

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

**ÉTUDE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX PRIMAIRES ET
SECONDAIRES LORS DE LA REMÉDIATION DES SOLS CONTAMINÉS EN
UTILISANT UNE ANALYSE DE CYCLE DE VIE**

MYRIAM CADOTTE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
AVRIL 2005



Library and
Archives Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Published Heritage
Branch

Direction du
Patrimoine de l'édition

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 0-494-01293-5

Our file Notre référence

ISBN: 0-494-01293-5

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 protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

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

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

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

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


Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé:

**ÉTUDE DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX PRIMAIRES ET
SECONDAIRES LORS DE LA REMÉDIATION DES SOLS CONTAMINÉS EN
UTILISANT UNE ANALYSE DE CYCLE DE VIE**

présenté par: CADOTTE Myriam

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

M. COMEAU Yves, Ph.D., membre

À mes parents et Mathieu

Remerciements

J'aimerais d'abord remercier mon directeur de maîtrise le professeur Réjean Samson de m'avoir proposé ce projet de recherche. J'aimerais remercier mon directeur ainsi que ma co-directrice, la professeure Louise Deschênes pour leur disponibilité et leur soutien tout au long de ce projet. J'aimerais leur exprimer ma gratitude pour leurs précieux encouragements.

J'aimerais également remercier les partenaires de la chaire industrielle CRSNG en assainissement et gestion de sites : Bell, Alcan, Gaz de France/Électricité de France, Total et le CEA EQ qui ont financé le projet.

Aussi, je voudrais remercier Sylvain Hains, Christian Bélanger et Michel Mailloux de la compagnie Golder et Associés qui m'ont aidée pour la réalisation des simulations des technologies. Merci pour vos précieux conseils et votre patience.

Merci à toute l'équipe du CIRAIG, membres et étudiants, qui m'ont tous aidée à un moment de ce projet. Merci Jean-François et Pascal pour votre aide avec les transports et les logiciels ACV. Merci Sandra pour tes corrections de l'anglais. Un merci plus particulier à Laurence et Gontran, merci d'avoir répondu à mes continuelles questions pendant 2 ans!

Merci à Mme Danielle Guilbault pour ses corrections de français.

En terminant, je veux remercier tout spécialement mon copain Mathieu pour tous ses encouragements, son aide, son soutien et surtout pour son infinie patience.

Résumé

Ce projet de maîtrise consiste en une comparaison environnementale à l'aide d'une analyse du cycle de vie de technologies de réhabilitation de sites contaminés aux hydrocarbures pétroliers où une phase libre est présente et où le sol et les eaux souterraines sont contaminés. Au Québec, deux tiers des sites contaminés répertoriés le sont par les hydrocarbures pétroliers. Afin d'aider la prise de décision des gestionnaires de sites contaminés au diesel quant au choix d'une méthode de réhabilitation, ce projet tente de déterminer les meilleures technologies pour l'environnement. Pour ce faire, quatre scénarios combinant ces technologies sont présentés pour la réhabilitation d'un site réel situé aux abords d'une rivière au Québec sur lequel un déversement de 375 m³ de diesel a eu lieu. Les scénarios à l'étude sont : 1) le pompage et rabattement de la phase libre, l'atténuation naturelle de la zone vadose et le pompage et traitement de la zone saturée; 2) la bioaspiration de la phase libre, la bioventilation de la zone vadose et le biobarbotage de la zone saturée; 3) la bioaspiration, la bioventilation et l'oxydation chimique *in situ* de la zone saturée; 4) la bioaspiration, l'excavation des sols et le traitement en biopiles sur site et l'atténuation naturelle de la contamination résiduelle dans les eaux souterraines.

Les objectifs recherchés étaient de 1) déterminer et comparer les impacts primaires (associés à la contamination) et secondaires (associés à la décontamination) des technologies de chaque zone; 2) comparer les impacts environnementaux des quatre scénarios; 3) comparer les technologies *in situ* et *ex situ* et déterminer quel type de technologie génère le moins d'impacts sur l'environnement et 4) sélectionner le meilleur scénario de réhabilitation. L'hypothèse initiale de cette recherche était que les technologies *in situ* génèrent moins d'impacts secondaires sur l'environnement que les technologies *ex situ*.

Le premier objectif de ce projet de maîtrise était de comparer les impacts primaires et secondaires de technologies de restauration d'une phase libre, de la zone vadose et de la zone saturée tout en tenant compte du temps de traitement. Chaque technologie a été conçue de la façon la plus réaliste possible à l'aide de modélisations numériques et théoriques. Des données de terrain (conductivité hydraulique, teneur en eau résiduelle, etc.) ont été utilisées dans les modélisations afin d'améliorer la représentativité de la conception des technologies. Afin de représenter le temps de traitement de chaque technologie, les émissions rejetées dans l'air, dans l'eau et dans le sol ainsi que la diminution du diesel dans le site ont été calculées à différentes années du traitement. Les impacts environnementaux ont été calculés à l'aide de la méthode de caractérisation américaine TRACI.

Les résultats de cette comparaison ont montré que la bioaspiration génère plus d'impacts que le pompage et rabattement lors de l'enlèvement de la phase libre. Par contre, elle est plus efficace pour l'enlèvement des contaminants. L'excavation des sols et le traitement en biopiles traitent les sols plus rapidement que la bioventilation, mais en générant beaucoup plus d'impacts. L'oxydation chimique, le biobarbotage et le pompage et traitement réussissent à traiter les eaux souterraines au même niveau, mais leur temps de traitement est très différent. L'oxydation chimique est la technologie générant le plus d'impacts lors du traitement malgré qu'elle soit la plus rapide. L'atténuation naturelle s'est avérée efficace pour les eaux souterraines.

Le deuxième objectif de ce mémoire était de comparer les impacts primaires et secondaires de quatre scénarios de réhabilitation de sites en tenant aussi compte du temps de traitement. Le scénario 2, ne combinant que des technologies biologiques, s'est avéré le meilleur pour l'environnement. Le scénario 3, utilisant l'oxydation chimique, s'est avéré le pire pour l'environnement en terme d'impacts secondaires. Le scénario 1 s'est avéré le plus long et le pire pour l'environnement en terme d'impacts primaires. Ce scénario n'arrivait pas à réhabiliter le site. Le scénario 4 s'est avéré le plus rapide.

Le troisième objectif voulait comparer les impacts primaires et secondaires des technologies *in situ* et *ex situ* et déterminer quel type de technologie génère le moins d'impacts sur l'environnement. Les résultats ont montré que la technologie *ex situ* pour le traitement des sols, les biopiles, était plus rapide que la technologie active de bioventilation et passive d'atténuation naturelle, mais elle générait le plus d'impacts secondaires dus à la préparation de site nécessaire au traitement. Les impacts primaires étaient plus élevés pour les biopiles que pour la bioventilation puisque malgré un même niveau de décontamination, la quantité de contaminants était plus grande due au plus grand volume de sols traités. Le pompage et traitement de l'eau souterraine fait de manière *ex situ* générait plus d'impacts secondaires que le biobarbotage et l'atténuation naturelle, mais moins que l'oxydation chimique. Les impacts primaires, à la fin du traitement, étaient équivalents pour les trois technologies actives. Les impacts primaires de l'atténuation naturelle étaient plus élevés puisque la concentration en hydrocarbures pétroliers était plus élevée que celles obtenues par les autres technologies et ce, malgré le respect des normes environnementales.

En général, les technologies *in situ* étaient celles qui génèrent le moins d'impacts secondaires, sauf pour l'oxydation chimique. Les technologies *in situ* et *ex situ* arrivaient toutes deux à obtenir de faibles impacts primaires puisqu'elles atteignaient les mêmes niveaux de décontamination. Seul le temps de traitement était différent.

Le dernier objectif de ce mémoire était de sélectionner le meilleur scénario pour restaurer le site contaminé. Le meilleur scénario pour réhabiliter le site contaminé variera selon les priorités du propriétaire. En ce sens, deux scénarios ont été proposés. Le premier scénario suggéré génère peu d'impacts secondaires sur l'environnement et réhabilite le sol jusqu'au critère B du ministère de l'Environnement du Québec (MENV) et les eaux souterraines jusqu'à la limite de détection des C₁₀-C₅₀ dans les eaux de surface et souterraines. Ce scénario comporte peu de risques technologiques et est probablement un des plus économiques, mais il demande un temps de traitement plus

long. Il s'agit du scénario 2. Le deuxième scénario proposé comprend les technologies les plus rapides des scénarios 3 et 4. Il s'agit de combiner la bioaspiration, l'excavation des sols et le traitement en biopiles et l'oxydation chimique de la contamination résiduelle dans les eaux souterraines. Ce scénario est l'option la plus rapide pour réhabiliter le site. Cependant, il génère beaucoup d'impacts sur l'environnement, comporte plus de risques technologiques et est probablement le plus coûteux.

Une des limites de l'analyse du cycle de vie rencontrée dans ce projet était le manque de facteurs de caractérisation des substances agrégées. Pour contrer ce déficit, les facteurs minimum et maximum des substances caractérisées par la méthode TRACI incluses dans les substances agrégées ont été utilisés. Cette méthode de caractérisation minimale et maximale des substances agrégées a permis de déterminer la plage des impacts primaires et secondaires. Afin de pouvoir sommer les impacts primaires et secondaires des différentes catégories d'impacts dans le but de les comparer, il a fallu calculer des facteurs de normalisation canadiens. Il est à noter que toutes les conclusions sont basées sur la comparaison des impacts normalisés moyens. Les conclusions auraient pu être totalement différentes si la base de comparaison avait été différente.

Abstract

This research project presents an environmental comparison based on a life cycle assessment of petroleum hydrocarbon contaminated site restoration technologies where both soil and groundwater are contaminated and free product is encountered. Two thirds of the listed sites in the province of Quebec are contaminated with petroleum hydrocarbons. In order to assist the decision making for a restoration method, this project tries to determine the preferred technology from an environmental point of view. To do so, an actual contaminated site is studied where 375 m³ of diesel was spilled in the proximity of a river in the Province of Quebec. The four compared scenarios are 1) oil removal, natural attenuation in soils and pump and treat for the groundwater; 2) bioslurping of the free product, soils bioventing and groundwater biosparging; 3) bioslurping, bioventing and *in situ* chemical oxidation in groundwater; 4) bioslurping, excavation of contaminated soils and onsite treatment in biopiles, and natural attenuation of the residual contamination in groundwater.

The project objectives were: 1) to determine and compare the primary impacts (associated with contamination) and secondary impacts (associated with decontamination) of each zone's technology; 2) to compare the environmental burden of each scenario; 3) to compare the *in situ* and *ex situ* technologies and to determine which type of technology has the minimal environmental burden; 4) to choose the best remediation scenario. This research initial assumption was that the *in situ* technologies have less secondary impacts on the environment than the *ex situ* technologies.

