}04$	$1.02^{E}05$

Pour ce qui est du traitement des sols fortement contaminés en biopiles (sols >D), il est identique dans les deux scénarios et les résultats de la phase d'inventaire qui s'y rattachent sont présentés au Tableau 4.4. Ils sont associés à la production de fertilisant N :P :K ($3.01^{E}06$ g), d'urée ($5.39^{E}06$ g) et la consommation énergétique des pompes ($6.22^{E}04$ kWh). La section sur les matières premières montre que des quantités importantes de gaz naturel sont nécessaires ($2.55^{E}09$ g). De même, les besoins en eau sont aussi considérables ($2.61^{E}08$ g), de même que les quantités de phosphates ($8.60^{E}06$ g), de dolomite ($1.80^{E}06$ g) et de sylvinite ($1.50^{E}06$ g) requises. Également, il faut souligner que les besoins en charbon ($9.41^{E}05$ g), en gravier ($3.81^{E}05$ g) et en huile brute ($7.15^{E}05$ g) sont aussi importants. Pour ce qui est des émissions atmosphériques, le CO_2 est toujours la substance émise en plus grande quantité. Des oléfines, des poussières et du béryllium sont également émises en quantités élevées ($1.43^{E}06$ g, $1.39^{E}05$ g et $9.32^{E}05$ g respectivement). Les autres émissions, bien que significatives, sont d'un ordre de grandeur inférieur (ordre 10^4). Concernant les émissions aquatiques, les émissions d'ions Cl- ($1.87^{E}4$ g) et de sodium ($1.03^{E}04$ g) se démarquent. Les émissions aquatiques contiennent également des quantités importantes de Ca ($1.31^{E}03$ g), de sulphates ($2.15^{E}03$ g), de solides dissous ($1.80^{E}03$) et de solides en suspension ($2.46^{E}03$ g). Les autres émissions aquatiques sont un peu

moins élevées (ordre 10^2). De l'huile est également rejetée dans les sols (2.43^E01 g), de même qu'une quantité significative de déchets (2.08^E05). Enfin, il faut ajouter que l'identification détaillée des déchets, des solides en suspension et des solides dissous est impossible étant donné le niveau d'agrégation trop élevé des bases de données utilisées pour modéliser le traitement en biopiles (IVAM LCA Data 3.0 et Franklin USA 1998).

Tableau 4.4 Données d'inventaires associées au traitement des sols en biopiles

Compartiments	Substances	Inventaire du scénario 1 (g)
Matières premières	Air	6.35^E06
	Baryte	3.87^E03
	Bauxite	1.79^E03
	Argile minérale	3.47^E03
	Charbon	9.41^E05
	Dolomite	1.80^E06
	Gravier	3.81^E05
	Fer	2.97^E04
	Lignite	3.94^E04
	Marne	4.55^E03
	Phosphate (minerais)	8.60^E06
	Sel de pierres	5.58^E03
	Sable	2.77^E04
	Sylvinite	1.50^E06
	Eau	2.61^E08
	Huile brute	7.12^E05
	Chaux	3.35^E04
	Gaz naturel	2.55^E09
	Bois	5.38^E04
Émissions atmosphériques	Ammoniaque	1.49^E04
	Beryllium	9.32^E05
	CO	4.17^E04
	CO2	1.36^E07
	Hydrocarbures	9.22^E04
	Poussières	1.39^E05
	Methane	1.92^E04
	NMCOV	1.59^E03
	NO2	9.08^E04
	Nox	5.15^E04
	Oléfines	1.43^E06

Tableau 4.4 (suite) Données d'inventaire associées au traitement des sols en biopiles

Compartiments	Substances	Inventaire du scénario 1 (g)
Émissions atmosphériques (suite)	SO2	$1.25^{E}04$
	Soufre	$4.22^{E}04$
	Sox	$1.36^{E}04$
Émissions aquatiques	Acides organiques	$1.31^{E}02$
	Baryte	$7.80^{E}02$
	Ca	$1.31^{E}03$
	Ions Cl-	$1.87^{E}04$
	Solides dissous	$1.80^{E}03$
	Potassium	$1.32^{E}02$
	Magnésium	$1.32^{E}02$
	Sodium	$1.03^{E}04$
	Huile	$5.26^{E}02$
	Sel	$1.88^{E}02$
	Strontium	$1.56^{E}02$
	Sulphates	$2.15^{E}03$
	Solides en suspension	$2.46^{E}03$
	TOC	$4.57^{E}02$
Émissions solides	Déchets solides	$2.08^{E}05$
Émissions dans les sols	Huile	$2.43^{E}01$

Concernant le recyclage de l'asphalte, les données d'inventaire qui s'y rattachent sont présentées dans le Tableau 4.5. Elles sont majoritairement négatives ce qui indique que les impacts qu'il faut générer pour produire un mélange à base d'asphalte recyclé sont moins importants que ceux qu'il faut générer pour produire la même quantité d'asphalte neuf. Il y a donc un bénéfice environnemental à recycler les enrobés bitumineux. Pour les matières premières consommées, seuls le charbon, l'huile brute et le gaz naturel présentent des scores positifs ($1.01^{E}03$ g, $2.76^{E}04$ g et $2.03^{E}03$ g). Pour ce qui est du plus important bénéfice environnemental, il est associé à la consommation de lignite ($-9.58^{E}05$ g). Les consommations évitées de baryte ($-2.14^{E}05$ g), de gravier ($-4.20^{E}05$ g), de fer ($-2.94^{E}05$ g) et de marne sont aussi importantes ($-2.09^{E}05$ g). Au niveau des émissions atmosphériques, seule la valeur du CO_2 est positive ($1.07^{E}05$ g). Les crédits les plus importants sont associés aux émissions évitées de NMCOV ($-3.51^{E}05$ g), SO_2 ($-1.23^{E}05$ g) et NO_2 ($-1.08^{E}05$ g).

Concernant les émissions aquatiques, elles sont toutes négatives et les crédits les plus importants sont associés au sodium (-7.58^{E}05 g) et aux substances non-dissoutes (-1.32^{E}05 g). Encore une fois, il est impossible de connaître la nature détaillée des substances non-dissoutes étant donné le niveau d'agrégation trop élevé des bases de données Franklin USA 1998 et ETH-ESU 96 qui ont été utilisées pour modéliser le recyclage de l'asphalte. Pour ce qui est des autres substances émises, elles sont significatives, mais d'ordre inférieur (ordre 10^3 ou 10^4). Pour ce qui est des émissions dans les sols, elles sont également toutes négatives et d'ordre 10^3 à l'exception du Ca qui représente le crédit le plus important (-1.12^{E}04 g). Enfin, une masse relativement significative de déchets solides est également produite (2.06^{E}03 g).

Tableau 4.5 Données d'inventaire associées au recyclage de l'asphalte

Compartiments	Substances	Inventaire (g)
Matière premières	Baryte	-2.14^{E}05
	Bauxite	-3.01^{E}03
	Bentonite	-1.77^{E}04
	Charbon	1.01^{E}03
	Cuivre (minerais)	-1.19^{E}03
	Huile brute	2.76^{E}04
	Gravier	-4.20^{E}05
	Fer	-2.94^{E}05
	Lignite	-9.58^{E}05
	Marne	-2.09^{E}05
	Méthane	-7.47^{E}03
	Gaz naturel	2.03^{E}03
	Sel de pierres	-6.44^{E}03
	Bois	-1.36^{E}04
Émissions atmosphériques	Butane	-3.60^{E}03
	CO	-4.23^{E}04
	CO2	1.07^{E}05
	Poussières	-1.45^{E}04
	Éthane	-2.26^{E}03
	Hélium	-3.18^{E}03
	Hexane	-1.75^{E}03
	N2	-1.88^{E}03
	NMVOC	-3.51^{E}05
	NOx	-1.39^{E}04

Tableau 4.5 (suite) Données d'inventaire associées au recyclage d'asphalte

Compartiments	Substances	Inventaire (g)
Émissions atmosphériques (suite)	NO2	$-1.08^{E}05$
	Pentane	$-4.41^{E}03$
	Propane	$-3.84^{E}03$
	SO2	$-1.23^{E}05$
Émissions aquatiques	Al	$-1.85^{E}03$
	Ba	$-6.00^{E}03$
	Baryte	$-4.25^{E}04$
	Ions calcium	$-9.10^{E}04$
	Hydrocarbures aromatiques	$-1.39^{E}03$
	Huiles / graisses	$-4.23^{E}04$
	Acides gras	$-1.17^{E}04$
	Fer	$-3.02^{E}03$
	Potassium	$-1.20^{E}04$
	Magnésium	$-5.28^{E}03$
	Sodium	$-7.58^{E}05$
	Nitrates	$-1.08^{E}05$
Émissions aquatiques	Sels	$-3.43^{E}03$
	Strontium	$-1.40^{E}04$
	Sulphates	$-5.89^{E}04$
	Carbone organique total	$-3.33^{E}04$
	Substances non-dissoutes	$-1.32^{E}05$
Émissions solides	Déchets solides	$2.06^{E}03$
Émissions dans les sols	Aluminium	$-2.81^{E}03$
	Carbone	$-8.70^{E}03$
	Calcium	$-1.12^{E}04$
	Fer	$-5.61^{E}03$
	Huiles	$-2.00^{E}03$
	Soufre	$-1.69^{E}03$

4.3 Évaluation des impacts environnementaux

4.3.1 Évaluation des impacts primaires

Les impacts primaires sont reliés aux contaminants dans les sols à gérer. Le traitement des sols permet de diminuer ces impacts. La Figure 4.2 montre la diminution des impacts primaires lorsque les sols >D sont traités. Il est à noter que les impacts primaires des sols <C et des sols C-D sont aussi présentés, mais qu'ils demeurent constants puisque ces fractions ne sont pas traitées en biopiles. Elles sont gérées soit par enfouissement (sols C-D dans le scénario 1 et sols <C et C-D dans le scénarios 2)

ou par réutilisation (sols <C dans le scénario 1) et ce, sans transiter par le centre de traitement.

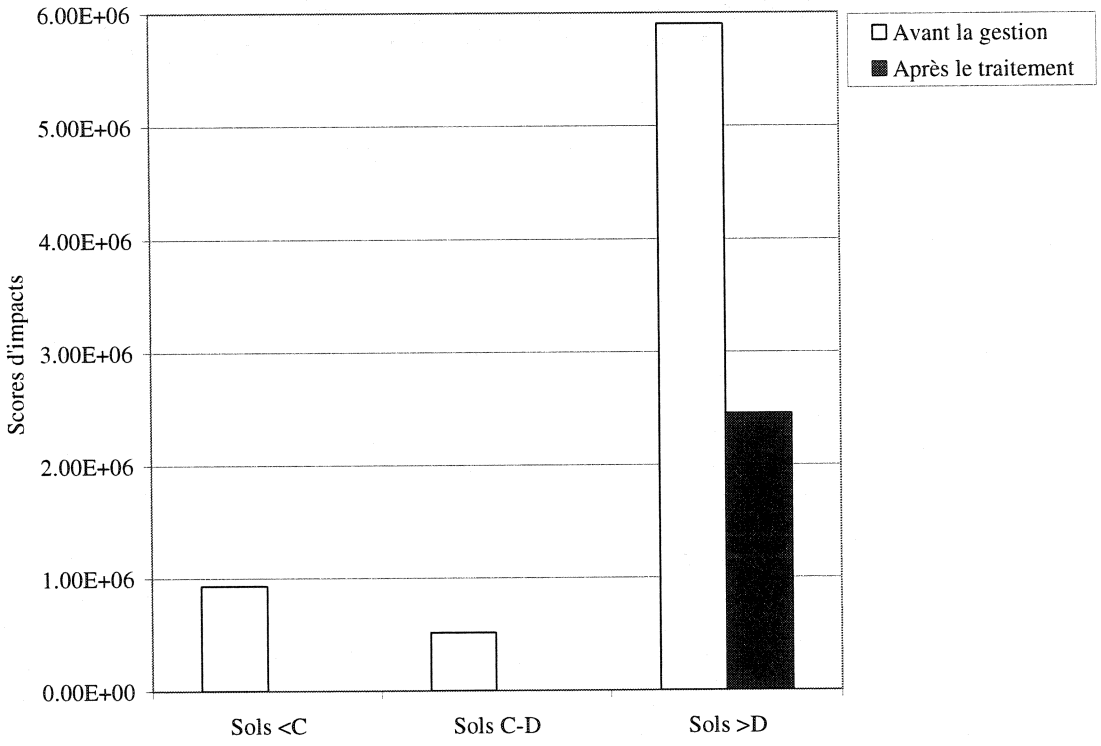


Figure 4.2 Scores pondérés et agrégés d'impacts primaires avant la gestion de chacune des fractions de sols contaminés et après le traitement des sols >D.

De même, il faut remarquer que les sols <C présentent un score d'impacts primaires supérieur aux sols C-D puisqu'ils constituent un volume beaucoup plus important.

Par ailleurs, dans le cadre d'une ACV, l'enfouissement des sols représente une fin de vie. Une fois enfouis, les sols sont considérés comme des déchets et le risque qui s'y rattachait est géré. Aussi, puisque le but du projet ne concernait pas l'évaluation des performances environnementales des sites d'enfouissement, la quantification des impacts attribués aux sols enfouis a été exclue du champ de l'étude. Par conséquent, ces impacts sont ignorés (fixés à zéro) pour tous les sols enfouis. La Figure 4.3

montre qu'initialement, c'est-à-dire avant l'enfouissement, les impacts primaires pondérés des sols C-D sont de $5.16^{E}5$. Elle indique aussi que les sols >D possèdent un niveau initial d'impacts primaires pondérés plus élevé soit $5.9^{E}6$ (sols très contaminés) et qui est diminué à $2.46^{E}6$ grâce au traitement en biopiles. Pour ces deux fractions de sols contaminés, la figure montre également que les impacts primaires chutent à zéro après qu'ils soient enfouis.

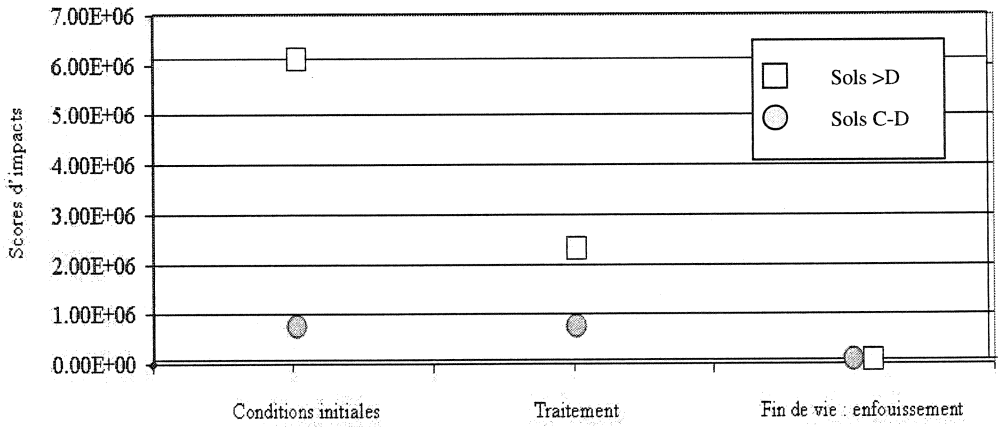


Figure 4.3 Évolution des scores pondérés d'impacts primaires pour les sols C-D et >D.

Pour ce qui est des sols <C, ils possèdent le même niveau d'impacts primaires pondérés avant leur gestion soit $9.33^{E}5$. Toutefois, dans le premier scénario, parce que les sols <C sont gérés via une filière de réutilisation, ils conservent leurs impacts primaires. Dans le deuxième scénario, ils sont plutôt gérés en lieux d'enfouissement sanitaire et leurs impacts primaires deviennent alors nuls.

À l'égard des résultats présentés, le scénario 2 est plus performant que le scénario 1 pour les impacts primaires : grâce à l'enfouissement, les impacts primaires des sols contaminés ont pu être éliminés. Le Tableau 4.6 résume l'évolution des scores d'impacts primaires lorsque les sols sont gérés selon chacun des scénarios. Ainsi,

initialement, le Tableau 4.6 montre que les scores d'impacts primaires sont identiques dans les deux scénarios ($7.72^{E}06$) : il s'agit des mêmes sols contaminés. Ensuite, puisque les sols >D sont traités en biopiles dans les deux scénarios, les impacts primaires associés à ces sols diminuent pour atteindre un score d'impact pondéré de $2.46^{E}06$. Finalement, les sols du scénario 2 terminent tous leur vie à l'enfouissement ce qui explique qu'une fois gérés, leurs impacts primaires soient nuls. Toutefois, dans les scénario 1, les sols <C ne sont pas enfouis, mais plutôt réutilisés ce qui signifie que leurs impacts primaires persistent ($9.33^{E}05$).

Tableau 4.6 Scores pondérés et agrégés d'impacts primaires pour chacun des scénarios

Scénarios	Étapes du cycle de vie	Scores d'impacts			
		Sols <C	Sols C-D	Sols >D	Total
1	Initialement	$9.33^{E}05$	$8.87^{E}05$	$5.90^{E}06$	$7.72^{E}06$
	Après le traitement	Non applicable	Non applicable.	$2.46^{E}06$	$4.28^{E}06$
	Fin de vie (sols gérés)	$9.33^{E}05$	$0.00^{E}00$	$0.00^{E}00$	$9.33^{E}05$
2	Initialement	$9.33^{E}05$	$8.87^{E}05$	$5.90^{E}06$	$7.72^{E}06$
	Après le traitement	Non applicable	Non applicable	$2.46^{E}06$	$4.28^{E}06$
	Fin de vie (sols gérés)	0	0	0	0

Le Tableau 4.7 présente les scores d'impacts primaires caractérisés, normalisés et pondérés correspondant à la contamination initiale des sols (avant la gestion) pour les trois impacts considérés soit : l'écotoxicologie chronique dans les sols, la toxicité humaine dans l'air et la toxicité humaine dans les sols. La toxicité humaine dans l'air est l'impact qui se démarque le plus pour les scores caractérisés ($8.54^{E}10$ m^3) alors que la toxicité humaine dans les sols est l'impact dominant pour les scores normalisés

($2.94^{E}06$ éq. pers/an) et pondérés ($7.35^{E}06$). L'écotoxicologie dans les sols n'est jamais l'impact primaire majeur.

Tableau 4.7 Scores désagrégés d'impacts primaires avant la gestion des sols contaminés

Nature des impacts / Scores d'impacts	Écotoxicologie dans les sols	Toxicité humaine dans l'air	Toxicité humaine dans les sols
Impacts caractérisés (m^3)	$1.20^{E}07$	$8.54^{E}10$	$9.11^{E}08$
Impacts normalisés (éq. pers. / an)	$2.50^{E}02$	$9.31^{E}00$	$2.94^{E}06$
Impacts pondérés	$5.75^{E}02$	$2.61^{E}01$	$7.35^{E}06$

Par ailleurs, tel que présenté au Tableau 4.8, les facteurs de caractérisation pour la toxicité humaine dans les sols ne sont pas les plus élevés et ce, même s'il s'agit de l'impact primaire qui se démarque. Concernant l'écotoxicologie dans les sols, le fluorène possède le facteur de caractérisation le plus élevé ($9.55^{E}01$ m^3/g) alors que les facteurs de caractérisation pour le 1,2-dichloroéthylène et le 1,2-dichloroéthane sont semblables ($7.88^{E}01$ m^3/g et $7.69^{E}01$ m^3/g respectivement). La toxicité humaine dans l'air est, quant à elle, principalement causée par le benzène qui possède un facteur de caractérisation élevé ($1.0^{E}07$ m^3/g). La toxicité humaine dans les sols est, pour sa part, associée la présence d'arsenic et de 1,3-dichloropropène qui possèdent les facteurs de caractérisation respectifs de $1.95^{E}02$ m^3/g et $1.18^{E}02$ m^3/g. Les facteurs de normalisation utilisés pour transformer les valeurs d'impacts caractérisés montrent que la toxicité humaine dans l'air est divisée par le plus grand facteur de normalisation ($9.20^{E}09$ m^3*an/éq. pers.) contrairement à la toxicité humaine dans les sols ($3.10^{E}02$

m^3*an/éq. pers.) ce qui explique qu'elle ne soit pas l'impact normalisé et pondéré principal.

Tableau 4.8 Polluants principalement responsables des impacts primaires et leur facteur de caractérisation

Impacts	Polluants	Facteurs de caractérisation (m^3/g)
Écotoxicologie dans les sols	1,2-Dichloroéthylène	$7.88^{E}01$
	1,2-Dichloroéthane	$7.69^{E}01$
	Fluorène	$9.55^{E}01$
Toxicité humaine dans l'air	Benzène	$1^{E}07$
Toxicité humaine dans les sols	Arsenic	$1.95^{E}02$
	1,3-Dichloropropène	$1.18^{E}02$

4.3.2 Évaluation des impacts secondaires

Les impacts secondaires ont été modélisés via une analyse de Monte-Carlo afin d'inclure les paramètres incertains dans l'étude, c'est-à-dire les différentes localisations possibles sur l'île de Montréal du terrain contaminé excavé et des lieux de réutilisation (sols et débris). Les impacts secondaires obtenus correspondent donc à des intervalles de probabilités min/max plutôt qu'à des valeurs fixes. Ils ont été obtenus à partir de la programmation matricielle des deux scénarios dans Microsoft Excel. Toutefois, pour bien interpréter les résultats et ce, bien que les intervalles semblent parfois se recouper sur les figures présentées dans les sections suivantes, il faut noter qu'à chacune des 1000 itérations de Monte-Carlo effectuées, les scores d'impacts générés par le scénario 1 étaient toujours inférieurs à ceux du scénario 2. Cette situation est illustrée à la Figure 4.4 qui montre que la différence entre les deux scores pondérés et agrégés d'impacts est toujours négative pour chacune des 1000 itérations (S1 pour le scénario 1 et S2 pour le scénario 2).

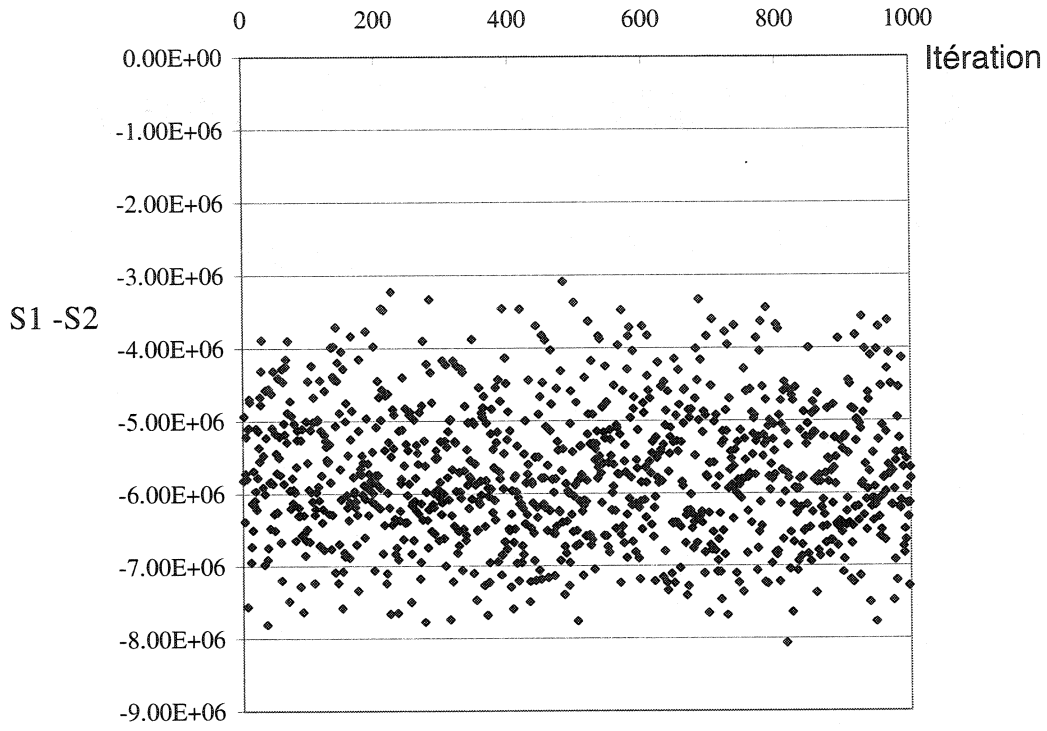


Figure 4.4 Différence entre les scores pondérés et agrégés obtenus à chacune des itérations.

Le premier scénario est donc celui qui génère les meilleures performances environnementales (Figure 4.5). Les intervalles de probabilités qui ne se recoupent jamais indiquent que, pour chacune des simulations effectuées, le scénario 1 assure toujours le meilleur bilan environnemental. Deux raisons justifient le succès du premier scénario :

- la réutilisation des débris et sols impliquent des trajets plus courts entre le terrain contaminé excavé et les lieux de réutilisation que vers le LES de Lachenaie (diminution des transports et de la consommation de diesel);
- la réutilisation des sols <C permet d'économiser en matières premières (sable et gravier) et ainsi d'éviter les impacts liés à leur acquisition (excavation et transports vers Montréal).

Il faut se rappeler que ces impacts évités sont comptabilisés par des crédits environnementaux. D'ailleurs, la limite inférieure de probabilité qui est négative pour le scénario 1 ($-7.04^{E}05$) s'explique par le fait que certaines simulations ont conduit à des crédits environnementaux plus importants que les impacts générés. Ceci est attribuable à certaines combinaisons de localisations possibles et générées aléatoirement via la programmation des scénarios dans Excel.

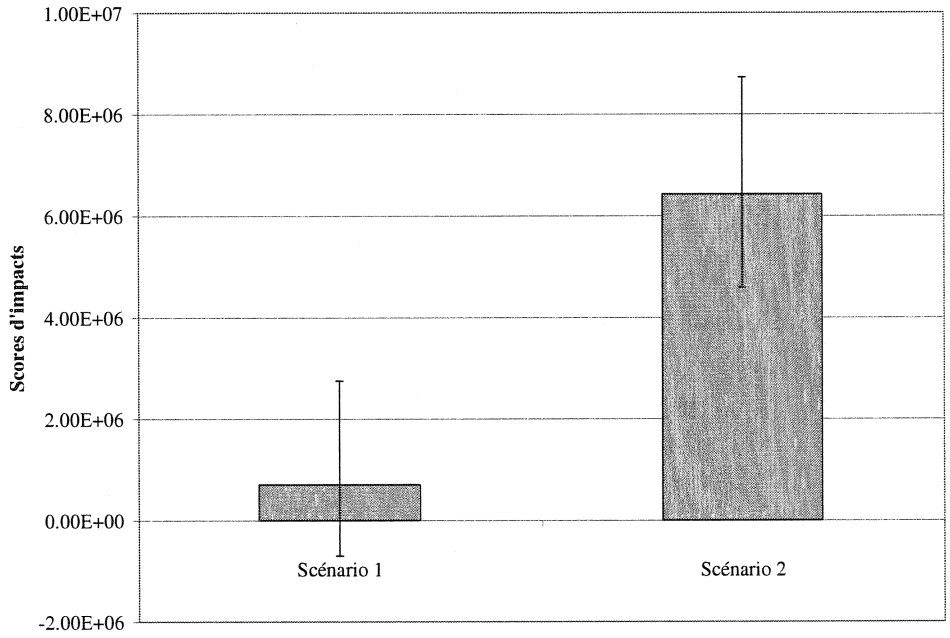


Figure 4.5 Scores pondérés et agrégés des impacts environnementaux générés par chacun des scénarios de gestion.

D'autre part, chacune des fractions qui sont excavées du terrain contaminé contribue dans des proportions différentes au score total d'impacts secondaires (Figure 4.6). Le crédit attribué à la réutilisation des débris (dalle de béton, asphalte, roches et mâchefers) est relié à l'acquisition et au transport évités de gravier en provenance de la carrière de Saint-Constant. Ce crédit est important (valeur pondérée de $-4.0^{E}6$) ce

qui explique qu'après son attribution, les impacts associés à la gestion des débris dans le scénario 1 soient très négatif ($-3.57^{E}06$). De même, le crédit observé lors de la gestion des sols <C est associé à l'acquisition et au transport évités de sable de la carrière de Saint-Hippolyte. Il correspond à un score pondéré de $-5.51^{E}06$ ce qui explique également que le score associé à la gestion des sols <C après l'attribution de ce crédit soit aussi très négatif ($-4.21^{E}06$). Bien que les crédits environnementaux permettent de diminuer significativement les scores d'impacts correspondant à la gestion des sols <C et des débris, il faut toutefois souligner que, même avant l'attribution de ces crédits, la gestion par réutilisation (scénario 1) engendre moins d'impacts que la gestion par enfouissement (scénario 2). Il faut de plus remarquer sur cette figure que le score pondéré obtenu par les sols <C présente le plus grand intervalle entre les simulations. Ceci montre bien que les changements de localisation du terrain contaminé et des lieux de réutilisation influencent considérablement les scores d'impacts obtenus. Par ailleurs, en comparant les résultats du premier scénario après l'attribution des crédits avec ceux du scénario 2, il semble que la gestion des sols >D soit celle qui génère le plus d'impacts. En fait, le score pondéré d'impacts pour la gestion de ces sols s'élève à $2.26^{E}06$ dans le scénario 1 et $2.52^{E}06$ dans le scénario 2. De même, la gestion des sols C-D engendre aussi des scores d'impacts considérables de $1.51^{E}06$ dans le premier scénario et $1.74^{E}06$ dans le deuxième scénario (Figure 4.6). En fait, ces deux fractions de sols doivent être acheminées vers le LÉSA de Grandes-Piles ce qui représente une distance de transport assez longue d'où une consommation de diesel importante et donc des impacts environnementaux élevés.

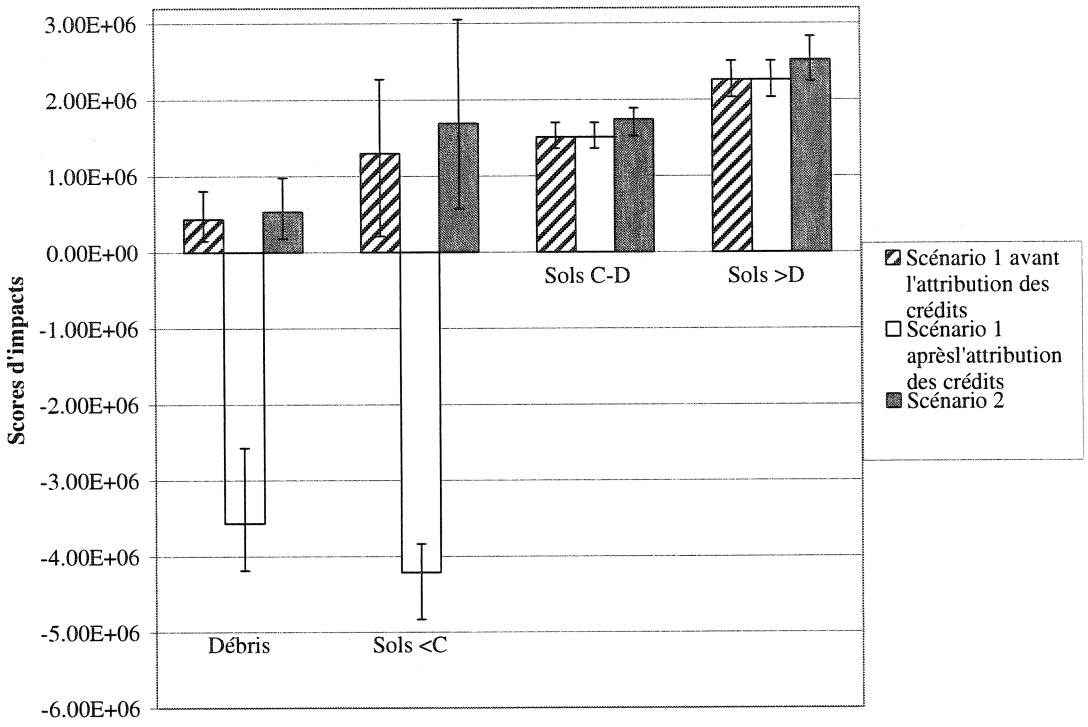


Figure 4.6 Impacts secondaires pondérés pour chacune des fractions contaminées excavées du terrain de référence.

Pour les onze impacts secondaires considérés dans l'étude, le réchauffement global, l'acidification et l'écotoxicité chronique aquatique sont ceux qui se démarquent le plus dans les deux scénarios (Figure 4.7). Dans tous les cas, les niveaux d'impacts sont moindres pour le premier scénario. Également, les valeurs minimales pour le réchauffement global et l'écotoxicité chronique aquatique du premier scénario sont négatives ($-2.23^{E}05$ et $-1.93^{E}04$ respectivement). Elles sont causées encore une fois par les crédits attribués pour l'acquisition et les transports évités de remblais. Selon les localisations déterminées par la modélisation en Excel des scénarios, il arrive que les crédits soient plus importants que les impacts générés.

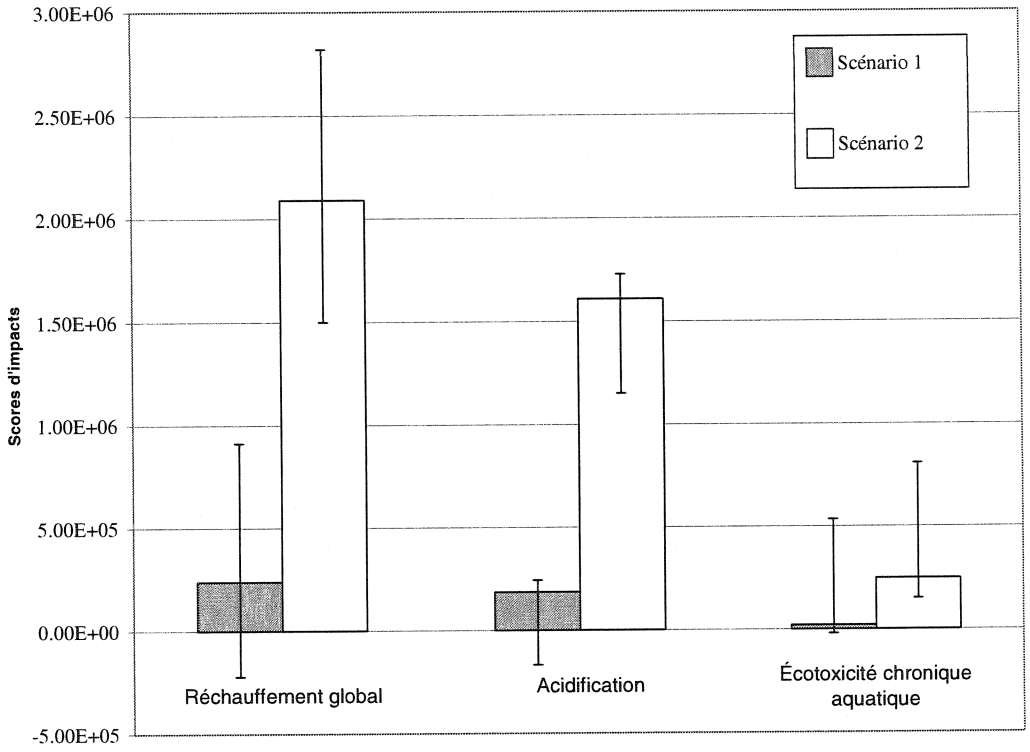


Figure 4.7 Impacts secondaires pondérés majeurs qui sont générés par les deux scénarios.