This first project objective was to compare primary and secondary impacts of each zone technologies by taking into account the time of treatment. Each technology was realistically designed with numerical and theoretical simulations. Site data (hydraulic conductivity, residual water content, etc.) were used in the simulations in order to

improve the representativeness of the design. In order to represent the treatment time of each technology, air, water and soil emissions were calculated at different years of the treatment as well as the diesel reduction. The environmental impacts were calculated with the TRACI American characterization method.

This comparison showed that the bioslurping had more secondary impacts than the oil removal technology. However it proved to be more efficient to remove oil during the same period of time. On another hand, soil excavation with biopile treatment was faster than bioventing but generated more secondary impacts. Also, the *in situ* chemical oxidation, biosparging and pump and treat technologies all succeeded at treating the groundwater to the same criterion level but with different treatment times. The *in situ* chemical oxidation was the technology generating the most secondary impacts even if it was the fastest. Finally, natural attenuation was effective only for the groundwater.

The second objective of this project was to compare the primary and secondary impacts of four treatment scenarios by taking into account the treatment time. On this level scenario 2, combining only biological technologies, was the best for the environment. Scenario 3, with its chemical oxidation, was the worst for the environment in terms of secondary impacts, and scenario 1 was the slowest and the worst for the environment in terms of primary impacts. Furthermore this scenario did not manage to remediate the site. Finally, scenario 4 was the fastest.

The third objective was to compare the primary and secondary impacts of *in situ* and *ex situ* technologies and also to determine which type of technology generated the least amount of environmental impact. The results showed that the *ex situ* technology to treat contaminated soils (the biopiles) was faster than the active technology (bioventing) and the passive one (natural attenuation). However, the biopiles generated more secondary impacts due to site preparation. The primary impacts for the biopile treatment were higher than those for the bioventing even if the same decontamination criterion was

reached because of the higher diesel mass due to a larger treated soil volume. The pump and treat technology with an *ex situ* groundwater treatment generated more secondary impacts than the biosparging and the natural attenuation, but less than the *in situ* chemical oxidation. The primary impacts at the end of the treatment were all equivalent for the three active technologies. However, the primary impacts of the natural attenuation were higher because the petroleum hydrocarbon concentration in groundwater was higher than those reached by the other technologies (even if the environmental criterion was reached).

In general, the *in situ* technologies generated less secondary impacts (except for the chemical oxidation). The *in situ* and *ex situ* technologies both succeeded to lower the primary impacts at the end of the treatment because they all reached the same criterions. Only the treatment time was different.

The last objective of this study was to choose the best scenario in order to remediate the contaminated site. The best scenario to remediate a contaminated site can vary depending on the site owner's priorities. Two scenarios were proposed. The first proposed scenario was chosen as a function of its low impacts on environment criteria. In effect, scenario 2 had low environmental impacts and remediated the contaminated soil to the B criterion of the environmental ministry of Quebec (MENV), and the contaminated groundwater down to the detection limit of C₁₀-C₅₀ in surface and groundwater. Also, this scenario had low technological risks and was probably one of the most economical. The second proposed scenario was a combination of the fastest technologies from scenarios 3 and 4. It combined bioslurping, excavation and biopile treatment and *in situ* chemical oxidation. This scenario was the fastest option to remediate the site. However, it generated more impacts on the environment, had more technological risks and was probably the most expensive.

One of the LCA limits encountered in this project was the lack of characterization factors for aggregated substances. In order to perform the study, minimum and maximum TRACI factors of characterized substances that are found in aggregated substances were used. This minimum and maximum characterization method for aggregated substances helped determine their range of primary and secondary impacts. In order to sum the primary and secondary impacts of different impact categories and to compare them, Canadian normalization factors had to be calculated. It should be noted that all the conclusions were based on the comparison of average normalized impacts. The conclusions could have been different if the base of comparison would have been different.

Table des matières

DÉDICACE	IV
REMERCIEMENTS	V
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	X
TABLE DES MATIERES	XIV
LISTE DES TABLEAUX.....	XVII
LISTE DES FIGURES	XIX
LISTE DES ANNEXES	XXI
LISTE DES SIGLES ET ABREVIATIONS	XXII
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION	1
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	1
1.2 OBJECTIFS DU PROJET.....	5
CHAPITRE 2 : REVUE DE LITTÉRATURE	6
2.1 REHABILITATION DES SITES CONTAMINÉS AU DIESEL	6
2.1.1 Description du contaminant	6
2.1.2 Technologies : description, avantages et limites.....	10
2.1.3 Impacts primaires et secondaires	23
2.2 DESCRIPTION DE LA MÉTHODE ACV	24
2.2.1 Applications	24
2.2.2 Méthodologie	25
2.3 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE DES TECHNIQUES DE REHABILITATION DE SOLS	39
2.4 LIMITES DE LA MÉTHODE ACV	42

CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE.....	45
3.1 DESCRIPTION DU SITE À L'ÉTUDE	45
3.2 CHAMP D'ÉTUDE	47
3.2.1 Fonction et unité fonctionnelle	47
3.2.2 Frontières temporelles.....	47
3.2.3 Frontières du système	48
3.2.4 Exigences relatives à la qualité des données.....	49
3.3 CONCEPTION DES TECHNOLOGIES.....	49
3.3.1 Simulation des scénarios pour la distribution des contaminants	49
3.3.2 Dimensionnement des technologies.....	58
3.4 ANALYSE DE L'INVENTAIRE	62
3.5 ANALYSE DES IMPACTS	66
CHAPITRE 4 : SÉLECTION D'UN SCÉNARIO DE RÉHABILITATION POUR UN SITE CONTAMINÉ AU DIESEL À L'AIDE D'UNE ACV	69
4.1 PRESENTATION DE L'ARTICLE	69
4.2 SELECTION OF A REMEDIATION SCENARIO FOR A DIESEL-CONTAMINATED SITE USING LCA	69
4.2.1 Abstract.....	69
4.2.2 Introduction.....	70
4.2.3 Methodology	73
4.2.4 Results & Discussion	84
4.2.5 Conclusion & Recommendation	100
CHAPITRE 5 : DISCUSSION GÉNÉRALE	102
5.1 CONCEPTION DES TECHNOLOGIES.....	102
5.2 ANALYSE DE L'INVENTAIRE	104
5.3 LIMITES DE LA METHODE TRACI.....	105
5.4 ANALYSE DES IMPACTS	106
5.4.1 Impacts primaires.....	106

5.4.2 Impacts secondaires	107
5.4.3 Comparaison des impacts primaires et secondaires	107
5.4.4 Limite temporelle.....	108
5.4.5 Sol et eaux souterraines contaminés	108
5.5 SELECTION DU MEILLEUR SCENARIO	109
CHAPITRE 6 : CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	110
RÉFÉRENCES.....	112
ANNEXES	124

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Technologies retenues pour chaque scénario de réhabilitation d'un site contaminé aux hydrocarbures pétroliers.	4
Tableau 2.1 : Principales propriétés physico-chimiques du diesel (ATSDR 1995).....	7
Tableau 2.2 : Critères génériques en vigueur au Québec pour les sols et les eaux de surfaces contaminés aux hydrocarbures pétroliers.....	9
Tableau 2.3 : Exemples des termes utilisés lors de l'étape de l'analyse des impacts d'une ACV	33
Tableau 2.4 : Technologies de réhabilitation de sites évaluées par la méthode ACV traitées dans la littérature	40
Tableau 3.1 : Caractéristiques du maillage 3D utilisé par le modèle Compflow.....	50
Tableau 3.2 : Propriétés hydrogéologiques du milieu poreux	51
Tableau 3.3 : Propriétés physico-chimiques de l'huile diesel.....	51
Tableau 3.4 : Valeurs des paramètres affectant le devenir du naphthalène en phase dissoute	52
Tableau 3.5 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas A et volumes d'hydrocarbures récupérés réels et simulés.....	53
Tableau 3.6 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas B et volumes d'hydrocarbures et d'eau récupérés simulés.....	54
Tableau 3.7 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas C et volumes d'hydrocarbures et d'eau récupérés simulés.....	54
Table 4.1: Technologies included in each restoration scenario	73
Table 4.2: Material requirements and treatment time for each technology	77
Table 4.3: Mass input materials and mass output emissions for the LNAPL removal phase	85
Table 4.4: Total average normalized impacts by impact categories for the oil removal stage	86

Table 4.5: Mass input materials and mass output emissions for the soil treatment phase	88
Table 4.6: Total average normalized impacts by impact categories for the soil treatment stage	90
Table 4.7: Mass input materials and mass output emissions for the groundwater treatment phase	92
Table 4.8: Total average normalized impacts by impact categories for the groundwater treatment stage	93

Liste des figures

Figure 2.1 : Répartition massique des composés du diesel selon leur nombre de carbones.	6
Figure 2.2 : Système à une pompe pour récupérer les LNAPL.	11
Figure 2.3 : Conceptualisation des zones de processus de biodégradation des hydrocarbures pétroliers.....	13
Figure 2.4 : Méthode de bioaspiration pour la récupération d'une phase libre LNAPL.	15
Figure 2.5 : Schéma d'un puits de bioventilation. Adaptée de Leeson et Hinchee (1996b).....	17
Figure 2.6 : Schéma d'un système de biobarbotage combiné avec de l'extraction de vapeurs.	18
Figure 2.7 : Schéma d'un système d'oxydation chimique avec du peroxyde d'hydrogène.	20
Figure 2.8 : Schéma d'une biopile.	22
Figure 2.9 : Étapes d'une analyse du cycle de vie.	25
Figure 2.10 : Étapes pour mener une analyse d'inventaire en ACV.....	28
Figure 2.11 : Phases de l'évaluation des impacts lors d'une analyse du cycle de vie d'un produit ou service.....	31
Figure 2.12 : Exemple de la représentation de la chaîne cause à effet.	32
Figure 3.1 : a) Carte du site; la zone rectangulaire représente la région contaminée b) Région contaminée du site avec l'épaisseur de la phase libre; la zone rectangulaire pointillée est celle qui sera considérée pour l'étude ACV.	46
Figure 3.2 : Frontières du système des étapes générales de chaque scénario de réhabilitation.	48
Figure 3.3 : Évolution de la migration des contaminants vers la rivière juste après l'enlèvement de la source, 2 ans plus tard et après 6 ans, obtenue lors de la simulation de l'atténuation naturelle du diesel résiduel en zone saturée.....	56

Figure 3.4 : Panache de contamination traité par biobarbotage dans la zone saturée à 2, 5, 16 et 35 ans après le déversement.	57
Figure 3.5 : Exemple de construction d'une matrice technologique A et une matrice d'inventaire B.	64
Figure 3.6 : Interface du programme Matlab ACV_MYCAD utilisée pour faire les calculs matriciels.	65
Figure 4.1: a) Site map; the rectangular area represents the contaminated zone b) Contaminated zone of the site with the LNAPL thickness; the dotted rectangular area is the system boundary considered for the LCA.	74
Figure 4.2: Flow diagram for each technology.	76
Figure 4.3: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the oil removal technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts.	87
Figure 4.4: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the soil treatment technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts generated upon completion of treatment.	91
Figure 4.5: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the groundwater treatment technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts generated upon completion of treatment.	95
Figure 4.6: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the four scenarios generated during their last year of treatment. The values indicate the average normalized impacts.	97

Liste des annexes

ANNEXE A : SCHÉMA DE FRONTIÈRE DÉTAILLÉ DE CHAQUE TECHNOLOGIE ET DES 4 SCÉNARIOS.....	124
ANNEXE B : DÉTAILS DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT	138
ANNEXE C : CALCULS DES ÉMISSIONS AVEC LES MODÈLES GABI 3 ET NONROAD.....	163
ANNEXE D : MÉTHODE AMÉRICAINE DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS TRACI, DÉTERMINATION DES FACTEURS MINIMUM ET MAXIMUM DES SUBSTANCES AGRÉGÉES ET CALCUL DES FACTEURS DE NORMALISATION CANADIENS	172
ANNEXE E : RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE L'INVENTAIRE ET RÉSULTATS CARACTÉRISÉS PAR CATÉGORIE D'IMPACTS	183

Liste des sigles et abréviations

3D : trois dimensions

ACV : Analyse du cycle de vie

AFCFEE : «Air Force Center for Environmental Excellence»

Aver. : «average»

ANPI : «average normalized primary impacts»

ANSI : «average normalized secondary impacts»

ATSDR : «Agency for Toxic Substances and Disease Registry»

BPC : Biphényles polychlorés

CEAEQ : Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

CIRAIG : Centre Interuniversitaire de Référence sur l'Analyse, l'Interprétation et la Gestion du cycle de vie des produits, procédés et services

CF : «Characterization Factor»

COV : composé organique volatil

CVAA : critère de vie aquatique aiguë

CVAC : critère de vie aquatique chronique

Ecotox. : «ecotoxicity»

EDIP : «Environmental Design of Industrial Products»

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HHC : «Human Health Cancer effects»

HHNC : «Human health Non Cancer effects»

IPCC : «Intergovernmental Panel on Climate Change»

ISO : Organisation internationale de standardisation « International Standard Organization »

LCA : «Life Cycle Assessment»

LCI : «Life Cycle Inventory»

LCIA : «Life Cycle Impacts Assessment»

LDPE : «Light Density Polyethylene»

LLC : «Life cycle costing»

LNAPL : «Light Non Aqueous Phase Liquid»

Max. : maximum

MENV : Ministère de l'environnement du Québec

Min. : minimum

MNRQ : Ministère des ressources naturelles du Québec

NA : «Natural Attenuation»

Nag : «Natural attenuation in groundwater»

NF : «Normalization Factor»

NPI : «Normalized Primary Impact»

NSI : «Normalized Secondary Impact»

PAH : «Polycyclic Aromatic Hydrocarbon»

PDF : «Potentially Disappeared Fraction of plant species»

PT : «Pump and Treat»

PVC: «Polyvinyl chloride»

QRCS : «Quebec Regulation on Contaminated Soils»

SETAC : Société de Chimie et Toxicité Environnementale

SVE : «Soil Vapor Extraction»

TPH : «Total Petroleum Hydrocarbon»

TRACI : «Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts»

UNEP : Programme environnemental des Nations Unies

U.S. EPA : «United States Environmental Protection Agency»

Wt : «weight»

Chapitre 1 : Introduction

1.1 Problématique

Depuis mars 2003, le projet de loi 72, modifiant la loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains, est entré en vigueur au Québec. Cette loi se veut un outil pour assurer la protection des terrains et leur réhabilitation en cas de contamination (Assemblée Nationale 2002). Or, au Québec, plus de 5125 terrains sont contaminés dont 66% le sont par des hydrocarbures pétroliers C_{10} - C_{50} . Au 31 décembre 2001, 71% des terrains ayant fait l'objet d'une réhabilitation ont utilisé les techniques d'enfouissement ou de confinement (ministère de l'Environnement du Québec [MENV] 2002). Aussi, avec la mise en vigueur du règlement sur l'enfouissement des sols contaminés en juillet 2001, les sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers à plus de 10 000 mg/kg doivent d'abord être traités avant d'être enfouis. Le ministère de l'Environnement du Québec préconise d'ailleurs les mesures définitives soit l'enlèvement des contaminants dans un contexte de développement durable.

Il est donc nécessaire pour les gestionnaires de sites contaminés de choisir une technologie adéquate et efficace qui respectera les normes gouvernementales. Il existe plusieurs types de technologies : biologique, thermique, chimique et physique. Les technologies peuvent être *ex situ*, ce qui nécessite l'excavation des sols, ou *in situ*, qui traite les sols en place. Les technologies *ex situ* génèrent plusieurs impacts sur l'environnement dont les principaux proviennent du transport des sols contaminés (Diamond, Page, Campbell, McKenna et Lall 1999, Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Toffoletto 2002). Mais qu'en est-il des techniques de traitement de sols *in situ*, quels sont leurs principaux impacts sur l'environnement? Des méthodes d'aide à la décision doivent être disponibles pour les gestionnaires afin de pouvoir comparer les impacts

environnementaux des différentes technologies. L'analyse de cycle de vie (ACV) est un outil qui permet d'évaluer les impacts sur l'environnement des méthodes de restauration de sites contaminés d'un point de vue global.

L'ACV est un outil d'aide à la décision régi et soutenu par trois organismes internationaux qui sont l'Organisation Internationale de Standardisation (ISO), la Société de Chimie et Toxicité Environnementale (SETAC) et le Programme Environnemental des Nations Unies (UNEP) (Guinée, Gorrée, Heijungs, Huppes, Kleijn et De Koning 2001). Cet outil permet d'analyser le fardeau environnemental d'un produit ou service à toutes les étapes de son cycle de vie, en incluant l'extraction des ressources, la production des matériaux, l'utilisation du produit ou service et la gestion de sa fin de vie. L'ACV permet d'évaluer les impacts dans différentes catégories telles que le réchauffement global, la destruction de la couche d'ozone ou les risques de toxicité humaine.

L'analyse du cycle de vie de technologie de réhabilitation de sites contaminés permet d'évaluer les impacts sur l'environnement reliés à la décontamination, ce sont les impacts secondaires, et ceux reliés à la contamination résiduelle, ce sont les impacts primaires. L'intégration des impacts primaires dans l'ACV de réhabilitation de sols est toute récente. Les auteurs Toffoletto et Godin ont souligné le manque d'inclusion des impacts primaires dans les ACV et ont démontré leur influence sur les impacts totaux (Toffoletto 2002, Godin 2004).

Plusieurs auteurs travaillant en analyse de cycle de vie de réhabilitation de sites contaminés ont évalué et comparé des technologies, mais ces technologies étaient soit pour traiter les sols ou pour traiter les eaux souterraines. Bender et al. (1998) a comparé le pompage et traitement de l'eau souterraine par « air stripping » avec la même technologie mais en réinjectant l'eau avec des nutriments. Bender et al. (1998) a aussi évalué le traitement des sols par extraction de vapeurs. Page et al. (1999) a évalué

l'excavation et l'enfouissement des sols. Diamond et al. (1999) a comparé, qualitativement seulement, l'encapsulation, l'excavation avec enfouissement, le lavage de sols *ex situ*, l'extraction de vapeurs et la biorestauration *in situ*. Volkwein et al. (1999) a comparé l'excavation des sols avec traitement soit par lavage de sol, par biopiles ou par traitement thermique ainsi que le recouvrement des sols en place avec de l'asphalte. Vignes (2001) a comparé différentes technologies à l'aide d'une ACV limitée. Vignes (2001) n'a évalué qu'une partie du cycle de vie des technologies de restauration. Toffoletto (2002) a analysé en détail le traitement en biopiles. Blanc et al. (2004) a comparé quatre technologies *ex situ* qui sont l'enfouissement hors site, le confinement sur site, le chaulage et la biolixiviation. Finalement, Godin (2004) a évalué l'atténuation naturelle, l'excavation avec confinement hors site et l'excavation suivi d'un traitement thermique. Selon les résultats obtenus par les auteurs, les technologies *in situ* génèrent moins d'impacts que celles *ex situ*, car le sol n'est pas transporté. Les impacts les plus importants étaient reliés au transport des sols contaminés et sols propres et à l'utilisation d'électricité et de carburants. Qu'en est-il des impacts globaux lorsqu'un site doit être réhabilité où, en plus d'avoir le sol et les eaux souterraines contaminés, une phase libre est présente? D'un point de vue global, les impacts totaux sont-ils plus importants pour les technologies *ex situ* ou *in situ* lorsque le sol et les eaux souterraines doivent être traités?

Le présent projet veut comparer à l'aide d'une analyse de cycle de vie différents scénarios de réhabilitation *ex situ* et *in situ* d'un terrain contaminé aux hydrocarbures pétroliers. Afin de ne pas désavantager la technologie *ex situ* choisie, le traitement est fait sur place. Il n'y a pas de transport de sols contaminés.

L'étude de cas utilisée pour le projet considère un site contaminé par le diesel dont le contaminant a migré vers l'eau souterraine en s'accumulant au-dessus de la nappe phréatique. Les scénarios de restauration du site doivent, en plus de réhabiliter le sol et l'eau souterraine, tenir compte qu'il y a d'abord une phase libre à soutirer. Les

technologies de restauration retenues pour chacune des phases des quatre scénarios à l'étude sont indiquées au tableau 1.1.

Tableau 1.1 : Technologies retenues pour chaque scénario de réhabilitation d'un site contaminé aux hydrocarbures pétroliers.

	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Phase libre	Pompage et rabattement	Bioaspiration	Bioaspiration	Bioaspiration
Zone vadose	Atténuation naturelle	Bioventilation	Bioventilation	Excavation et traitement en biopiles
Zone saturée	Pompage et traitement	Biobarbotage	Oxydation chimique	Atténuation naturelle

Ce projet utilise différents types de technologies à efficacité différente. Les scénarios 1 et 4 utilisent des technologies *ex situ*. Les trois scénarios *in situ* sont différents les uns des autres. Le scénario 1 utilise principalement des techniques physico-chimiques, le scénario 2, des techniques biologiques et le scénario 3, une technique chimique. Le scénario 4 est le seul à excaver les sols contaminés. L'ACV des différents scénarios de réhabilitation du site est réalisée en intégrant les deux types d'impacts : primaires et secondaires. Les impacts primaires sont évalués en considérant la quantité de diesel restant dans les sols et les eaux souterraines.

1.2 Objectifs du projet

Ce mémoire de maîtrise cherche à répondre aux objectifs suivants :

- 1- Déterminer et comparer les impacts primaires et secondaires de technologies d'enlèvement d'une phase libre, de restauration d'une zone vadose et d'une zone saturée à l'aide d'une analyse de cycle de vie.
- 2- Comparer les impacts primaires et secondaires des scénarios de réhabilitation d'un site lorsque différentes technologies sont combinées.
- 3- Comparer les impacts primaires et secondaires des technologies *in situ* et *ex situ* et déterminer quel type de technologie a le moins d'impacts sur l'environnement.
- 4- Sélectionner le meilleur scénario pour réhabiliter le site.