Pour ce qui est des impacts secondaires qui ont une contribution intermédiaire par rapport aux impacts secondaires totaux, il s'agit de l'eutrophisation, de la toxicité humaine aquatique, de l'écotoxicité aiguë aquatique et de la formation de l'ozone photochimique. (Figure 4.8). Leur ordre d'importance est différent entre les scénarios puisque le niveau d'impacts attribué à l'écotoxicité aiguë aquatique est plus élevé que celui de l'eutrophisation dans le deuxième scénario ($2.49^{E}05$ comparativement à $2.31^{E}05$) alors que c'est le contraire dans le premier scénario ($2.00^{E}04$ comparativement à $2.75^{E}04$). De plus, les crédits attribués dans le scénario 1 sont encore une fois tels que les valeurs minimales d'impacts obtenues sont toutes négatives.

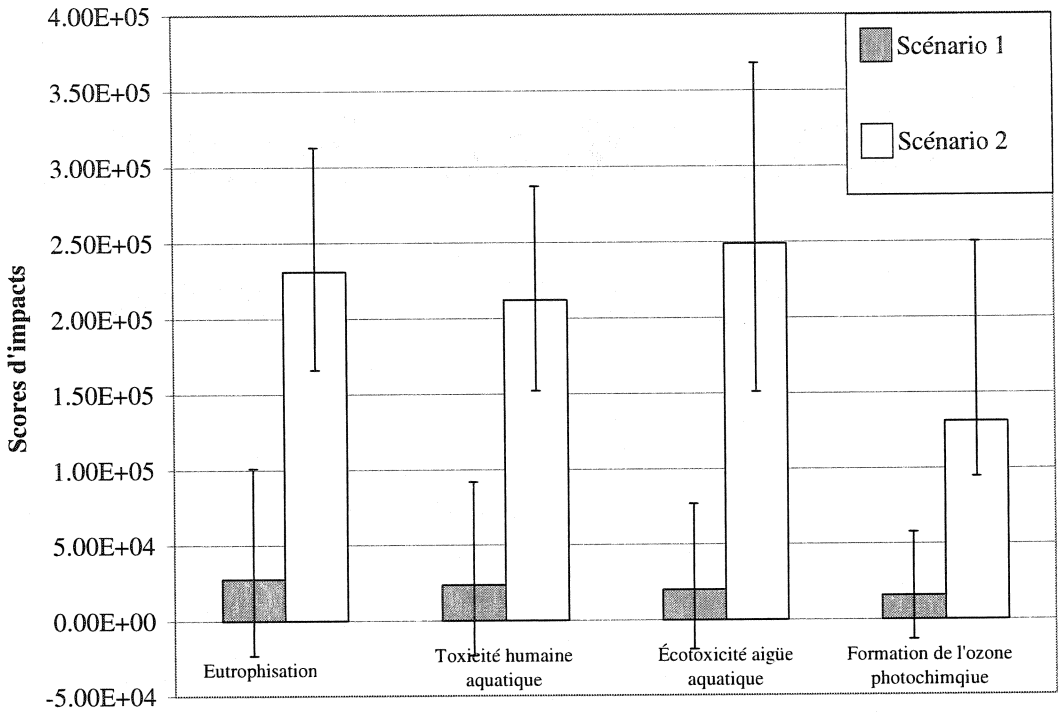


Figure 4.8 Impacts secondaires pondérés de contribution intermédiaire (par rapport aux impacts secondaires totaux) qui sont générés par les deux scénarios.

La destruction de l'ozone stratosphérique, la toxicité humaine dans l'air et la toxicité humaine dans les sols obtiennent, quant à elles, des scores d'impacts pondérés plus petits (Figure 4.9). Les valeurs minimales présentées pour le scénario 1 sont négatives encore une fois étant donné l'attribution des crédits (respectivement $-2.57^{E}04$, $-5.43^{E}03$ et $-7.78^{E}03$). De même, la valeur moyenne pondérée d'impacts associée à la destruction de l'ozone stratosphérique est négative soit $-2.3^{E}04$.

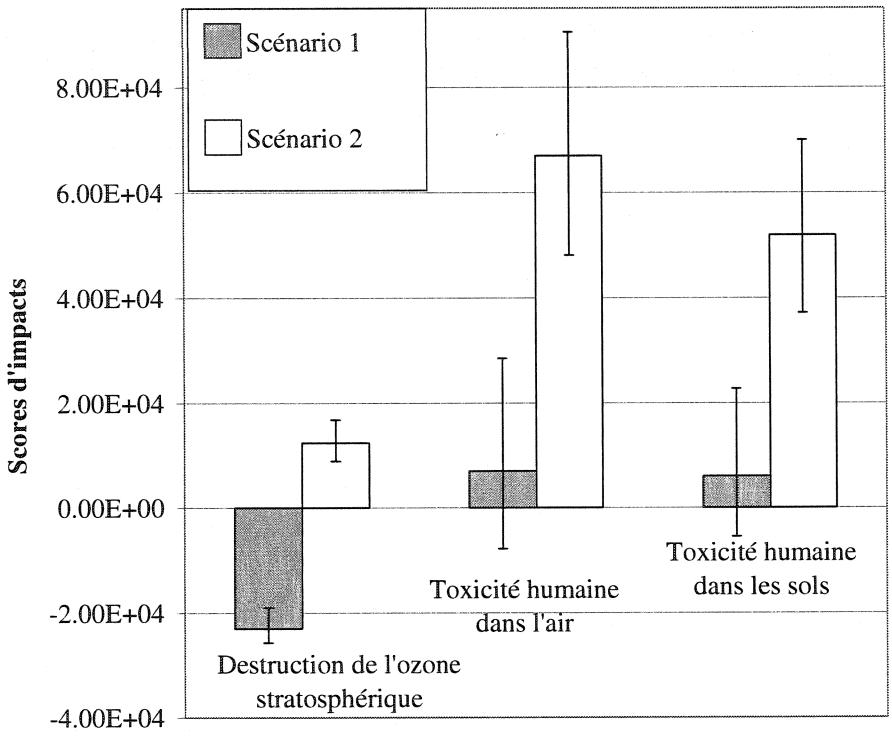


Figure 4.9 Impacts secondaires pondérés mineurs générés par les deux scénarios.

D'autre part, l'écotoxicité chronique dans les sols n'est pas présentée sur les graphiques parce qu'elle obtient un score d'impacts pondéré beaucoup plus petit que tous les autres impacts. Ce score est situé dans l'intervalle [$-2.02^{E}1$, $8.41^{E}0$, $4.99^{E}1$] pour le scénario 1 et [$9.45^{E}1$, $1.31^{E}2$, $1.76^{E}2$] pour le scénario 2 (donné sous la forme [min, moyenne, max]). Également, toujours à cause de l'attribution des crédits, la valeur minimale du premier scénario est négative.

En ce qui concerne les processus élémentaires qui génèrent le plus d'impacts, la production du diesel ressort. Elle génère des scores d'impacts supérieurs de trois ordres de grandeur à ceux des autres processus élémentaires. Ce processus est analysé plus en détail à la section 4.4.1. Le traitement de sols >D constitue le deuxième processus élémentaire qui génère le plus d'impacts et ce, bien qu'il ne concerne que

les sols >D. Le traitement nécessite l'utilisation de quantités relativement importantes d'urée et de fertilisants dont la production génère elle aussi des impacts indésirables. Ce processus est présenté à la section 4.4.4. Quant à eux, les transports entraînent aussi des impacts qu'il ne faut pas négliger. En effet, l'optimisation des trajets, via la réutilisation sur l'île de Montréal des fractions légèrement contaminées, diminue grandement les émissions nocives. Les résultats relatifs aux transports sont présentés plus en détail à la section 4.4.2. Pour ce qui est des opérations de chantier (excavation au marteau-piqueur, excavation à la pelle mécanique, tamisage, concassage), elles présentent les plus petits scores d'impacts. Les résultats concernant les opérations de chantier sont présentés à la section 4.4.3. Enfin, le recyclage de l'asphalte représente un bénéfice environnemental puisqu'il obtient un score pondéré d'impacts secondaires négatif. Le recyclage de l'asphalte est abordé à la section 4.4.5. Le Tableau 4.9 présente le sommaire des scores pondérés obtenus par chacun des processus élémentaires dans les deux scénarios. Le score pondéré obtenu par le traitement dans les deux scénario est identique puisqu'il s'agit des mêmes sols traités (sols >D). Aussi, le traitement des sols et le recyclage de l'asphalte ont obtenu une valeur pondérée d'impacts secondaires unique puisqu'il s'agit de processus élémentaires qui ne sont pas affectés par les distances de transports variables qui induisent le calcul d'incertitudes.

Tableau 4.9 Scores d'impacts pondérés pour les processus élémentaires de chacun des scénarios

Scénarios	Processus élémentaires	Scores minimum	Scores moyens	Scores maximum
1	Opérations de chantier	$2.87^{E}03$	$2.87^{E}03$	$2.87^{E}03$
	Transports	$-5.18^{E}03$	$3.46^{E}03$	$1.47^{E}04$
	Traitement	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$
	Production du diesel	$6.67^{E}05$	$7.35^{E}05$	$2.77^{E}06$
	Recyclage de l'asphalte	$-4.30^{E}04$	$-4.30^{E}04$	$-4.30^{E}04$
2	Opérations de chantier	$3.25^{E}03$	$3.25^{E}03$	$3.25^{E}03$
	Transports	$2.78^{E}04$	$3.92^{E}04$	$5.30^{E}04$
	Traitement	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$
	Production du diesel	$4.55^{E}06$	$6.38^{E}06$	$8.67^{E}06$

4.3.3 Indicateurs d'impacts primaires et secondaires uniques et agrégés

L'addition des scores pondérés d'impacts primaires et secondaires permet d'obtenir les indicateurs de performance environnementale globale pour chacun des scénarios. D'après les simulations effectuées, le scénario 1 présente les meilleurs résultats. Il obtient un score pondéré total situé dans l'intervalle [$2.29^{E}05$, $3.683^{E}06$] dont la valeur moyenne est de $1.639^{E}06$. Quant à lui, le scénario 2 obtient plutôt un score de [$4.59^{E}06$, $8.73^{E}06$] avec une valeur moyenne de $6.43^{E}06$. Il faut remarquer que le score total du scénario 2 correspond seulement aux impacts secondaires; les impacts primaires sont ignorés car il a été supposé que les sols étaient enfouis de façon à gérer les risques adéquatement. Le succès du premier scénario est attribuable à la réutilisation des sols, débris et roches sur l'île de Montréal. En fait, le transport des sols <C et des débris vers leurs lieux de réutilisation respectifs (scénario 1) représente toujours un trajet plus court que de les acheminer vers le LES de Lachenaie (scénario 2). Par conséquent, le positionnement du terrain excavé et des lieux de réutilisation

influencent les résultats bien qu'il ne soit pas un critère de performance pour le scénario 1. En effet, peu importe les localisations (terrain contaminé excavé et lieux de réutilisation), le premier scénario présente toujours les meilleurs résultats.

Par ailleurs, il est intéressant de noter que, même sans considérer les crédits environnementaux, le scénario 1 s'avère le plus performant. Ainsi, avant l'attribution des crédits, il obtient un score pondéré situé dans l'intervalle [$4.2^{E}06$, $5.7^{E}06$, $7.06^{E}06$]. Par conséquent, les crédits environnementaux contribuent à l'amélioration du bilan environnemental du scénario 1, mais dont l'avantage environnemental en est cependant indépendant.

4.4 Résultats détaillés concernant les processus élémentaires qui composent les scénarios

Puisque l'avantage environnemental du scénario 1 est maintenant établi et dans le but d'alléger la présentation des résultats détaillés, seulement les valeurs moyennes issues des simulations seront présentées. Il faut tout de même préciser que chacun des résultats correspond à un intervalle plutôt qu'à une valeur fixe.

4.4.1 Production du diesel

Parmi tous les processus élémentaires, c'est la production du diesel qui génère les impacts environnementaux les plus élevés dans chacun des scénarios. Le premier scénario présente un score pondéré et agrégé de $5.64^{E}06$ avant l'attribution des crédits et de $1.49^{E}06$ après que les impacts crédités aient été soustraits (pour l'acquisition de gravier et sable évitée). Quant à lui, le scénario 2 obtient un score de $7.0^{E}06$.

Le diesel produit sert à l'alimentation des équipements de chantier (marteau-piqueur, pelle mécanique, tamiseur et concasseur) et des camions qui transportent les sols. La Figure 4.10 montre les volumes de diesel nécessaires à la gestion des fractions excavées pour les deux scénarios étudiés. Il est intéressant de souligner qu'environ $1.87^{E}04$ kg de produits pétroliers ont été retrouvés dans les sols des abords du pont

Jacques-Cartier et que la gestion de ces sols exige une consommation moyenne en diesel de $3.14^{E}07$ kg de diesel. Par conséquent, la consommation de diesel pour gérer ces sols contaminés est supérieure à la quantité de contaminants pétroliers qu'ils contiennent.

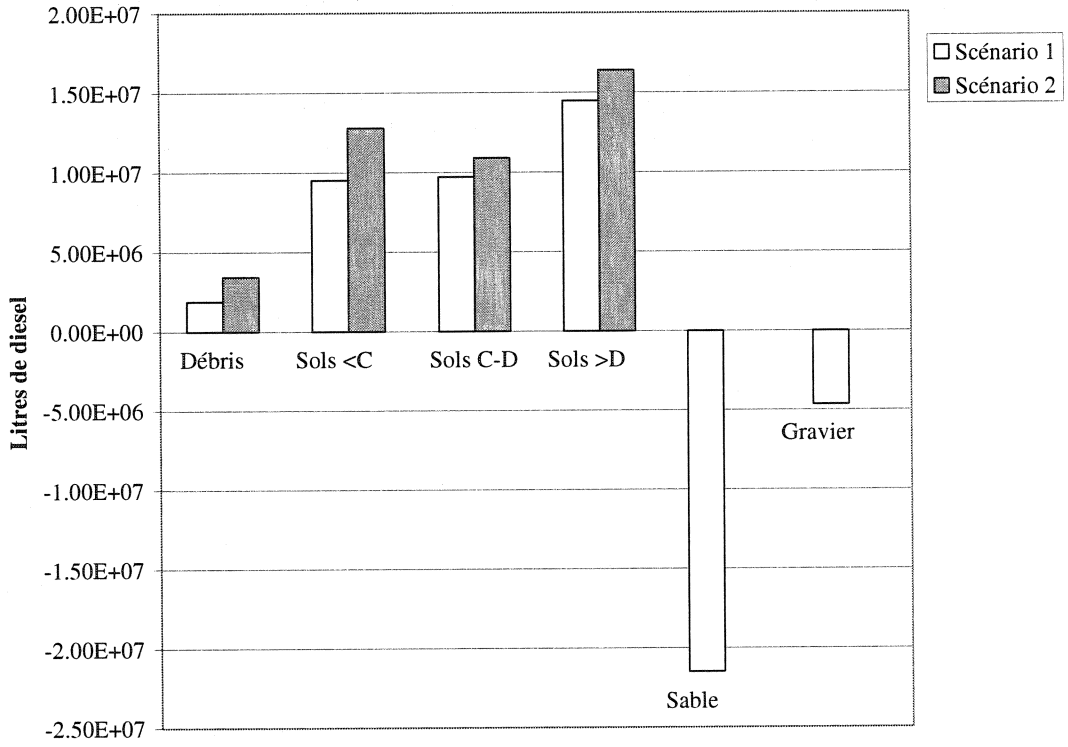


Figure 4.10 Consommation moyenne de diesel nécessaire à la gestion des fractions excavées selon les deux scénarios.

La gestion des sols excédant le critère D est celle dont les besoins en carburant sont les plus élevés. En fait, le transport sur plus de 190 km (de Montréal à Grandes-Piles) de $3.41^{E}06$ kg de sols >D explique la consommation importante de diesel. La gestion des sols C-D est, quant à elle, celle qui consomme la deuxième plus importante quantité de diesel : ces sols doivent aussi être acheminés vers le LÉSA de Grandes-Piles. Donc, la distance et la charge tranportée semblent être les facteurs qui influencent les besoins

en carburant. Il faut de plus souligner que la gestion des sols C-D et des sols >D requiert plus de diesel dans le scénario 2. En effet, les volumes gérés sont légèrement plus élevés puisque ce scénario n'exige aucune mesure de ségrégation (tamisage).

La plus grande différence entre les deux scénarios se remarque au niveau des sols <C. Dans le deuxième scénario, ces sols sont acheminés au LES de Lachenaie plutôt que de demeurer sur l'île de Montréal d'où une consommation de diesel plus importante. Sachant que les sols <C représentent plus de 56% de la masse totale excavée, leur réutilisation dans les limites du territoire de l'île de Montréal permet de minimiser les transports inhérents à leur gestion et limiter la consommation de diesel. Il en est de même pour la dalle de béton, l'asphalte et les roches dont la réutilisation sur l'île de Montréal minimise aussi les transports. Concernant les mâchefers, leur gestion est identique dans les deux scénarios d'où les mêmes consommations de diesel. Toutefois, puisque celle-ci est très inférieure aux autres consommations de diesel soit $7.0^{E}04$ litres, elle n'apparaît pas sur la figure précédente.

En ce qui concerne les impacts environnementaux engendrés par la production du diesel, le réchauffement global, l'écotoxicité chronique aquatique et l'acidification sont les catégories dominantes d'impacts. Le Tableau 4.10 présente les résultats de ces impacts pour chacun des scénarios. Pour les impacts caractérisés, l'écotoxicité chronique aquatique obtient les plus hauts scores ($3.34^{E}10$ g/m^3 et $4.08^{E}10$ g/m^3 respectivement pour le scénario 1 et le scénario 2). Le facteur de normalisation pour l'écotoxicité chronique aquatique est plus petit ($1.80^{E}05$ m3 d'eau/pers./an) ce qui explique que pour les résultats normalisés, cet impact arrive en troisième position. Le réchauffement global est l'impact normalisé qui domine (score normalisé de $1.42^{E}06$ éq. pers. / an pour le premier scénario et de $1.74^{E}06$ éq. pers. / an pour le deuxième scénario). Toutefois, puisque le facteur de pondération de l'écotoxicité chronique aquatique est le plus élevé des trois impacts (2.3), le score pondéré pour cet impact occupe le deuxième rang et surpasse le niveau d'impacts pondérés attribué à

l'acidification ($1.42^{E}06$ dans le premier scénario et $1.74^{E}06$ dans le deuxième scénario).

Tableau 4.10 Impacts prédominants générés la production du diesel

Nature de l'impact	Impacts caractérisés		Impacts normalisés (éq.. pers. / an)		Impacts pondérés	
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 1	Scénario 2
Réchauffement global	1.24E+10 g. éq. CO_2	1.51E+10 g. éq. CO_2	$1.42^{E}06$	$1.74^{E}06$	$1.85^{E}06$	$2.26^{E}06$
Écotoxicité chronique aquatique	$3.34^{E}10$ g/m^3	$4.08^{E}10$ g/m^3	$6.94^{E}05$	$8.49^{E}05$	$1.60^{E}06$	$1.95^{E}06$
Acidification	$1.36^{E}08$ g. éq. SO_2	$1.66^{E}08$ g. éq. SO_2	$1.10^{E}06$	$1.34^{E}06$	$1.42^{E}06$	$1.74^{E}06$

Pour les substances émises, le CO_2 contribue majoritairement au réchauffement global ($1.12^{E}07$ kg émis dans le premier scénario et $1.37^{E}07$ kg dans le deuxième scénario). Parmi toutes les substances émises lors de la production du diesel, les NMVOC et le méthane sont aussi principalement responsables du réchauffement global. Quant à eux, les ions métalliques ($7.69^{E}02$ kg dans le scénario 1 et $9.40^{E}02$ kg dans le scénario 2) provoquent l'écotoxicité chronique aquatique alors que les SOx sont majoritairement responsable de l'acidification ($1.10^{E}05$ kg dans le scénario 1 et $1.35^{E}05$ kg dans le scénario 2). Le Tableau 4.11 résume les quantités émises des substances.

Tableau 4.11 Émissions principales responsables des impacts majeurs liés à la production du diesel

Impacts	Substances	Quantités émises (kg)	
		Scénario 1	Scénario 2
Réchauffement global	CO_2	$1.12^{E}07$	$1.37^{E}07$
	NMVOC	$2.15^{E}05$	$2.62^{E}05$
	CH_4	$1.73^{E}04$	$2.12^{E}04$
Écotoxicité chronique dans les eaux	Ions métalliques	$7.69^{E}02$	$9.40^{E}02$
Acidification	NO_x	$3.62^{E}04$	$4.42^{E}04$
	SO_x	$1.10^{E}05$	$1.35^{E}05$

Enfin, il faut mentionner qu'il est impossible de connaître les étapes du procédé de fabrication du diesel auxquelles ces émissions sont rattachées. Le niveau d'agrégation de la base de données Franklin d'où sont issues les données est trop élevé. Aussi, des vérifications dans d'autres bases de données ont été effectuées, mais encore une fois, le niveau d'agrégation de ces dernières est également trop élevé pour identifier les étapes les plus polluantes de la production du diesel.

4.4.2 Les transports

Le transport des fractions excavées vers leur point de gestion implique la combustion de quantités importantes de diesel d'où l'émission de polluants atmosphériques. Dans le cas du premier scénario, des crédits environnementaux sont attribués à l'acquisition évitée de gravier et de sable en provenance des carrières situées à l'extérieur de l'île de Montréal. Le deuxième scénario ne fait pas l'objet de crédits environnementaux et donc montre des scores pondérés d'impacts plus élevés (Figure 4.11).

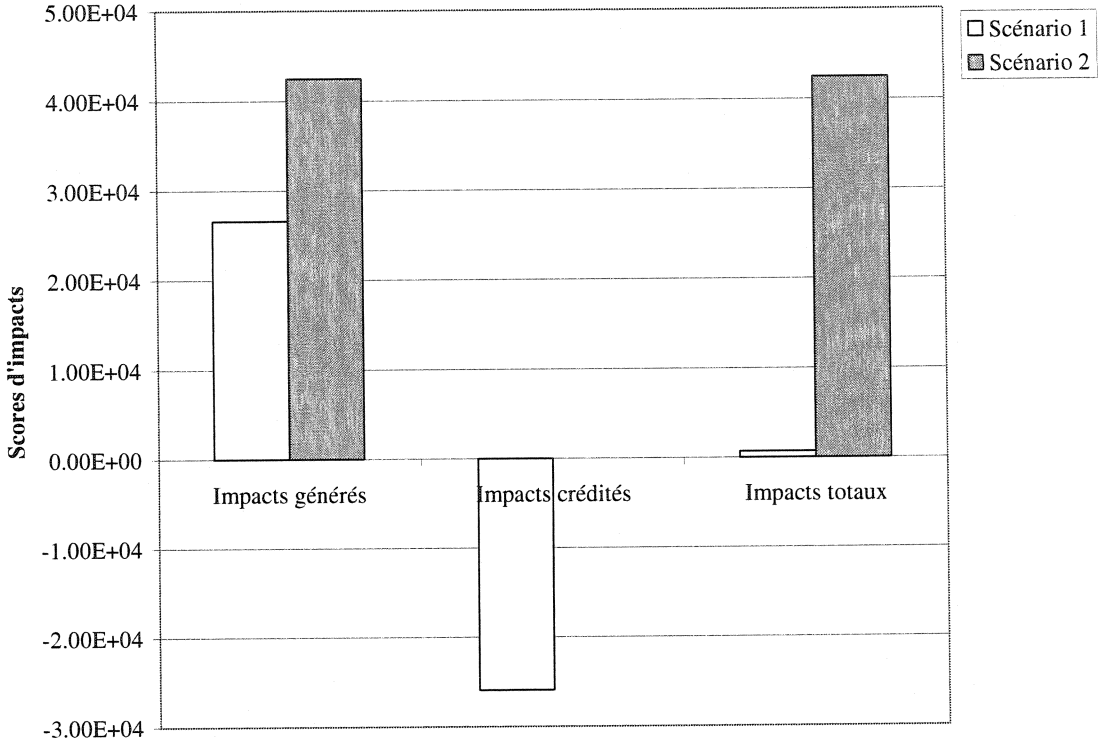


Figure 4.11 Scores pondérés d'impacts attribuables aux transports pour chacun des scénarios.

Chacune des fractions excavées contribue aux impacts environnementaux dans des proportions différentes; il s'agit de charges distinctes déplacées selon des trajets particuliers. La Figure 4.12 présente les scores pondérés et agrégés d'impacts que le déplacement de chacune des fractions excavées génère.

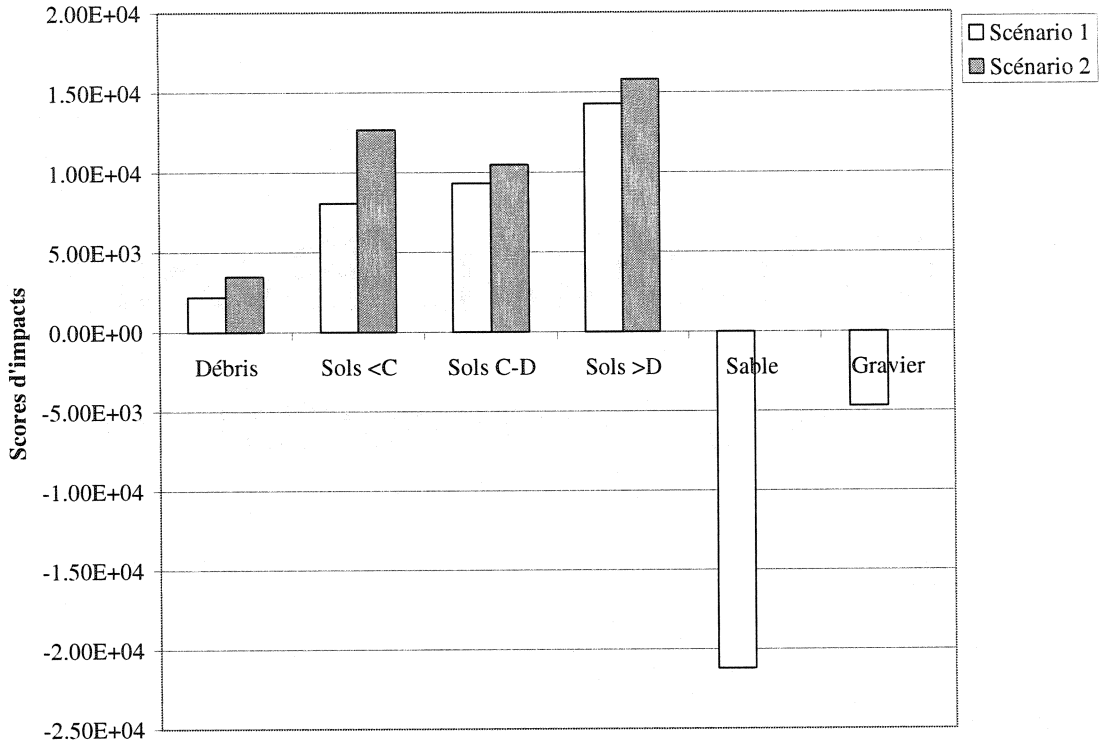


Figure 4.12 Scores d'impacts pondérés attribuables aux transports des fractions excavées vers leur point de gestion selon chacun des scénarios.

À l'égard des résultats présentés ci-haut, le déplacement des sols >D du lieu d'excavation vers le centre de traitement, puis vers le LÉSA de Grandes-Piles représente le transport générant le plus d'impacts. La longueur du trajet en est évidemment la cause. Il en est de même pour les sols C-D qui obtiennent un score élevé et qui sont aussi acheminés vers Grandes-Piles.

Quant aux sols <C, le niveau d'impacts associé à leur déplacement est moins élevé pour le premier scénario que pour le deuxième. En fait, ces sols représentent la plus grande charge déplacée d'où l'importance de minimiser le trajet : dans le scénario 1, ils demeurent sur l'île de Montréal alors que dans le scénario 2 ils sont dirigés vers

Lachenaie. Ceci montre bien la relation distance/charge qui existe lorsqu'il s'agit d'analyser les impacts associés au transport.

Pour ce qui est des autres fractions excavées, il faut souligner qu'elles présentent toutes des scores d'impacts plus élevés dans le deuxième scénario que dans le premier puisque, encore une fois, les distances sont plus courtes pour le scénario 1.

Par ailleurs, parmi les impacts majeurs liés aux émissions du transport se retrouvent le réchauffement global, l'acidification, l'eutrophisation, la formation d'ozone photochimique et l'écotoxicité chronique aquatique. Le Tableau 4.12 montre les scores obtenus pour ces impacts. Pour les scores normalisés, le réchauffement global est l'impact le plus important puisqu'il présente un score de 1.39E08 éq. pers./an dans le premier scénario et de 1.80E08 éq. pers./an dans le deuxième scénario. Également, l'acidification et l'eutrophisation qui présentent des scores normalisés de l'ordre 10^6 se démarquent aussi. Pour ce qui est des scores pondérés, le réchauffement global est toujours l'impact dominant ($1.60^{E}04$ et $2.07^{E}04$ respectivement pour le premier et le deuxième scénario). Toutefois, l'acidification obtient un score pondéré du même ordre de grandeur (ordre 10^4) alors que l'eutrophisation présente de plus petits scores (ordre 10^3). De plus, il est à noter que la normalisation et la pondération n'affectent pas l'ordre d'importance des impacts entre eux.

Tableau 4.12 Scores caractérisés, normalisés et pondérés des impacts prédominants engendrés par les transports.

Impacts	Impacts caractérisés		Impacts normalisés éq. pers. / an		Impacts pondérés	
	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 1	Scénario 2
Réchauffement global	$1.07^{E}08$ g. éq. CO_2	$1.39^{E}08$ g. éq. CO_2	$1.39^{E}08$	$1.80^{E}08$	$1.60^{E}04$	$2.07^{E}04$
Acidification	$1.04^{E}06$ g. éq. SO_2	$1.27^{E}06$ g. éq. SO_2	$1.35^{E}06$	$1.65^{E}06$	$1.08^{E}04$	$1.33^{E}04$
Eutrophisation	$1.58^{E}06$g. éq. NO_3	$1.90^{E}06$ g. éq. NO_3	$1.89^{E}06$	$2.28^{E}06$	$6.35^{E}03$	$7.68^{E}03$
Formation d'ozone photochimique	$5.54^{E}03$ g. éq. C_2H_2	$6.46^{E}03$ g. éq. C_2H_2	$6.65^{E}03$	$7.75^{E}03$	$3.32^{E}02$	$3.87^{E}02$
Écotoxicité chronique aquatique	$1.77^{E}05$ m^3	$2.07^{E}05$ m^3	$3.69^{E}05$	$4.77^{E}05$	$7.67^{E}00$	$9.91^{E}00$

Les principales substances émises responsables de ces impacts ainsi que leur contribution (%) sont présentées au Tableau 4.13. Les émissions de CO_2 contribuent à elles seules à plus de 98% du réchauffement global associé aux transports. Il est en de même pour les émissions de CO qui contribue dans chacun des scénario à environ 99% à la formation d'ozone photochimique. L'acidification et l'eutrophisation, quant à elles, sont principalement causées par les émissions de NO_2 (2.86^E2 kg et 1.16^E3 kg respectivement pour le scénaio 1 et 2). Toutefois, les pourcentages de contribution du NO_2 à ces deux impacts varient significativement entre les scénarios. Finalement, pour ce qui est du cuivre, même si la masse émise est plus petite que celle des autres substances, il contribue néanmoins à environ 89% à l'écotoxicité chronique aquatique.

Tableau 4.13 Émissions principalement responsables des impacts prédominants du transport et leur contribution à ces impacts

Impact	Émission	Masse (kg)		Contribution	
		Scénario 1	Scénario 2	Scénario 1	Scénario 2
Réchauffement global	CO_2	2.35^E04	1.36^E05	98.0%	98.4%
Acidification	NO_2	2.86^E02	1.16^E03	80.0%	63.9%
Eutrophisation	NO_2	2.86^E02	1.16^E03	99.0%	82.2%
Formation de l'ozone photochimique	CO	4.85^E01	2.13^E02	99.0%	98.9%
Écotoxicité chronique aquatique	Cu	1.29^E-02	7.41^E-02	89.0%	89.4%

4.4.3 Les opérations de chantier

Les opérations de chantier regroupent des processus élémentaires dont la contribution aux scores totaux d'impacts est moins importante. Ils concernent l'excavation du

terrain (à la pelle mécanique ou au marteau-piqueur), le tamisage des sols et le concassage des débris de construction et des roches. Cependant, il faut se rappeler que le deuxième scénario n'implique aucune mesure de ségrégation des volumes (sauf la séparation par niveau de contamination) et par conséquent, l'excavation du terrain est la seule opération de chantier considérée dans ce scénario. De même, pour ce qui est du scénario 1, il faut souligner qu'il fait l'objet de crédits environnementaux. Ces crédits sont associés à l'excavation évitée de sable et de gravier dans des carrières en périphérie de Montréal. La Figure 4.13 présente les scores pondérés et agrégés des impacts associés aux opérations de chantier.

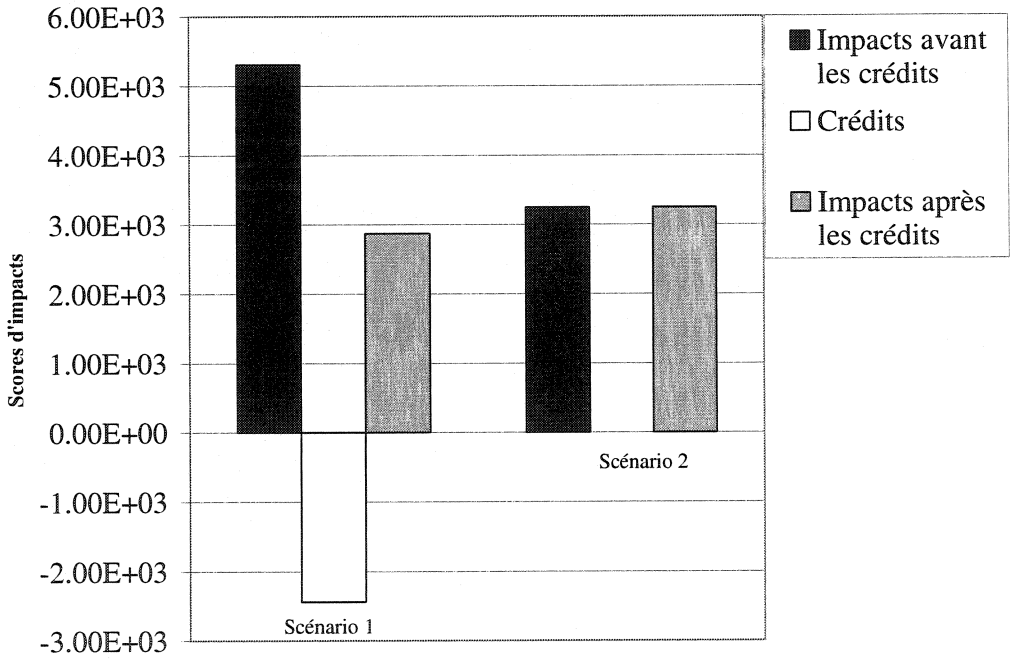


Figure 4.13 Scores pondérés et agrégés des impacts associés aux opérations de chantier pour chacun des scénarios.