Le prochain chapitre de ce mémoire présente la description du contaminant diesel, une description de chaque technologie utilisée pour la réhabilitation du site et une description de la méthode ACV. Le chapitre 3 présente la méthodologie utilisée pour réaliser l'analyse du cycle de vie de chaque scénario. Le chapitre 4 présente les différents résultats obtenus sous forme d'article. Le chapitre 5 présente une discussion générale du projet. Le dernier chapitre est la conclusion de ce projet et on y trouve quelques recommandations.

Chapitre 2 : Revue de littérature

2.1 Réhabilitation des sites contaminés au diesel

2.1.1 Description du contaminant

2.1.1.1 Propriétés

Le diesel est un composé organique composé à 75% d'hydrocarbures saturés et 25% d'hydrocarbures aromatiques (Agency for Toxic Substances and Disease Registry [ATSDR] 1995). Les chaînes de carbones du diesel varient principalement en 11 et 20 carbones. La figure 2.1 montre un graphique de la répartition massique des composés du diesel selon leur nombre de carbones.

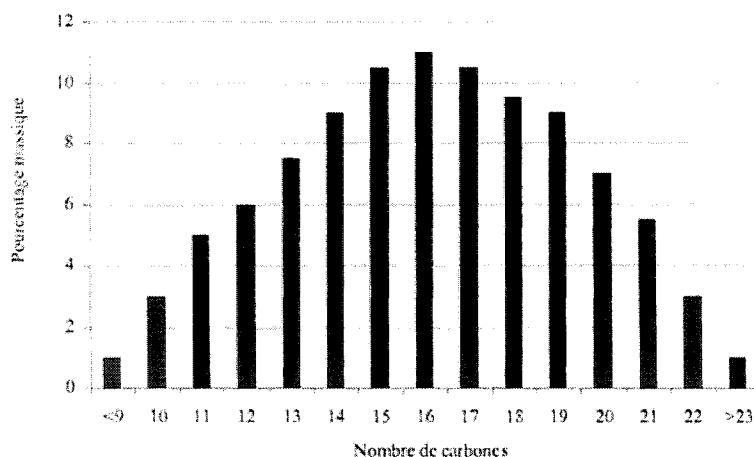


Figure 2.1 : Répartition massique des composés du diesel selon leur nombre de carbones. Adaptée de Edwards et al.(1997).

Les propriétés physico-chimiques d'un composé aident à mieux comprendre celui-ci et permettent de prévoir son comportement dans un milieu récepteur. Le tableau 2.1 présente les principales propriétés physico-chimiques du diesel.

Tableau 2.1 : Principales propriétés physico-chimiques du diesel (ATSDR 1995)

Nom du composé			
CAS	68476-30-2		
Synonymes	Huile no. 2, huile à chauffage		
Propriétés physico-chimiques		Propriétés de volatilisation	
Masse volumique (20°C) (g/mL)	0.87-0.95	Tension de vapeur (21°C) (kPa)	0,28-3,52
Solubilité à l'eau (20°C) (mg/L)	~5	Constante de Henry (20°C) (kPa*m ³ /mol)	5.98 x10 ⁻³ – 7.5 x10 ⁻³
Température d'ébullition (°C)	160-360	Paramètres d'adsorption au sol	
Température de fusion (°C)	-29	Coefficient de partition octanol/eau (log K _{ow})	3.3-7.06
Température d'auto-ignition (°C)	257	Coefficient de partition sur la matière organique (log K _{oc})	3.0-5.7
Température point éclair (°C)	58		
Limites d'inflammabilité (%)	0.6-7.5		

Le diesel est semi-volatil, sa tension de vapeur et sa constante de Henry sont plutôt faibles. Le composé est aussi plus léger que l'eau comme l'indique sa masse volumique. Cette propriété fait du diesel un LNAPL « light non aqueous phase liquid ». Lors d'un déversement, si le diesel atteint la nappe phréatique, il s'accumulera à la surface de l'eau créant une phase libre. De plus, il aura tendance à s'adsorber sur les particules de sols et de matières organiques puisque ces coefficients de partition sont élevés. Cette caractéristique fait en sorte qu'il est difficile de décontaminer complètement un site où il y a eu déversement de diesel.

2.1.1.2 Utilisation du diesel

Le diesel est un carburant pour les véhicules et la machinerie agricole. Il est aussi un combustible pour le chauffage résidentiel et industriel. Les deux produits sont vendus sous des noms différents : diesel pour le transport et huile à chauffage ou mazout pour le chauffage. Ces deux produits proviennent du même distillat du pétrole brut, ce sont leurs

additifs respectifs qui modifient leur composition. Mais à la base, ils ont une composition et des propriétés physiques et chimiques semblables (Irwin, Van Mouwerick, Stevens, Dubler-Seese et Basham 1997). Puisque les normes pour les deux produits se ressemblent, il n'était pas rare que les raffineurs produisent et mettent sur le marché un seul et même produit (Sawyer, Dryer, Johnson, Kliegel, Kotin et Lux 1982).

Le diesel nécessite un stockage dans des réservoirs souterrains ou hors terre. Puisqu'il y a diverses utilisations du diesel, on retrouve des réservoirs partout. Les principales sources de contamination du diesel sont les déversements accidentaux et les fuites de réservoirs. En ce sens, le ministère des Ressources naturelles du Québec (MNRQ) a mis en vigueur une loi sur les produits et équipements pétroliers au début des années 90, dans cette loi, le règlement sur les produits et équipements pétroliers prévoyait le retrait des réservoirs souterrains à risque élevé en acier non protégé contre la corrosion (ministère des Ressources naturelles du Québec [MNRQ] 1991). Cette disposition de la loi a permis de découvrir plusieurs sites contaminés aux C_{10} - C_{50} . En effet, grâce à l'avènement de ce programme relatif au remplacement des réservoirs souterrains ayant contenu des produits pétroliers, plusieurs dossiers de terrains contaminés ont été portés à l'attention du ministère de l'Environnement du Québec. Il n'est pas surprenant que 66% des 5125 terrains contaminés, connus du MENV en 2001, l'étaient par les hydrocarbures pétroliers (C_{10} - C_{50}) (ministère de l'Environnement du Québec [MENV] 2001b). Ce pourcentage montre l'ampleur de la contamination des terrains, au Québec, par les hydrocarbures pétroliers, dont le diesel.

2.1.1.3 Effets du diesel sur la santé

Le diesel peut causer l'irritation de la peau s'il y a des contacts répétés ou prolongés. S'il y a inhalation, il peut causer l'irritation du nez, de la gorge et des poumons. Les symptômes peuvent aller du mal de tête, au coma en passant par la perte d'équilibre et même la mort. Des produits similaires ont produit des cancers et des tumeurs sur la peau des animaux de laboratoire lorsqu'il y avait des applications répétées et

prolongées. Les effets de l'exposition au diesel sur les humains n'ont cependant pas été déterminés. De plus, des produits semblables auraient aussi produit des effets positifs sur des propriétés mutagènes d'animaux de laboratoire (ATSDR 1995).

2.1.1.4 Critères génériques au Québec

Au Québec, la loi sur la qualité de l'environnement a établi des critères génériques pour la contamination des eaux de surface et la nouvelle loi 72 sur la protection et la réhabilitation des terrains a établi ceux pour les sols contaminés. Le tableau 2.2 présente les critères pour les eaux de surface et les sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers.

Tableau 2.2 : Critères génériques en vigueur au Québec pour les sols et les eaux de surfaces contaminés aux hydrocarbures pétroliers

Critères Sols (mg/kg sol sec)		Critères Eau de Surface (mg/L)	
Limite de quantification (critère A)	300 ^a	Eau de surface et d'égout	3.5 ^a
Secteur résidentiel (critère B)	700 ^b	Protection de la vie aquatique (toxicité aiguë) (CVAA)	2.8 ^d
Secteur commercial et industriel (critère C)	3500 ^b	Protection de la vie aquatique (effet chronique) (CVAC)	0.2 ^d
Enfouissement (critère D)	< 10000 ^c		

^aPolitique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés

http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_grille_eaux.htm (2-11-2004)

^bRèglement sur la protection et la réhabilitation des terrains

^cRèglement sur l'enfouissement des sols contaminés

^dCritères de qualité de l'eau de surface au Québec

http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_h2i.htm (2-11-2004)

Le critère pour les eaux souterraines résurgentes est la valeur minimale entre 1 x CVAA et 100 x CVAC. Pour le diesel, ce critère est donc 2.8 mg/L. La limite de détection utilisée pour le diesel dans les eaux souterraines est de 0.1 mg/L qui est la détection pour les hydrocarbures pétroliers C₁₀-C₅₀ (Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec [CEAEQ] 2001). Afin de respecter ces critères génériques, si le site est contaminé, il faudra nécessairement agir. Les actions de réhabilitation peuvent être

actives ou passives et nécessiter l'excavation des sols ou non. La prochaine section explique brièvement les technologies utilisées pour réaliser le projet.

2.1.2 Technologies : description, avantages et limites

Les technologies sont souvent choisies pour leur efficacité à rencontrer les critères environnementaux établis par les règlements. Un site contaminé au diesel peut être traité de différentes façons, en des temps et avec des coûts très différents. Cependant, l'aspect financier n'a pas été pris en compte dans ce projet.

Les technologies utilisées pour décontaminer le site à l'étude dans ce projet ont été choisies principalement parce qu'elles sont des méthodes *in situ* et qu'elles permettent la destruction du diesel. On peut trouver plusieurs études de cas où ces technologies ont prouvé leur efficacité à réhabiliter des sites contaminés au diesel dans les journaux spécialisés, sur les sites internet de compagnies utilisant ces technologies, dans des livres regroupant des études de cas ou encore dans des rapports gouvernementaux (Bulman, Newland et Wester 1993, Hinchee 1995, U.S. Army Corps of Engineers 1998, Geo-Cleanse International Inc 2001). Une brève description des technologies choisies ainsi que leurs avantages et limites sont maintenant présentés.

2.1.2.1 Pompage et rabattement et pompage et traitement

Le pompage et rabattement et le pompage et traitement sont deux techniques similaires. La première est utilisée pour soutirer une phase libre d'un site contaminé et la deuxième soutire les eaux contaminées pour les traiter hors sol. La première génère un cône de rabattement afin de soutirer le LNAPL en surface de l'eau souterraine. La deuxième peut aussi générer un cône de rabattement, mais son but premier est de pomper les eaux souterraines où les contaminants sont en phase dissoute. Ces deux technologies sont souvent appelées méthode conventionnelle ou traditionnelle. La figure 2.2 montre un puits de pompage où un cône de rabattement est généré afin de soutirer la phase libre.

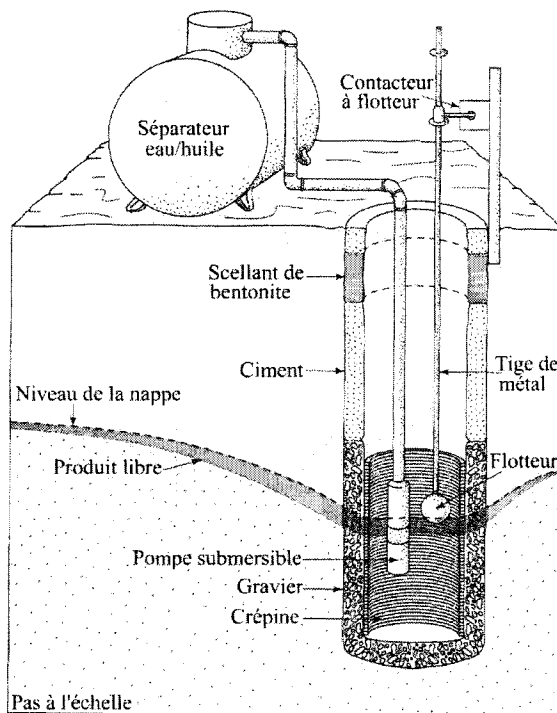


Figure 2.2 : Système à une pompe pour récupérer les LNAPL. Adaptée de Fetter (1993).

Les trois plus grands avantages du pompage sont que la technologie permet d'arrêter la migration des contaminants dissous en créant une barrière hydraulique, de faciliter le retrait de LNAPL en créant un cône de dépression et de retirer une masse considérable de contaminants d'un aquifère (Nyer, Palmer, Carman, Boettcher, Bedessem, Lenzo et al. 2001).

Cette technologie a cependant ses limites. Elle ne permet pas d'atteindre les objectifs d'une réhabilitation, car elle ne peut retirer les contaminants résiduels ayant diffusé à travers les pores du sol ou ceux ayant fortement adhéré aux particules de sol. Cette impossibilité est principalement due au fait qu'elle utilise l'eau pour transporter les contaminants du sol (Nyer, Palmer, Carman, Boettcher, Bedessem, Lenzo et al. 2001).

2.1.2.2 Atténuation naturelle

L'atténuation naturelle n'est pas une alternative de « sans action ». Elle implique une gestion du panache de contamination par un contrôle et un suivi à long terme (Wiedemeier, Rifai, Newell et Wilson 1999). Les mécanismes impliqués dans l'atténuation naturelle incluent la dilution, la dispersion, la sorption, la volatilisation, la stabilisation chimique et biologique et la transformation ou la destruction des contaminants. L'agence de protection environnementale américaine, telle que citée par Wiedemeier et al. (1999), spécifie que les processus de l'atténuation naturelle, sous des conditions favorables, agissent sans l'intervention humaine pour réduire la masse, la toxicité, la mobilité, le volume ou la concentration du contaminant dans le sol ou l'eau souterraine. L'atténuation naturelle est souvent utilisée en addition à d'autres techniques de réhabilitation, mais aussi parfois seule. L'enlèvement de la source peut être nécessaire à son application (Norris 1994).

En ce qui concerne les hydrocarbures pétroliers, la biodégradation peut jouer un grand rôle pour leur atténuation naturelle. La biodégradation des hydrocarbures est une réaction d'oxydo-réduction où les hydrocarbures sont oxydés (donneurs d'électron) et un accepteur d'électron (ex. oxygène, nitrate, etc.) est réduit (Norris 1994). Il y a différents composés qui peuvent être accepteurs d'électrons : l'oxygène (O_2), les nitrates (NO_3^-), l'oxyde de fer (ex. $Fe(OH)_3$), les sulfates (SO_4^{2-}) et le dioxyde de carbone (CO_2). Les processus impliqués sont nommés : respiration aérobie, dénitrification, réduction ferrique (III), réduction des sulfates et méthanogénèse. La figure 2.3 présente une conceptualisation idéale des processus de biodégradation des hydrocarbures pétroliers.

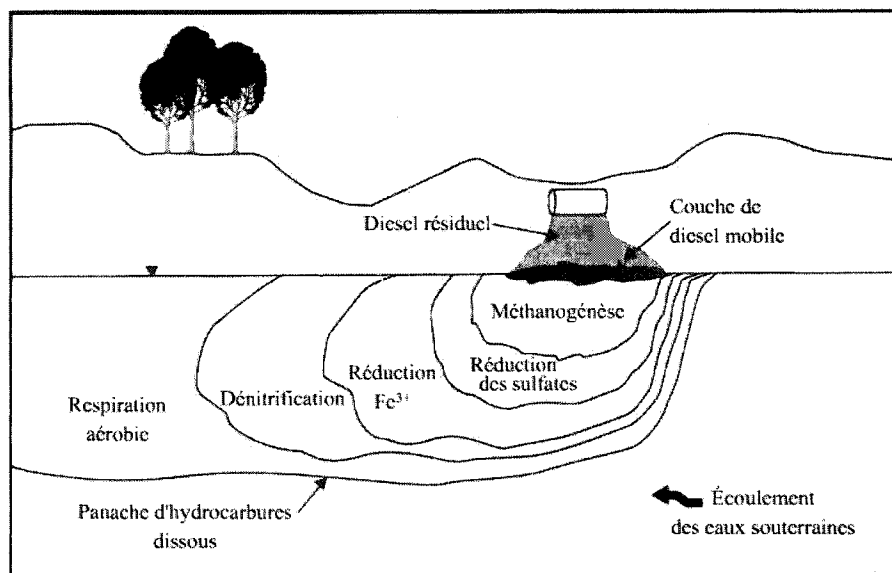


Figure 2.3 : Conceptualisation des zones de processus de biodégradation des hydrocarbures pétroliers. Adaptée de Wiedemeier, Rifai, Newell et Wilson (1999).

L'atténuation naturelle offre plusieurs avantages, particulièrement lorsque de la biodégradation a lieu (Wiedemeier, Rifai, Newell et Wilson 1999) :

- Lors de la biodégradation, les contaminants peuvent être transformés en sous-produits inoffensifs (ex. : CO_2 et H_2O).
- C'est une méthode non intrusive et qui permet l'utilisation habituelle des infrastructures lors de la réhabilitation.
- L'atténuation naturelle n'implique pas la génération ou le transfert de déchets.
- C'est une technique peu coûteuse comparativement à d'autres méthodes de réhabilitation.
- Elle peut être utilisée conjointement ou après une autre technique plus intrusive.
- Elle ne nécessite pas l'utilisation d'équipements mécaniques imposant plusieurs limites.

Cependant, l'atténuation naturelle a aussi ses limites (Wiedemeier, Rifai, Newell et Wilson 1999).

- Le temps de traitement peut être long.

- La responsabilité et les coûts doivent être assumés pour le contrôle et le suivi à long terme.
- L'atténuation naturelle peut être sujette à des changements naturels et anthropogéniques des conditions hydrogéologiques locales (ex. : changement de direction de l'écoulement souterrain, accepteurs d'électrons ou futurs déversements).
- Les produits intermédiaires de la biodégradation peuvent être plus toxiques que les composés originaux.

2.1.2.3 Bioaspiration

La bioaspiration combine le pompage sous vide de LNAPL avec de la bioventilation et de l'extraction des vapeurs du sol (SVE) pour récupérer du même coup le LNAPL et favoriser la biodégradation dans la zone vadose. Le système de bioaspiration récupère la phase libre avec peu d'eau souterraine et les vapeurs du sol dans un même tuyau en utilisant l'aspiration créée par une pompe à vide hors puits. L'eau souterraine est séparée de la phase libre, traitée puis réinjectée dans l'environnement. Le produit libre est récupéré et peut être recyclé. Les vapeurs sont traitées et ensuite émises dans l'environnement (Hoeppel et Place 1998).

Le système de bioaspiration minimise le rabattement de la nappe phréatique en appliquant une succion au puits. Un cône de dépression peut augmenter l'extension verticale de la contamination (marnage), dont la migration est causée par la diminution locale du niveau d'eau autour des puits de pompage. La succion au puits élimine les problèmes de marnage et réduit l'emprisonnement du produit libre dans le sol (Hoeppel et Place 1998, Millette 2002).

La figure 2.4 montre un schéma du principe de la bioaspiration.

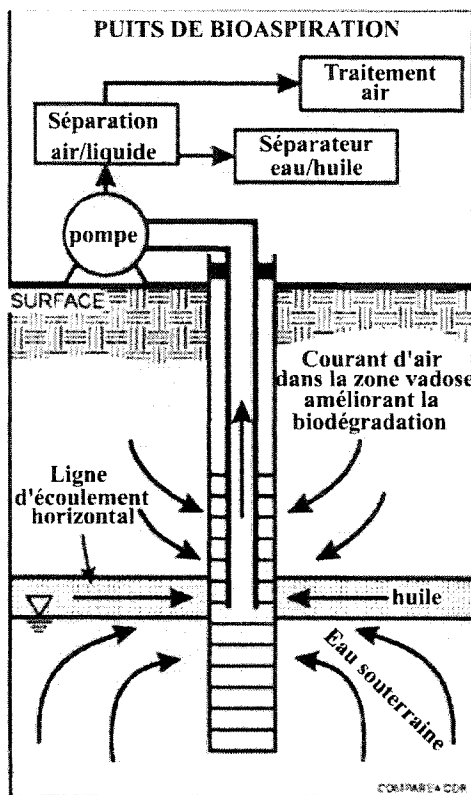


Figure 2.4 : Méthode de bioaspiration pour la récupération d'une phase libre LNAPL.
Adaptée de Hoeppel et Place (1998).

La bioaspiration offre plusieurs avantages (Hoeppel et Place 1998, Millette 2002) :

- La quantité de produits récupérés est plus élevée qu'avec un système conventionnel puisqu'un vide est appliqué alors que habituellement, seules les forces de la gravité agissent.
- Le taux de récupération du produit libre peut être de deux à six fois plus élevé qu'avec une méthode traditionnelle.
- La quantité d'eau à traiter est moindre qu'avec une méthode traditionnelle, réduisant les coûts de traitement en surface.
- Permet de sauver temps et argent en récupérant simultanément le LNAPL, les vapeurs et une certaine quantité d'eau.

- Les coûts d'entretien sont économiques puisqu'une unité de pompage peut opérer plus de 30 puits.

Cependant, comme toute autre méthode, la bioaspiration a certaines limites (Hoeppel et Place 1998, Millette 2002):

- La technologie est relativement nouvelle et nécessite encore certains ajustements.
- Il n'y a pas de méthode éprouvée afin de déterminer le rayon d'influence des puits.
- La bioaspiration active la croissance des micro-organismes, alors des problèmes d'émulsions sont à prévoir, rendant plus difficile la séparation des phases.
- La bioaspiration n'est pas efficace dans des sols peu perméables.