Ainsi, les crédits du scénario 1 permettent de diminuer d'environ 46% le score pondéré d'impacts, et ainsi assurent un meilleur bilan environnemental pour le premier scénario. Toutefois, si les crédits n'étaient pas considérés, le scénario 2 obtiendrait les

meilleurs résultats puisqu'il n'inclut aucune mesure de ségrégation des volumes (tamisage et concassage).

Par ailleurs, les opérations de chantier concernant les sols <C sont celles qui génèrent le plus d'impacts dans chacun des scénarios; ces sols représentent le plus grand volume excavé du terrain. La Figure 4.14 présente les scores pondérés et agrégés obtenus par chacune des fractions excavées du terrain contaminé.



Figure 4.14 Scores pondérés et agrégés des impacts attribuables aux opérations de chantier effectuées sur chacune des fractions excavées et ce, pour chacun des scénarios.

Il est intéressant de noter que les débris (dalle de béton, asphalte, roches et mâchefers), les sols C-D et les sols >D dont les volumes sont plus petits obtiennent de plus petits

scores d'impacts alors que les sols <C, lesquels représentent un volume beaucoup plus important, obtiennent des scores plus élevés.

Parmi les impacts prédominants causés par les opérations de chantier se trouvent le réchauffement global, l'acidification et l'eutrophisation. Le Tableau 4.14 présente les scores reliés à ces impacts. Le réchauffement global est l'impact dominant des scores pondérés ($1.50^{E}03$ et $1.77^{E}03$ respectivement pour le scénario 1 et le scénario 2) et normalisé ($1.15^{E}03$ et $1.36^{E}03$ respectivement également pour le scénario 1 et le scénario 2). De même, pour les impacts caractérisés, il présente un score élevé de l'ordre 10^{7}. L'eutrophisation et l'acidification présentent, quant à elles, des scores pondérés et normalisés plus petits et de l'ordre 10^{2}, mais des scores caractérisés qui sont aussi de l'ordre 10^{7}. Également, le score caractérisé de l'eutrophisation est divisé par un facteur de normalisation plus grand que les deux autres impacts ce qui explique qu'il se retrouve en troisième position.

Tableau 4.14 Impacts prédominants attribuables aux opérations de chantier effectuées dans chacun des scénarios

Scénarios	Impacts	Impacts caractérisés	Impacts normalisés (éq. pers. / an)	Impacts pondérés
1	Réchauffement global	1.00E+07 (g. éq. CO_2)	$1.15^{E}03$	$1.50^{E}03$
	Eutrophisation	1.08E+07 (g. éq. NO_3)	$3.62^{E}02$	$4.34^{E}02$
	Acidification	7.58E+07 (g. éq. SO_2)	$6.11^{E}02$	$7.94^{E}02$
2	Réchauffement global	1.18E07 (g. éq. CO_2)	$1.36^{E}03$	$1.77^{E}03$
	Eutrophisation	1.21E+07 (g. éq. NO_3)	$4.05^{E}02$	$4.96^{E}02$
	Acidification	8.61E4E+07 (g. éq. SO_2)	$6.94^{E}02$	$9.03^{E}02$

Pour ce qui est des émissions qui contribuent le plus à ces impacts, elles sont présentées auTableau 4.15. Les quantités importantes de CO_2 émises ($1.87^{E}04$ kg pour le scénario 1 et $1.17^{E}04$ kg pour le scénaio 2) contribuent majoritairement au réchauffement global. Les émissions de NO_2 et de SO_2 sont moins élevées. De plus, il est à noter que le NO_2 contribue à la fois à l'acidification et à l'eutrophisation. Enfin, il faut ajouter que les émissions du premier scénario sont plus élevées parce qu'elles incluent des opérations supplémentaires (tamisage et concassage).

Tableau 4.15 Émissions principales responsables des impacts prédominants associés aux opérations de chantier

Impacts	Émissions	Masses (kg)	
		Scénario 1	Scénario 2
Réchauffement global	CO_2	$1.87^{E}04$	$1.17^{E}04$
Acidification	NO_2	$1.47^{E}02$	$8.93^{E}01$
	SO_2	$3.76^{E}01$	$2.37^{E}01$
Eutrophisation	NO_2	$1.47^{E}02$	$8.93^{E}01$

Enfin, l'inventaire présenté au Tableau 4.16 montre que l'excavation à la pelle mécanique est l'opération la plus polluante. Ensuite, l'excavation au marteau-piqueur génère le deuxième niveau d'émissions le plus important pour le CO_2 et le SO_2. Par contre, pour le NO_2, c'est plutôt le concassage qui se positionne en seconde place. Finalement, le tamisage est l'opération de chantier qui émet le moins de polluants.

Tableau 4.16 Émissions de CO_2, NO_2 et SO_2 générés par chacune des opérations de chantier pour 1 kg. de matières manipulées

Émissions (g)	Procédés élémentaires			
	Excavation au marteau-piqueur	Excavation à la pelle mécanique	Tamisage	Concassage
CO_2	$3.01^{E}02$	$4.25^{E}02$	$2.15^{E}02$	$2.94^{E}02$
NO_2	$2.33^{E}00$	$3.22^{E}00$	$1.78^{E}00$	$2.41^{E}00$
SO_2	6.08^{E}-01	8.57^{E}-01	4.32^{E}-01	5.94^{E}-01

4.4.4 Le traitement des sols contaminés >D en biopiles

La modélisation du traitement des sols est identique dans les deux scénarios et concerne le même volume de sols contaminés. Le traitement est le deuxième processus élémentaire générant le plus d'impacts avec un score pondéré et agrégé de $2.82^{E}05$. Puisque le traitement ne s'applique qu'aux sols dont la contamination excède le critère D, ce score élevé vient donc ajouter à la charge environnementale déjà lourde associée à la gestion de ces sols.

Le traitement biologique des sols excédant le critère D requiert la consommation de quantités considérables d'énergie, de fertilisant N :P :K, d'urée et d'eau (entrants). Le Tableau 4.17 présente ces quantités.

Tableau 4.17 Entrants nécessaires au traitement des sols >D

Entrants	Quantités
Demande énergétique (kWh)	$6.22^{E}04$
Fertilisant N :P :K (kg)	$3.01^{E}03$
Urée (kg)	$5.39^{E}03$
Eau (kg)	$14.7^{E}3$

De plus, il faut ajouter que des matières premières sont nécessaires pour produire le fertilisant N :P :K et l'urée. Leur masse s'élève à plus de $2.83^{E}06$ kg dont plus de 63% sont reliés à la fabrication de l'urée.

Les impacts environnementaux qui se démarquent sont le réchauffement global, l'acidification et l'eutrophisation. Le Tableau 4.18 montre l'ampleur de ces impacts en y présentant les valeurs caractérisées, normalisées et pondérées obtenues pour chacun d'eux. Y est également présentée la contribution, en pourcentage, de chacun de ces impacts à l'impact total pondéré et agrégé associé au traitement.

Tableau 4.18 Impacts principaux générés par le traitement des sols et nature des émissions qui en sont majoritairement responsables

Impacts	Impacts caractérisés	Impacts normalisé (éq. pers. / an)	Impacts pondérés	% de l'impacts pondéré total
Réchauffement global	$1.41^{E}07$ (g. éq. CO_2)	$1.62^{E}03$	$2.11^{E}03$	30.17%
Acidification	$1.54^{E}05$ (g. éq. SO_2)	$1.24^{E}03$	$1.61^{E}03$	23.01%
Eutrophisation	$1.28^{E}05$ (g. éq. NO_3)	$4.28^{E}02$	$5.14^{E}02$	7.35%

Les résultats indiquent que ces trois impacts contribuent à plus de 60% de l'impact total pondéré du traitement. Par ailleurs, la normalisation et la pondération n'ont aucun effet sur l'ordre d'importance des impacts entre eux. Les émissions responsables de ces impacts sont présentées au Tableau 4.19. Ainsi, le traitement des sols induit un score élevé au niveau du réchauffement global qui est surtout causé par les émissions de CO_2 et de CH_4 lors de la production de l'urée. L'acidification est le second impact en importance et les émissions de NO_x, NO_2, SO_x, SO_2 et NH_3, attribuables à la production du fertilisant en sont principalement la cause. Les émissions de NO_x, NO_2 et NH_3 sont attribuables principalement à la production du

fertilisant N :P :K. Quant aux SO_x, ils sont émis principalement lors de la production d'énergie. Pour ce qui est des émissions de SO_2, elles sont surtout attribuables à la production de l'urée. La production du fertilisant N :P :K émet elle aussi une quantité SO_2 qui est considérable. Toutefois, il est probable que cette quantité de SO_2 ait été surestimée. En fait, sachant que la base de données IVAM est européenne et sachant aussi que la distribution énergétique européenne est différente de celle du Québec (énergie thermique et nucléaire plutôt qu'hydroélectrique), les émissions de SO_2 liées à la consommation énergétique des procédés industriels impliqués dans la production de l'urée et du fertilisant N :P :K sont probablement supérieures à celles du Québec. Par ailleurs, il faut remarquer qu'en plus du phosphore, les émissions de NO_x, NO_2 et NH_3 contribuent également au phénomène d'eutrophisation. Le phosphore provient en grande partie de la production du fertilisant N :P :K. Enfin, il faut préciser que le niveau d'agrégation élevé de la base de donnée IVAM, qui a été utilisée pour modéliser la fabrication du fertilisant N :P :K et de l'urée, rend impossible l'identification des étapes de fabrication qui génèrent ces émissions nocives.

Tableau 4.19 Émissions du traitement principalement responsables du réchauffement global, de l'acidification et de l'eutrophisation

Impacts	Nature des émissions	Masses totales (kg)	Émissions par procédé (kg)		
			Production d'énergie	Production du fertilisant N:P:K	Production de l'urée
Réchauffement global	CO_2 (fossile)	$1.36^{E}04$	$9.08^{E}02$	$5.23^{E}03$	$7.50^{E}03$
	CH_4	$1.92^{E}01$	$1.61^{E}-01$	$8.42^{E}00$	$1.06^{E}01$
Acidification	NOx	$5.15^{E}01$	$1.97^{E}00$	$2.51^{E}01$	$2.44^{E}01$
	NO_2	$9.08^{E}01$	$0.00^{E}00$	$9.08^{E}01$	$0.00^{E}00$
	SOx	$1.36^{E}01$	$6.71^{E}00$	$4.72^{E}00$	$2.18^{E}00$
	SO_2	$1.25^{E}01$	$0.00^{E}00$	$6.10^{E}00$	$6.42^{E}00$
	NH_3	$1.48^{E}01$	$1.29^{E}-03$	$2.83^{E}00$	$1.20^{E}01$
Eutrophisation	NOx	$5.15^{E}01$	$1.97^{E}00$	$2.51^{E}01$	$2.44^{E}01$
	NO_2	$9.08^{E}01$	$0.00^{E}00$	$9.08^{E}01$	$0.00^{E}00$
	NH_3	$1.48^{E}01$	$1.29^{E}-03$	$2.83^{E}00$	$1.20^{E}01$
	P	$3.67^{E}-01$	$0.00^{E}00$	$2.33^{E}-01$	$1.34^{E}-01$

4.4.5 Recyclage de l'asphalte

Le recyclage de l'asphalte ne concerne que le scénario 1 et permet de diminuer la proportion d'agrégats neufs ainsi que les quantités enfouies d'asphalte usagé. Des crédits environnementaux y sont donc rattachés et représentent un score pondéré et agrégé de $-4.30^{E}04$. Il faut toutefois noter que le recyclage d'asphalte nécessite une quantité importante d'électricité pour le fonctionnement du concasseur et du tambour rotatif soit : 2024,03 kWh. Le Tableau 4.20 montre la répartition des scores d'impacts entre les processus élémentaires du recyclage d'asphalte.

Tableau 4.20 Scores pondérés d'impacts pour chacun des processus élémentaires de la fabrication d'asphalte

Processus élémentaires	Électricité	Gaz naturel	Acquisition de sable	Acquisition de gravier	Production de bitume
Scores pondérés d'impacts	$3.272^{E}01$	$-7.08^{E}02$	$-1.493^{E}03$	$-4.065^{E}01$	$-4.023^{E}04$

Ainsi, les crédits environnementaux liés au recyclage d'asphalte sont beaucoup plus grands que les impacts générés par la consommation d'électricité ce qui explique que le score total soit négatif. Le recyclage d'asphalte représente donc effectivement un bénéfice pour l'environnement. Ces impacts crédités sont attribuables à la substitution de l'asphalte recyclé dans la production du bitume. En fait, la production du bitume génère plus de 200 polluants émis dans l'air, les eaux et les sols (ETH-ESU 96). Le Tableau 4.21 présente les principaux impacts que le recyclage de l'asphalte permet d'éviter. L'écotoxicité chronique aquatique qui présente un score pondéré d'impacts pondérés de $-7.34^{E}03$ est l'impact principalement évité. Au niveau des scores normalisés, le réchauffement global est plutôt l'impact évité le plus important avec un score de $-3.46^{E}03$ éq. pers./an. Pour ce qui est des scores caractérisés, ils sont très variables et montrent des niveaux d'impacts qui varient entre l'ordre 10^{8} (écotoxicité chronique aquatique) et l'ordre 10^{0} (destruction de la couche d'ozone).

Tableau 4.21 Principaux impacts évités grâce au recyclage de l'asphalte

Impacts	Impacts caractérisés	Impacts normalisés (éq. pers. / an)	Impacts pondérés
Écotoxicité chronique dans les eaux	$-1.53^{E}08$ (m^3)	$-3.19^{E}03$	$-7.34^{E}03$
Réchauffement global	$-3.01^{E}07$ (g. éq. CO_2)	$-3.46^{E}03$	$-4.50^{E}03$
Acidification	$-2.08^{E}05$ (g. éq. SO_2)	$-1.68^{E}03$	$-2.18^{E}03$
Destruction de l'ozone	$-4.97^{E}00$ (g. éq. NO_3)	$-2.46^{E}01$	$-5.66^{E}02$

4.5 Analyse de sensibilité

Trois analyses de sensibilité ont été effectuées afin de vérifier :

– l'influence des volumes excavés sur la distribution des impacts;

– l'influence que peut avoir l'annulation des scores d'impacts primaires sur les conclusions de l'étude;

– l'influence de la localisation du LES sur l'avantage environnemental du premier scénario.

4.5.1 Influence des volumes excavés sur la distribution des impacts

Cette simulation est basée sur les conclusions d'une analyse de risque concernant l'îlot 1 nord du terrain excavé. Cette étude conclut que seul le premier mètre de sols contaminés représente un risque et que les autres sols peuvent être laissés en place. Les sols excavés sont ensuite gérés conformément aux critères génériques en vigueur au Québec (comme dans le scénario 2). Il est toutefois à noter que les sols de l'îlot 1 sud ne peuvent être gérés par le risque étant donné l'origine pétrolière de leur

contamination et qu'ils doivent être entièrement excavés en vertu de la section 6.1.2.3. de la *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés de 1998.* Ainsi, les volumes à gérer selon un scénario basé sur le risque sont présentés au Tableau 4.22.

Tableau 4.22 Distribution des volumes de sols à gérer dans le scénario de gestion basé sur le risque

Fractions à gérer	Volumes (m^3)
Sols laissés en place	4814.54
Débris excavés	2122.34
Asphalte excavé	113.26
Sols contaminés <C excavés	8127.72
Sols contaminés C-D excavés	1004.50
Sols contaminés >D excavés	2001.69
Total	18 134.05

4.5.1.1 Impacts primaires

Les impacts primaires avant la gestion du terrain contaminé sont identiques à ceux présentés précédemment puisqu'il s'agit des mêmes sols. Toutefois, la différence est visible une fois que le terrain contaminé est géré puisque dans ce cas, une certaine quantité de sols est laissée en place. Le Tableau 4.23 montre les scores d'impacts primaires obtenus avant et après la gestion du terrain par le risque.

Tableau 4.23 Impacts primaires associés à la gestion par le risque du terrain contaminé

Étapes de gestion	Impacts	Écotoxicité chronique dans les sols	Toxicité humaine dans l'air	Toxicité humaine dans les sols
Avant la gestion par le risque	Impacts caractérisés (m^3)	$1.20^{E}07$	$8.54^{E}10$	$9.11^{E}08$
	Impacts normalisés (éq. pers. / an)	$2.50^{E}02$	$9.31^{E}00$	$2.94^{E}06$
	Impacts pondérés	$5.75^{E}02$	$2.61^{E}01$	$7.35^{E}06$
	Impacts totaux		$7.351^{E}06$	
Après la gestion par le risque	Impacts caractérisés (m^3)	$2.82^{E}06$	$2.17^{E}09$	$2.16^{E}07$
	Impacts normalisés (éq. pers. / an)	$9.31^{E}01$	2.36^{E}-01	$6.97^{E}04$
	Impacts pondérés	$2.16^{E}02$	6.62^{E}-01	$1.75^{E}05$
	Impacts totaux		$1.752^{E}05$	

Tout comme dans le scénario 2 étudié précédemment, les sols envoyés à l'enfouissement (LES ou LÉSA) voient leurs impacts primaires annulés après la gestion. Toutefois, les scores présentés sous la rubrique « après la gestion par le risque » sont ceux associés aux sols contaminés laissés en place et dont les impacts primaires persistent. Ainsi, la gestion par le risque, tel que c'était le cas avec le premier scénario, ne permet pas d'ignorer tous les impacts primaires. La toxicité humaine dans les sols présente les score d'impacts primaires normalisés et pondérés les plus élevés alors que pour les scores caractérisés, c'est plutôt la toxicité humaine dans l'air qui se démarque. Le facteur de normalisation élevé pour la toxicité humaine dans l'air réduit l'ampleur de cet impact pour les scores normalisés, puis conséquemment, pour le score pondéré.

4.5.1.2 Impacts secondaires

Des simulations de Monte-Carlo ont également été effectuées pour modéliser les incertitudes du scénario de gestion par le risque programmé dans Excel. La Figure 4.15 permet de comparer le score pondéré et agrégé d'impacts secondaires obtenu par le scénario de gestion par le risque avec celui du deuxième scénario qui possède les mêmes filières de gestion, mais où les volumes excavés sont beaucoup plus grands. Le niveau d'impacts secondaires du scénario de gestion par le risque, qui correspond à l'intervalle [$3.35^{E}06$, $4.68^{E}06$, $6.34^{E}06$] ([min, moyenne, max]), est inférieur à celui du scénario 2 représenté par l'intervalle [$4.59^{E}06$, $6.43^{E}06$, $8.73^{E}06$]. Le volume excavé à gérer est plus petit lorsqu'un protocole de gestion par le risque est mis en place ce qui explique qu'il présente les meilleures performances environnementales. Par ailleurs, étant donné qu'aucun crédit n'est attribué dans les deux scénarios, les valeurs inférieures des intervalles sont positives.

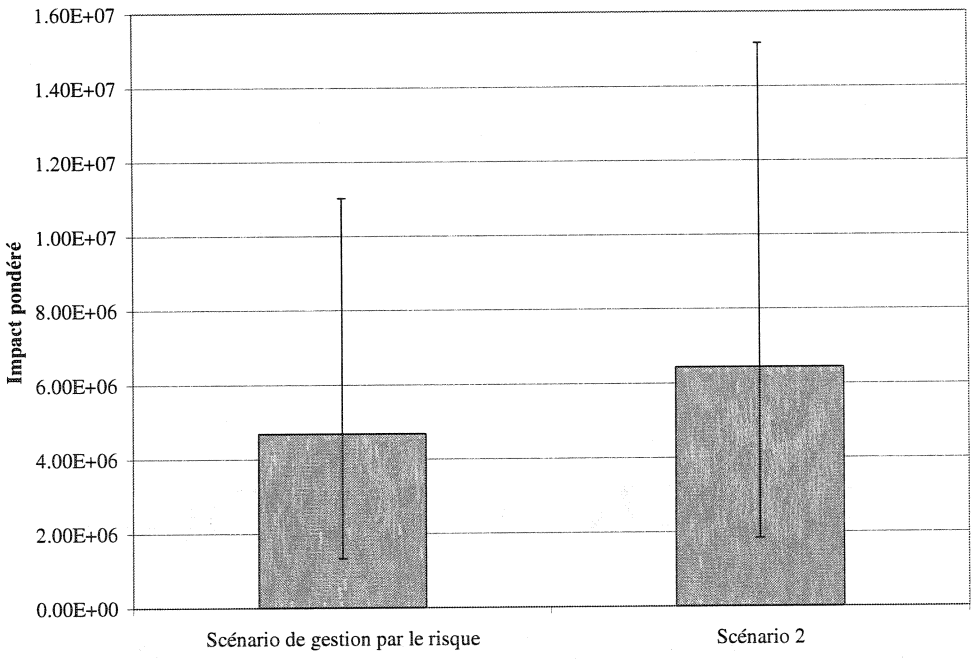


Figure 4.15 Comparaison des scores d'impacts pondérés et agrégés obtenus par le scénario de gestion par le risque avec celui du scénario 2.

En ce qui concerne la contribution de chacune des fractions au score agrégé, la gestion des sols >D est celle dont le niveau d'impacts secondaires est le plus élevé étant donné qu'il s'agit de sols qui parcourent un long trajet (consommation et combustion importantes de diesel) avant d'être enfouis au LÉSA de Grandes-Piles (Figure 4.16). De même, ces sols doivent aussi être traités préalablement à leur enfouissement ce qui génère d'autres impacts environnementaux secondaires importants. Pour ce qui est des sols <C, ils génèrent également des impacts importants puisqu'ils représentent un volume élevé à transporter vers le LES de Lachenaie. Les sols C-D représentent, quant à eux, un volume moins important à transporter, mais le long trajet qu'ils doivent parcourir pour atteindre le LÉSA de Grandes-Piles contribue à augmenter la consommation de diesel. Finalement, les débris (dalles de béton, asphalte, roches et mâchefers) présentent un score pondéré d'impacts inférieur puisqu'ils constituent un plus petit volume à transporter vers le LES de Lachenaie. Il faut également remarquer que les scores d'impacts présentés sont tous inférieurs à ceux du scénario 2. Tel que mentionné précédemment, les plus petits volumes à gérer dans le scénario de gestion par le risque en sont la cause.

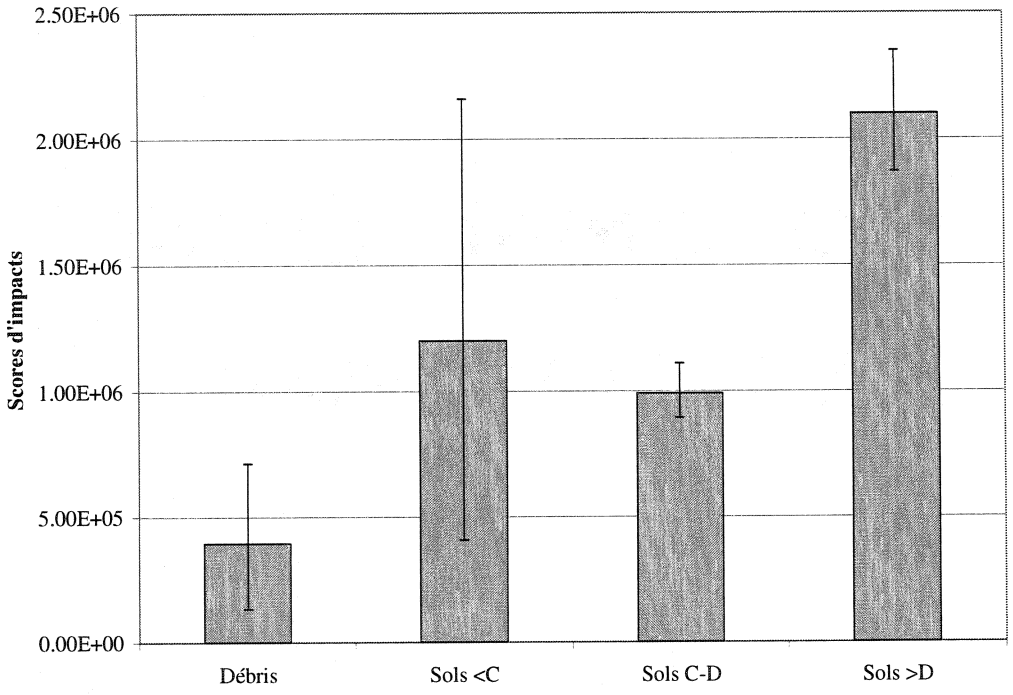


Figure 4.16 Scores pondérés d'impacts associés à la gestion par le risque de chacune des fractions excavées.

Par ailleurs, l'avantage principal de la gestion par le risque est qu'elle permet de diminuer les volumes de sols contaminés excavés qui doivent être transportés vers le LES de Lachenaie ou le LÉSA de Grandes-Piles et ainsi d'épargner sur les coûts d'enfouissement. Ceci représente des économies de carburant. Le Tableau 4.24 présente le nombre d'allers-retours vers les sites d'enfouissement évités par rapport à ceux effectués au scénario 2 ainsi que l'économie moyenne de diesel réalisée. Ainsi, lorsque les sols sont gérés par le risque, 187 allers-retours sont évités vers Lachenaie alors que 55 allers-retours sont évités vers Grandes-Piles.

Tableau 4.24 Nombre de voyages évités vers les lieux d'enfouissement et économie moyenne de diesel réalisée en gérant par le risque le terrain contaminé

Destinations	Nombre d'allers-retours évités	Économies de diesel (litres)
LES de Lachenaie	187	$4.19^{E}06$
LÉSA de Grandes-Piles	55	$7.16^{E}06$

Par ailleurs, puisque les économies de diesel sont considérables et représentent plusieurs millions de litres, les impacts liés à la production du diesel et à sa combustion sont donc moindres lorsque le site de référence est géré par le risque plutôt que selon les critères génériques comme dans le scénario 2 (Tableau 4.25). Ainsi, le score pondéré moyen de la production du diesel, qui est le processus élémentaire le plus polluant, est plutôt de $4.71^{E}06$ dans le scénario de gestion par le risque au lieu d'être de $6.38^{E}06$. Pour ce qui est des autres impacts, le plus grand bénéfice environnemental lié à la gestion par le risque est observable pour les impacts pondérés associés aux transports : en moyenne, un score pondéré d'impacts de $3.15^{E}04$ ($3.92^{E}04 - 7.71^{E}03$) est épargné en gérant par le risque le site de référence.

Tableau 4.25 Impacts pondérés attribuables à chacun des processus élémentaires lorsque les fractions excavées sont gérées par le risque ou selon le deuxième scénario

Scénarios et scores d'impacts / Processus élémentaires	Scénario de gestion par le risque			Scénario 2		
	Impacts minimum	Impacts moyens	Impacts maximum	Impacts minimum	Impacts moyens	Impacts maximum
Production de diesel	$3.33^{E}06$	$4.71^{E}06$	$6.31^{E}06$	$4.55^{E}06$	$6.38^{E}06$	$8.57^{E}06$
Opérations de chantier	$2.40^{E}03$	$2.40^{E}03$	$2.40^{E}03$	$3.25^{E}03$	$3.25^{E}03$	$3.25^{E}03$
Transports	$2.52^{E}03$	$7.71^{E}03$	$1.32^{E}04$	$2.78^{E}04$	$3.92^{E}04$	$5.30^{E}04$
Traitement	$4.65^{E}03$	$4.65^{E}03$	$4.65^{E}03$	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$	$7.00^{E}03$

Les principaux impacts qui se démarquent sont les mêmes que ceux du scénario 2. Il s'agit du réchauffement global, de l'écotoxicité chronique aquatique et de l'acidification. Les scores obtenus pour ces impacts sont eux aussi inférieurs à ceux générés par le scénario 2. Ils sont également tous de l'ordre 10^6. Ainsi, le réchauffement global obtient un score moyen d'impacts pondérés de $1.55^{E}06$ alors que l'écotoxicité obtient plutôt un score moyen de $1.33^{E}06$ et l'acidification un score de $1.19^{E}06$ (Figure 4.17).

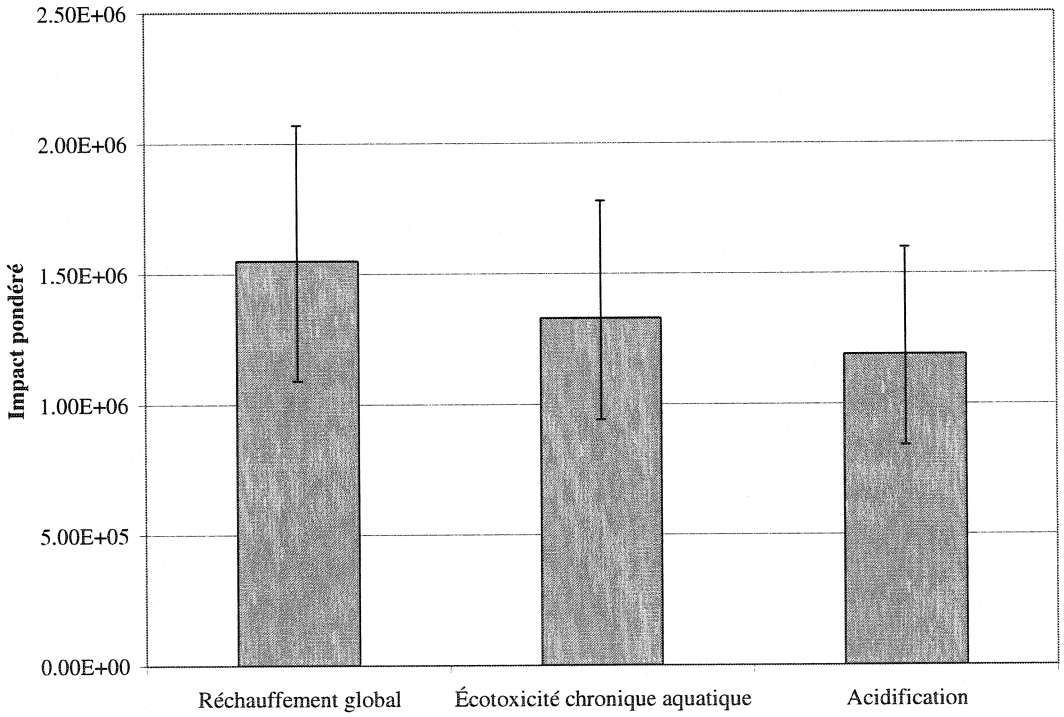


Figure 4.17 Impacts pondérés prédominants associés à la gestion par le risque du terrain contaminé.

4.5.1.3 Indicateurs d'impacts primaires et secondaires uniques et agrégés

Le scénario de gestion par le risque implique de laisser en place une certaine quantité de sols. Ainsi, les impacts primaires sont plus élevés que dans les deux autres scénarios étudiés. Toutefois, les impacts secondaires sont inférieurs à ceux du

deuxième scénario, mais supérieurs à ceux du premier scénario. En combinant les deux scores, l'indicateur de performance environnemental pour la gestion par le risque obtient une valeur se situant dans l'intervalle [$3.53^{E}06$, $4.86^{E}06$, $6.52^{E}06$] ([min, moyenne, max]). Le scénario de gestion par le risque apparaît donc comme un scénario intermédiaire entre le scénario de gestion basé sur la réutilisation des sols légèrement contaminés et celui basé sur l'enfouissement.

4.5.2 Influence de l'annulation des scores d'impacts primaires sur les conclusions de l'étude

Tel que mentionné précédemment, les impacts primaires des sols enfouis ont été ignorés pour le projet. Néanmoins, selon le principe de précaution, ce n'est pas parce qu'un risque est géré qu'il disparaît. De même, des défaillances aux sites d'enfouissement pourraient survenir. Une analyse de sensibilité a donc été effectuée afin de vérifier l'importance de la manipulation des impacts primaires sur les conclusions de l'étude. La Figure 4.18 montre comment les scores d'impacts pondérés totaux (impacts secondaires et primaires) sont influencés lorsque les impacts primaires sont ignorés ou conservés suite à l'enfouissement des sols.

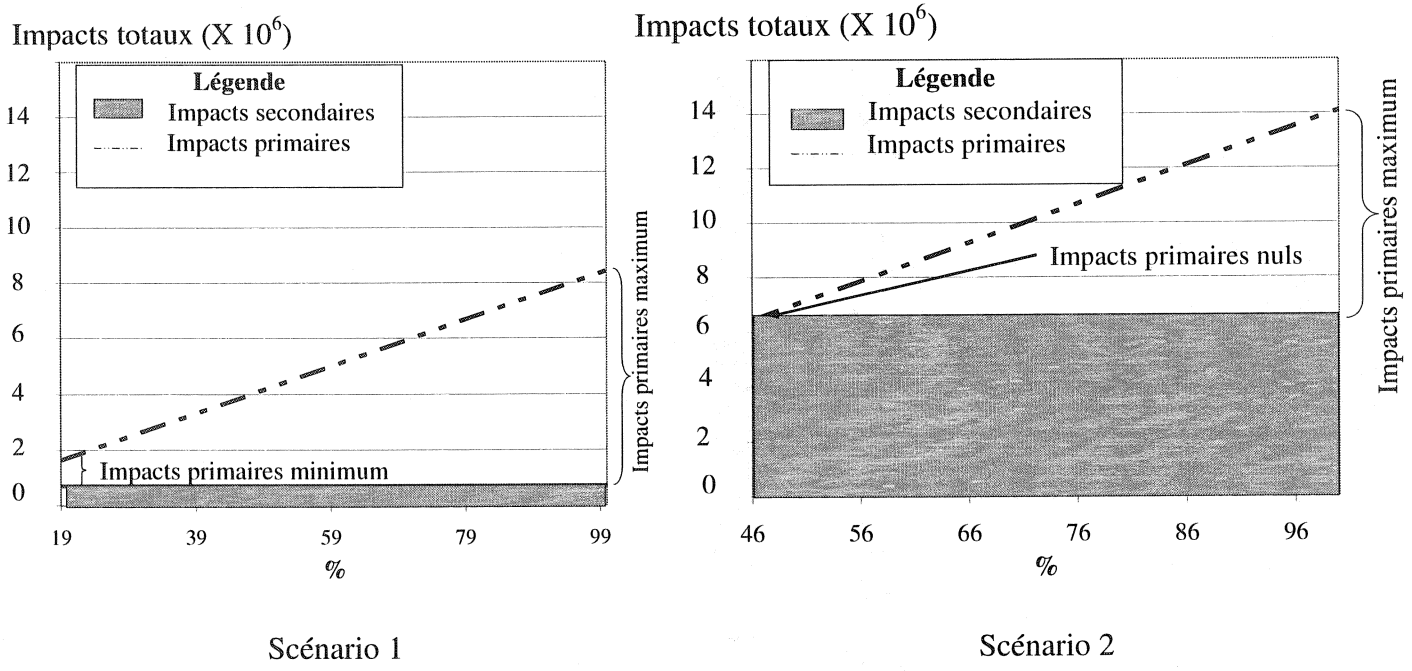


Figure 4.18 Variation des impacts totaux (pondérés) du premier scénario selon la manipulation des impacts primaires effectuée.

D'abord, il faut mentionner que les pourcentages indiqués sur ces graphiques sont établis par rapport au niveau maximal atteignable d'impacts totaux atteint dans chacun des scénarios. C'est-à-dire que le pire cas (100%) est celui qui correspond à la situation où les impacts primaires ne sont pas ignorés après l'enfouissement des sols (extrémité droite des graphiques). Ainsi, aucun lien n'existe entre les pourcentages indiqués sur les abscisses des deux graphiques puisque les impacts totaux atteints dans le pire cas (extrémité droite dans chacun des graphqiues) sont différents pour les deux scénarios ($8.43^{E}06$ pour le premier scénario et $1.42^{E}07$ pour le deuxième scénario). Par ailleurs, le rectangle gris sur les deux graphiques indique les impacts secondaires dans chacun des scénarios. Ce niveau d'impacts est constant et plus petit dans le premier scénario ($7.05^{E}05$) que dans le deuxième scénario ($6.43^{E}06$). D'autre part, pour réaliser le projet, il a été choisi d'ignorer les impacts primaires des sols enfouis. Les impacts totaux qui ont donc été considérés sont ceux de l'extrémité gauche de chacun des graphiques ($1.64^{E}06$ pour le premier scénario et $6.43^{E}06$ pour le deuxième scénario). Par conséquent, la comparaison des deux graphiques montre bien que, dans le contexte du projet, peu importe si les impacts primaires des sols enfouis sont ignorés ou non, le scénario 1 présente toujours des impacts totaux inférieurs à ceux du scénario 2. Toutefois, les niveaux réels des impacts totaux générés se situent quelque part entre le meilleur et le pire cas (extrémités gauches et droites des graphiques) et sont directement influencés par les performances des sites d'enfouissement (capacité à gérer les impacts primaires).

4.5.3 Influence de la localisation du LES sur l'avantage environnemental du premier scénario

Cette discussion est purement théorique puisqu'il n'y a aucun LES sur l'Île de Montréal. Il s'agit de vérifier comment seraient influencées les conclusions de l'étude si le LES s'était trouvé sur l'île de Montréal plutôt qu'à Lachenaie. Cette situation correspond à l'ancienne situation montréalaise lorsque le LES était situé au CESM (Complexe Environnemental Saint-Michel). Une simulation a donc été effectuée en

localisant le LES au CESM. Toutefois, afin d'alléger la simulation, seule la gestion des sols <C a été comparée : leur gestion représente la plus grande divergence entre le scénario 1 et le scénario 2. Par ailleurs, en définissant S1 comme étant le score pondéré et agrégé obtenu par le premier scénario et S2 comme étant celui obtenu par le deuxième scénario, la fonction cumulative de S1-S2 permet de déterminer dans quelle proportion le scénario 1 s'avère le meilleur choix de gestion :

Si S1-S2 < 0 : le scénario 1 est un meilleur choix ;

S1-S2 = 0 : les deux scénario sont équivalents ;

S1-S2 > 0 : le scénario 2 est un meilleur choix.

La Figure 4.19 montre la distribution cumulative de S1-S2 obtenue après 1000 itérations du programme Excel qui a été élaboré pour modéliser les performances environnementales des deux scénarios. Chaque itération correspond à un positionnement différent du terrain excavé et des lieux de réutilisation.

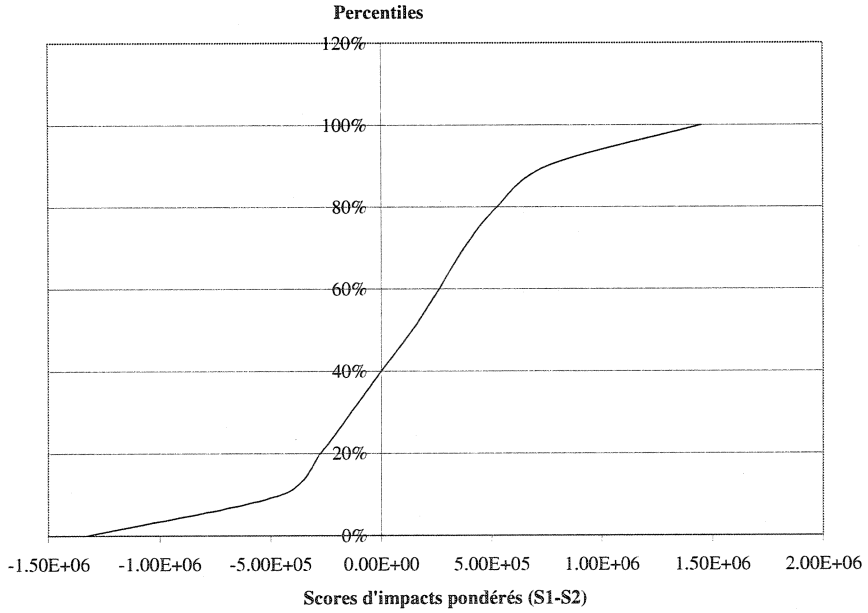


Figure 4.19 Distribution cumulative de la différence des scores pondérés et agrégés d'impacts relatifs à la gestion des sols <C selon chacun des scénarios.

Cette figure montre que le succès du scénario 1(réutilisation) serait beaucoup moins éloquent si le LES était sur l'île de Montréal. En fait, la Figure 4.19 montre que S1-S2 aurait été inférieur à 0 dans seulement 40% des cas, c'est-à-dire que le scénario 1 (réutilisation) aurait généré moins d'impacts secondaires que le scénario 2 (enfouissement) seulement dans 40% des situations.

CHAPITRE 5 - DISCUSSION GÉNÉRALE

5.1 Validité des impacts primaires dans la gestion des friches industrielles

Les impacts primaires s'apparentent au risque associé à la contamination des sols. D'ailleurs, ils ne concernent que les effets toxiques et écotoxiques des polluants. Toutefois, contrairement à l'analyse du risque, les impacts primaires calculés à l'aide de la méthode EDIP 97 sont potentiels et excluent les considérations spécifiques au site et à l'horizon temporel. D'autre part, le contexte du projet implique que les impacts primaires des sols enfouis doivent être ignorés. Or, en invoquant le principe de précaution, certains pourraient argumenter que les émissions gazeuses et les lixiviats produits par les sites d'enfouissement mériteraient de faire l'objet de considérations dans l'étude. D'ailleurs, quelques ACV sur le sujet ont déjà été réalisées. Aprili et al. (1999) ont démontré que pour une période de 30 ans, les lixiviats et biogazs générés par les sites d'enfouissement étaient convenablement gérés. Néanmoins, il n'était pas dans les objectifs du projet de quantifier les performances environnementales des lieux d'enfouissement.

Cependant, par prudence, il convient de discuter succinctement des performances environnementales des lieux d'enfouissement. Une étude réalisée par Rollin et al. (1998) concernant le site d'Horizon Environnement à Grandes-Piles mentionne que « *l'épaisse couche d'argile est suffisamment imperméable et capable d'absorber les contaminants qui pourraient tenter de la traverser* ». Aussi, les temps de migration estimés dans cette étude dépassent les 1000 ans. De même, une autre étude réalisée dans le cadre d'un projet de maîtrise à l'Université de Sherbrooke et concernant aussi le LÉSA de Grandes-Piles souligne que « ... *même en considérant des conditions défavorables et un scénario pessimiste, il n'y aurait pas de risque de contamination de l'aquifère captif profond par les sols contaminés [...] pour une période d'au moins 600 ans.* » (Demers, 1999). À l'égard des conclusions de ces études, il semble que l'enfouissement soit effectivement une mesure efficace de gestion du risque pour le

LÉSA de Grandes-Piles et ce, bien au-delà de l'horizon temporel de 25 ans considéré pour le projet. Puisqu'aucune autre étude n'a été trouvée concernant le LES de Lachenaie, les conclusions d'Aprili et al. (1999) ont été considérées. Ainsi, les installations techniques du LES de Lachenaie ont été jugées adéquates pour gérer le risque associé à l'enfouissement des sols contaminés pendant 25 ans. Toutefois, il est probable que les conditions techniques et hydrogéologiques du LES de Lachenaie soient différentes de celles du LES étudié par Aprili et al. (1999).

D'autre part, concernant les sols <C, qui sont réutilisés dans le premier scénario, leurs impacts primaires n'ont pu être exclus de l'étude étant donné qu'ils poursuivent leur vocation initiale dans divers projets de construction (ils ne deviennent pas des déchets comme les sols enfouis). Pourtant, selon le projet de réutilisation, il est envisageable que le danger auquel ils sont associés soit plus ou moins géré via une :

- utilisation sous la couche d'asphalte d'une route ou d'un stationnement;
- utilisation comme remblai pour le site d'un futur édifice à bureau;
- utilisation dans un aménagement paysagé isolé du public.

De même, selon les propriétés des sols réutilisés et les caractéristiques du milieu, des phénomènes d'atténuation naturelle pourraient survenir. Ils demeurent néanmoins impossible de les quantifier dans le contexte du projet. Également, bien que la méthode EDIP 97 inclue un facteur de biodégradation, celui-ci n'intervient que dans les cas où la biodégradation des contaminants survient à l'intérieur de 28 jours selon le test 302 B-C (1992) de l'OCDE. Or, dans le cas des terrains contaminés, la biodégradation s'étend sur une échelle temporelle beaucoup plus longue. Ainsi, selon le type de réutilisation et les potentiels d'atténuation naturelle et de biodégradation, il est probable que les impacts primaires des sols <C réutilisés soient inférieurs au score d'impacts pondérés calculé pour le projet ($9.33^{E}05$). Étant donné l'incertitude relative au projet de réutilisation et au potentiel de biodégradation des sols, l'approche pessimiste a été choisie et aucun facteur de correction n'a été appliqué à ce score.

Néanmoins, le score réel d'impacts primaires pour les sols <C réutilisés se situe quelque part dans l'intervalle [0, $9.33^{E}05$].

Par ailleurs, l'analyse de sensibilité effectuée sur les scores d'impacts primaires a révélé que peu importe la manipulation effectuée (maintien ou annulation des scores après l'enfouissement), le premier scénario restait celui montrant le meilleur bilan environnemental. En fait, sachant que les sols enfouis (contamination supérieure au critère C) sont les mêmes dans les deux scénarios, les choix méthodologiques s'appliquant aux scores d'impacts primaires n'influencent donc plus le succès des scénarios l'un envers l'autre : les comparaisons sont basées sur les aspects divergents. Pour ce qui est des impacts primaires associés aux sols <C, ils n'influencent également pas la décision bien qu'ils soient traités différemment dans les deux scénarios : leur contribution à l'impact total maximal (en conservant les impacts après l'enfouissement) est faible (11% pour le premier scénario et environ 7% pour le deuxième scénario) et ce, bien qu'ils représentent plus de 57% du volume de sols à gérer.

Par conséquent, dans le contexte de l'étude, les impacts secondaires sont ceux qui influencent le succès des scénarios. Néanmoins, il semble approprié de poursuivre l'évaluation des scores d'impacts primaires en considérant qu'ils dépendent énormément des alternatives de gestion évaluées. Par exemple, dans les cas où une plus grande proportion de sols seraient envoyés au traitement et que des alternatives différentes d'assainissement seraient étudiées, les résultats pourraient être totalement différents. De même, si des contaminants différents se trouvaient dans les sols, la répartition des scores entre les différents volumes excavés pourraient être totalement différente et conférer, par exemple, beaucoup d'importance aux scores d'impacts primaires des sols <C. Également, puisque les résultats issus des évaluations complètes des risques ne sont actuellement pas des mesures comparables avec les scores d'impacts secondaires, la quantification des impacts primaires est nécessaire afin des considérations relatives aux contaminants présents dans les sols soient aussi

incluses dans le bilan environnemental des scénarios de gestion analysés. Enfin, il faut ajouter que le calcul des scores d'impacts primaires est aussi utile puisqu'il fournit une première estimation des risques associés à différents scénarios de réhabilitation et qu'il peut aider à limiter le nombre d'options soumises à une véritable évaluation des risques.

5.2 Rôle de la sélection des critères génériques sur la distribution des impacts

Pour des raisons économiques, la pratique courante concernant la gestion des terrains contaminés vise à limiter les volumes à traiter et à privilégier l'enfouissement. C'est d'ailleurs pour cette raison que ce projet n'a retenu l'option que seuls les sols excédant le critère D devaient être soumis au traitement et ce, tel que l'oblige le *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*.

De même, afin de limiter la durée du traitement et ainsi les coûts associés, les sols sont généralement traités jusqu'à ce qu'ils atteignent la limite acceptable pour l'enfouissement, c'est-à-dire le critère D. Ce principe a aussi été respecté pour la modélisation du traitement dans le cadre de l'étude.

Or, sachant que le traitement vise à diminuer les impacts primaires associés aux sols contaminés, sa raison d'être demeure discutable lorsque les sols traités finissent par se retrouver à l'enfouissement. En effet, il faut se rappeler qu'après l'enfouissement, les impacts primaires des sols ont été ignorés. Par conséquent, la question suivante se pose : pourquoi traiter les sols si des impacts secondaires doivent être générés et ce, dans le but d'abaisser les scores d'impacts primaires lesquels de toute manière s'annuleront après l'enfouissement? Par le fait même, la pertinence du critère D est remise en question : il ne tient pas compte des impacts secondaires qu'il faut générer pour l'atteindre.

Néanmoins, il faut quand même souligner que le principe de précaution est de mise et qu'en cas de défaillance d'un lieu d'enfouissement, il demeure préférable que la contamination des sols enfouis soit relativement peu élevée. Toutefois, comment fixer

la limite admissible du niveau d'impacts secondaires tolérables afin d'atteindre le critère D et ce, dans l'optique de limiter les dégâts environnementaux associés à une éventuelle défaillance du site d'enfouissement? Une suggestion serait d'estimer ces dégâts et de ne recommander l'assainissement des sols que lorsque ces derniers seraient supérieurs aux impacts générés par le traitement. Une autre suggestion serait de permettre la réutilisation des sols traités. Pour ce faire, il faudrait toutefois disposer d'une méthode pour relier les dégâts causés par une défaillance du site d'enfouissement aux impacts du traitement afin qu'il s'agisse de mesures comparables. L'intégration de l'ACV dans l'élaboration des législations pourrait être un choix judicieux. Actuellement, aucun critère générique de MENV ne considère l'ACV afin d'inclure les impacts secondaires ou les impacts potentiels causés par une défaillance des sites d'enfouissement.

Par ailleurs, bien que la contribution du traitement au score total des impacts secondaires soit relativement modérée, il faut comprendre que la modélisation effectuée est simplifiée et basée sur certaines hypothèses. Par exemple, bien que la durée du traitement considérée pour l'étude soit d'un an, il est concevable qu'elle puisse s'étendre au-delà de cette période. Si tel était le cas, les impacts secondaires du traitement seraient plus importants étant donné une demande en nutriments et en énergie plus soutenue. De même, la modélisation du traitement via la technologie des biopiles implique qu'il s'agit d'une méthode efficace pour le type de contaminants retrouvés dans les sols excavés. Or, certains HAP de plus de cinq cycles pourraient poser problèmes et nécessiter l'utilisation d'une autre technologie que celle des biopiles et qui serait disponible dans un autre centre de traitement situé à l'extérieur de Montréal (au Lac St-Jean par exemple). Des transports additionnels seraient alors requis engendrant ainsi une consommation accrue de diesel ce qui alourdirait directement la charge environnementale déjà accablante des impacts secondaires entourant le traitement.

Dans le même ordre d'idée, certains pourraient proposer de décontaminer davantage les sols (en dessous du critère C par exemple) afin de limiter les transports vers le LÉSA de Grandes-Piles et favoriser plutôt l'enfouissement au LES de Lachenaie. Des impacts secondaires associés au trajet plus court entre Montréal et Lachenaie pourraient ainsi être économisés. Pourtant, il est envisageable que des niveaux d'impacts secondaires supérieurs soient le prix environnemental à payer pour atteindre un meilleur taux de décontamination et qu'ainsi, les impacts évités relativement au trajet plus court se retrouvent annulés. Également, il ne faut pas oublier que des frais supplémentaires s'appliqueraient sûrement étant donné l'atteinte d'une concentration inférieure en contaminants.

Bref, il faut retenir que l'imposition d'objectifs de décontamination basés sur des critères génériques ne tient pas compte des impacts secondaires qu'il faut générer pour atteindre ces critères. De même, bien que l'enfouissement assure normalement une gestion adéquate du risque associé aux sols contaminés (impacts primaires nuls), vaut-il effectivement la peine de générer autant d'impacts secondaires dans le but de limiter les dommages que pourrait causer une éventuelle défaillance technique du site d'enfouissement ? Peut-être vaudrait-il mieux limiter les efforts de décontamination aux sols présentant une contamination modérée et un fort potentiel de réutilisation? Enfin, des efforts supplémentaires pourraient être investis afin d'optimiser davantage les procédés de captage des émissions gazeuses et lixiviats issues des cellules d'enfouissement.

5.3 Importance de la localisation des points de gestion sur la distribution des impacts secondaires liés aux transports

Les résultats présentés dans ce mémoire s'appliquent uniquement à la situation montréalaise actuelle. Aucune extrapolation n'est directement applicable à une autre municipalité. La raison est simple et dépend principalement du rôle des transports impliqués dans la gestion des friches industrielles. En fait, la grande différence entre les deux scénarios étudiés concerne le point de gestion des débris et des sols.

Lorsqu'ils sont réutilisés sur l'île de Montréal, les distances de transport sont relativement courtes par rapport à celles pour se rendre au LES de Lachenaie. Cette situation favorise le scénario 1 puisque des trajets plus courts impliquent une consommation moindre de diesel et qu'il a été montré que la production du diesel est l'étape qui génère le plus d'impacts dans chacun des scénarios. Toutefois, il faut comprendre que si le LES était situé sur l'île de Montréal plutôt qu'à Lachenaie, les résultats auraient été différents. En fait, le scénario gagnant est celui qui minimise la distance à parcourir pour atteindre le point de gestion. Ainsi, chaque fois que le trajet serait plus long pour atteindre le point de réutilisation plutôt que le LES, le scénario 2 aurait été gagnant. C'est d'ailleurs ce qu'illustrait la courbe présentée à la Figure 4.19 du chapitre précédent. Ainsi, en positionnant plutôt le LES au Complexe Environnemental Saint-Michel, le scénario 1 présenterait le meilleur choix environnemental dans seulement 40% des cas. Toutefois, si tel était le cas, il serait pourtant plus logique de favoriser l'admission de déchets non-traitable au LES plutôt que des sols faiblement contaminés réutilisables.

Enfin, à l'heure où les préoccupations environnementales sont tournées vers la réduction des gaz à effet de serre (GES) et sachant que 45% des GES produits dans la région montréalaise sont attribuables aux transports dont 26% de ce pourcentage proviendrait des camions (CRDÎM, 2001), il apparaît essentiel d'optimiser le système de gestion et de transports des sols contaminés.

5.4 Forces et faiblesses du cadre méthodologique établi pour le projet

Tout d'abord, il faut mentionner qu'une des exigences de l'étude concernait l'applicabilité de ces résultats au contexte montréalais en général et non spécifiquement aux abords du Pont Jacques-Cartier. Pour ce faire, les opérations de réhabilitation spécifiques au terrain de référence ont été exclues du champ de l'étude. Elles englobent, entre autres, la démolition des bâtiments qui étaient présents sur le site de référence de même que sa transformation en un éventuel parc et secteur résidentiel.

Pour ce qui est de l'utilisation évitée des terres propres grâce à la réutilisation des sols faiblement pollués, elle n'a pu être modélisée à défaut d'une méthode canadienne disponible au moment du projet (elle est actuellement en cours d'élaboration). L'application d'une méthodologie européenne s'est rapidement avérée une alternative irréaliste compte tenu des données d'occupation du territoire et des zones climatiques sont différentes de celles du Canada. Néanmoins, le bénéfice lié à l'excavation évitée de sable et gravier dans des carrières à proximité de Montréal et situées sur des terres propres a tout de même été considéré grâce à l'attribution de crédits environnementaux.

De même, il faut ajouter que les impacts liés à la destruction des sols enfouis n'ont pas été considérés dans l'étude. Aucune méthode d'impacts n'était disponible et adaptée au contexte canadien. Si ces impacts avaient été considérés, il est probable que l'enfouissement des sols contaminés par rapport à leur traitement serait une solution beaucoup moins éloquente. Ainsi, lorsque la réutilisation ne serait pas une alternative envisageable, le dilemme entre l'enfouissement et le traitement des sols contaminés serait beaucoup plus marqué.

De plus, pour ce qui est de l'évaluation des impacts, il faut mentionner que la méthode EDIP 97, qui a été utilisée pour le projet, est européenne. Ainsi, les impacts locaux et régionaux tels l'acidification ou l'eutrophisation pourraient très bien être différents s'ils avaient été évalués selon le contexte canadien. En fait, lorsque les niveaux d'émissions de certains polluants seraient plus élevés au Canada qu'au Danemark, les facteurs de normalisation (calculés par capita) seraient donc plus élevés. Ainsi, certaines catégories d'impacts caractérisés pourraient voir leur importance diminuée puisqu'elles seraient divisées par des facteurs de normalisation plus grands. Toutefois, il est probable qu'au niveau de la pondération l'équilibre se rétablisse entre les deux pays. En effet, pour des émissions supérieures par capita, les objectifs environnementaux seraient probablement plus sévères et les facteurs de pondération sûrement plus élevés.

Il faut également souligner que l'évaluation des impacts primaires à l'aide de la méthode EDIP 97, laquelle est pourtant reconnue pour sa simplicité, s'est tout de même avéré une tâche longue et ardue. Puisque le but du projet ne visait pas à déterminer l'influence de la nature des contaminants sur les scores d'impacts primaires, cette considération n'a fait l'objet d'aucune analyse de sensibilité. Or, si tel avait été le cas, non seulement les impacts primaires auraient varié, mais aussi les impacts secondaires : les volumes de sols contaminés dirigés dans les différentes filières de gestion (enfouissement, réutilisation et traitement) auraient changé. Néanmoins, les conclusions relatives à la minimisation des trajets auraient probablement été maintenues.

Par ailleurs, il est impossible de passer sous silence que le plan de transport utilisé pour modéliser les déplacements est une représentation très sommaire du réseau routier montréalais. Néanmoins, malgré sa simplicité, il a quand même permis d'identifier que le meilleur bilan environnemental présenté par le premier scénario est surtout attribuable aux distances inférieures de transports des sols <C. De même, ce schéma de transport n'inclut pas la totalité de l'île de Montréal. La forme réelle de l'île rendait la modélisation des transports inutilement complexe pour les objectifs du projet. La superficie englobée correspond néanmoins en bonne partie au territoire de l'ancienne ville qui prévalait avant les fusions de 2002. À cet effet, il pourrait être intéressant de recommencer le projet en considérant un réseau routier plus élaboré et d'en vérifier l'influence sur les résultats de l'étude. Cependant, le scénario de réutilisation devrait continuer de prévaloir sur le scénario d'enfouissement puisque, de toute manière, la distance à franchir pour se rendre à Lachenaie est supérieure aux dimensions de l'île de Montréal.

D'autre part, le modèle Corinair utilisé pour évaluer les émissions des camions diesel utilisés pour transporter les sols est originaire d'Europe et a été développé par « l'European Environmental Agency » ou EEA. Aussi, bien que des différences chimiques existent entre la composition des carburants européens et américains de

même que les standards de performances environnementales des systèmes anti-pollution, Corinair a été choisi, entre autres, pour les émissions qu'il modélise et sa simplicité d'utilisation. Pour ce qui est de Nonroad, utilisé pour quantifier les émissions attribuables aux équipements de chantier, il s'agit d'un modèle américain. Toutefois, ce modèle considère plusieurs paramètres agrégés d'émissions (TOG, THC, NMOG et NMHC) qui ne sont pas caractérisées dans EDIP. Ceci pourrait expliquer la faible contribution des opérations de chantier aux scores totaux d'impacts. Aussi, il pourrait être intéressant de refaire la modélisation à l'aide d'un autre modèle américain plus complexe comme Mobile 6.2 qui est maintenant utilisé par la USEPA dans l'inventaire des émissions atmosphériques américaines.

Quant au procédé de traitement des sols par biopiles, il faut souligner qu'aucune analyse de sensibilité n'a été effectuée relativement à sa durée. Bien sûr, en modélisant un temps de traitement supérieur à un an, les impacts secondaires qui y sont rattachés seraient supérieurs alors que pour un traitement d'une durée inférieure à un an, les impacts seraient moindres. Or, étant donné que les impacts du traitement sont sensiblement les mêmes dans les deux scénarios étudiés (mêmes masses de contaminants traitées), le succès du premier scénario en est donc indépendant. Pour cette raison et aussi parce que le but du projet ne concernait pas l'évaluation des performances environnementales du traitement en biopiles, il n'a donc pas semblé avantageux de considérer l'effet du temps de traitement sur les résultats. Par ailleurs, il faut souligner que l'énergie hydroélectrique utilisée pour le fonctionnement des pompes est considérée comme une énergie propre et qu'aucun impact sur l'environnement n'est compilé. Pourtant, certains impacts liés au fonctionnement des centrales hydroélectriques sont connus comme par exemple, l'augmentation de la teneur en métaux des eaux. Il faut donc en déduire que la charge environnementale attribuée au traitement des sols et qui est déjà élevée le serait davantage si les impacts de la production de l'hydroélectricité avaient été inclus dans la base de données Franklin.

Enfin, la modélisation matricielle des deux scénarios de gestion étudiés dans ce projet a prouvé qu'il s'agissait effectivement d'un outil flexible dont les performances sont au moins comparables, sinon supérieures, à celle des logiciels commerciaux disponibles. Elle a permis de faire varier les paramètres incertains de l'étude soit : la localisation du terrain contaminé excavé et des lieux de réutilisation. Il s'agit toutefois d'une approche beaucoup plus laborieuse que l'utilisation directe des logiciels commerciaux puisque la programmation est entièrement assurée par l'analyste. Conséquemment, les risques de propagation d'erreurs y sont également supérieurs. Néanmoins, cette approche permet de modéliser les systèmes en conformité aux exigences des mandataires de l'étude tout en répondant aux besoins techniques de l'analyste. Ainsi, dans le contexte du projet, il a été possible de faire varier plus d'une localisation à la fois durant les simulations de Monte-Carlo ce qui était impossible avec les logiciels commerciaux. De même, bien que les distributions uniformes parmi lesquelles étaient choisies les localisations à chaque itération soient disponibles dans les logiciels commerciaux, d'autres distributions plus complexes et non disponibles dans ces logiciels auraient pu, ou pourraient éventuellement, être utilisées. En effet, il pourrait s'avérer intéressant de combiner les schémas d'aménagement et les plans d'urbanisation de la Ville de Montréal pour développer des tendances statistiques représentatives des emplacements réels des sites contaminés montréalais et des lieux potentiels de réutilisation (futurs chantiers de construction). Les simulations pourraient être reprises et les résultats ainsi obtenus comparés à ceux de cette étude.

CHAPITRE 6 - CONCLUSION

Ce projet de maîtrise portait sur l'évaluation environnementale de deux scénarios de gestion pour les sols contaminés excavés de la Ville de Montréal : un scénario impliquant la réutilisation des sols faiblement pollués (sols <C) inspiré du cadre de gestion mis en place à Rotterdam et un scénario de gestion conforme aux critères génériques du MENV. À cet effet, l'utilisation de l'ACV a montré qu'il s'agissait d'un outil performant et flexible. Il permet de comparer facilement différentes alternatives de gestion en identifiant les points forts et les points faibles de chacune d'elles afin d'en optimiser les performances environnementaux. Ainsi, l'hypothèse de recherche a été confirmée : le scénario de gestion basé sur la réutilisation des sols faiblement contaminés assure le meilleur bilan environnemental. Également, grâce à la programmation matricielle des systèmes de gestion, des simulations de Monte-Carlo ont pu être effectuées. Elles ont prouvées que la sensibilité des performances environnementales du premier scénario n'était pas influencée par la localisation, sur l'île de Montréal, du terrain contaminé excavé et des lieux de réutilisation.

Par ailleurs, telle qu'amorcée en Allemagne, la tendance en matière de gestion des sites contaminés urbains suggère l'intégration des impacts causés par les contaminants des sols (impacts primaires) et des impacts associés aux activités de réhabilitation (impacts secondaires) dans l'élaboration bilan environnemental. Ainsi, il a été montré que les scores d'impacts secondaires méritent d'être considérés dans l'étude puisqu'ils présentent un ordre de grandeur comparable aux impacts primaires (10^6). De même, malgré que les impacts primaires puissent faire l'objet de différentes manipulations et ce, étant donné l'incertitude liée au devenir des contaminants, il a été discuté que, dans le contexte du projet, seuls les scores d'impacts secondaires semblaient influencer le succès du premier scénario par rapport au deuxième. En fait, la consommation élevée de carburant des équipements de chantier et des camions s'est avérée la principale responsable des impacts secondaires. La production de diesel est de loin l'étape la

plus polluante des processus étudiés d'où l'importance d'en limiter la consommation en optimisant les trajets vers les différents points de gestion. À cet effet, les distances de transport inférieures du premier scénario ont permis de démontrer qu'il assurait le meilleur bilan environnemental. Néanmoins, une analyse de sensibilité a tout de même révélé que la localisation géographique de Montréal par rapport aux sites d'enfouissement favorisait le scénario de réutilisation. Ceci témoigne de la spécificité de l'étude au contexte Montréalais. Pour toute autre municipalité et dans le cas éventuel où un site d'enfouissement se réimplantait sur l'île de Montréal, les conclusions d'une nouvelle étude pourraient favoriser l'enfouissement des sols contaminés excavés au détriment de leur réutilisation.

D'autre part, les résultats ont montré que les impacts qu'il faut accepter de générer en décontaminant les sols>D en biopiles sont considérables : il s'agit du processus élémentaire présentant le deuxième plus haut niveau d'impacts malgré qu'il ne s'applique qu'à 12% du volume total de sols contaminés à gérer. Puisque les sols, pour des raisons économiques, sont souvent traités jusqu'à ce qu'ils atteignent la limite d'enfouissement (sous le critère D), la pertinence du critère D et des autres critères génériques a été remise en question. En effet, ces critères ne tiennent pas compte des impacts secondaires qu'il faut générer pour les atteindre. Toutefois, comment fixer la limite tolérable d'impacts secondaires qu'il faut subir pour diminuer les impacts primaires? Aussi, vaut-il effectivement la peine de générer ces impacts secondaires si les sols sont destinés quand même à l'enfouissement dont le contrôle des risques posés par la contamination semble adéquat et ce, sur une longue échelle temporelle? Cette étude ne permet pas de répondre à ces questions, mais elle prouve néanmoins que l'ACV est un outil très intéressant lequel devrait être davantage intégré au processus d'élaboration de nouvelles législations conforment à la notion de développement durable.

CHAPITRE 7 - RECOMMANDATIONS

7.1 Recommandations à la Ville de Montréal pour la gestion durable de ses sols contaminés excavés

1. La réutilisation des sols dont la contamination n'excède pas le critère C du MENV, à titre de remblai par exemple, semble une alternative de gestion intéressante qui mérite la considération des autorités montréalaises pour les raisons suivantes :

    1.1 l'absence de LES sur l'île de Montréal augmente la distance que les camions doivent parcourir pour acheminer les sols<C vers l'enfouissement et les impacts liés à la production et à la combustion du diesel sont donc considérables;

    1.2 les problèmes de qualité de l'air dans la région métropolitaine sont omniprésents en raison des nombreux déplacements qui y surviennent chaque jour. Il serait approprié que les activités de gestion municipale des terrains contaminés ne viennent pas davantage alourdir ce problème environnemental accablant;

2. La réutilisation des débris de construction et des roches devrait également être envisagée pour les mêmes raisons et de manières similaires à celles qui s'appliquent aux sols <C.

3. L'échange de sols faiblement contaminés devrait s'effectuer entre les terrains présentant la meilleure proximité. La transition par la plateforme des sols échangés n'est pas essentielle : si un preneur situé plus près du terrain contaminé que de la plateforme se manifestait, il vaudrait mieux lui acheminer directement les sols dans le souci d'optimiser les trajets routiers. Néanmoins, l'usage d'une plateforme d'entreposage de sols échangeables est recommandée afin d'assurer le contrôle optimal de la procédure établie pour l'échange des sols et ainsi prévenir l'apparition d'un réseau de contrebande de sols contaminés. La plateforme

faciliterait la coordination entre les différents intervenants (autorités municipales, contracteurs...) et limiterait probablement les activités clandestines et illégales autour de l'échange de sols.

4. Pour les cas où la réutilisation des sols contaminés ne serait pas envisageable, par exemple à cause d'un manque de preneurs conformes au cadre légal établi, la gestion basée sur le concept du risque, de par le fait qu'elle limite les volumes excavés, semble une alternative intéressante qui semble minimiser davantage les impacts secondaires que la gestion par critères génériques.
5. La Ville de Montréal, à l'instar du Ministère des transports du Québec, devrait favoriser l'utilisation d'enrobés bitumineux recyclés dans la réfection de ses chaussées.

7.2 Recommandations au Ministère de l'environnement du Québec pour l'intégration des concepts du développement durable à ses législations

1. Intégrer l'ACV à la démarche d'élaboration et d'amélioration des législations québécoises.
2. Les critères génériques ne devraient pas être utilisés comme seul critère environnemental dans le choix d'un scénario de réhabilitation d'un terrain contaminé. Puisqu'ils apparaissent non négligeables à l'égard des résultats obtenus, les impacts secondaires devraient aussi faire l'objet de considérations. À cet effet, l'ACV est un outil d'analyse intéressant et puissant.
3. Des critères d'admissibilité des sols contaminés à la réutilisation doivent être établis. Une présélection des options de réutilisation envisageables pourrait intégrer des considérations relatives aux scores d'impacts primaires et à la nature du projet de réutilisation (projet immobilier résidentiel, commercial...).
4. L'évaluation du risque demeure un outil essentiel dont il faut continuer de promouvoir l'usage afin de prévenir les effets néfastes que la réutilisation des sols

faiblement contaminés pourrait avoir sur la santé de l'écosystème et des Montréalais. Les études d'évaluation des risques pourraient servir à valider les projets de réutilisation présélectionnés.

7.3 Recommandations au niveau d'éléments de recherche pour la poursuite des travaux

Il serait inopportun de conclure que cette étude impliquant l'ACV et concernant la gestion des sites contaminés montréalais est complète et que les recommandations qui en découlent sont exhaustives et directement applicables. La problématique est trop complexe et les enjeux beaucoup trop importants pour qu'il en soit ainsi. Néanmoins, en plus de dresser le premier bilan environnemental « du berceau au tombeau », ce projet de maîtrise a aussi permis l'identification d'avenues subséquentes et essentielles de recherches avant l'implantation d'un nouveau protocole montréalais de gestion des sols contaminés.