2.1.2.4 Bioventilation

La bioventilation est une technologie de traitement de sol *in situ*, appliquée à la zone vadose. Elle permet de traiter les contaminants organiques. Elle consiste à injecter ou extraire de l'air afin de stimuler l'activité microbienne et favoriser la biodégradation. Une unité de biofiltration peut être utilisée s'il y a extraction de l'air. Les débits d'air utilisés ne favorisent pas la volatilisation des contaminants (Leeson et Hinchee 1996b, Millette 2002). La figure 2.5 montre un schéma d'un puits de bioventilation où il y a extraction de l'air.

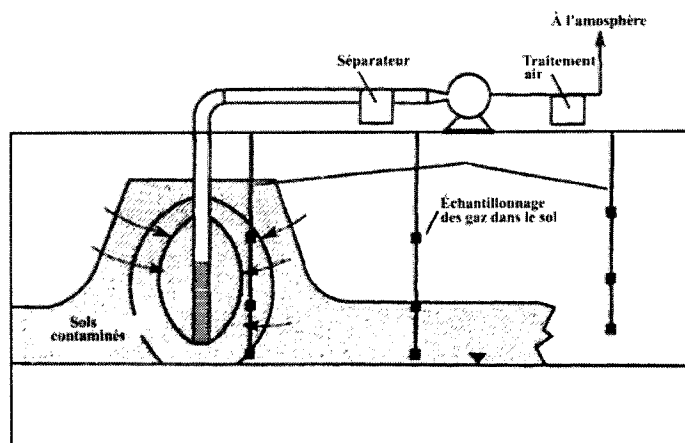


Figure 2.5 : Schéma d'un puits de bioventilation. Adaptée de Leeson et Hinchee (1996b).

La bioventilation comporte plusieurs avantages, mais aussi des limites. Les principaux avantages de cette technique sont qu'elle est peu coûteuse, elle utilise des équipements standards et légers, elle permet les activités régulières du site en surface, elle est bien documentée au point de vue scientifique, elle est peu dépendante au climat, elle peut être jumelée facilement à d'autres technologies et avec l'addition de nutriments, elle permet de réduire le temps de réhabilitation.

Ses limites incluent :

- le temps de restauration peut être très long pour les hydrocarbures pétroliers totaux (TPH) ou aromatiques polycycliques (HAP);
- de fortes concentrations de contaminants peuvent être toxiques pour les micro-organismes;
- les objectifs de restauration sont parfois difficiles à atteindre et les performances sont difficiles à prédire en sol peu perméable.

2.1.2.5 Biobarbotage

Le biobarbotage est une technique de restauration *in situ* de la zone saturée qui utilise les micro-organismes indigènes pour favoriser la biodégradation des contaminants organiques. De l'air ou de l'oxygène est injecté dans la zone saturée pour stimuler l'activité microbienne et ainsi diminuer la concentration des contaminants dissous dans l'eau souterraine (United States Environmental Protection Agency [U.S.EPA] 1994, Millette 2002). Cette technologie est souvent utilisée avec de la bioventilation ou de l'extraction de vapeurs afin de s'assurer de récupérer les contaminants qui auraient pu être volatilisés (U.S. EPA 1994). La figure 2.6 présente un schéma d'un système de biobarbotage.

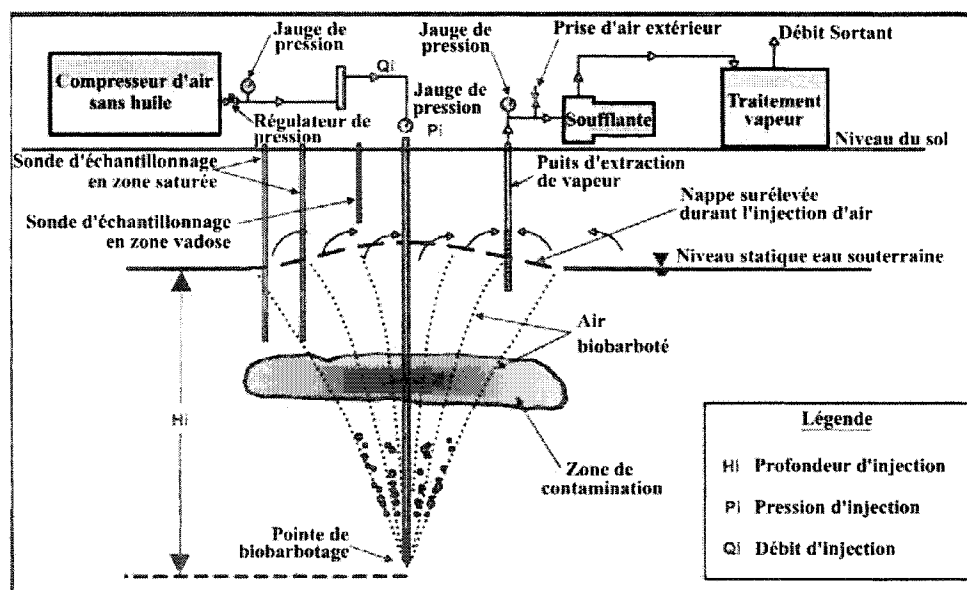


Figure 2.6 : Schéma d'un système de biobarbotage combiné avec de l'extraction de vapeurs. Adaptée de Nyer, Palmer, Carman, Boettcher, Bedessem, Lenzo et al.(2001).

Le biobarbotage offre plusieurs avantages. C'est une technique peu coûteuse, elle utilise des équipements standard légers, elle interfère peu avec les activités du site à la surface, elle est peu dépendante du climat et elle est bien documentée d'un point de vue scientifique. Également, le faible taux d'injection d'air ne favorise pas la volatilisation,

alors les besoins de traitement de l'air en surface sont minimales. De plus, puisque le biobarbotage est une technologie *in situ*, aucun traitement en surface de l'eau souterraine n'est requis (U.S. EPA 1994, Millette 2002).

Cependant, le biobarbotage a aussi ses limites. Cette méthode ne fonctionne que sous certaines conditions : sol perméable et uniforme, aquifère libre et absence de phase libre (LNAPL). Puisqu'il y a injection d'air, il y a des risques de volatilisation des contaminants et donc, de migration de vapeurs nuisibles à distance et vers les infrastructures de surface. Il y a aussi un potentiel de migration des contaminants (U.S. EPA 1994, Millette 2002).

2.1.2.6 Oxydation chimique

L'oxydation chimique est l'injection d'oxydants forts dans les zones capillaire et saturée afin d'assurer la destruction *in situ* des contaminants organiques. Contrairement aux technologies biologiques, la réduction des contaminants peut être faite en très peu de temps (semaines ou mois). L'oxydant peut convertir les hydrocarbures pétroliers en dioxyde de carbone (CO_2) et eau, dans le sol et l'eau souterraine, s'il est suffisamment longtemps en contact avec le composé. Cette technologie est le plus souvent utilisée pour traiter de petites surfaces où la masse de contaminants est plus concentrée. Le coût peut être élevé pour traiter des concentrations plus faibles (United States Environmental Protection Agency [U.S.EPA] 2004).

Cette méthode de restauration peut être utilisée conjointement avec de la bioventilation ou de l'extraction de vapeurs afin de contrôler et récupérer les composés organiques volatils (COV), l'oxygène et les autres produits de réaction pouvant être produits lors de l'oxydation.

Plusieurs oxydants peuvent être utilisés, dont les plus connus sont : le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans la réaction de Fenton, le permanganate et l'ozone. Le présent

projet a utilisé la réaction de Fenton. Les autres oxydants ne seront donc plus mentionnés. La figure 2.7 présente un schéma d'un système d'oxydation chimique utilisant la réaction de Fenton.

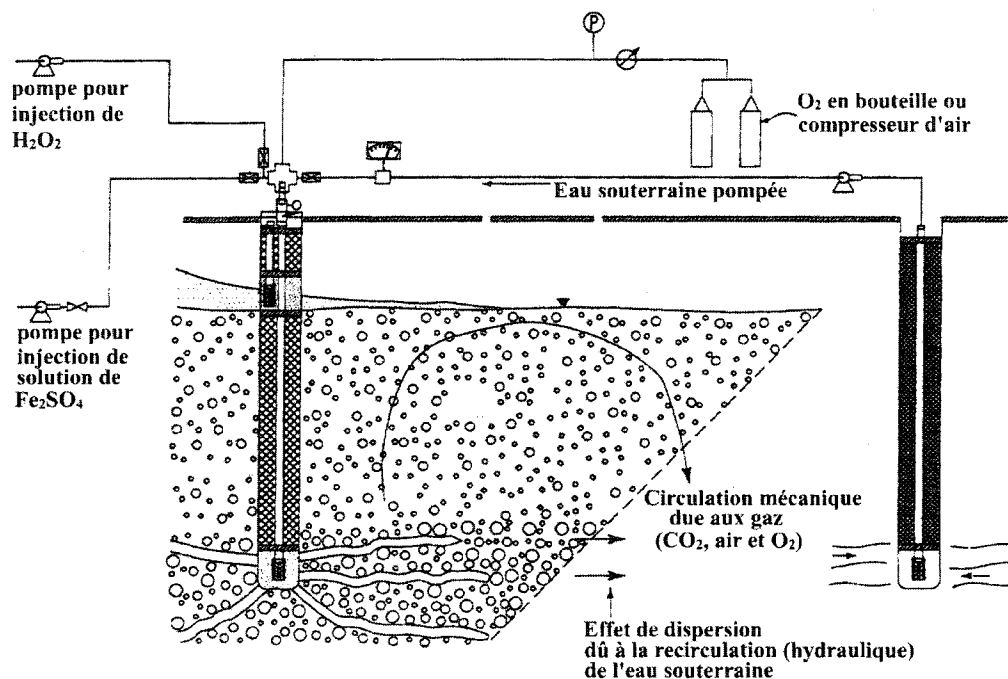


Figure 2.7 : Schéma d'un système d'oxydation chimique avec du peroxyde d'hydrogène. Adaptée de Wilson (1996).

L'oxydation chimique, comme toute autre technologie, a ses avantages et ses limites.

Parmi les avantages de l'oxydation chimique, on retrouve (U.S. EPA 2004, Millette 2002) :

- la destruction des contaminants *in situ*;
- la destruction et/ou la dégradation rapide des contaminants (mesurable en terme de semaine ou mois);
- l'application technique et pratique reconnue;
- la limite de concentration en polluants très élevée;
- l'absence de sous-produits de dégradation toxique;
- réactif en surplus pouvant promouvoir la biodégradation *in situ*.

Les limites de l'oxydation chimique sont aussi nombreuses que ses avantages. C'est pour cette raison que cette technologie n'est pas le premier choix de méthode de restauration des sites contaminés. Les principales limites sont (U.S. EPA 1994, Millette 2002):

- inefficacité dans les sols et eaux souterraines à pH élevé, peut nécessiter des suppléments d'acide pour diminuer le pH;
- coûts initiaux et totaux potentiellement plus élevés relativement à d'autres solutions de traitement;
- efficacité limitée dans les sols peu perméables, à forte hétérogénéité et fortement carbonatés;
- précaution nécessaire lors de la manipulation du H_2O_2 , la réaction de Fenton peut produire des gaz explosifs;
- nécessité de transporter et manipuler de grandes quantités de réactifs liquides fortement réactifs;
- impact biologique du H_2O_2 et des suppléments acides sur les micro-organismes indigènes, diminution de la capacité de biodégradation;
- altération possible de la géochimie des aquifères : modification de la perméabilité par la production de gaz explosifs ou par la précipitation des minéraux dans les pores du sol.

2.1.2.7 Traitement en biopiles

Le traitement des sols contaminés aux hydrocarbures pétroliers en biopiles est un procédé *ex situ* qui nécessite l'excavation des sols. Ce procédé stimule l'activité aérobie des micro-organismes par l'aération des sols. L'activité microbienne peut être améliorée en ajustant l'humidité des sols et en ajoutant des nutriments comme le phosphore et l'azote (Von Fahnstock, Wickramanayake, Kratzke et Major 1998).

Les biopiles sont construites sur une surface imperméable afin d'éviter la migration des lixiviats dans le sol environnant. Elles sont couvertes d'une membrane semi-perméable

pour prévenir le relâchement de contaminants dans l'air et pour protéger les sols du vent et des précipitations. Un réseau de tuyaux perforés installés à la base de la biopile et connectés à une soufflante facilite l'aération des biopiles. La figure 2.8 montre un schéma d'une biopile (Von Fahnstock, Wickramanayake, Kratzke et Major 1998).

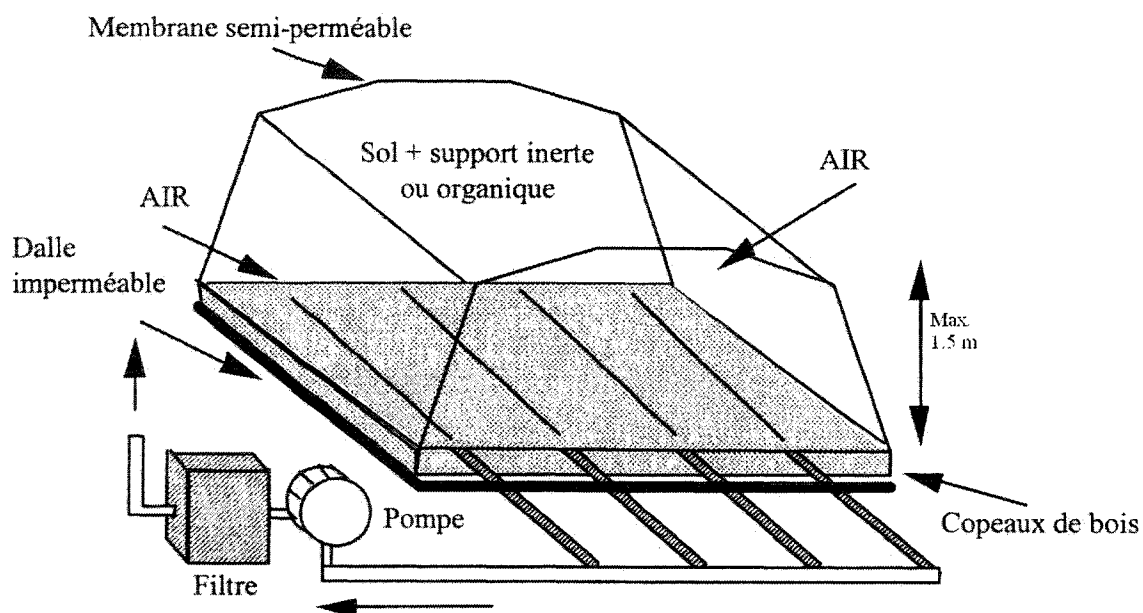


Figure 2.8 : Schéma d'une biopile. Tirée de Samson (2002).

Le traitement des sols contaminés en biopiles comporte plusieurs avantages, dont les principaux sont les suivants (Von Fahnstock, Wickramanayake, Kratzke et Major 1998, Samson 2002) :

- technologie économique;
- efficace pour les hydrocarbures pétroliers légers;
- design adaptable à plusieurs types de polluants;
- permet de traiter tous les types de sols;
- traitement rapide des composés facilement biodégradables;
- contrôle des émissions atmosphériques et des eaux de lixiviation;
- efficace pour les contaminants difficiles à désorber.

Les biopiles ont aussi leurs limites. Les principales sont énumérées ci-dessous (Von Fahnnestock, Wickramanayake, Kratzke et Major 1998, Samson 2002) :

- traitement inégal;
- traitement long pour les hydrocarbures lourds;
- peu efficace pour les HAP et BPC;
- peu efficace pour les fortes concentrations ($> 50\,000$ mg/kg);
- performance difficile à prédire;
- peu efficace en présence de métaux lourds (> 2500 mg/kg).

Toutes les technologies de réhabilitation de sites engendrent des impacts sur l'environnement, positifs et négatifs. Les impacts positifs sont ceux directement liés au fait qu'il ne reste plus ou peu de contaminants nuisibles pour la faune, la flore et les humains. Les impacts négatifs peuvent être séparés en deux catégories, les impacts primaires et les impacts secondaires.

2.1.3 Impacts primaires et secondaires

Lors de la décontamination d'un site, deux types d'impacts surviennent. Ces deux types d'impacts sont maintenant définis.

Impacts primaires

Les impacts primaires sont les impacts liés à la contamination en soi du site. Par exemple, le diesel ayant fui d'un réservoir souterrain contamine le sol et probablement les eaux souterraines. Cette contamination représente les impacts primaires. Lors de la réhabilitation d'un site, il peut y avoir une contamination résiduelle, le site ne retrouve pas son état de propreté initial. Cette contamination résiduelle est aussi considérée comme un impact primaire (Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Toffoletto 2002, Godin 2004).

Impacts secondaires

Les impacts secondaires sont les impacts reliés à la décontamination d'un site. Cela inclut toutes les opérations pour la réhabilitation. Par exemple, lors de l'excavation de sols, de la machinerie lourde fonctionnant au diesel sera utilisée. En plus d'utiliser une ressource non renouvelable, son action augmente les émissions atmosphériques. Dans la littérature, les auteurs ne parlent pas d'impacts secondaires, mais plutôt d'impacts négatifs causés par la réhabilitation de sites contaminés (Diamond, Page, Campbell, McKenna et Lall 1999, Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Vignes 2001, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004, Suèr, Nilsson-Paledal et Norrman 2004).

Une façon de déterminer les impacts globaux d'une décontamination de sites est l'utilisation de la méthode d'analyse du cycle de vie sur tout le processus de réhabilitation. La prochaine section décrit ce qu'est la méthode ACV, afin de permettre une meilleure compréhension de cette méthode.

2.2 Description de la méthode ACV

L'analyse du cycle de vie (ACV) est une méthode pour qualifier et quantifier les impacts environnementaux de produits ou services tout au long de leur vie, c'est-à-dire de l'extraction des ressources jusqu'à leur mise au rebut, « du berceau au tombeau ». Les catégories les plus importantes d'impacts environnementaux à considérer sont l'utilisation des ressources, la santé humaine et les conséquences écologiques.

2.2.1 Applications

L'analyse du cycle de vie peut être utilisée pour divers objectifs tels que la détermination des origines de problèmes reliés à un produit, l'identification des améliorations possibles des impacts environnementaux d'un produit tout au long de sa vie, la prise de décision quant aux priorités d'une entreprise ou organismes gouvernementaux, la conception de nouveaux produits, la comparaison de divers produits ou encore la conception d'un système d'étiquetage écologique (Association

Canadienne de Normalisation [ISO 14040] 1997, Guinée, Gorrée, Heijungs, Huppes, Kleijn et De Koning 2001). L'ACV peut aussi être utilisée comme outil décisionnel afin de faire un choix sur le plan environnemental entre deux différents produits ou services comparables.

2.2.2 Méthodologie

La méthode d'analyse du cycle de vie est constituée de quatre grandes étapes qui sont la définition de l'objectif et du champ d'étude, l'analyse de l'inventaire, l'analyse des impacts et l'interprétation du cycle de vie. La méthode ACV est décrite en détail par les normes ISO 14040 à 14049. Ces normes permettent d'uniformiser la méthode ACV et d'en faciliter la communication. La figure 2.9 présente les quatre étapes d'une analyse du cycle de vie.

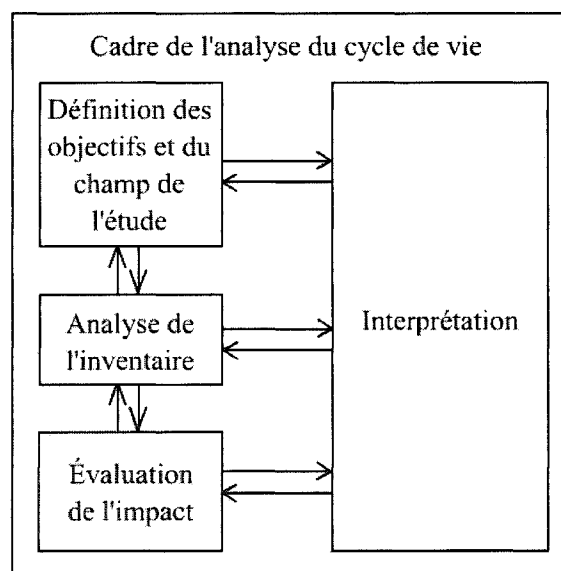


Figure 2.9 : Étapes d'une analyse du cycle de vie. Tirée de ISO 14040 (1997).

2.2.2.1 Définition de l'objectif et du champ d'étude

L'objectif d'une analyse du cycle de vie doit spécifier sans équivoque l'application prévue des résultats de l'étude, les raisons de l'étude et à qui sont destinés ces résultats

(Association Canadienne de Normalisation [ISO 14041] 1998, Guinée, Gorrée, Heijungs, Huppes, Kleijn et De Koning 2001).

Le champ d'étude doit contenir et définir les éléments suivants : les fonctions du système de produits, l'unité fonctionnelle, les frontières du système de produits, les catégories de données, les critères pour l'inclusion initiale des entrants et sortants, les types d'impacts et les méthodologies d'évaluation de l'impact et d'interprétation à utiliser, les hypothèses, les limites, les exigences initiales de qualité des données, le type de revue critique et le type et le format du rapport de l'étude (ISO 14040 1997).

Les fonctions du système de produit sont ses caractéristiques de performance, cela revient à répondre à la question : à quoi sert le produit (ou service) (ISO 14041 1998)?

L'unité fonctionnelle sert de référence à partir de laquelle sont normalisées les données d'entrées et de sorties du système. Elle permet de quantifier les fonctions identifiées. Elle doit donc être définie et mesurable. La quantité de produits nécessaires pour satisfaire la fonction est appelée le flux de référence. Cette quantité sert à mesurer les entrants et les sortants correspondant à la performance du système (ISO 14041 1998).