Entre autres, il faudrait valider le choix de la méthode d'évaluation des impacts sur les résultats de l'étude. Si une autre méthode plus récente comme IMPACT 2000+ ou EDIP 2003 était utilisée, les conclusions de l'étude seraient-elles analogues? La validation des recommandations issues de cette étude est essentielle avant la mise en place de nouvelles pratiques à la Ville de Montréal. L'utilisation d'autres méthodes d'évaluation des impacts est un moyen d'y parvenir. À cet effet, le *Centre interuniversitaire de référence sur l'analyse, l'interprétation et la gestion du cycle de vie des produits, procédés et services* (CIRAIG) terminera sous peu la méthode canadienne d'évaluation des impacts du cycle de vie.

Enfin, la pertinence du traitement des sols contaminés devrait aussi faire l'objet de travaux de recherche subséquents en regard des scores d'impacts secondaires élevés qui lui sont associés et ce, surtout lorsque le traitement ne vise qu'à réduire le niveau de contamination sous la limite requise pour l'enfouissement. Les critères génériques utilisés au Québec pour gérer les terrains contaminés devraient faire l'objet de

questionnements plus approfondis relativement à leur signification et aux niveaux tolérables des impacts secondaires qu'il faut générer pour les atteindre. Ces impacts secondaires se sont montrés considérables dans ce projet où les sols étaient traités en biopiles. Toutefois, il est légitime de penser que d'autres technologies plus élaborées comme le lavage des sols ou la destruction thermique génèreraient des niveaux d'impacts secondaires encore plus élevés. Par conséquent, il est suggéré que les impacts secondaires soient transposés en critères de gestion concrets et complémentaires à l'usage des critères génériques.

CHAPITRE 8 - RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AGENCE ENVIRONNEMTALE EUROPÉENNE (EEA). 2002. EMEP/Corinair Emission Inventory Guidebook – 3rd edition. In site de *EEA*. [En ligne]. http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR3/en. (Page consultée en juillet 2002).
- ALKER, S., JOY, V., ROBERTS, P., SMITH, N. 2000. « The Definition of Brownfield ». *Journal of Environmental Planning and Management*. Vol. 43 : 1. 49-69.
- APRILI, P.G., BERGONZONI, M., BUTTOL, P., CECCHINI, F., NERI, P. 1999. « Life Cycle Assessment of a Municipal Solid Waste Landfill ». *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*. Italie: Environmental Sanitary Engineering Centre. 345-352.
- ATSDR (THE AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY). 2004. Toxicologica Profile. In Site de U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. [En ligne]. http://www.atsdr.cdc.gov. (Page consultée le 12 mai 2004).
- BARE, J.C., PENNINGTON, D. W., UDO de HAES, H.A. 1999. « Life Cycle Impact Assessment Sophistication ». *Int. J. LCA*. Vol.4 : no.5. 299-306.
- BARE, J.C., HOFSTETTER, P., PENNINGTON, D.W., UDO de HAES, H.A. 2000. « Midpoints versus Endpoints : The Sacrifices and Benefits ». *Int. J. LCA*. Vol. 5 : no. 6. 319-326.
- BARBEAU, S. 2002. *Gestion des sols contaminés à la Ville de Montréal.* Présentation au Salon des technologies environnementales de Québec.

- BENDER, A., VOLKWEIN, S., BATTERMANN, G., HURTIG, H.-W., KLÖPFFER, W., KOHIER, W. 1998. « Life Cycle Assessment for Remedial Action Techniques : Methodology and Application ». *Contaminated Soil'98.* Theme E1. 10p.
- BERMAN, E. 1980. *Toxic Metals and Their Analysis.* Londre : Heyden & Son. 293 p.
- BJÖRKLUNK, A. E. 2002. « Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA ». *Int. J. LCA.* Vol. 7 : 2. 64-72.
- BRAS-KLAPWIJK, R. M. 1998. « Are Life Cycle Assessments a Threat to Sound Public Policy Making ? ». *Int. J. LCA.* Vol.3 : no.6. 333-342.
- CAMERON, R. E., 1992. *Guide to Site and Soil Description for Hazardous Waste Site Characterization.* Vol. 1 : Metals. États-Unis : Environmental Protection Agency. EPA/600/4-91/029.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTER OF THE ENVIRONMENT (CCME). 2000. Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil : Scientific Rationale. *In Site du Conseil canadien des ministres de l'environnement.* [En ligne]. http://www.ccme.ca (Page consultée le 20 juillet 2003).
- CAUSSY, D., GOCHFELD, M., GURZAU, E., NEAGU, C., RUEDEL, H. 2003. « Lessons from Case Studies of Metals : Investigating Exposure, Bioavailability, and Risk ». *Ecotoxicology and Environmental Safety.* Vol. 56. 45-51.
- CENTRE D'EXCELLENCE DE MONTRÉAL EN RÉHABILITATION DE SITES – MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC – DIRECTION RÉGIONALE DE MONTRÉAL. 2001. *Compte rendu de l'opération de concertation menée dans la région de Montréal sur la gestion et la mise en valeur des terrains contaminés.* Rapport technique. 16p.

- CHAYER, J.-A. 2001. « Analyse du cycle de vie et qualité des données ». 109 p. Projet de fin d'étude en environnement, École Polytechnique de Montréal.
- CONSEIL RÉGIONAL DE DÉVELOPPEMENT DE L'ÎLE DE MONTRÉAL (CRDÎM). 2001. Plan d'action concerté sur le développement durable – La réhabilitation des terrains contaminés : principaux constats, orientations et interventions proposées. Rapport technique. 43p.
- CONSEIL RÉGIONAL DE DÉVELOPPEMENT DE L'ÎLE DE MONTRÉAL (CRDÎM). 2002. *État de la situation en environnement, orientations et interventions proposées*. Rapport technique. 75p.
- COLLATON, E., BARTSCH, C. 1996. « Industrial Site Reuse and Urban Redevelopment – An Overview ». *Cityscape : A Journal of Policy Development and Research*. Vol. 2 : 3. 17-55.
- COULON, R., CAMOBRECO, V., TEULON, H., BESNAINOU, J. 1997. « Data Quality and Uncertainty in LCI ». *Int. J. LCA*. Vol. 2 : no. 3. 178-182.
- DEMERS, L. 1999. *Modélisation du régime d'écoulement et du transport de contaminants au lieu de traitement et de confinement de sols contaminés de Horizon Environnement Inc. à Grandes-Piles (Québec)*. Mémoire de maîtrise en génie civil. Université de Sherbrooke.
- DE NIJS, A.M.C., VERMEIRE, T.G. 1990. *Soil-plan and Plant-mammal Transfer Factor*. Bilthoven, Danemark : National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM). 31 p. Rapport 670203001.
- DESSAU-SOPRIN. 2003. Évaluation des risques et élaborations de mesures de gestion du risque dans le cadre des travaux d'aménagement des abords du pont Jacques-Cartier. Rapport technique. 97p. Projet 02F023.

- DIAMOND, M. L., PAGE, C. A., CAMPELL, M., MCKENNA, S. 1998. Life Cycle Framework for Contaminated Site Remediation Options - Final Report. Canada : Ontario Ministry of Environment and Energy. ISBN 0-7778-6940-3.
- DILLON CONSULTING, GLOBAL RISK MANAGEMENT, TECSULT INC., TABLE RONDE NATIONALE SUR L'ENVIRONNEMENT ET L'ÉCONOMIE : GROUPE DE TRAVAIL SUR LE PROGRAMME DE SERVICES FINANCIERS, SOCIÉTÉ CANADIENNE D'HYPOTHÈQUE ET DE LOGEMENT. 1997. *Le secteur des services financiers et le réaménagement des terrains contaminés.* Ottawa : Table ronde nationale de l'environnement et de l'économie. 80 p. ISBN 1-89564-359-7.
- DUSMENIL, F., OUELLET, C. 2002. « La réhabilitation des friches industrielles : un pas vers la ville viable ? ». [En ligne]. *VertigO – La revue en sciences de l'environnement sur le WEB.* Vol. 3 : 2. http://www.vertigo.uqam.ca/. (Page consultée le 5 avril 2004).
- ECOREGEN. 2003. *Toolkit for Community-led Regeneration of Derelict Land.* In Site de Groundword. [En ligne]. http://www.groundwork.org.uk/what/pdf/ecoregen-report.pdf. (Page consulté le 16 avril 2004).
- ELSEVIER SCIENCE. 2003. *ECOTOX : Ecological Modelling and Ecotoxicology.* Version 1. [Logiciel]. Copenhagen, Danemark : Elsevier Science. Base de données écotoxicologiques.
- EMEP. 2001. *EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook.* Deuxième édition. [En ligne]. Copenhagen, Danemark : European Environment Agency EEA. http://reports.eea.eu.int/technical_report_3/en/group07/pdf (page consultée en juillet 2001).

- FAWELL, J. K., HUNT, S. 1988. *Environmental Toxicology*. Angleterre : John Wiley & Sons. 440 p.
- FINKBEINER, M., WIEDEMANN, M., KONRAD, S. 1998. « A Comprehensive Approach Towards Product and Organisation Related Environmental Management Tools ». *Int. J. LCA*. Vol. 3 : no. 3. 169-178.
- GODIN, J. 2004. « Évaluation environnementale de la réhabilitation d'un terrain contaminé par des résidus de l'industrie de l'aluminium de première fusion ». 225p. Mémoire de maîtrise en génie chimique, École Polytechnique de Montréal.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 1999. Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés (Politique de 1998). Les publications du Québec. 124p.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2001. «Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés» (RESC). *La gazette officielle du Québec*. 133è année : n°28. 4574-4588.
- GOUVERNEMENT DU QUÉBEC. 2003. Loi 72 – Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et la réhabilitation des terrains. Publications du Québec. Gazette officielle du Québec.
- GROUPE DE TRAVAIL SUR LA GESTION DES LIEUX CONTAMINÉS (GTGLC). 2003. *Cadre fédéral-provincial-territorial de gestion des lieux contaminés au Canada*. Canada : Gouvernement du Canada. 49 p. http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/pub/fed_frame/fr. (Page consultée le 14 avril 2004).
- GROUNDWORK. 2004. *Changing Places Changing Lives*. In Site de Groundwork UK. [En ligne]. http://www.groundwork.org.uk. (Page consultée le 16 avril 2004).

- GROUPE DE TRAVAIL SUR LA GESTION DES LIEUX CONTAMINÉS. 2002. Accueil. *In Site Le groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés*. [En ligne]. http://www.ec.gc.ca/etad/csmwg/fr/index_f.htm. (Page consultée le 14 avril 2004).
- HAUSCHILD, M., WENZEL, H. 1998. *Environemental Assessment of Products Volume 2 (EDIP 97)*. Première edition. Londre : Chapman & Hall. 565 p.
- HEIJUNGS, R., SUH, S. 2002. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers. Pays-Bas. 241 p.
- HERTWICH, E. G., HAMMITT, J. K. 2001a. « A Decision-Analytic Framework for Impact Assessment Part 1 : LCA and Decision Analysis ». *Int. J. LCA*. Vol.6 : no.1. 5-12.
- HERTWICH, E. G., HAMMITT, J. K. 2001b. « A Decision-Analytic Framework for Impact Assessment Part 2 : Midpoints, Endpoints, and Criteria for Method Development ». *Int. J. LCA*. Vol. 6 : no. 5. 265-272.
- HOFFMAN, D. J., RATTNER, B. A., BURTON, G. A. Jr., CAIRNS, J. Jr. 1995. *Handbook of Ecotoxicology*. CRC Press. Lewis Publisher : États-Unis.755 p.
- HONDERS, A., ORBONS, A.J., GADELLA, J.M. 2002, J.M. *Development and Application of a Quality Control and Assurance Scheme for Reusable Soil.* In site de Service Centrum Grond. [En ligne]. . (Page consultée le 16 avril 2004).
- HOWARD, P. H., PRINTUP, H. T. 1991. *Handbook of Environmental degradation rates*. Chelsea, Michigan : Lewis Publishers. 725 p.

- HUIJBREGTS, M. A. J., NORRIS, G. A., BRETZ, R., CIROTH, A., MAURICE, B., BAHR, B. V. 2001. « Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories ». *Int. J. LCA*. Vol. 6 : 3. 127-132.
- HUTCHESON, M. S., PEDERSEN, D., ANASTAS, N. D., FITZGERALD, J., SILVERMAN, D. 1996. « Beyond TPH : Health-Based Evaluation of Petroleum Hydrocarbon Exposures ». *Regulatory Toxicology and Pharmacology*. Vol. 24. 85-101.
- ICLEI. 2004. *Rotterdam, The Netherlands Contaminated Soil Management*. In site de ICLEI. [En ligne]. http://www.iclei.org/LEICOMM/LEI-033.htm. (Page consultée le 16 avril 2004).
- INSPEC-SOL ENVIRONNEMENT INC. 1996. Étude de caractérisation environnementale : Poste d'essence du complexe De Lorimier – Bordeaux. 29p. 94F166.
- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 1997. *Standard international ISO 14040. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Principes et cadre*. Première édition. Canada : Association canadienne de normalisation CSA. 24 p. Norme internationale, Suisse, CAN/CSA – ISO 14040-97.
- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 1998. *Standard international ISO 14041*. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire. Première édition. Canada : Association canadienne de normalisation CSA. 30 p. Norme internationale, Suisse, CAN/CSA – ISO 14041-98.

- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 2000. *Standard international ISO 14042*. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Évaluation de l'impact du cycle de vie. Première édition. Canada : Association canadienne de normalisation CSA. 28 p. Norme internationale, Suisse, CAN/CSA – ISO 14042-00.
- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 2000. *Standard international ISO 14043. Management environnemental – Analyse du cycle de vie – Interprétation du cycle de vie.* Première édition. Canada : Association canadienne de normalisation CSA. 28 p. Norme internationale, Suisse, CAN/CSA – ISO 14043-00.
- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 2002. *Standard international ISO 14048. Environmental Management – Life Cycle Assessment – Data Documentation Format.* Première édition. Genève, Suisse : ISO. 46 p. Norme internationale ISO/TS 14048 :2002(E).
- INTERNATIONAL ORGANISATION FOR STANDARDISATION (ISO). 2000. *Standard international ISO 14049*. Management Environnemental – Analyse du Cycle de Vie – Exemple d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'inventaire. Première édition. Genève, Suisse : ISO. 48 p. Norme internationale ISO/TS 14049 :2000(F).
- ITSUBO, N., INABA, A. 2003. « A newy LCIA Method : LIME has been completed ». *Int. J. LCA*. Vol. 8. no. 5. 305.
- JENSEN, A. A., ELKINGTON, J., CHRISTIANSEN, K., HOFFMANN, L., MOLLER, B. T., SCHMIDT, A. 1997. *Life Cycle Assessment (LCA) A guide to approaches, experiences and information sources*. Denmark : dk – TEKNIK Energy & Environment. Concract no. 300/SER/9600235/96/gbl.lca.

- JOLLIET, O., MARGNI, M., CHARLES, R., HUMBERT, S., PAYET, J., REBITZER, G., ROSENBAUM, R. 2003. « Impact 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology ». *Int. J. LCA*. Vol. 8. no. 6. 324-330.
- JORGENSEN, K.S., PUUSTINEN, J., SUORTTI, A.-M. 2000. « Bioremediation of Petroleum Hydrocarbon-Contaminated Soil by Composting in Biopiles ». *Environmental Pollution*. Vol. 107. 245-254.
- KENNEDY, D. J., MONTGOMERY, D. C., QUAY, B. H. 1996. « Data Quality ». *Int. J. LCA*. Vol. 1 : no.4. 199-207.
- KENNEDY, D. J., MONTGOMERY, D. C., ROLLIER, D. A., KEATS, J. B. 1997. « Data Quality ». *Int. J. LCA*. Vol. 2 : no.4. 229-239.
- KHAN, F., HUSSAIN, T., HEJAZI, R. 2004. « An Overview and Analysis of Site Remediation Technologies ». *Journal of Environmental Management*. Article accepté.
- KLASSEN, C. D., AMDUR, M. O., DOULL, J. 1986. *Toxicology The Basic Science of Poisons*. New York : Macmillan Publishing Company. 974 p.
- LAME, F., LEENAERS, H., ZEGWAARD, J. 2000. «The Role of Soil Quality Maps in the Reuse of Lightly Contaminated Soil». Contaminated Soil Conference 2000 : Theme G3. 7 p.
- LAND RESTORATION TRUST. 2003. *The Land Restoration Trust*. In Site de Land Restoration Trust. [En ligne]. www.landrestorationtrust.org.uk. (Page consultée le 16 avril 2004).
- LEGENDRE, P. 2000. La contamination et la gestion des sites contaminés à Montréal. Rapport technique.

- LITT, J. S., BURKE, T. S. 2002. « Uncovering the Historic Environmental Hazards of Urban Brownfields ». *Journal of Urban Health : Bulletin of the New York Acadecy of Medicine*. Vol. 79 : 4. 464-481.
- LITT, J. S., TRAN, N. L., BURKE, T. A. 2002. « Examining Urban Brownfield through the Public Health "Macroscope" ». *Environmental Health Perspectives*. Vol. 11 : 2. 183-193.
- MACKAY, D., SHIU, W.Y., MA, K.C. 1992. « Chapitre 5 : Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAHs) and Related Aromatic Hydrocarbons ». *Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate for Organic Chemicasl.* Première édition. Canada : CRC Press. 608 p.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (MENV). 2003. Bilan sur les terrains contaminés – Statistiques générales en décembre 2001. *In Site du MENV.* [En ligne]. http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-2001/chapitre_2.htm. (Page consultée le 19 avril 2004).
- MNISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES (MRN). 2002. L'énergie au Québec. *In Site du MRN.* [En ligne]. http://www.mrn.gouv.qc.ca/energie. Page (consultée le 17 juillet 2003).
- MORGAN, C. M., BROWN, P. A. 2002. « First International Conference on Brownfield Sites - Assessment, Rehabilitation and Development ». *Public Policies that Foster Contaminated Land Recycling – Expanding the Horizon.* Espagne : WIT Press. ISBN 1-85312-918-6.
- MULLIGAN, C. N., YONG, R.N., GIBBS, B.F. 2001. « Remediation Technologies for Metal-Contaminated Soils and Groundwater : an Evaluation ». *Engineering Geology.* Vol. 60. 193-207.
- MUNTERS, W., RIEMEYER, B., NOORDHUIS, M., SIMHOFFER, M. 2000. «New Dutch Policy with Respect to Excavated Contaminated Soill». Contaminated Soil Conference 2000 : Theme H1. 7 p.

- NADAL, M., SCHUHMACHER, M., DOMINGO, J.L. 2004. « Metal Pollution of Soils and Vegetation in an Area with Petrochemical Industryt ». *Journal of the Total Environment*. Vol. 321. 59-69.
- NADIM, F., HOAG, G. E., LIU, S., CARLEY, R. J., ZACK, P. 2000. « Detection and Remediation of Soil and Aquifer Systems Contaminated with Petroleum Products : an Overview ». *Journal of Petroleum Science and Engineering*. Vol. 26. 169-178.
- NIOSH. 1977. *Criteria for a Recommended Standard Occupational Exposure to Alkanes (C5-C8)*. États-Unis : National Institute for Occupational Safety and Health. Department of Health Education and Welfare, Centers for Disease Control. Publication 77-15.
- OVAM. 2001. *Brownfields in Flanders : an Overview*. [En ligne]. Bruxel : Environmental Ressources Management – ERM nv. 12 p. Projet numéro 6106. In Site de http://www.ovam.be/jahia/Jahia/cache/off/pid/176?actionReq=actionPubDetail&fileItem=57. (Page consultée le 16 avril 2004).
- OVAM. 2003a. *Contaminated Land Policy in the Flemish Region of Belgium*. In site de OVAM (Public Waste Agency of Flanders). [En ligne]. http://www.ovam.be.jahia/Jahia/pid/567. (Page consultée le 16 avril 2004).
- OVAM. 2003b. *Soil Remediation in Flanders New Policies and Strategies*. In site de OVAM (Public Waste Agency of Flanders). [En ligne]. http://www.ovam.be/jahia/Jahia/pid/587. (Page consultée le 16 avril 2004).
- OVAM. 2003c. *The Importance of Risk Communication*. In Site de OVAM (Public Waste Agency of Flanders). [En ligne]. http://www.ovam.be/jahia/Jahia/pid/116. (Page consultée le 16 avril 2004).

- OVAM. 2003d. *Do you Think you Manage your Source?* In site de OVAM (Public Waste Agency of Flanders). [En ligne]. http://www.ovam.be.jahia/Jahia/pid/115. (Page consulté le 16 avril 2004).
- PAGE, C., DIAMOND, M. L., CAMPBELL, M., McKENNE, S. 1999. « Life Cycle Framework for Site Remediation Options : Case Study ». *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol. 18 : no. 4. 801-810.
- PENNINGTON, D.W., POTTING, J., FINNVEDEN, G., LINDEIJER, E., JOLLIET, O., RYDBERG, T., REBITZER, G. 2004. « Life Cycle Assessment Part 2 : Current Impact Assessment Practice ». *Environment International*. Article accepté.
- PESONEN, H.-L., EKVALL, T., FLEISCHER, G., HUPPES, G., JAHN, C., KLOS, Z. 2000. « Framework for Scenario Development in LCA ». *Int. J. LCA*. Vol. 5 : no.1. 21-30.
- PRé CONSULTANTS. 2001. *Simapro 5*. Version 5.0. Hollande : PRé Consultants B.V. Logiciel d'ACV qui intègre les bases de données Franklin, IVAM et ETH-ESU 96.
- ROLLIN, A. L., GÉLINAS, P., MARCOTTE, M. 1998. *Évaluation des installations au centre de traitement et de confinement des sols contaminés – Horizon Environnement – Grandes-Piles.*
- ROSS, S., EVANS, D. 2002. « Use of Life Cycle Assessment in Environmental Management ». *Environmental Management*. Vol. 29 : no.1. 132-142.
- SAMSON, R. 2000. Procédés avancés de traitement des polluants. Notes du cours GCH-4210. École Polytechnique de Montréal.

- SECRÉTARIAT DU CONSEIL DU TRÉSOR DU CANADA. 2002. Répertoire des terrains contaminés et des décharges de déchets solides fédéraux. *In Site Répertoire des terrains contaminés et des décharges de déchets solides fédéraux.* [En ligne]. http://www.tbs-sct.gc.ca/dfrp-rbif/cs-sc/home-accueil.asp?Language=FR. (Page consultée le 19 avril 2004).
- SERVICE DES TRAVAUX PUBLICS ET DE L'ENVIRONNEMENT – SECTION DU LABORATOIRE. *Études géotechniques et environnementales – Devis technique - Cahier des prescriptions particulières.* Ville de Montréal. Rapport technique. 2-7.
- SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). 1997. Public Policy Applications of Life-Cycle Assessment. États-Unis : SETAC Press.
- SOCIETY FOR ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (SETAC). 1998. *Life Cycle Impact Assessment : the State-of-the-Art.* Deuxième edition. États-Unis : SETAC Press. 145 p.
- SCHRENK, V. 2002. « Environmental Balancing of Brownfield Redevelopment ». *Brownfield Sites : Assessment, Rehabilitation and Development.* Espagne. WIT Press. 191-200.
- SHAW, G., CONNELL, D., BARTON, W. 1995. « The Use of *In Vitro* DNA Adduct Formatin to Estimate the Genotoxicity of Residues at Contaminated Sites ». *Chemosphere.* Vol. 30 : 10. 1957-1968.
- SIGMA-ALDRICH CO. 2003. MSDS. *In Site de Sigma-Aldrich Co.* [En ligne]. http://sigmaaldrich.com (Page consultée le 12 mai 2003).
- SPECTRUM LABORATORIES INC. 2003. Database. *In Site de Spectrum Laboratories Inc.* [En ligne]. http://www.speclab.com (Page consultée le 13 mai 2003).

- STEWART, J.R., COLLINS, M.W., ANDERSON, R., MURPHY, W.R. 1999. « Life Cycle Assessment as a Tool for Environmental Management ». *Clean Products and Processes*. Vol. 1. 73-81.
- SYRACUSE RESEARCH CORPORATION. 2003. PhysProp On-lin Demo. *In Site de Syracuse Research Corporation*. [En ligne]. http://esc.syrres.com/interkow/physdemo.htm (Page consultée le 1er juin 2003).
- TAYLOR, A. 1993. « Using Objective and Subjective Information to Develop Distributions for Probabilistic Exposure Assessment ». *Journal of Exposure and Environmental Epidemioloy*. Vol. 3. P. 285-298.
- TOFFOLETTO, L. 2002. *Analyse du cycle de vie d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel*. 223p. Mémoire de Maîtrise en génie chimique, École Polytechnique de Montréal.
- TOXICOLOGY EXCELLENCE FOR RISK ASSESSMENT & CONCURRENT TECHNOLOGIES CORPORATION. 2002. International Toxicity, Estimate for Risk (ITER) database. [En ligne]. http://www.tera.org/iter (Page consultée le 26 mai 2003).
- TRINIUS, W., LE TÉNO, J.-F. 1999. « System Boundaries According to Decision Scope : A Concept of Focal Zone ». *Int. J. LCA*. Vol. 4 : no. 5. 253-256.
- UDO de HAES, H. A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R. 1999a. « Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment ». *Int. J. LCA*. Vol. 4 : no.3. 167-174.

- UDO de HAES, H. A., JOLLIET, O., FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., KREWITT, W., MÜLLER-WENK, R. 1999b. « Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment – Background Document for the Second Working Group on Life Cycle Impact Assessment of SETAC-EUROPE (WIA-2) ». *Int. J. LCA*. Vol. 4 : no.2. 66-74.
- UDO de HAES, H.A., FINNVEDEN, G., GOEDKOOP, M., HAUSHILD, M., HERTWICH, E., HOFSTETTER, P., JOLLIET, O., KLOPFFER, W., KREWITT, W., LINDEIJER, E., MULLER_WENK, R., OLSEN, S., PENNINGTON, D., POTTING, J., STEEN, B. 2002. *Life Cycle Impact Assessment : Striving towards best practice*. Première edition : États-Unis. Setac Press. 249 p.
- UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). 2003. « Evaluation of Environmental Imipacts in Life Cycle Assessment ». Première édition. Paris : United Nations Publication. 96 p. ISBN : 92-807-2144-5.
- UNITED STATES DEPARTMENT OF HEALTH AND HUMAN SERVICES PUBLIC HEALTH SERVICE AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY. 1995. Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *In Site de ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry*. [En ligne]. http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp69lhtml (Page consultée le 1er juin 2003).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2002. Nonroad Model (nonroad engines, equipment and vehicles. *In Site de United States Environmental Protection Agency*. [En ligne]. http://www.epa.gov/otaq/regs/nonroad/nrstudy.pdf. (Page consultée en juillet 2002).

- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENGY (USEPA). 2003a. *Reusing Land Restoring Hope*. [En ligne]. Etats-Unis : USEPA. 58 p. http://www.epa.gov/swerosps/bf/news/stake_report.htm. (Page consultée le 14 avril 2004).
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 2003b. Ecotox Database. *In Site de United States Environmental Protection Agency*. [En ligne]. http://www.epa.gov/ecotox (Page consultée le 27 mai 2003).
- VEGTER, J. J. 2001. « Sustainable Contaminated Land Management : a Risk-based Land Management Approach ». *Land Contamination & Reclamation*. Vol. 9 : 1. 95-100.
- VERSCHUEREN, K. 2001. *Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals*. Quatrième edition. New York : Wiley. 2416 p.
- VILLE DE MONTRÉAL, 2002, Compte rendu du sommet de Montréal – Annexe 3 – Proposition finales. Rapport technique.
- VOLKWEIN, S., HURTIG, H.-W., KLÖPFER, W. 1999. « Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation ». *Int. J. LCA*. Vol. 4 : no. 5. 263-274.
- VON FAHNESTOCK, F.M., WICKRAMANAYAKE, G.B., KRATZKE, R.J., MAJOR, W.R. 1998. *Bioile Design, Operation, and Maintenance Handbook for Treating Hydrocarbon-Contaminated Soils*. Battelle Press. États-Unis. 101p.
- VON REIBNITZ, U. 1991. Szenario-Teknik, Instrumente für die unternehmerische und persönliche Erfolgsplanung. Gabler, Wiesbaden, Germany.
- WACK, P. 1985. « Scenarios : shooting the rapids ». *Harvard Business Review*. Vol. 63 : no.6. 139-150.

- WEIDEMA, B. P. 1996. « Data Quality Management for Life Cycle Inventories – an Example of Using Data Quality Indicators ». *J. Cleaner Prod.* Vol. 4 : no.3-4. 167-174.
- WEIDEMA, B. P. 1998. « Application Typologies for Life Cycle Assessment – A Review ». *Int. J. LCA*. Vol. 3 : no. 4. 237-240.
- WENZEL, H., HAUSCHILD, M., ALTING, L. 1997. *Environmental Assessment of Products volume 1*. Deuxième edition. États-Unis : Kluwer Academic Publishers. 543 p.

CHAPITRE 9 - ANNEXES

Annexe 9.1 Secteurs d'activités industrielles et polluants recensés dans les sols

Tableau 9.1 Inventaire sur la contamination des sols et les secteurs d'activités industrielles (d'après Litt et Burke, 2002)

Nature des polluants / Industries	Fertilisants phosphorés	Pesticides et agents chimiques pour l'agriculture	Pétrole	Acier	Revêtements et gravures
Acétaldéhyde				X	
Acétate de vinyl		X			
Acide acétique			X		
Acide arsenique		X			
Acide chromique			X	X	
Acide époxy phénolique					
Acide fluosilique	X				X
Acide hydrochlorique		X	X	X	
Acide hydrofluorique			X	X	
Acide nitrique		X		X	
Acide phosphorique	X	X		X	
Acide sulfurique	X	X	X	X	
Ammoniaque	X	X	X	X	X
Benzene		X	X	X	X
Beryllium				X	
Biphényls polychlorés			X	X	X
cadmium					X
chlore		X	X	X	
chloroforme		X	X		X
chlorotrifluoroéthylène			X		
Chrome					X
Composés ferriques		X		X	X
Créosote				X	
Cumène			X		
Cyanides					X
Dichloroethane			X		
Dimethylbenzene			X		
Dioxide de souffre	X	X	X		
Dioxines				X	
Éthylbenzène					X
Ethylène oxide		X			
Fluor	X				
Fluoride de sodium	X				

Tableau 9.1 (suite) Inventaire sur la contamination des sols et les secteurs d'activités industrielles (d'après Litt et Burke, 2002)

Nature des polluants \ Industries	Fertilisants phosphorés	Pesticides et agents chimiques pour l'agriculture	Pétrole	Acier	Revêtements et gravures
Formaldhéhyde		X		X	
Furfural			X		
Hydroxyde de sodium		X	X	X	
Hypochlorite de sodium				X	
Mercure			X		
Méthanol		X			
Naphalène		X	X	X	X
Naphta lourd hydrocraqués			X		
Oxychloride phosphoreux		X			
Oxyde de magnésium	X	X			
Oxyde nitreux	X				
Phénol			X		
Phosphate de calcium	X	X			
Plomb	X		X		X
Polychlorés					
Soufre liquide	X				
Sulphide d'hydrogène		X	X	X	
Tétrachloroéthylène				X	
Toluène		X	X		X
Xylène			X		
Zinc					X

Annexe 9.2 Principaux effets écotoxicologiques et toxicologiques des polluants retrouvés dans les sols contaminés

Hydrocarbures pétroliers

La pollution des sols par les hydrocarbures pétroliers est largement répandue (Hutcheson et al., 1996). Elle est causée par plusieurs dérivés du pétrole tels que le gaz, le naphta léger, la gazoline, le kérosène, le diesel et le fioul. Tous ces produits se différencient par la longueur de leurs chaînes de carbone. Ils sont obtenus par distillation de l'huile brute à différentes températures et pressions de vapeur (Hutcheson et al., 1996). Chacun de ces produits est un mélange complexe d'espèces chimiques aliphatiques et aromatiques. Les aliphatiques (ramifiés ou non) sont soit saturés (alcanes) ou insaturés (alcènes et alcynes) alors que les composés aromatiques peuvent contenir un cycle de carbone (monocycliques) ou plusieurs cycles de carbones (polycycliques). Les alcènes sont toutefois moins présents que les autres composés (Hoffman et al., 1995). Les atomes d'azote ou de soufre, qui sont également présents, remplacent des atomes de carbone (Hutcheson et al., 1996). Ils permettent, entre autres, de former des structures rassemblant de 10 à 20 cycles (Hoffman et al., 1995). La densité détermine s'il s'agit d'hydrocarbures légers, moyens ou lourds et leur gravité spécifique se situe généralement entre 0.73 et 0.95 (Hoffman et al., 1995). Le poids moléculaire semble influencer certaines de leurs propriétés. Ainsi, les composés de faible poids moléculaire sont plus volatils (Hoffman et al., 1995). Leur solubilité dans l'eau, quant à elle, est plutôt réduite (moins de 5%) (Hoffman et al., 1995). Également, la persistance des hydrocarbures dans l'environnement augmente avec le poids moléculaire. Elle peut durer jusqu'à 20 ans (Hoffman et al., 1995). Par ailleurs, la composition des hydrocarbures change au contact de l'air, de l'eau et de la lumière du soleil. (Hoffman et al., 1995). Ils se dégradent normalement par évaporation, photo-oxydation et sous l'action des microorganismes (Hofmann et al., 1995).

D'autre part, la présence de nombreux composés dans les hydrocarbures pétroliers rend difficile la tâche d'évaluation des risques et en augmente l'incertitude. À cet

effet, Shaw et al, (1995) donnent l'exemple des nombreux composés de l'essence pour lesquels les données ne sont pas toutes disponibles. Également, Hutcheson et al. (1996) mentionnent que l'existence de conditions environnementales atténuantes (volatilisation, solubilisation, photolyse, biodégradation, dissolution...), la complexité des organismes et des écosystèmes affectés, le manque d'information toxicologiques pour tous les composés et les coûts d'analyses élevés sont d'autres facteurs qui compliquent aussi l'évaluation des risques associés aux sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers.

Alcanes, alcènes et hydrocarbures aromatiques monocycliques (HAM)

Au niveau de l'écotoxicité, les déversements dans les sols peuvent affecter, entre autres, les plantes, les oiseaux et les mammifères. Hoffman et al. (1995) mentionnent que les organismes avec un contenu lipidique élevé et un mauvais système d'oxygénase sont davantage affectés. De plus, les composés aliphatiques sont rapidement absorbés et métabolisés (Fawell et Hunt, 1988). Le Tableau 9.2 présente quelques-uns des effets écotoxiques observés.

Tableau 9.2 Effets écotoxiques des alcanes, alcènes et cycloalcanes observés chez quelques organismes (d'après Hoffman et al., 1995)

Organismes	Effets écotoxiques
Plantes	Diminution de la croissance, atteinte au système reproductif, effets pouvant aller jusqu'à la mort.
Oiseaux	Irritation gastro-intestinale, dommage aux globules rouges, dégénérescence du système immunitaire, débalancement du système hormonal, inhibition de la reproduction, retards de croissance, comportements parentaux anormaux.
Mammifères	Peu d'informations disponibles. Problèmes respiratoires causés par l'inhalation, effet pouvant aller jusqu'à la mort.

Pour ce qui est de la toxicité, ils sont reconnus pour leurs effets sur le système nerveux central. Ces effets sont particulièrement importants pour les composés

contenant entre cinq et neuf carbones (NIOSH, 1977). D'autres effets reconnus sont la neuropathie (faiblesse du système nerveux au niveau des fonctions psychiques), les troubles de la motricité, l'irritation de la peau et des membranes, l'embrouillement de la vision et une perception anormale des couleurs (Hutcheson et al., 1996). Le Tableau 9.3 présente quelques-uns des effets toxiques associés à des alcanes, alcènes et HAM couramment retrouvés sur les sites contaminés par ces hydrocarbures pétroliers.

Tableau 9.3 Effets toxiques de certains alcanes, alcènes et HAM présents dans les hydrocarbures pétroliers

Composés	Effets toxiques	Source
Hexane	Neurotoxique	Fawell et Hunt (1988)
Benzène	Diminution des éléments cellulaires du sang (pancytopénie); anémie; cancérogène (leucémie); retard dans le développement du fœtus; somnolence; étourdissements; maux de tête; tremblements; augmentation du rythme cardiaque; confusion; inconscience; mort.	Fawell et Hunt (1988) ASTDR
Toluène	Affecte les chromosomes (les brise en plusieurs segments); affecte le système nerveux central; fatigue; confusion; faiblesse; perte de mémoire; ivresse; nausée; perte d'appétit; perte auditive et visuelle; étourdissements; inconscience; mort.	Fawell et Hunt (1988) ASTDR
Ethylbenzène	Étourdissements; affecte le foie et les reins.	Fawell et Hunt (1988) ASTDR
Xylènes	Affecte le système nerveux central et le cerveau; maux de tête, étourdissements, confusion, perte de coordination musculaire et d'équilibre, irrite la peau, le nez, les yeux et la gorge; problèmes respiratoires et pulmonaires; inconfort de l'estomac; affecte les reins et le foie, inconscience, mort.	Fawell et Hunt (1988) ASTDR
Styrène	Affecte le système nerveux central notamment au niveau de la conductivité des nerfs moteurs; réduction de la dextérité manuelle; affecte le système moteur visuel; affecte les chromosomes.	Fawell et Hunt (1988)
1,2-dichloroéthane	Affecte le système nerveux central, les reins, le foie et les poumons; affaiblit le système immunitaire.	ASTDR

Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les HAP contiennent plus de deux cycles carbonés. L'huile brute contient entre 0.2% et 0.7% de HAP (Hoffman et al., 1995). Ils sont formés par la décomposition thermique des molécules organiques puis leur recombinaison lors de la combustion incomplète à hautes températures (entre 500°C et 800°°C) ou lentement à plus basses températures (entre 100°C et 300°C) (Hoffman et al., 1995). Il s'agit de composés peu solubles dans l'eau, de faible tension de vapeur et leur temps de demi-vie varie beaucoup (Hoffman et al., 1995). À titre d'exemple, le naphtalène possède un temps de demi-vie de 2 ans alors que celui du coronène est de 16 ans (Hoffman et al., 1995). Quelques-uns des effets écotoxiques observés au niveau des plantes, des invertébrés et des mammifères sont mentionnés au Tableau 9.4

Tableau 9.4 Quelques effets écotoxiques des HAP sur les plantes, les invertébrés et les mammifères (d'après Hoffman et al., 1995)

Organismes	Effets écotoxiques
Plantes	Croissance et division cellulaire affectée par les HAP de deux ou trois cycles (en faibles concentrations); interférence au niveau de la photosynthèse (en fortes concentrations); effets pouvant aller jusqu'à la mort.
Invertébrés	Diminution de la reproduction; développement de larves et d'embryons inhibés; composition altérée du sang; diminution de la respiration et des battements de cœur.
Mammifères	Peu d'informations disponibles; mais ils affectent la peau, le petit intestin, le foie, les glandes mammaires et le système immunitaire.

Au niveau de la toxicité, Fawell et Hunt (1988) mentionnent qu'il s'agit de composés solubles dans les lipides et rapidement métabolisés. De plus, ils soulignent qu'ils sont principalement absorbés dans le tube gastro-intestinal pour ensuite se répartir rapidement dans les tissus adipeux. Plusieurs sont des irritants reconnus. Ils affectent les reins, le foie, la formation des cellules sanguines (hématopoïèse) en plus d'agir au niveau du système nerveux central (Hutcheson et al., 1996). Le benzène est le

composé qui induit les effets les plus sérieux et est un carcinogène reconnu (Hutcheson et al., 1996). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont également reconnus pour leur effets génotoxiques qui induisent des maladies dégénératives et le cancer (Shaw et al., 1995). Par ailleurs, ils sont responsables de l'apparition de tumeurs, engendrent des problèmes de reproduction et des malformations, en plus d'affecter la peau, les liquides corporels et le système immunitaire (ASTDR).

Métaux

Les métaux sont des composés naturels ni créés ni détruis par l'homme (Klaassen et al., 1986). Les cycles biologiques et géologiques assurent leur redistribution dans l'environnement (Klaassen et al., 1986). La stabilité des métaux dans l'environnement explique leur persistance (Caussy et al., 2003). Aussi, plusieurs métaux comme le fer, le cuivre, le cobalt, le manganèse et le zinc sont essentiels aux fonctions métaboliques de l'humain. Cependant, lorsqu'ils sont présents en trop grande quantité, ils s'avèrent toxiques (Caussy et al., 2003). En fait, les plantes, les animaux et les humains ont le potentiel de les accumuler dans leur organisme (Mulligan et al., 2001). Les activités industrielles dans le cycle des métaux, puisqu'elles diminuent leur temps de résidence dans les minerais, conçoivent de nouveaux composés et contribuent à la dispersion des métaux sur la planète (Klaassen et al., 1986). Les métaux peuvent être absorbés dans les sols, atteindre les lacs et rivières ou être lixiviés vers les eaux souterraines (Mulligan et al., 2001). Le cadmium, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc sont considérés comme les métaux les plus dangereux (Cameron, 1992). Les propriétés des sols telles que l'alcalinité, le pH, la température, le potentiel d'oxydoréduction, les ions présents, la teneur en carbone organique et la capacité d'échange cationique influencent la biodisponibilité des métaux (Caussy et al., 2003). Par exemple, la disponibilité du plomb au niveau des racines des plantes augmente lorsque les propriétés suivantes diminuent : la concentration en matières organiques, la concentration en oxydes de fer et en phosphates, la capacité d'échanges cationiques, le

contenu en argile et en silt, la capacité de drainage et le pH (Hoffman et al., 1995). La biodisponibilité est également influençée par la spéciation des métaux qui, selon Mulligan et al. (2001), est un phénomène qu'il ne faut pas négliger. Le Tableau 9.5 fournit quelques effets écotoxiques associés au plomb, au mercure et au cadmium.

Tableau 9.5 Quelques effets écotoxiques du plomb, du mercure et du cadmium (d'après Hoffman et al., 1995)

Composés	Organismes	Effets écotoxiques
Plomb	Plantes	Davantage affectées si elles se trouvent près de la source de contamination; bris des membranes cellulaires; interruption de la mitose; inhibition de la croissance; interfère dans la synthèse de l'adénosine triphosphate (ATP) et la formation des protéines; diminution de la photosynthèse, de la respiration cellulaire et du taux de transpiration; diminution de la germination et de la viabilité des semences.
	Animaux	Inhibition des activités enzymatiques; effets hématologiques; affecte le cerveaux et le système nerveux central; affecte le système reproductif, les fonctions cognitives et comportementales.
Mercure	Plantes	Bioaccumulation faible dans les écosystèmes terrestres puisqu'il se fixe solidement aux sols et est peu transféré aux racines des plantes et aux fruits.
	Oiseaux	Réduction de l'appétit, diminution du poids, atteinte aux fonctions reproductives, effets neurologiques, faiblesses, manque de coordination, mouvements musculaires involontaires, reins affectés.
	Mammifères	Atteinte au système nerveux central, anorexie, ataxie, mouvement musculaire irrégulier, convulsions.
Cadmium	Plantes	Faible bioaccumulation dans les écosystèmes terrestres.
	Invertébrés et poissons	Accumulation dans les tissus mais pas dans la chaîne alimentaire.
	Mammifères	Accumulation dans les reins et le foie.

Pour ce qui est des effets toxiques du fer, du cuivre, du cobalt, du manganèse et du zinc, ils sont présentés au Tableau 9.6.

Tableau 9.6 Effets toxiques de quelques métaux

Composés	Effets toxiques	Source
Fer	Irritation et nécrose de la paroi gastro-intestinale ; nausées et vomissements ; diarrhée ; cyanoses ; étourdissements ; lassitude ; abaissement de la tension artérielle ; mort.	Berman (1980)
Cuivre	Irritation du nez, de la bouche et des yeux ; maux de tête ; étourdissements ; nausées et vomissements ; diarrhée ; crampes stomacales ; dommages au foie et aux reins ; mort.	ASTDR (2002)
Cobalt	Affecte la peau (inflammation) ; provoque de effets au niveau des poumons, du cœur, du foie et des reins ;	ASTDR (2001)
Manganèse	Affecte la motricité ; problèmes respiratoires ; disfonction sexuelle ; perturbe les fonctions mentales et émotionnelles ;affecte la motricité.	ASTDR (2000)
Zinc	Anémie ; diminution du bon cholestérol ; irritation de la peau ; crampes, nausées et vomissements.	ASTDR (2003)

Annexe 9.3 Contexte canadien et québécois de la gestion des sites contaminés

Canada

Aucune législation fédérale ne traite spécifiquement des terrains contaminés. La problématique est plutôt abordée de manière générale dans les lois qui suivent (GTGLC, 2003).

- *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* : Au moins quatre de ses règlements interfèrent dans la gestion des sites contaminés soit le *Règlement sur les BPC*, le *Règlement sur le traitement et l'élimination des BPC*, le *Règlement sur l'entreposage des produits de BPC* et le *Règlement sur les huiles contaminés*.
- *Loi sur les pêches* : Elle interdit l'émission de polluants dans les lieux qui présentent un risque qu'ils se retrouvent dans les eaux où vivent des poissons.
- *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* : La liste d'inclusion qu'elle contient indique les activités pour lesquelles une évaluation environnementale est nécessaire. La restauration des sites contaminés y est inscrite depuis 1999.

L'approche canadienne en matière de gestion des sites contaminés est basée sur le risque. Elle préconise d'abord l'évaluation du risque selon des recommandations précises (ou une analyse du risque) puis la gestion des risques en choisissant et implantant une stratégie de réhabilitation. La démarche suggérée contient dix étapes. Elles sont présentées dans le document « Approche fédérale en matière de lieux contaminés » du Groupe de travail sur la gestion des lieux contaminés (GTGLC). Il s'agit d'un comité interministériel créé en 1995 qui a pour principal objectif de favoriser l'échange d'informations et la cohérence à travers le Canada dans la gestion des sites contaminés en proposant une démarche commune.

Par ailleurs, plusieurs outils développés par le Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement (CCME) sont disponibles pour aider les gestionnaires :

- Système national de classification;

- Critères provisoires de 1991;
- Recommandations pour la qualité des sols au Canada de 1997;
- Orientations en matière d'évaluation des risques.

Les critères de 1991 étaient basés sur des recommandations émises par d'autres administrations alors que ceux publiés en 1997 constituent les valeurs canadiennes réajustées et validées pour différentes utilisations des terres (résidentielle, agricole, commerciale, industrielle). Aussi, il faut mentionner que le CCME ne possède pas l'autorité pour obliger les provinces à adopter ses recommandations. Elles servent donc à titre indicatif.

En ce qui a trait au problème de la responsabilité, le CCME a rédigé en 1993 le rapport « Responsabilité à l'égard des lieux contaminés – Propositions de principes pour une approche logique et cohérente dans tout le Canada ». Le CCME propose entre autres que les coûts de la restauration soient partagés entre les responsables et les bénéficiaires de la pollution.

Brièvement, la gestion des sites contaminés relève davantage des provinces que du fédéral. Les outils proposés par le CCME et le GTGLC visent à simplifier et uniformiser les pratiques. Néanmoins les approches adoptées par les provinces varient. L'ouest canadien a investi plus de ressources financières et temporelles pour établir son cadre légal alors que le centre et le nord ont plutôt misé sur l'élaboration de programme de gestion (GTGLC, 2003). Quant à elles, les provinces de l'Atlantique ont adapté à leur contexte le système américain de gestion des risques RBCA. Pour ce qui est du Québec, il est surtout reconnu pour l'efficacité de son cadre législatif (GTGLC, 2003).

Québec

Deux modes de gestion par le risque sont reconnus au Québec : la gestion selon les critères génériques et la gestion selon les recommandations d'une analyse du risque.

Les critères génériques québécois sont issus de la *Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés* de 1998. Il est à noter qu'il y a souvent des écarts importants entre les critères québécois et les recommandations du CCME. Le Tableau 9.7 présente la signification de chacun des critères.

Tableau 9.7 Critères génériques québécois de la *Politique de 1998*

Critères	Significations
A	Bruit de fond pour le contaminants inorganiques et limite détectable pour les contaminants organiques.
B	Concentrations maximales admissibles pour les terrains résidentiels, récréatifs, institutionnels ou commerciaux (situés en milieux résidentiels).
C	Concentration maximale pour les sites commerciaux et industriels.

Dernièrement, le gouvernement québécois a manifesté son intérêt d'instaurer un cadre législatif plus contraignant : la nouvelle *Loi 72* est entrée en vigueur le 1er mars 2003. Elle est grandement inspirée de la *Politique de 1998* et transforme les critères génériques en obligations réglementaires. Elle met également en vigueur une portion de la LQE qui confère au Ministre de l'environnement des pouvoirs d'ordonnance qu'il peut exercer au niveau de la caractérisation et de la réhabilitation. La nouvelle loi est accompagnée du *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* dont les annexes 1 et 2 reprennent les critères B et C de la *Politique de 1998*. Ce règlement fournit aussi à l'annexe 3 une liste des secteurs industriels et commerciaux susceptibles de contaminer les terrains (liste aussi présente dans la *Politique de 1998*). Également, la *Loi 72* identifie, entre autres, deux situations particulières pour lesquelles une étude de caractérisation est requise : lorsqu'une industrie ou un commerce identifié à l'annexe 3 cesse ses activités ou lorsqu'un changement d'usage d'un terrain ou s'est exercé une activité de l'annexe 3 est prévu. De même, certaines situations requièrent l'inscription d'un avis de contamination sur le registre foncier des municipalités. Suite à cette inscription, un plan de réhabilitation doit être transmis au Ministre de l'Environnement pour approbation.

Par ailleurs, suite à l'importation de sols contaminés entre 1999 et 2000, le Québec s'est doté, en 2001, du *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés*. L'annexe 1 de ce règlement définit les concentrations limites, communément appelées critères D, pour l'admissibilité des sols contaminés à l'enfouissement. Au-delà de ces valeurs, les sols doivent obligatoirement faire l'objet d'un traitement, à condition, bien sûr, qu'il existe une technologique éprouvée et reconnue. De même, ce règlement spécifie que les sols qui excèdent le critère C ne peuvent être enfouis que dans des lieux d'enfouissement disposant de mesures de sécurité accrue (LÉSA).

Le règlement sur les produits pétroliers intervient également dans la gestion des sites contaminés puisqu'il stipule que, lors du démantèlement et du remplacement d'équipements pétroliers ou lors d'une fuite ou déversement, le propriétaire est tenu de décontaminer ou remplacer les matériaux (et sols) souillés. La gestion par le risque n'est pas admissible pour ce type de contamination à moins que l'excavation et le traitement in situ soient impraticables.

Quant à lui, le *Projet de règlement sur l'élimination des matières résiduelles* tend à légiférer et restreindre l'utilisation des sols contaminés comme matériaux de recouvrement des sites d'enfouissement.

Enfin, au niveau du financement, le Québec s'est doté du « Programme de réhabilitation des terrains contaminés en milieu urbain » ou mieux connu sous le nom de Revi-Sols. Il s'échelonne entre les années 1998 et 2005, période durant laquelle 60 millions de dollars sont prévus pour la ville de Montréal et 10 millions de dollars pour la ville de Québec.

Annexe 9.4 Catégories d'impacts considérées dans le projet

Tableau 9.8 Description des catégories d'impacts considérées dans le projet (d'après EDIP 97)

Impacts	Descriptions	Principales émissions responsables
Réchauffement global	La surface de la terre réfléchit l'énergie radiante du soleil sous forme de radiations infrarouges. Les gaz, aérosols et particules présents dans l'atmosphère absorbent ces radiations ce qui provoque l'accroissement des températures. Les émissions atmosphériques liées aux activités humaines augmentent la quantité d'espèces chimiques normalement présentes dans l'atmosphère et ainsi favorisent un accroissement de température plus important.	CO_2, CH_4, N_2O, halocarbures
Destruction de l'ozone stratosphérique	L'ozone est présent dans la stratosphère et protège la surface de la terre en absorbant les radiations infrarouges du soleil. Il existe un équilibre entre la formation de l'ozone et sa destruction causée par la présence naturelle de molécules comme le méthane et le méthyle chloride. Or, les activités humaines augmentent les composés chimiques présents dans la stratosphère et l'équilibre est ainsi brisé : davantage de molécules d'ozone sont détruites que formées. Les principales substances associées à la destruction de l'ozone sont les CFCs, le tétrachlorométhane, le 1,1,1-trichloroéthane, les HCFCs, les halogènes, le méthyl bromide, le N2O et le CH4.	CFCs, HCFCs, CCl_4, 1,1,1-$C_2H_3Cl_3$, CH_3Br, N_2O, CH_4, halogènes
Formation de l'ozone photochimique (smog)	Réaction chimique où les composés organiques volatils (COV) et le monoxyde de carbone présents dans la troposphère réagissent avec le NOx et les radicaux hydroxyles pour former de l'ozone, des peroxyacétyles de nitrates et d'autres composés qui sont toxiques pour les organismes vivants.	COV, CO
Acidification	Il s'agit de la déposition de substances acidifiantes présentes dans l'atmosphère sur les écosystèmes (par exemple les forêts et les lacs) et les infrastructures urbaines. La déposition peut survenir entre autres via la pluie, la neige ou le brouillard. Les émissions acidifiantes sous forme particulaires ou gazeuses sont aussi possibles.	SO_2, SO_3, NO_2, NO_x, HF, HCl, NH_3, H_2S

Tableau 9.8 (suite) Description des catégories d'impacts considérées dans le projet (d'après EDIP 97)

Impacts	Description	Principales émissions responsables
Eutrophisation	L'ajout de nutriments dans les étendues d'eaux favorise la croissance de planctons et d'algues qui consomment en retour l'oxygène disponible au fond. Un gradient de température est créé et empêche les eaux riches en oxygène d'atteindre le fond. Les planctons et algues meurent graduellement et du H2S est ainsi accumulé dans les sédiments puis libéré, ce qui tue les organismes exposés comme, par exemple, les poissons.	NO_3-, NO_2, NO_2-, NO_x, NO, NH_3, PO_4^{3-}, P
Écotoxicité	Effets toxiques qui affectent les écosystèmes et qui concernent notamment la diminution du taux de croissance et de la reproduction et qui peuvent même engendrer la mort. Les effets chroniques et aigus sont évalués pour les milieux aquatiques alors que seuls les effets chroniques sont évalués dans les sols.	Plusieurs métaux et substances organiques
Toxicité humaine	Effets toxiques qui affectent les humains lorsqu'ils sont exposés à certaines substances via l'inhalation ou l'ingestion.	

Annexe 9.5 Plan du terrain de référence

Le plan du terrain de référence est disponible sur le disque compact qui accompagne le mémoire. Pour y accéder, il faut d'abord ouvrir le dossier « annexe cd » puis le fichier « carte1-2.jpg ».

Annexe 9.6 Historique du terrain de référence

Le secteur nord du terrain (îlots 4 et 5), qui est bordé par la rue Ontario, s'est surtout développé entre 1872 et 1907 alors que plusieurs bâtiments à vocation commerciale (dont Bélanger) et résidentielle y ont été construits. Néanmoins, d'après le plan de la Ville de Montréal en 1872, à cette date un premier bâtiment existait déjà au coin des rues de Lorimier et Ontario. Quant à elle, la rue Bordeaux, qui sépare le terrain en deux, aurait été construite entre 1907 et 1926. De plus, sur le plan d'assurance-incendie de 1935, une station service de la compagnie « British American Oil and Gasoil » aurait occupé le coin inférieur droit de la sous-section 1-Sud, ce qui laisse croire à une contamination potentielle aux hydrocarbures dans cette zone. De même, selon les cartes d'assurance-incendie de 1926, 1936 et 1954, une cours d'entreposage de charbon aurait été présente juste au sud de la rue Huron (nord de la sous-section 1). Celle-ci laisse présumer la présence d'une contamination potentielle. Également, d'après la carte d'assurance-incendie de 1954 et le plan d'utilisation du sol de 1990-1991, il semble qu'un atelier de réparation mécanique pour automobiles ait siégé dans la portion sud de l'îlot 4. Encore une fois, une contamination potentielle de ce secteur est à envisager.

Plus récemment, le sud de la rue Ontario était formé de bâtiments avec des commerces au rez-de-chaussée et des logements au deuxième et troisième étage (îlots 4 et 5). Quant à eux, les îlots 1, 2 et 3 appartenaient à la Ville de Montréal qui y logeait :

– une aire d'entreposage extérieure, un stationnement pour ses véhicules lourds et un poste d'essence (îlots 1a);

– un bâtiment du garage municipal ainsi qu'un poste d'essence hors-d'usage (îlots 2);

– un stationnement pour les véhicules des employés (îlots 3).

La vocation municipale de ces trois sous-sections laisse elle aussi présumer une contamination potentielle.

Enfin, au cours de l'année 2001, les bâtiments des îlots 4 et 5 ont été expropriés et l'ensemble des installations du terrain a été démoli afin de procéder à l'aménagement d'un parc avec sentier.

Annexe 9.7 Liste des contaminants retrouvés dans les sols du terrain de référence

Les résultats des analyses des sols du terrain de référence sont disponibles sur le disque compact qui accompagne le mémoire. Pour y accéder, il faut d'abord ouvrir le dossier « annexe cd » puis le fichier « détail de la contamination.xls ».

Annexe 9.8 Coordonnées des points de gestion

Le Tableau 9.9 fournit les coordonnées des différents points de gestion utilisés dans le projet.

Tableau 9.9 Points de gestion utilisés dans le projet

Identification	Coordonnées
BFI Usine de triage Lachenaie Ltée	3979, chemin des 40-Arpents Lachenaie, (Québec) J6V 1A3
Horizon Environnement Inc.	120, route 155 Grandes-Piles, (Québec) G0X 1H0
Ancienne carrière Francon (division du Groupe Lafarge)	8000 Pie-IX Montréal, (Québec) H1Z 3T3
Construction DJL	6200, rue Saint-Patrick Montréal, (Québec) H4E 1B3
Carrière Sables L.G.	435, chemin de la Carrière Saint-Hyppolite, (Québec) J8A 1E9
Lafarge Canada Inc.	436, rang de la Petite Côte Saint-Constant, (Québec) J5A $2^{E}8$
Biogénie – Centre de traitement de sols contaminés – Solutions Eau Air Sols Inc.	8365, avenue Broadway Nord Montréal, (Québec) H1B 5X7

Annexe 9.9 Modélisation des émissions des camions diesel avec Corinair

Soit EF : facteurs d'émissions

Évaluation de la consommation de carburant

Le facteur de consommation de carburant (EF) est calculé comme suit :

$V < 60$ km/h : EF_carburant (g/km) = aV^{-b}

$V \geq 60$ km/h : EF_carburant (g/km) = $cV^2 + dV + e$

a, b, c, d et e sont des constantes qui varient selon le poids du camion. Le Tableau 9.10 présente les valeurs de ces constantes d'après le poids du camion.

Tableau 9.10 Constantes utilisées pour évaluer la consommation de carburant

Poids du camion (ton)	3.5 à 7.5	7.5 à 16	16 à 32	32 et plus
Constantes				
a	1425.2	1068.4	1595.1	1855.7
b	-0.7593	-0.4905	-0.4744	-0.4367
c	0.0082	0.0126	0.0382	0.0765
d	-0.043	-0.6589	-5.163	-11.414
e	60.12	141.2	399.3	720.9

Lorsque le camion n'est pas rempli à sa capacité maximale, il faut appliquer un facteur de correction à EF_carburant. Il se calcule comme suit :

Remplissage = (charge / charge maximale)*100

EF_carburant_corrigé (g/km) = EF_carburant*(1+2*0.18*(Remplissage-50)/100)

Consommation de carburant (g) = $m_{carburant}$ = EF_carburant_corrigé * distance parcourue

Émissions de NOx

Le facteur d'émission du NOx est calculé comme suit :

$V < 60$ km/h : EF_NOx (g/km) = aV^{-b}

$V \geq 60$ km/h : EF_NOx (g/km) = $cV^2 + dV + e$

a, b, c, d et e sont des constantes qui varient selon le poids du camion. Le

Tableau 9.11 présente les valeurs de ces constantes d'après le poids du camion.

Tableau 9.11 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émission des NOx

Poids du camion (ton)	3.5 à 7.5	7.5 à 16	16 à 32	32 et plus
Constantes				
a	50.305	92.584	108.38	132.88
b	-0.7708	-0.7393	-0.6061	-0.5581
c	0.0014	0.0006	0	0
d	-0.1737	-0.0941	0	0
e	7.5506	7.7785	0	0

Lorsque le camion n'est pas rempli à sa capacité maximale, il faut appliquer un facteur de correction à EF_NO_x. Il se calcule comme suit :

Remplissage = (charge / charge maximale)*100

EF_NO_x_corrigé (g/km) = EF_NO_x*(1+2*0.18*(Remplissage-50)/100)

Émissions de NOx (g) = EF_NO_x_corrigé * distance parcourue

Émissions de particules

Le facteur d'émissions des particules est calculé comme suit :

$EF\_PM\ (g/km) = aV^{-b}$

Il ne dépend pas de la vitesse du camion. Les valeurs des constantes a, b, c, d et e sont données au Tableau 9.12.

Tableau 9.12 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émissions des NOx

Poids du camion (ton)	3.5 à 7.5	7.5 à 16	16 à 32	32 et plus
Constantes				
a	4.5563	9.6037	10.89	11.028
b	-0.707	-0.7259	-0.7105	-0.696

Lorsque le camion n'est pas rempli à sa capacité maximale, il faut appliquer un facteur de correction à EF_PM. Il se calcule comme suit :

Remplissage = (charge / charge maximale)*100

EF_PM_corrigé (g/km) = EF_PM*(1+2*0.18*(Remplissage-50)/100)

Émissions de PM (g) = EF_PM_corrigé * distance parcourue

Émissions de CO

Le facteur d'émissions des particules est calculé comme suit :

$EF\_CO\ (g/km) = aV^{-b}$

Il ne dépend pas de la vitesse du camion. De plus, les valeurs des constantes a et b sont indépendantes du poids du camion. Elles sont fournies au Tableau 9.13.

Tableau 9.13 Constantes utilisées pour calculer le facteur d'émissions du CO

Constantes	Valeurs
A	37.28
B	-0.6945

Lorsque le camion n'est pas rempli à sa capacité maximale, il faut appliquer un facteur de correction à EF_CO. Il se calcule comme suit :

Remplissage = (charge / charge maximale)*100

EF_CO_corrigé (g/km) = EF_CO*(1+2*0.18*(Remplissage-50)/100)

Émissions de CO (g) = EF_CO_corrigé * distance parcourue

Émissions de COV

Le facteur d'émissions pour les COV est calculé comme suit :

$EF\_COV\ (g/km) = aV^{-b}$

Les valeurs des constantes a et b sont indépendantes du poids du camion. Elles sont fournies au Tableau 9.14.

Tableau 9.14 Constantes utilisées pour calculer les facteurs d'émissions des COV

Constantes	Valeurs
A	40.12
B	-0.8774

IL n'y a pas de correction pour le remplissage.

Émission de COV (g) = EF_COV * distance parcourue

Émissions de CH_4

Le facteur d'émissions pour le CH_4 dépend de la capacité du camion. Le Tableau 9.15 montre les facteurs d'émissions de CH_4 en fonction de la capacité du camion et selon chaque type de route. Ils ont été élaborés à partir de la littérature qui appuie CORINAIR.

Tableau 9.15 Facteurs d'émissions du CH_4

Type de route Capacité	Urbaine	Rurale	Autoroute
5,5 t à 16 t	0,085	0,023	0,02
16 t et plus	0,175	0,08	0,07

Il n'y a pas de correction pour le remplissage

Émissions de CH_4 (g) = EF_CH_4 * distance

Émissions de COV sans le méthane (NMCOV)

Émissions de COV (sans le CH_4) (g) = Émissions de COV – Émissions de CH_4

Émissions de CO_2

Deux approches peuvent être utilisées pour calculer les émissions de CO_2 : l'approche «end-of-pipe » et l'approche « finale ». Elles sont présentées ci-bas.

Approche « finale » :

Les émissions estimées selon cette approche sont basées sur la consommation totale de carburant. Il est supposé que tout le carbone contenu dans le carburant est oxydé en CO_2.

Émissions de CO_2 (g) = M_{CO2} ($m_{carburant}$ / (12.011 + 1.008*$r_{H/C}$))

Où M_{CO2} : masse molaire du CO_2 soit 44,011 g/mol

$m_{carburant}$: masse de carburant consommé pour le trajet

$r_{H/C}$: rapport atomique entre l'hydrogène et le carbone qui a une valeur de 2 pour le diesel et une valeur de 1,8 pour l'essence.

Approche « end-of-pipe » :

Les émissions de CO_2 estimées selon cette approche considèrent les autres émissions de carbone sous forme de CO, COV et PM.

Émissions de CO_2 (g) = M_{CO2} ($m_{carburant}$ / (12.011 + 1.008*$r_{H/C}$)) – m_{CO}/M_{CO} – m_{COV}/M_{COV} – m_{PM}/M_{PM}

Où M_{CO} : masse molaire du CO soit 28,011 g/mol

M_{COV} : masse molaire des COV soit 13,85 g/mol

M_{PM} : masse molaire de particules soit 12,011 g/mol

Émissions de SO_2

Les émissions de SO_2 sont estimées en supposant que tout le soufre contenu dans le carburant est transformé en SO_2. Selon l'USEPA, le contenu par défaut du diesel en soufre est de 0,33% (% massique). La formule suivante sert à calculer les émissions de SO_2.

Émissions de SO_2 (g) = $2*0{,}0033*m_{carburant}$

Émissions de métaux

Les émissions de métaux lourds sont estimées à partir du contenu en métaux dans le carburant. La formule pour calculer les émissions en métaux (sauf le plomb) est :

Émissions du métal i (g) = $K_i * m_{carburant}$

Où K_i : pourcentage massique du métal dans le carburant (mg/kg)

Le Tableau 9.16 présente la teneur en métaux lourds du diesel.

Tableau 9.16 Teneur en métaux lourds du diesel

Métaux	K_i (mg/kg)
Cadmium	0,01
Cuivre	1,7
Chrome	0,05
Nickel	0,07
Sélénium	0.01
Zinc	1
Plomb	0,05

Dans le cas du plomb, il faut de plus considérer que 75% de plomb contenu dans le carburant sera émis à l'air. La formule devient alors :

Émissions de plomb (g) = $0{,}75 * K_{plomb} * m_{carburant}$

Émissions de N_2O

Le facteur d'émissions pour le N_2O provient de la littérature.

EF_ N_2O (g/km) = 0,03

Émissions de N_2O (g) = EF_ N_2O * distance

Émissions de NH_3

Le facteur d'émissions pour le NH_3 provient de la littérature.

EF_ NH_3 (g/km) = 0,03

Émissions de NH_3 (g) = EF_ NH_3 * distance

Annexe 9.10 Modélisation des émissions dans Nonroad

Les formules suivantes sont utilisées dans Nonroad :

Émission = population*puissance*LF*activité*EF*DF

DF= 1+(A*AF^B)

AF = heures cumulatives d'utilisation * LF / durée de vie

Heures cumulatives d'utilisation = (année actuelle – années de fabrication)*activité annuelle * LF / durée de vie

Population

Il s'agit du nombre d'équipements utilisés (par exemple 11 excavateurs).

Puissance

Il existe 10 classes de puissances répertoriées dans Nonroad :

- 0 - 11 hp
- 11 – 16 hp
- 16 – 25 hp
- 25 – 50 hp
- 50 – 100 hp
- 100 – 175 hp
- 175 – 300 hp
- 300 – 600 hp
- 600 – 750 hp
- >750 hp

« Load Factor » LF

Il s'agit du pourcentage de remplissage. Il est défini pour chaque classe d'équipement (excavateurs, pavers…)

Activité

Il s'agit du nombre d'heures d'utilisation de l'équipement pour réaliser le travail concerné par l'étude.

Facteur d'émissions EF

Le facteur d'émissions en g/(hp*h) est donné pour différentes catégories :

- BSFC
- particules
- NOx
- THC
- CO

Facteur de détérioration DF

Il s'agit d'un facteur qui fait intervenir l'âge de l'équipement étudié et son niveau d'utilisation pendant sa durée de vie. Il est calculé en faisant intervenir un facteur d'âge (AF).

Activité annuelle

Il s'agit du nombre d'heures annuelles d'utilisation de l'équipement.

Durée de vie

Il s'agit de la durée pendant laquelle l'équipement est utilisé.

Annexe 9.11 Exemple de la modélisation des transports selon le plan des transports appliqué pour le projet

Les huit « portes » montrées à la Figure 9.1 sont situées sur les autoroutes de la région montréalaise. Leurs coordonnées cartésiennes sont fournies au Tableau 9.17. Il s'agit de points d'entrées des camions sur les autoroutes qui ont servi à modéliser les déplacements. Sur cette figure sont aussi montrées les coordonnées cartésiennes de la zone de déplacements considérée.

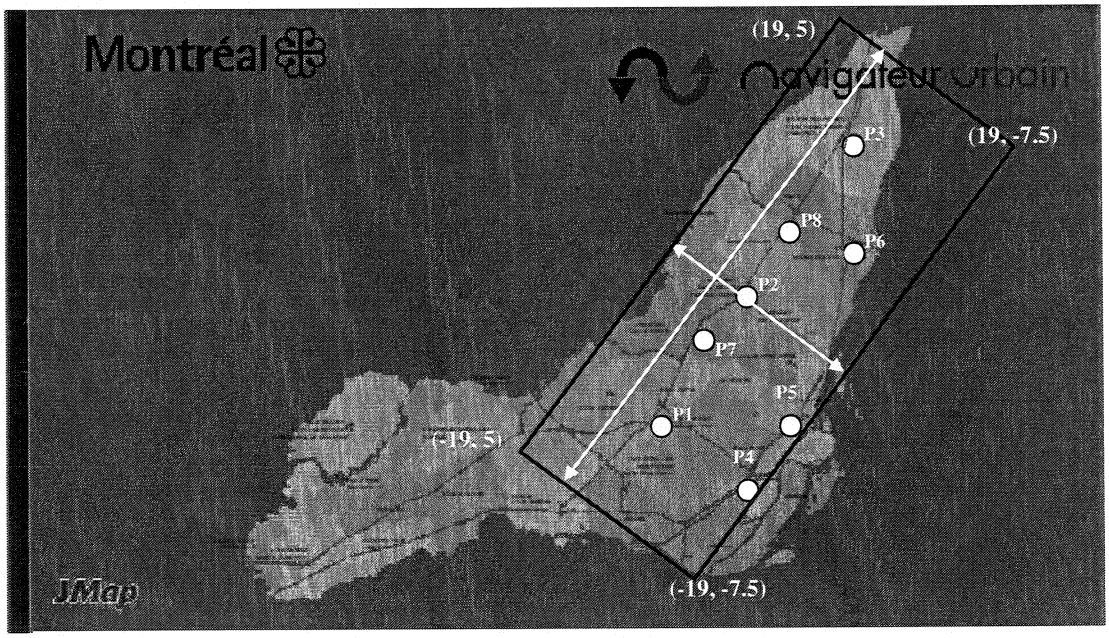


Figure 9.1 Entrées et sorties des autoroutes montréalaises (ou « portes ») considérées dans l'étude (adapté du Navigateur urbain, 2004).

Tableau 9.17 Coordonnées cartésiennes des huit « portes » du plan des transports

Portes	Coordonnées (X,Y)
1	(-10 , 1,5)
2	(0 , -0.5)
3	(12 , -2)
4	(-12 , 3.6)
5	(-3.5 , -7.5)
6	(5 , -6)
7	(-5 , 0.33)
8	(5.5 , -1.5)

L'exemple de calcul des distances de transport considère les lieux situés aux coordonnées cartésiennes du Tableau 9.18.

Tableau 9.18 Coordonnées des lieux utilisés dans l'exemple du calcul des distances

Identification du lieu	Coordonnées (X,Y)
Terrain contaminé excavé	(-12 , 4)
Lieu de réutilisation des sols faiblement contaminés	(14 , -4)

Distance parcourue par les camions entre le terrain excavé et le lieu de réutilisation des sols faiblement contaminés

Distance entre le terrain excavé et la porte d'entrée sur l'autoroute (porte 1):

$$[abs(-12) - abs(-10)] + [abs(4) - abs(-1.5)] = 4.5 \text{ km}$$

Distance entre la porte 1 et la porte 3 :

$$\sqrt{[abs(-10) + abs(12)]^2 + [abs(1{,}5) + abs(-2)]^2} = 22.3 \text{ km}$$

Distance entre la porte 3 et le lieu de réutilisation des sols :

$$[abs(14) - abs(12)] + [abs(-4) - abs(-2)] = 4 \text{ km}$$

Il est à noter que les distances sur les autoroutes ont été modélisées à l'aide du théorème de Pythagore (linéarité du trajet sur autoroute) alors que les distances dans les rues ont été modélisées en additionnant les distances à parcourir en X et en Y.

Annexe 9.12 Exemple de la modélisation matricielle des systèmes de produits

Prenons par exemple le système hypothétique de produits suivant :

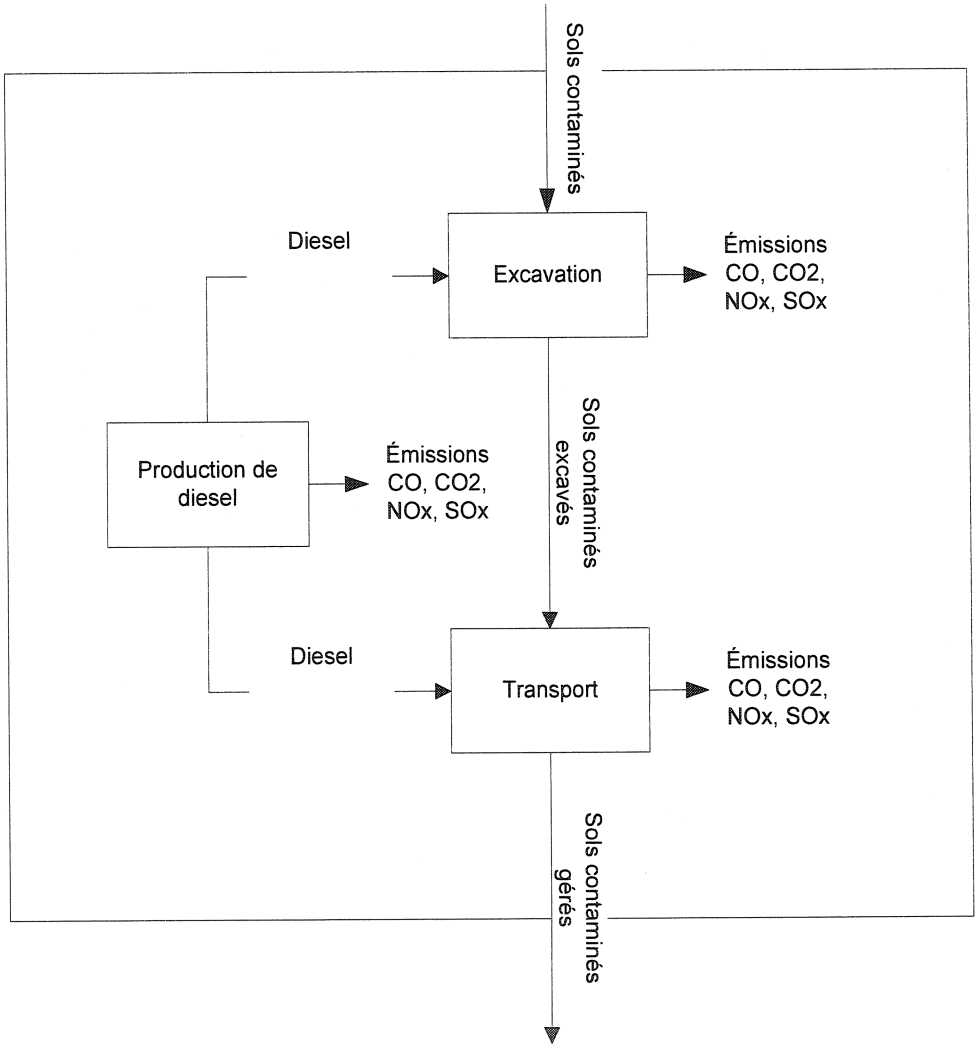


Figure 9.2 Exemple d'un système de produits

Le CO, le CO_2, les NO_x et les SO_x sont des flux élémentaires (échanges avec l'environnement) alors que le diesel, les sols contaminés et les sols contaminés excavés sont des flux économiques (échanges entre les systèmes des produits).

Supposons que les données d'inventaires soient les suivantes :

Production de diesel : 0.03 l. diesel → 0.190 g. CO + 0.0756 g. CO_2 + 0.984 g. NO_x + 0.0624 g. SO_x

Excavation : 1000 kg sols cont. → 0.157 l. diesel + 1.4 g. CO + 425.2 g. CO_2 + 3.2 g. NO_x + 0.9 g. SO_x

Transport : 1000 kg. sols excavés → 0.0051 diesel + 0.04 g. CO + 13 g. CO_2 + 0.2 g. NO_x + 0.03 g. SO_2

Pour modéliser le système de produits de la Figure 9.2, ces équations doivent être mises à l'échelle entre elles selon l'unité fonctionnelle. Il s'agit d'un système de 3 équations avec 3 inconnues (facteurs de mise à l'échelle par rapport à l'unité fonctionnelle) soit :

As = f

Où **A** = matrice des flux économiques

s = vecteur des facteurs de mise à l'échelle

f = vecteur des fonctions du système de produit

B = matrice des flux élémentaires

Les facteurs de mise à l'échelle peuvent être résolus en calculant **A-1*f = s**

Si l'unité fonctionnelle est, par exemple, gérer 500 kg de sols, le système de produits peut donc être résolu comme suit :

1- [Matrice des flux économiques]
[Matrice des flux élémentaires]

Tableau 9.19 Matrice pour résoudre le système de produits

Types de flux	Natures des flux	Identification des matrices	Processus élémentaires		
			Production du diesel	Excavation	Transport
Flux économiques	Diesel (litres)	A	0.03	-0.157	-0.005
	Sols contaminés (kg)		0	-1000	0
	Sols contaminés excavés (kg)		0	1000	-1000
Flux élémentaires	CO (g)	B	0.19	1.4	0.04
	CO2 (g)		0.0756	425.2	13
	NOx (g)		0.984	3.2	0.2
	SOx (g)		0.0624	0.9	0.03

Il est à noter que les flux qui sortent des processus élémentaires sont positifs alors que ceux qui y entrent sont négatifs.

2- Inverser la matrice des flux économiques **A**

Tableau 9.20 Matrice inverse des flux économiques

Natures des flux	Processus élémentaires		
	Production du diesel	Excavation	Transport
Diesel (litres)	33.33	-0.0054	-0.000167
Sols contaminés (kg)	0	-0.001	0
Sols contaminés excavés (kg)	0	-0.001	-0.001

3- Multiplier la matrice inversée des flux économiques avec le vecteur de la fonction du système de produits pour obtenir le vecteur de mise à l'échelle **s** des processus élémentaires.

Tableau 9.21 Vecteur de la fonction du système « f »

Matrice	Nature des flux	Unité fonctionnelle
	Diesel (litres)	0
f	Sols contaminés (kg)	-500
	Sols contaminés excavés (kg)	0

Il est à noter que le flux est négatif puisqu'il sort du système de produits.

Tableau 9.22 Vecteur des facteurs de mise à l'échelle « s »

Processus élémentaire	$\mathbf{A^{-1}*f = s}$
Production de diesel	2.7
Excavation	0.5
Transport	0.5

4- Évaluer les résultats d'inventaires (flux élémentaires) en calculant **B*s**

Tableau 9.23 Vecteur des résultats d'inventaire

Flux élémentaires	**B*s**
CO (g)	1.233
CO_2 (g)	219.30412
NO_x (g)	4.3568
SO_x (g)	0.63348

Annexe 9.13 Intégration des modèles d'émissions Corinair, Nonroad et du plan des transports dans la modélisation matricielle

La matrice des flux élémentaires est celle qui contient les données d'émissions. Lorsque les facteurs de mise à l'échelle sont connus, il suffit de multiplier la matrice des flux élémentaires par ces derniers. La Figure 9.3 montre une portion de la matrice qui contient les émissions relatives à la gestion des sols C-D dans le premier scénario.

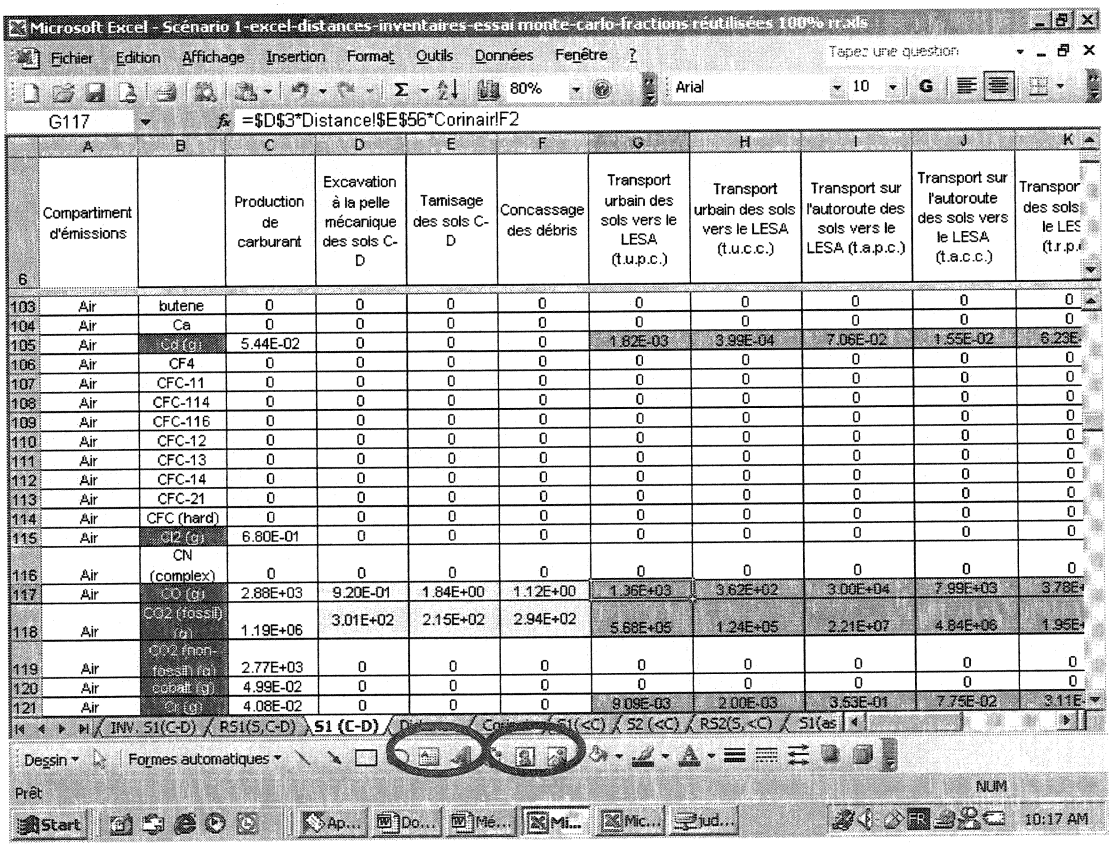
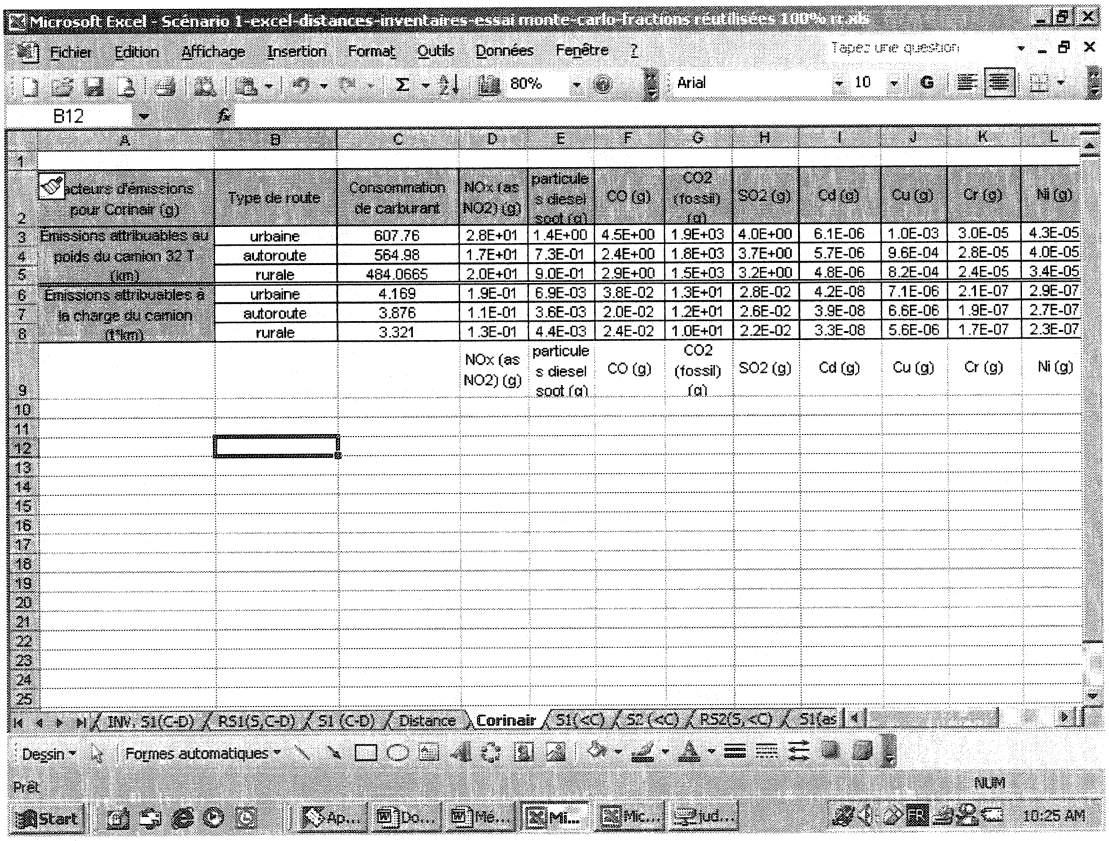


Figure 9.3 Représentation partielle de la matrice des flux élémentaires (émissions) relative à la gestion des sols C-D dans le premier scénario.

Les émissions relatives à la production du carburant proviennent de la base de données Franklin USA 1998 et ont été rapportées pour la production d'un litre de diesel. Les émissions relatives à l'opération des équipements de chantier (excavation, tamisage,

concassage) proviennent du modèle Nonroad et ont été rapportées pour une tonne de sols à manipuler.

Les émissions attribuables aux transports proviennent de Corinair. Le fichier programmé dans excel contient une feuille appelée « corinair » qui contient les facteurs d'émissions auxquels réfèrent les cellules de la matrice des flux élémentaires qui évaluent les émissions causées par les camions. La Figure 9.4 montre la feuille excel « corinair ».



Facteurs d'émissions pour Corinair (g)	Type de route	Consommation de carburant	NOx (as NO2) (g)	particules diesel soot (g)	CO (g)	CO2 (fossil) (g)	SO2 (g)	Cd (g)	Cu (g)	Cr (g)	Ni (g)
Émissions attribuables au poids du camion 32 T (km)	urbaine	607.76	2.8E+01	1.4E+00	4.5E+00	1.9E+03	4.0E+00	6.1E-06	1.0E-03	3.0E-05	4.3E-05
	autoroute	564.98	1.7E+01	7.3E-01	2.4E+00	1.8E+03	3.7E+00	5.7E-06	9.6E-04	2.8E-05	4.0E-05
	rurale	484.0665	2.0E+01	9.0E-01	2.9E+00	1.5E+03	3.2E+00	4.8E-06	8.2E-04	2.4E-05	3.4E-05
Émissions attribuables à la charge du camion (t*km)	urbaine	4.169	1.9E-01	6.9E-03	3.8E-02	1.3E+01	2.8E-02	4.2E-08	7.1E-06	2.1E-07	2.9E-07
	autoroute	3.876	1.1E-01	3.6E-03	2.0E-02	1.2E+01	2.6E-02	3.9E-08	6.6E-06	1.9E-07	2.7E-07
	rurale	3.321	1.3E-01	4.4E-03	2.4E-02	1.0E+01	2.2E-02	3.3E-08	5.6E-06	1.7E-07	2.3E-07
			NOx (as NO2) (g)	particules diesel soot (g)	CO (g)	CO2 (fossil) (g)	SO2 (g)	Cd (g)	Cu (g)	Cr (g)	Ni (g)

Figure 9.4 Représentation partielle de la feuille Excel contenant les facteurs d'émissions issus du modèle Corinair.

Les facteurs d'émissions de Corinair dépendent de chacun des polluants modélisés et de la distance. Les facteurs d'émissions varient également selon la route où circulent les camions (urbaine, autoroute ou rurale). De même, les facteurs d'émissions

dépendent aussi de la charge de sols transportés et du poids du camion. Par exemple, pour un transport sur une route urbaine, deux processus élémentaires étaient nécessaires. Un premier considérait les facteurs d'émissions attribuables à la charge et un deuixème considérait les facteurs d'émissions attribuables au poids du camion. Également, afin de considérer les allers-retours des camions, les facteurs d'émissions liés à la charge du camion étaient multipliés par un facteur unitaire (camions remplis seulement à l'aller) alors que les facteurs d'émissions associés au poids du camion étaient multipliés par un facteur deux (poids du camion présent à l'aller et au retour). Ainsi, à la Figure 9.3, l'appellation « t.u.p.c. » réfère aux émissions d'un camion qui circule sur une route urbaine et qui sont attribuables au poids du camion alors que l'appellation « t.u.c.c. » réfère plutôt aux émissions du même camion attribuables à la charge qu'il transporte.

En ce qui concerne les distances qui multiplient les facteurs d'émissions, elles sont évaluées à chacune des itérations dans le feuille du fichier Excel intitulée « distance » et ce, tel que présenté à l'Annexe 9.11.

Annexe 9.14 Modélisation matricielle des impacts environnementaux

Les émissions incluses dans la matrice des flux élémentaires ont d'abord été multipliées par les facteurs de mise à l'échelle obtenus pour chacun des processus élémentaires. Ensuite, elles ont chacune été multipliées par leurs facteurs de caractérisation respectifs puis divisées par les facteurs de normalisation et de pondération appropriés. Les résultats de l'évaluation des impacts ont été regroupés dans des feuilles Excel différentes pour chacune des fractions de sols à gérer. La Figure 9.5 montre la feuille Excel des impacts associés à la gestoin des sols C-D dans le scénario 1.

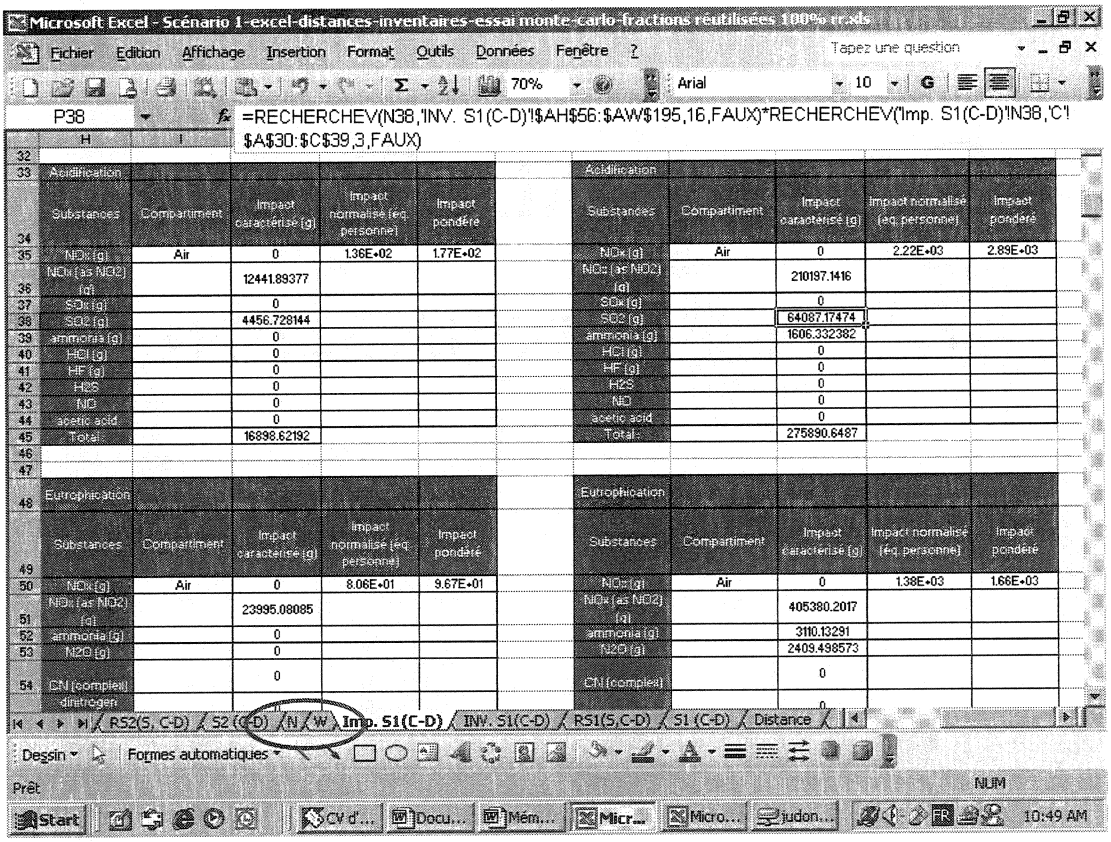


Figure 9.5 Représentation partielle de la feuille Excel où sont évalués les impacts caractérisés, normalisés et pondérés associés à la gestion des sols C-D.

Les feuilles Excel « N » et « W » contiennent respectivement les facteurs de normalisation et de pondération.

Annexe 9.15 Volumes de sols à traiter

Tableau 9.24 Volumes de sols à traiter

Échantillons	Volumes (m^3)	Contaminants excédant le critère D
94F166-1-3	319.5	Xylène
94F166-3-4	53.1	huiles et graisses minérales
94F166-4-4	201.5	Benzène
94F166-5-3	212.5	huiles et graisses minérales
94F166-5-4	106.3	Xylène
01F120-20-2	116.3	Benzo(a)anthracène Benzo(a)pyrène Benzo(ghi)pérylène chrysène
01F120-22-3	403.9	Hydrocarbures pétroliers
01F120-54-5	236.0	Xylène
01F120-64-3	485.0	Benzo(a)anthracène phénanthrène
Total :	2134.1	

Annexe 9.16 Calcul de la demande énergétique pour le traitement des sols

---

Volume d'une biopile : 467.3 m^3

Volume à traiter : 2134,1 m^3

Puissance requise par pile : (1,5 + ¼ + ⅓) hp = 2.083 hp

Puissance totale requise : $\left(\frac{2134.1m^3}{467.1m^3}\right) * 2.083hp = 9.51\text{hp}$

Conversion en kWh : $9.51hp * \frac{746J}{1s} * \frac{31536000s}{an} * 1an * \frac{1kWh}{3600000J} = 6.22^{E}04$ kWh

Annexe 9.17 Exemple de calcul pour évaluer les besoins en nutriments des sols

Le contenu recherché en azote et phosphore doit respecter un ratio massique C :N :P de 100 :15 :1. Ainsi, la teneur en azote et phosphate est ajustée par rapport au contenu en carbone des sols à traiter. Il est à noter que l'évaluation de la teneur en carbone doit considérer tous les polluants inclus dans les sols traités (même ceux inférieurs aux critères D).

Pour le projet, un fertilisant utilisé contenant de l'azote, du potassium et du phosphore, dans des proportions massiques respectives de 15%, 12.5% et 6.5%, est utilisé pour ajuster la teneur en phosphore des sols traités. .De même, de l'urée est ajoutée aux sols pour ajuster leur teneur en azote. Un exemple de calculs est donné pour le xylène de l'échantillon 94F166-1-3. Des calculs similaires ont été effectués pour tous les contaminants de chacun des échantillons à traiter.

Calculs de la quantité de fertilisant requise d'après le xylène contenu dans les sols de l'échantillon 94F166-1-3

1) Masse de xylène :

0.074 g xylène / kg sols * 511 200 kg de sols = 37 829 g. de xylène

2) Nombre de moles de xylène :

37 829 g. de xylène / 106 g./mole = 357 moles

3) Nombre de moles de carbone :

357 moles de xylène * 8 moles de C / 1 mole de xylène = 2855 moles de C

4) Nombre de grammes de carbone :

2855 moles de C * 12 g. de C / 1 mole de C = 34 260 g. de C

5) Contenu visé en N et P :

34 260 g. de C * 15% de N = 5139 g. de N

34 260 g. de C * 1% de P = 342.6 g. de P

6) Masse de fertilisant N :K :P (15/12.5/6.5) requise :

342.6 g. de P / 6.5% de P = 5271 g. de fertilisant

7) Masse d'azote ajoutée provenant du fertilisant N :K :P (15/12/6.5) :

5271 g. de fertilisant * 15% de N = 791 g. de N

8) Masse d'azote qui doit être ajoutée par l'urée :

(5139 -791) g. de N = 4348 g. de N

9) Masse d'urée à ajouter sachant que la teneur massique de l'azote dans l'urée est de 46% :

4348 g. de N / 46% de N. dans l'urée = 9452 g. d'urée

Il est à noter que les mêmes calculs ont été répétés pour les autres polluants inclus dans les sols de l'échantillon 94F166-1-3. Aussi, la demande en fertilisant et en urée pour les sols de cet échantillon a été évaluée à 13.88 kg et 24.892 kg respectivement.

La même procédure a été appliquée pour les autres échantillons de sols à traiter.

Annexe 9.18 Calculs pour évaluer les besoins en eau des sols à traiter

Les sols doivent avoir un contenu en eau correspondant à 95% de leur capacité de rétention au champ. Certains volumes de sols n'ont pas besoin que de l'eau soit ajoutée. Le Tableau 9.25 présente les volumes de sols dont l'ajout d'eau est nécessaire.

Tableau 9.25 Identification des volumes de sols qui ont besoin d'eau

Échantillons	Types de sols	Masse de sols (kg)	% humidité des sols	Capacité de rétention au champ	95% de la capacité de rétention au champ	Ajout d'eau nécessaire
94F166-1-3	Silt sableux	$5.112^{E}5$	23%	21%	19.95%	Non
94F166-3-4	Silt sableux	$8.496^{E}4$	10%	21%	19.95%	Oui
94F166-4-4	Silt sableux	$3.2232^{E}5$	20%	21%	19.95%	Non
94F166-5-3	Silt sableux	$3.4^{E}5$	32%	21%	19.95%	Non
94F166-5-4	Silt sableux	$1.7^{E}5$	19%	21%	19.95%	Oui
01F120-20-2	Sable fin	$1.8612^{E}5$	12%	17%	16.15%	Oui
01F120-22-3	Silt sableux	$6.46272^{E}5$	20%	21%	19.95%	Non
01F120-54-5	Sable silteux	$3.776^{E}5$	19%	21%	19.95%	Oui
2101F120-64-3	Silt	$7.76^{E}5$	23%	30%	28.5%	Oui

Un exemple de calcul pour évaluer la demande en eau de l'échantillon 94F166-3-4 est présenté ci-bas.

Demande en eau de l'échantillon 94F166-3-4

1) Pour 1 kg de sols humides à 19.95% d'humidité, il y a 0,8005 kg de sols secs. Or les sols sont à 10% d'humidité seulement.

2) À 10% d'humidité, la masse de sols humides contenant 0.8005 kg de sols secs est de :

$$\frac{0.8005}{(1-0.1)} = 0.8894 \text{ kg de sols humides}$$

Ainsi, 0.8894 kg de sols humides (à 10% d'humidité) contient donc 0.8005 kg de sols secs et 0.0889 kg d'eau.

3) Pour obtenir 1 kg de sols à 19.95% d'humidité, il faut ajouter 0.1106 kg d'eau par 0.8894 kg de sols à 10% d'humidité :

1 kg de sols à 19.95% d'humidité – 0.8894 kg de sols à 10% d'humidité = 0.1106 kg d'eau à ajouter

4) Masse d'eau requise pour l'échantillon 94F166-3-4

$$(\frac{0.1106}{0.8894} \text{ kg H2O / kg de sols à 10\% d'humidité }) * 84\ 960 \text{ kg de sols à 10\% d'humidité} = 10\ 560.3 \text{ kg. d'eau}$$

Demande en eau totale pour le traitement en biopiles

Des calculs similaires ont été effectués pour les échantillons 94F166-5-4, 01F120-20-2, 01F120-54-5 et 01F120-64-3. Or, puisque tous les sols seront mélangés dans les biopiles, il faut considérer que les échantillons dont le contenu humide était déjà supérieur à 95% de la capacité de rétention au champ vont fournir une partie de la demande en eau. Ainsi, en considérant le surplus d'eau dans ces échantillons, la demande en eau se réduit à 14 700 kg.

Annexe 9.19 Informations relatives au recyclage de l'asphalte recueillies lors de la visite à l'usine DJL Construction inc. de Verdun

Les enrobés bitumineux sont produits de la mi-avril à la mi-décembre en raison d'un taux de production de 175 tonnes/heure. La composition d'un mélange typique d'enrobés bitumineux neufs est présentée au Tableau 9.26 :

Tableau 9.26 Composition typique d'un mélange régulier d'enrobés bitumineux

Matériaux	Composition massique
Pierres nettes (calibre 5-24 mm)	60%
Portion de fines (pierres de calibre 0-5 mm et sable)	35%
Bitume	5%

Un mélange d'enrobés bitumineux recyclés contient 85% du mélange régulier et 15% d'enrobés recyclés. Le schéma du procédé de fabrication d'enrobés recyclés est montré à la Figure 9.6 et les spécifications énergétiques des appareils sont mentionnés au Tableau 9.27.

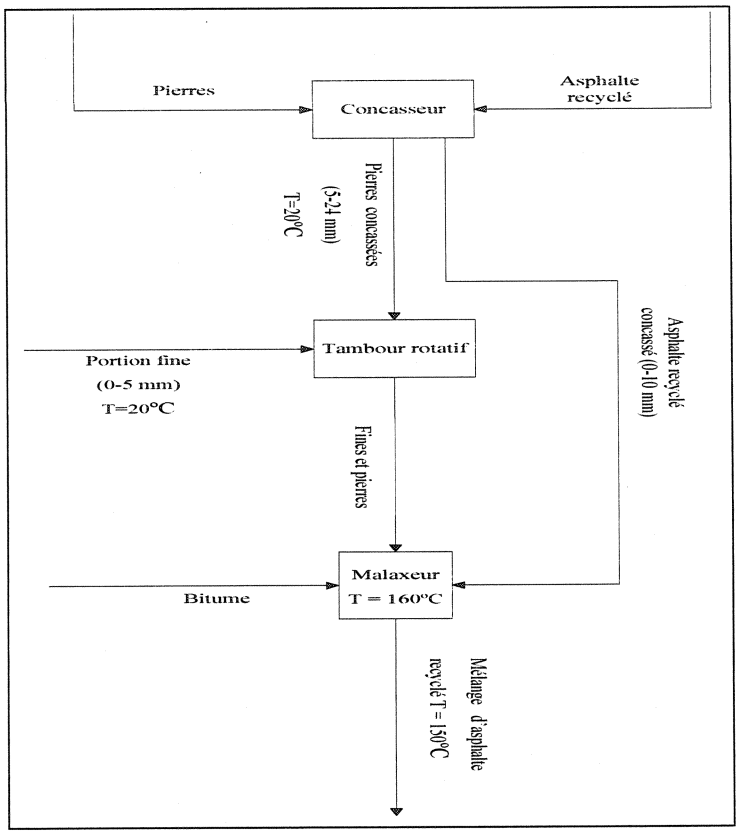


Figure 9.6 Diagramme du procédé de recyclage d'asphalte.

Tableau 9.27 Spécifications énergétiques des appareils utilisés pour le recyclage d'asphalte

Appareils	Types d'énergie	Consommations
Concasseur	Électricité	Pour 100 à 150 tonnes / heure de matériaux concassés : 300 kWh
Tambour rotatif	Gaz naturel	Pour 1 tonne d'enrobés : 8.6 m^3 de gaz naturel
Malaxeur	Électricité	125 hp

Il est à noter que l'acquisition des pierres et de la portion fine (sable ou pierres) a été exclue de l'étude. Les données d'inventaire relatives à la production du gaz naturel et

du bitume nécessaires à la production d'asphalte recyclé proviennent de la base de données ETH-ESU 96.

Annexe 9.20 Développement des facteurs de caractérisation dans EDIP

Le Tableau 9.28 présente la nomenclature utilisée dans cette annexe.

Tableau 9.28 Signification de la nomenclature associée à l'évaluation des impacts selon la méthode EDIP 97

Sigles	Définitions
a	Relation entre la surface d'eau et la surface de sol d'un terrain
Bb (Beef Transfor Factor)	Facteur de transfert du bœuf
BCF (Bioconcentration Factor)	Facteur de bioconcentration
BIO	Facteur de biodégradation
BI_m	Consommation animale de sols
BI_p	Consommation animale de plantes
Bm (Milk Transfer Factor)	Facteur de transfert du lait
EC_{50} (Median Effective Concentration)	Concentration à laquelle l'effet recherché est observé pour 50% des organismes testés. L'effet ne doit pas être létal (ex : croissance, reproduction, etc.)
ECL	Critère de qualité toxicologique
EF (gwp)	Facteur de caractérisation pour le réchauffement global
EF(odp)	Facteur de caractérisation pour la destruction de l'ozone stratosphérique
EF(pocp)	Facteur de caractérisation pour la formation du smog photochimique
EF(as)	Facteur de caractérisation pour l'acidification
EF(ne)	Facteur de caractérisation pour l'enrichissement en nutriment ou l'eutrophisation
EF(etsc)	Facteur de caractérisation pour les impacts écotoxicologiques chroniques pour les sols
EF(etwc)	Facteur de caractérisation pour les impacts écotoxicologiques chroniques pour l'eau
EF(etwa)	Facteur de caractérisation pour les impacts écotoxicologiques aigus pour l'eau
EF(hta)	Facteur de caractérisation pour les impacts toxicologiques dans l'air
EF(htw)	Facteur de caractérisation pour les impacts toxicologiques dans l'eau

Tableau 9.27 (suite) Signification de la nomenclature associée à l'évaluation des impacts selon la méthode EDIP 97

Sigles	Définitions
EF(hts)	Facteur de caractérisation pour les impacts toxicologiques dans les sols
EP(i)	Potentiel pour un impact i
Fa	Facteur de distribution dans l'air
Fwc	Facteur de distribution dans l'eau pour les impacts chroniques
Fwa	Facteur de distribution dans l'eau pour les impacts aigus
Fsc	Facteur de distribution dans les sols pour les impacts chroniques
H	Constante de Henry
HRC (Human Reference Concentration)	Concentration de la substance la plus élevée qu'un humain peut inhaler quotidiennement durant toute sa vie dans des conditions standards, sans que cela ne provoque d'effets toxiques.
HRD (Human Reference Dose)	Quantité de substance la plus élevée qu'un humain peut ingérer quotidiennement durant toute sa vie dans des conditions standards, sans que cela ne provoque d'effets toxiques.
HTF (Human Toxicity Factor)	Facteur de toxicité humaine
I (Intake Factor)	Facteur d'absorption
IC_{50} (Median Inhibition Concentration)	Estimation statistique ou graphique de la concentration causant 50% d'inhibiton d'un procédée biologique pour lequel les données sont dichotomiques
K_d	Facteur d'absorption du sol
K_{oc}	Facteur de partition matière organique/eau
K_{ow}	Facteur de partition octano/eau
LC_{50}	Concentration létale 50% (50% des espèces meurent)
LD_{50}	Dose létale 50% (50% des espèces meurent)
LOAEL	« Lowest Observe Adverse Effect Level »
LOEC	« Lowest Observed Effect Concentration »
NOAEL	« No Observed Adverse Effect Level »
NOEC	« No Observed Effect Concentration »
PNEC	« Predicted No Effect Concentration »
RfC	Concentration de référence (equivalent à HRC)
RfD	Dose de référence (équivalent à HRD)
SCF (Stem Concentration Factor)	Facteur de concentration dans la tige
T	Facteur de transfert du sol
RfC	Concentration de référence (equivalent à HRC)

Réchauffement global (« Global Warming Potential »)

$$GWPi = EF(gwp)i = \frac{\text{Contribution du gaz i au réchauffement global pendant T années}}{\text{Contribution du CO2 au réchauffement global pendant T années}}$$

La période de temps considérée peut être de 20, 100 ou 500 ans. Pour le projet, une période de 100 ans a été retenue.

Destruction de l'ozone stratosphérique

$$ODPi = EF(odp)i = \frac{\text{Contribution du gaz i à la destruction de l'ozone pendant T années}}{\text{Contribution du CFC11 à la destruction de l'ozone pendant T années}}$$

La période de temps considérée peut s'étendre sur 5, 20, 100 ans ou à l'infini. Une période de temps infinie a été retenue pour le projet et ce, tel que recommandé par les auteurs d'EDIP.

Formation de smog photochimique

$$POCPi = EF(pocp)i = \frac{\text{Contribution du gaz i au à la formation d'ozone pendant T jours}}{\text{Contribution du NOx à la formation d'ozone pendant T jours}}$$

La formation du smog peut être évaluée pour une période de 24 heures (échelle de temps courte) ou de quelques jours (échelle de temps longue). Une période de 4 jours a été retenue pour l'étude tel que recommandé par les auteurs d'EDIP.

Acidification

$$EF(as)i = \frac{n * 64.06}{2*Mw}$$

Où n : nombre d'ions H+ émis dans le compartiment final (eau, air sol) suite à la conversion de la substance émise

Mw : poids moléculaire de la substance émise

2 : nombre de moles d'ions H+ par mole d'hydrogène

64.06 : poids moléculaire du SO_2

Eutrophisation

Pour une substance émise de formules $C_\alpha H_\beta N_\nu O_\gamma S_\delta P_\pi$,

$$EF(ne)i = \frac{(\nu+16\pi)* 62}{Mw}$$

Où Mw : poids moléculaire de la substance émise

62 : poids moléculaire du NO_3^-

Écotoxicité

EF(et)i = f * ETF * BIO

Où f : facteur de distribution de l'impact dans les compartiments (eau, air, sols)
ETF : facteur d'écotoxicité
BIO : facteur de biodégradabilité

Calcul de f

Tableau 9.29 Détermination du facteur de distribution f

Compartiment d'émissions	Procédure	f
Air	Temps de demi-vie > 1 jour ? — Oui	fwa = 0 fwc = a fsc = 1-a
	Temps de demi-vie > 1 jour ? — Non	fwa = 0 fwc = 0 fsc = 0
Eau	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Oui — Temps de demi-vie > 1 jour ? — Oui	fwa = 1 fwc = a fsc = 1-a
	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Oui — Temps de demi-vie > 1 jour ? — Non	fwa = 1 fwc = 0 fsc = 0
	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Non	fwa = 1 fwc = 0 fsc = 0
Sols	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Oui — Temps de demi-vie > 1 jour ? — Oui	fwa = 0 fwc = a fsc = 1-a
	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Oui — Temps de demi-vie > 1 jour ? — Non	fwa = - fwc = 0 fsc = 0
	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? — Non	fwa = 0 fwc = 0 fsc = 1

Il est à noter que la valeur par défaut de a proposé par les auteurs d'EDIP 97 est 0.2.

Calcul de ETF

$$ETF = \frac{1}{PNEC}$$

Un facteur de sécurité doit être appliqué à la PNEC.

$$\text{PNEC corrigée} = \frac{PNEC}{\text{Facteur de correction}}$$

Le Tableau 9.30 Facteur de sécurité pour la PNEC (adapté de Hauschild et al., 1997) présente les valeurs que peut prendre le facteur de sécurité.

Tableau 9.30 Facteur de sécurité pour la PNEC (adapté de Hauschild et al., 1997)

Facteurs de correction	Critères
1000	Des données pour l'écotoxicité aiguë sont disponibles (LC_{50}), mais les données sont manquantes pour une ou plusieurs des espèces suivantes : poissons, crustacés et algues.
100	Des données pour l'écotoxicité aiguë sont disponibles (LC_{50}) pour au moins une des espèces suivantes : poissons, crustacés et algues.
20	Des données pour l'écotoxicité chronique sont disponibles (LOEC) pour au moins une des espèces suivantes : poissons, crustacés et algues.
10	Des données pour l'écotoxicité chronique sont disponibles (NOEC) pour au moins une des espèces suivantes : poissons, crustacés et algues.

Calcul du facteur BIO

Tableau 9.31 Détermination du facteur BIO (adapté de Hauschild et al., 1997)

Classes	Critères	BIO
Immédiatement biodégradable	Plus de 60% est biodégradé après un test de dégradation immédiate de 28 jours (OEDC 301 A-F, 1992a, ou 92/69/EEC C.4 A-F)	0.2
Potentiellement biodégradable	Plus de 70% est biodégradé après un test de dégradation inhérente de 28 jours (OEDC 302 B-C, 1992b, ou 87/302/EEC).	0.5
Pas biodégradable	Moins de 70% est biodégradé après un test de dégradation inhérente de 28 jours (OEDC 302 B-C, 1992b, ou 87/302/EEC).	1

Toxicité humaine

$$EF(ht)i = \frac{f * Ic * Ti,c * BIO}{HRD}$$

Calcul de f

Tableau 9.32 Détermination du facteur de distribution f

Compartiment d'émission	Procédure	f
Air	Temps de demi-vie > 1 jour ?	Oui : fa = 1, fw = a, fs = 1-a Non : fa = 1, fw = 0, fs = 0
Eau	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? ; Oui : Temps de demi-vie > 1 jour ? ; Oui : fa = 1, fw = a, fs = 1-a ; Non : fa = 1, fw = 0, fs = 0 ; Non : fa = 0, fw = 1, fs = 0	
Sols	$H > 10^{-3}$ atm. m^3 / mol? ; Oui : Temps de demi-vie > 1 jour ? ; Oui : fa = 1, fw = a, fs = 1-a ; Non : fa = 1, fw = 0, fs = 0 ; Non : fa = 0, fw = 1, fs = 0	

Calcul de Ic

Tableau 9.33 Détermination du facteur d'ingestion et du facteur de transfert (adapté de Hauschild et al., 1997)

Compartiments d'émissions	Voies d'exposition	Ic	Unités
Air	Directe	• -1 si HTF est évalué d'après des tests d'inhalation basés sur des concentrations dans l'air • - 0.286 si HTF est évalué d'après des tests d'inhalation basés sur des doses	• Sans dimensions • m^3/kg de poids corporel / jour
Eau	Via les poissons	3.71^{E} -04	kg de poisson / kg de poids corporel / jour
Sols	Directe	2.86^{E}-06	kg de sols / kg de poids corporel / jour
	Via les plantes	9.3E-03	kg de plante / kg de poids corporel / jour
	Via les produits laitiers	1.32^{E}-03	kg de produits laitiers / kg de poids corporel / jour
	Via la viande	1.53^{E}-03	Kg de viande / kg de poids corporel / jour

Le poids corporel moyen considéré dans EDIP 97 est de 70 kg.

Calcul de Ti,c

Tableau 9.34 Évaluation de $T_{i,c}$

Compartiments d'émissions	Voies d'exposition	Ti,c	Unités
Air	Directe	1	-
Eau	Via les poissons	BCF	kg eau / kg de poisson
Sols	Directe	1	-
	Via les plantes	$\frac{SCF}{K_d + \frac{f_w^*}{\rho_{st}}}$	kg sols / kg plantes
	Via les produits laitiers	$\frac{B_m * BI_p * SCF}{K_d + \frac{f_w^*}{\rho_{st}}} + B_m * BI_s$	kg sols / kg lait
	Via la viande	$\frac{B_b * BI_p * SCF}{K_d + \frac{f_w^*}{\rho_{st}}} + B_b * BI_s$	kg sols / kg viande

Détermination de BCF :

Log BCF = log Pow -1 si log Pow est compris entre 3 et7

Détermination de SCF :

$$SCF = (0.82 + 10^{(0.95 \log P_{ow} - 2.05)}) * \left(0.748 e^{-\left[(\log P_{ow} - 1.78)^2 / 2.44\right]}\right)$$

Détermination de Kd :

Kd = Koc * foc

La valeur par défaut de f_{oc} pour l'Europe est de 0.2 kg/kg)

Détermination de Bb :

$$Bb = \frac{\text{Concentration de la substance dans la viande (mg / kg de poids humide)}}{\text{Consommation quotidienne de la substance (mg/jour)}}$$

$$\text{Détermination de Bm} = \frac{\text{Concentration de la substance dans le lait}}{\text{Consommation quotidienne de la substance (mg/jour}}$$

Calcul du facteur BIO

Il est évalué de la même manière que celle présentée pour l'écotoxicité

Calcul de HRD

Il est également possible d'utiliser une valeur de HRC (« human reference concentration » pour les cas d'inhalation. La conversion de HRD à HRC est possible grâce à la formule suivante :

$$HRC \approx \frac{W_h * HRD}{V_h}$$

Où W_h : poids corporel (70 kg environ)
V_h : volume quotidien d'air inhalé (20 m^3 environ)

Un facteur de sécurité doit aussi être appliqué à HRD. Le Tableau 9.35 indique les valeurs qu'il peut prendre.

Tableau 9.35 Facteur de sécurité pour HRD (d'après Hauschild et al., 1997)

Facteurs de correction	Critères
10^5	Extrapolation à partir de LC_{50} ou LD_{50} déterminée par des expériences réalisées sur des animaux.
5^E04	Extrapolation à partir de LC_{LO} ou LD_{LO} déterminée par des expériences réalisées sur des animaux.
10^4	Extrapolation à partir de LOAEL déterminée par les expériences à court terme sur des animaux.
5^E03	Extrapolation à partir de de LC_{LO} ou LD_{LO} déterminée par des études aigües sur des humains.
10^3	Extrapolation à partir de NOAEL déterminée par des études à cours terme (moins d'un an) ou extrapolation à partir de LOAEL déterminée d'études chroniques (plus d'un an).
10^2	Extrapolation à partir d'études à long terme (plus d'un an) réalisées sur des animaux et validées ou extrapolation à partir de LOAEL déterminée par des études sur les humains ou extrapolation à partir de la plus petite concentration irritante à l'inhalation.
10	Extrapolation à partir de NOAEL déterminée par des études à long terme réalisées sur des humains.

Annexe 9.21 Facteurs de normalisation et de pondération utilisés dans EDIP 97

Tableau 9.36 Facteurs de normalisation et de pondération dans EDIP 96

Impacts	Facteurs de normalisation	Facteurs de pondération
Réchauffement global	8.7 tonnes CO_2 équivalents / personne / an	1.3
Destruction de l'ozone stratosphérique	0.202 kg CFC 11 équivalents / personne / an	23
Formation de l'ozone photochimique	20 kg C_2H_4 équivalents/ personne / an	1.2
Acidification	124 kg SO_2 équivalents / personne / an	1.3
Eutrophisation	298 kg NO_3^- équivalents / personne / an	1.2
Écotoxicité chronique aquatique	1.8E05 m^3 d'eau / personne / an	2.3
Écotoxicité aiguë aquatique	1.8E4 m^3 d'eau / personne / an	2.3
Écotoxicité chronique dans les sols	1.6E4 m^3 de sols / personne / an	2.3
Toxicité humaine dans l'air	3.2E9 m3 d'air / personne / an	2.8
Toxicité humaine aquatique	1.8E4 m3 d'eau / personne / an	2.5
Toxicité humaine dans les sols	1.4E2 m3 de sols / personne / an	2.5

Pour ce qui est des facteurs de pondération, puisqu'ils sont calculés à partir des objectifs environnementaux à atteindre, aucun impact ne possède un facteur égal à un. Si tel était le cas, se serait considéré qu'il n'y a aucun objectif d'amélioration à atteindre. Ainsi, la situation actuelle pourrait être considérée adéquate. Par conséquent, un impact environnemental avec un facteur de pondération d'une valeur unitaire ne pourrait plus être considéré comme un impact puisque le statut quo serait jugé convenable.

Annexe 9.22 Développement d'un facteur de caractérisation pour la toxicité humaine causée par les particules émises lors de la combustion du diesel

---

Une valeur de HRC pour les particules a été trouvée sur le site internet d'IRIS.

fa = 1

I = 1 (parce que HTF est évalué d'après des tests d'inhalation basée sur des concentrations)

T = 1

HTF (ou HRC) = 5^{E}-06 g/m^3

Facteur de correction = $1^{E}02$

$EF(hta)_{PM}$ = $2^{E}07$ m^3/g

Annexe 9.23 Développement des facteurs de caractérisation pour les impacts primaires

Des facteurs de caractérisation ont dû être développés pour 44 des 66 contaminants retrouvés dans les sols du terrain de référence. Les facteurs de caractérisation évalués pour ces contaminants sont présentés au Tableau 9.37.

Tableau 9.37 Facteurs de caractérisation développés à l'aide de la méthode EDIP 97 pour les contaminants non caractérisés du terrain de référence

Contaminants	Facteurs de caractérisation		
	EF(etsc)	EF(hta)	EF(hts)
1,3-Dichlorobenzène	4.71^{E}-1	0	0
1,4-Dichlorobenzène	5.21^{E}-1	0	0
Éthylbenzène	2.48E-02	1.00E+03	9.10E-01
Chlorure de vinyle	3.82E+00	3.9^{E}05*	4*
1,1-Dichloroéthane	9.20E-01	0	0
1,1-Dichloroéthylène	6.67E-02	0	0
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans)	7.88E+01	0	0
Dichlorométhane	2.55E+01	4.76E+04	2.12E-01
1,2-Dichloropropane	1.72E-01	0	0
1,3-Dichloropropène (cis+trans)	4.39E+00	5.00E+05	1.18E+02
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	4.08E+00	0	0
Tétrachlorure de Carbone	2.17E+00	1.49E+06	1.00E+02
1,1,1-Trichloroéthane	1.49E+00	9.2^{E}02*	2^{E}-03*
1,1,2-Trichloroéthane	1.07E+00	0	0
Trichloroéthylène	6.67E-02	19E+04*	6.9^{E}-04*
Hydrocarbures pétroliers (HP)	1.24E-01	2.88E+02	3.52E+01
Argent (Ag)	2.96E-01	0	5.3*
Baryum	1.33E-03	0	0
Etain (Sn)	7.41E+00	0	0
Acénaphtène	2.67E+01	0	0
Acénaphtylène	6.67E-01	0	0
Benzo(a)anthracène	6.95E+00	0	6.67E-01
Benzo(a)pyrène	6.95E+00	0	1.8^{E}-3*
Benzo(b+j+k)fluoranthène	5.92E-02	0	6.67E-01
Benzo(c)phénanthrène	6.67E-01	0	0
Benzo(ghi)pérylène	6.67E-01	0	0

Tableau 9.38 (suite) Facteurs de caractérisation développés à l'aide de la méthode EDIP 97 pour les contaminants non-caractérisés du terrain de référence

Contaminants	Facteurs de caractérisation		
	EF(etsc)	EF (hta)	EF(hts)
Chrysène	1.79E-02	0	7.35E-03
Dibenz(a,h)anthracène	4.05E-02	0	6.67E-01
Dibenzo(a,i)pyrène	6.67E-01	0	6.67E-01
Dibenzo(a,h)pyrène	6.67E-01	0	6.67E-01
Dibenzo(a,l)pyrène	6.67E-01	0	6.67E-01
7,12-Diméthylbenzanthracène	6.67E-01	0	8.05E-02
Fluoranthène	6.67E+00	0	2.38E-04
Fluorène	9.55E+01	0	0
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	6.67E-01	0	6.67E-01
3-Méthylcholanthrène	3.33E+01	0	6.67E-01
Naphtalène	2.08E+01	0	5.35E+00
Phénanthrène	4.76E+00	4.08E+04	2.08E+01
Pyrène	2.52E-01	0	1.26E-03
2-Méthylnaphtalène	2.20E+01	0	0
1-Méthylnaphtalène	7.61E+00	0	5.91E-02
1,3-Diméthylnaphtalène	7.45E-01	0	0
2,3,5-Triméthylnaphtalène	1.63E+00	0	0
Aluminium (Al)	0	0	0

*Facteurs de caractérisation fournis dans EDIP 97.

Le calcul de ces facteurs de caractérisation a été effectué en collaboration avec Mylène Fugère lors d'un stage effectué au CIRAIG. Les détails des calculs présentés aux lignes suivantes sont issus ou adaptés du rapport qu'elle a présenté au CIRAIG à l'été 2003.

Calculs des impacts primaires

Le « screening » proposé par EDIP a d'abord été effectué pour limiter la caractérisation aux contaminants significatifs. De plus, étant donné que les contaminants étaient présents dans les sols du terrain de référence depuis un certain temps, seuls les effets chroniques ont été modélisés Plusieurs hypothèses ont ensuite été posées :

– La densité moyenne des sols est de 1,5 kg de sol sec/ L de sol humide.

– Le contenu moyen d'un sol est de 0,4 L de fluide/ L de sol humide.

– Le contenu d'eau dans le sol (f_w) par masse est de 0,267 L de sol fluide/kg de sol sec.

– Afin de déterminer le coefficient d'adsorption (K_d), on considère la relation suivante : $K_d = f_{oc} * K_{oc}$, où le contenu relatif en carbone organique (f_{oc}) est fixé à 0,02 kg/kg et où K_{oc} est trouvé dans la littérature. Pour le baryum, l'étain et l'argent, la valeur du coefficient d'absorption utilisée est la valeur par défaut pour les métaux de ÉDIP (K_d=1000). Dans le cas où la littérature ne fournit pas de K_{oc}, on estimera sa valeur par K_{ow} (valeur également tirée de la littérature).

– Selon le rapport d'évaluation des risques et élaboration de mesures de gestion du risque dans le cadre des travaux d'aménagement des abords du pont Jacques Cartier (Dessau-Soprin 2003), il y a peu d'eau sur les terrains contaminés. Conséquemment, la constante a, représentant la proportion entre les parcelles d'eau et de terre est égale à 0 (la valeur par défaut de la méthode ÉDIP 97 est plutôt de 0,2). Les calculs des potentiels écotoxicologiques et toxicologiques pour le compartiment de l'eau ne sont pas évalués.

– Pour les calculs d'impacts primaires, la quantité de contaminants est évaluée à partir de la différence entre la concentration dans le sol et le critère générique A du ministère de l'environnement québécois (MENV, 2003). Cette soustraction est nécessaire puisque l'on veut évaluer uniquement les impacts de la contamination et non les contaminants présents naturellement dans le sol (approximativement égale au critère A).

Remarques générales sur certains contaminants

Les contaminants retrouvés sur le terrain de référence sont principalement des BTEX, des HAPs, des métaux et des hydrocarbures pétroliers. La catégorie de contaminants la plus difficile à caractériser est les HAPs, car les études portant sur leur toxicité ou sur leur écotoxicité sont rares.

Benzo(b+j+k)fluoranthène

Concernant le mélange de contaminants appelé benzo(b+j+k)fluoranthène, la PNEC la plus faible entre celles du benzo(b)fluoranthène, du benzo(k)fluoranthène et du benzo(j)fluoranthène est choisie comme valeur de PNEC pour le mélange. Les valeurs des HRC et HRD nécessaires aux calculs toxicologiques sont choisies de la même manière.

Aluminium

Concernant l'aluminium, puisque le pH du terrain est supérieur à 5, les risques toxicologiques et écotoxicologiques sont très faibles. Ce contaminant n'est donc pas considéré dans les calculs d'impacts primaires.

Hydrocarbures pétroliers

Pour les hydrocarbures pétroliers, les données utilisées proviennent du document *Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale* publié par le CCME, le conseil canadien des ministres de l'environnement. Dans ce document, les hydrocarbures aromatiques et aliphatiques sont divisés en quatre fractions, inspirées des fractions établies par le groupe américain TPHCWG de Association for Environmental Health and Sciences. Seulement les trois dernières fractions d'hydrocarbures aliphatiques sont utilisées pour les calculs présentés (Fractions F2, F3 et F4 aliphatiques). Le Tableau 9.38 résume les données utilisées pour évaluer les impacts primaires des sols contaminés aux hydrocarbures.

Tableau 9.38 Données utilisées pour les calculs d'impacts primaires impliquant les hydrocarbures pétroliers (CCME, 2000)

Paramètres	F2	F3		F4	
Fraction aliphatique	$C_{>10}$-C_{12}	$C_{>12}$-C_{16}	$C_{>16}$-C_{21}	$C_{>21}$-C_{34}	$C_{>34}$-C_{50}
% massique	12.953	15.831	32.635	13.986	24.595
H	2.9	12.5	118	13500	$2.9^{E}6$
Log (Koc)	5.4	6.7	8.8	13	18.2
HRD (mg/kg poids corporel/jour)	0.1	0.1	2	2	20
HRC (mg/m^3)	1	1	---	---	---
PNEC (mg/kg)	490		610		---
Facteur de sécurité	100		100		---

Aucune valeur de HRC n'est disponible pour les fractions d'hydrocarbures pétroliers ayant un nombre de carbone supérieur à 16, en raison du faible potentiel de risque, puisque ces composés sont peu volatils (Canadian Council of Ministers of the Environment 2000). Les valeurs des facteurs d'équivalence toxicologiques pour l'air (EF(hta)) ne seront donc pas considérées pour ces composés, puisque leur impact est négligeable. Les valeurs des PNECsc sont des valeurs de EC_{50} tirées du rapport de CCME pour les fractions 2 et 3. Comme ces fractions contenaient des composés aromatiques en plus des composés aliphatiques, les effets sont probablement moins importants pour les composés aliphatiques uniquement, donc les valeurs de EC_{50} utilisées sont trop élevées. Les valeurs des facteurs d'équivalence ont été calculées pour chaque fraction avant d'être pondérées par le pourcentage massique pour obtenir une facteur d'équivalence unique pour le total des hydrocarbures pétroliers.

Source des données d'écotoxicité et de toxicité

Constantes

Les références d'où sont issues les constantes sont présentées au tableau suivant.

Tableau 9.39 Sources des constantes utilisées

Constantes	*Sources*
Constantes de Henry	1. *Handbook of Chemistry and Physics* 2. *Handbook of physicochemical properties and environmental Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals* 3. PhysProp On-line Demo (Syracuse Research Corporation) 4. Rapport du CCME : Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale
Temps de demi-vie	1. *Handbook of environmental degradation rates* 2. Banque de données sur le site Internet de *Spectrum Laboratories Inc*
Facteur BIO	1. Tableau du livre de la méthode ÉDIP 2. Facteur par défaut (BIO=1)
Constantes de partitions (K_{ow}, K_{oc})	1. *Handbook of Chemistry and Physics* 2. *Handbook of physicochemical properties and environmental Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals* 3. Rapport du CCME : Canada-Wide Standards for Petroleum Hydrocarbons (PHCs) in Soil: Scientific Rationale 4. Facteur par défaut (K_d=1000) pour les métaux selon ÉDIP

HRD et HRC

Pour le calcul des HRD et HRC, la démarche appliquée est illustrée à la Figure 9.7 alors que le Tableau 9.40 et le Tableau 9.41 présentent la source des valeurs utilisées pour chaque contaminant.

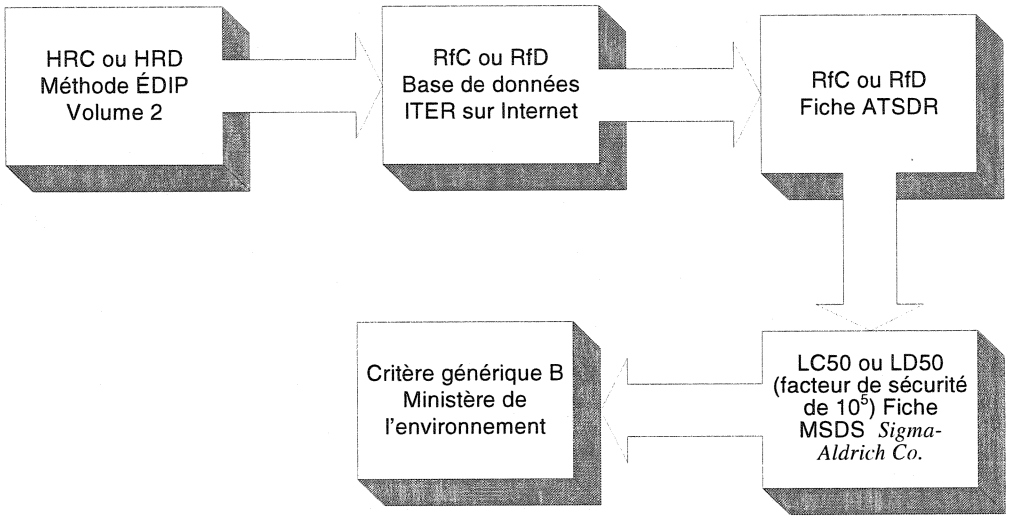


Figure 9.7 Démarche appliquée pour calculer HRD et HRC.

Tableau 9.40 Source des données utilisées pour le calcul des HRD

Contaminants	Type de données	Facteur de sécurité associé	Source de données
Benzène Chloroforme 1,2-Dichloroéthane Tétrachloroéthylène Arsenic (As) Cobalt (Co) Manganese (Mn) Mercure (Hg) Nickel (Ni) Plomb (Pb)	HRD	1	Tableau dans les annexes de la méthode ÉDIP
Ethylbenzène Dichlorométhane 1,3-Dichloropropène (cis+trans) Tétrachlorure de Carbone Acénaphtène Anthracène Naphtalène	RfD (À partir de NOEL)	1	Base de données ISIS à partir de la base de données ITER
Fluoranthène Fluorène Pyrène 20	RfD	1	ATSRD (fiche toxicologique des HAPs)
Hydrocarbures pétroliers (C_{10}-C_{50})	RfD	1	CCME
Benzo(a)pyrène Chrysène 7,12-Diméthylbenzanthracène Phénanthrène 1-Méthylnaphtalène	LD50 de souris ou de rat	10^5	Fiche MSDS de *Sigma-Aldrich Co.*
Benzo(a)anthracène Benzo(b+j+k)fluoranthène Dibenz(a,h)anthracène Dibenzo(a,i)pyrène Dibenzo(a,h)pyrène Dibenzo(a,l)pyrène Indéno(1,2,3-cd)pyrène 3-Méthylcholanthrène	Critère B	Ne s'applique pas	Critères génériques du gouvernement du Québec

Tableau 9.41 Source des données utilisées pour le calcul des HRC

Contaminants	Types de données	Facteurs de sécurité associés	Sources de données
Benzène Chloroforme 1,2-Dichloroéthane Tétrachloroéthylène Arsenic (As) Cobalt (Co) Manganese (Mn) Mercure (Hg) Nickel (Ni) Plomb (Pb)	HRC	1	Tableau dans les annexes de la méthode ÉDIP
Ethylbenzène Dichlorométhane 1,3-Dichloropropène (cis+trans) Tétrachlorure de Carbone Acénaphtène Anthracène Naphtalène	RfC	1	Base de donnée ISIS à partir de la base de donnée ITER
Hydrocarbures pétroliers (C_{10}-C_{50})	RfC	1	CCME
Phénanthrène	HRD	----	Extrapolation de HRC à partir de HRD

PNEC

Pour le calcul des PNEC, la démarche appliquée est illustrée à la Figure 9.8 alors que le Tableau 9.42 présente la source des valeurs utilisées pour chaque contaminant.

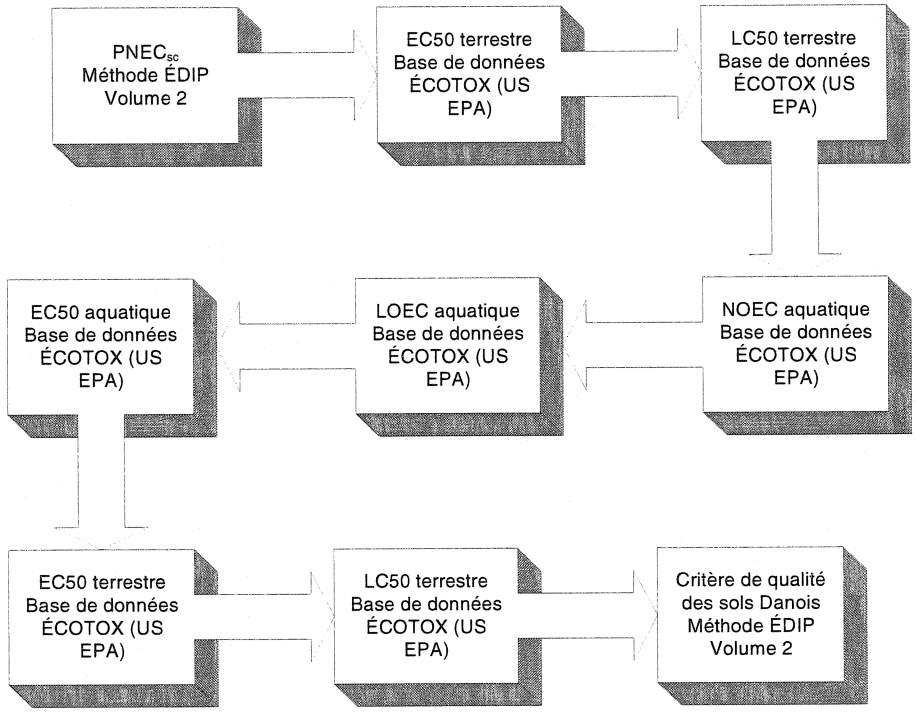


Figure 9.8 Démarche appliquée pour calculer les PNEC.

Tableau 9.42 Sources des données utilisées pour calculer les PNEC

Contaminants	Types de données	Facteurs de sécurité associés	Sources de données
Benzène Chlorobenzène 1,2-Dichlorobenzène Styrène Toluène Xylènes Totaux Chloroforme 1,2-Dichloroéthane Tétrachloroéthylène Arsenic (As) Cobalt (Co) Chrome (Cr) Cuivre (Cu) Manganese (Mn) Mercure (Hg) Nickel (Ni) Plomb (Pb) Zinc (Zn)	$PNEC_{sc}$	1	Tableau dans les annexes de la méthode ÉDIP
Anthracène 1,4-Dichlorobenzène 1,1-Dichloroéthylène Trichloroéthylène	EC_{50} terrestre	100	ÉCOTOX de l'US EPA
Hydrocarbures pétroliers (C_{10}-C_{50})	EC_{50} terrestre	100	CCME
1,1-Dichloroéthane 1,2-Dichloropropane 1,3-Dichloropropène (cis+trans) Argent (Ag) Acénaphtène Benzo(a)anthracène Benzo(a)pyrène Fluoranthène Fluorène 3-Méthylcholanthrène Naphtalène Phénanthrène	LC_{50} terrestre	1000	ÉCOTOX de l'US EPA
1,3-Dichlorobenzène Ethylbenzène 1,1,1-Trichloroéthane	NOEC aquatique	10	ÉCOTOX de l'US EPA

Tableau 9.44 (suite) Sources des données utilisées pour calculer les PNEC

Contaminants	Types de données	Facteurs de sécurité associés	Sources de données
Tétrachlorure de Carbone 1,1,2-Trichloroéthane	LOEC aquatique	20	ÉCOTOX de l'US EPA
1,1,2,2-Tétrachloroéthane	EC_{50} aquatique	100	ÉCOTOX de l'US EPA
1,2-Dichloroéthylène (cis+trans) Chlorure de vinyle Dichlorométhane Cadmium (Cd) Étain (Sn) Benzo(b+j+k)fluoranthène Chrysène Dibenz(a,h)anthracène Pyrène 2-Méthylnaphtalène 1-Méthylnaphtalène 1,3-Diméthylnaphtalène 2,3,5-Triméthylnaphtalène	LC_{50} aquatique	1000	ÉCOTOX de l'US EPA
Chlorure de vinyle	IC_{50} aquatique	1000	ÉCOTOX de l'US EPA
Acénaphtylène Benzo(c)phénanthrène Benzo(ghi)pérylène Dibenz(a,h)anthracène Dibenzo(a,i)pyrène Dibenzo(a,h)pyrène Dibenzo(a,l)pyrène Indéno(1,2,3-cd)pyrène	Critère de qualité du sol pour HAP	----	Critère écotoxicologique de qualité des sols Danois (Méthode ÉDIP)