Les frontières du système définissent les processus élémentaires inclus dans l'étude. Il est convenu de représenter le système de produits de façon à ce que les entrants et les sortants soient des flux élémentaires. Il peut être ardu d'atteindre un tel niveau de détail. Les omissions d'étapes de cycle de vie, de processus élémentaires ou d'entrants/sortants doivent être notées et justifiées (ISO 14041 1998).

Les principales catégories de données sont les entrants tels que l'énergie et la matière première, les produits et les émissions dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Les données recueillies, toutes catégories confondues, peuvent être mesurées, calculées ou estimées, elles servent à quantifier les entrants et les sortants des processus élémentaires. Les

catégories peuvent être plus amplement détaillées afin de répondre à l'objectif de l'étude (ISO 14041 1998).

Les critères d'inclusion initiale des entrants et des sortants permettent de collecter des données significatives liées à chaque processus élémentaire. Il existe trois critères d'inclusion de données en analyse de cycle de vie : la masse, l'énergie et la pertinence environnementale. L'identification de données basée sur un seul critère peut engendrer l'omission de données nécessaires au procédé. Le critère masse signifie que tous les entrants inclus dans l'étude, une fois cumulés, contribuent à un certain pourcentage de tous les entrants massiques du système. Le critère énergie signifie que tous les entrants énergétiques inclus dans l'étude contribuent à un certain pourcentage de tous les entrants énergétiques du système. La pertinence environnementale est un critère semblable à celui de la masse ou de l'énergie, seulement, il intervient au niveau des catégories de données à pertinence environnementale. À titre d'exemple, un critère à pertinence environnementale pourrait inclure tous les entrants qui contribuent à un certain pourcentage des émissions totales de dioxyde de carbone (ISO 14041 1998). Les critères et les hypothèses utilisées pour établir ces derniers doivent être clairement énoncés dans le rapport final.

La description de la qualité des données est importante puisque c'est ce qui permet de vérifier la fiabilité et la validité des résultats de l'étude. Les exigences initiales de la qualité des données devraient être classifiées parmi ces trois catégories :

- les facteurs temporels : l'âge désiré des données et la durée minimale de leur collecte;
- la géographie : région de la planète où il est préférable de collecter les données;
- la technologie : types de technologie d'où proviennent les données (moyenne réelle de plusieurs procédés, meilleure technologie disponible, pire technologie disponible).

D'autres exigences doivent aussi être prises en considération. Il s'agit de la précision, la complétude, la représentativité, la cohérence et la reproductibilité (ISO 14041 1998).

Le type de revue critique peut être interne ou externe. La revue critique sert à garantir que les méthodes utilisées sont valides techniquement et scientifiquement. Aussi, elle sert à garantir que les données utilisées sont appropriées pour atteindre l'objectif de l'étude, que les interprétations tiennent compte des limites de l'étude et que l'étude est cohérente et transparente. La revue critique peut permettre une meilleure compréhension et améliorer la crédibilité de l'étude (ISO 14040 1997).

L'ACV est une méthode itérative. Plus les informations sont rassemblées, plus il est possible que le champ d'étude doive être modifié pour respecter l'objectif de l'étude. Il peut parfois même être nécessaire de modifier l'objectif de l'étude dû à des informations manquantes ou certaines contraintes. Il est nécessaire que chaque modification soit notée et justifiée par écrit (ISO 14041 1998).

2.2.2.2 Analyse de l'inventaire

Les normes régissant l'analyse du cycle de vie propose plusieurs étapes pour mener à bien une analyse d'inventaire (ISO 14041 1998). Ces étapes sont présentées à la figure 2.10.

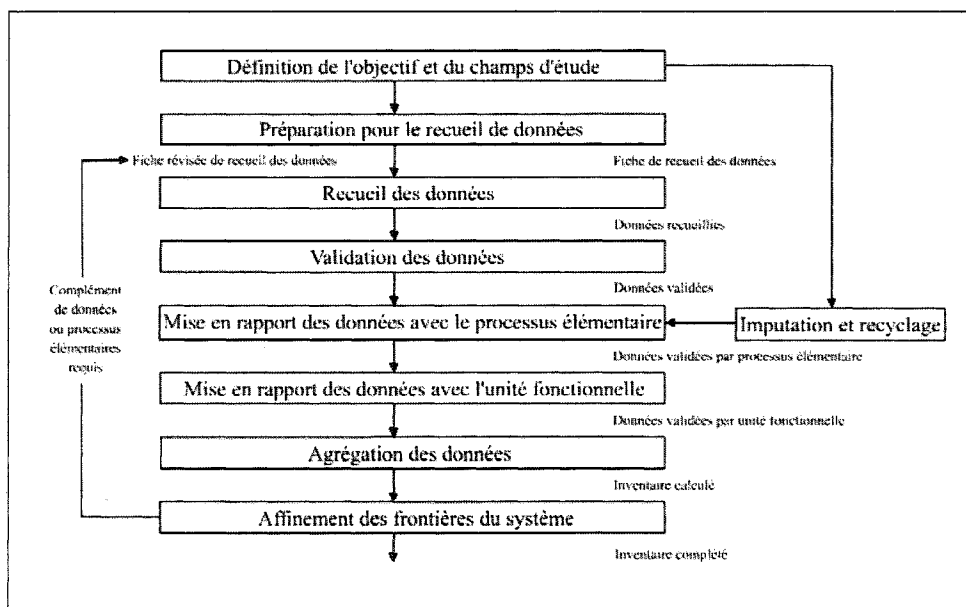


Figure 2.10 : Étapes pour mener une analyse d'inventaire en ACV.

La préparation pour le recueil de données inclut l'organisation de tous les diagrammes de flux de processus élémentaires à modéliser, la description détaillée de chaque processus élémentaire, la préparation d'un glossaire des unités de mesure utilisées et la description des méthodes de collecte de données et des méthodes de calcul pour chaque catégorie de données (ISO 14041 1998).

La validation des données doit se faire au cours de la cueillette de données. Pour ce faire, on peut calculer des bilans de masse, des bilans d'énergie ou encore faire des analyses de comparaison des facteurs d'émissions (ISO 14041 1998).

Pour effectuer la mise en rapport avec le processus élémentaire, il suffit de calculer les entrants et sortants du processus en fonction du flux de référence, déterminé dans le champ d'étude (ISO 14041 1998). Afin de réussir à interconnecter tous les flux des processus élémentaires, il faut normaliser ces flux par rapport à l'unité fonctionnelle (ISO 14041 1998).

L'affinement des frontières consiste à effectuer une analyse de sensibilité sur les données de tout le système. Cette analyse permet de vérifier quelles données doivent être incluses et lesquelles peuvent être exclues. Il se pourra que, suite à l'analyse de sensibilité, des étapes du cycle de vie soient totalement exclues parce qu'elles n'ont pas d'incidence sur les résultats de l'étude ou encore que de nouveaux processus doivent être inclus à cause de leur apport significatif (ISO 14041 1998).

Lorsqu'il est nécessaire de recourir à l'imputation, c'est soit parce qu'un procédé donne plusieurs produits ou alors qu'il recycle des rejets ou des produits intermédiaires en matière première. Les flux de matières et/ou d'énergie, de même que leurs émissions associées doivent être imputés aux différents produits ou services selon leur technique de fabrication spécifique (ISO 14041 1998). Pour plus d'informations sur les règles d'imputation, se référer à la norme ISO 14041.

2.2.2.3 Évaluation des impacts

Cette étape consiste à évaluer la portée des impacts environnementaux potentiels en utilisant les résultats de l'analyse de l'inventaire. Il s'agit d'associer ces résultats à des catégories d'impacts. Chaque catégorie d'impacts a son indicateur de catégorie et celui-ci calcule un résultat d'indicateur. L'ensemble des résultats d'indicateurs, appelé profil de l'évaluation de l'impact du cycle de vie, procure des informations sur les impacts potentiels environnementaux des entrants et sortants du système à l'étude (Association Canadienne de Normalisation [ISO 14042] 2000).

Applications

L'évaluation des impacts d'un cycle de vie peut servir pour (Samson, Deschênes, Michaud, Ménard, Lesage et Bage 2003):

- « Identifier et classer, selon un ordre de priorité donné, les améliorations possibles d'un système de produits;
- Caractériser ou étalonner les performances d'un système de produits dans le temps;
- Établir des comparaisons entre des systèmes de produits en se basant seulement sur des indicateurs de catégories;
- Indiquer les points environnementaux dans lesquels d'autres techniques peuvent fournir des données et des informations complémentaires, sur l'environnement, utiles aux décideurs. »

Méthodologie

L'étape de l'évaluation des impacts comporte plusieurs éléments obligatoires et quelques éléments facultatifs. Les phases de l'évaluation des impacts sont présentées à la figure 2.11.

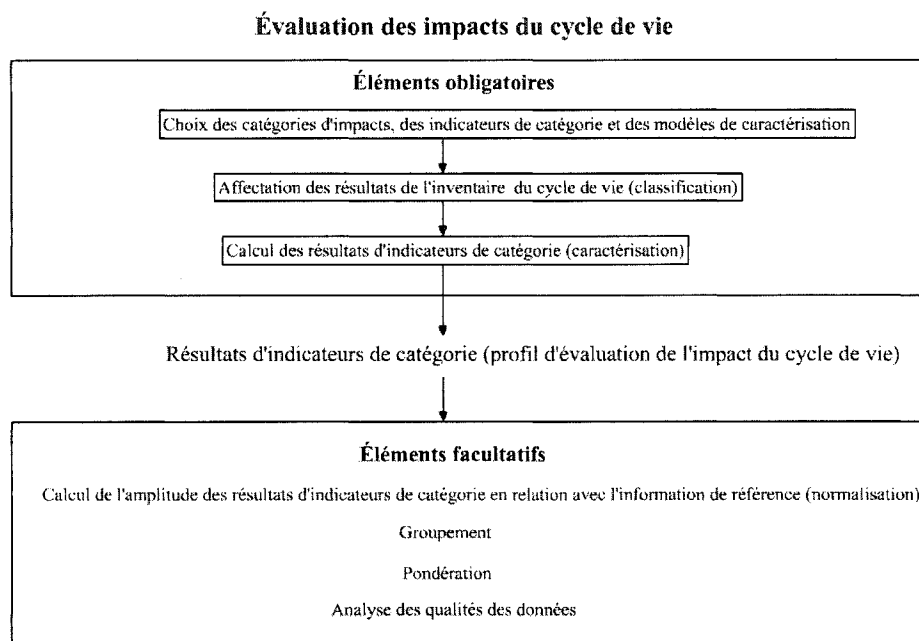


Figure 2.11 : Phases de l'évaluation des impacts lors d'une analyse du cycle de vie d'un produit ou service. Tirée de ISO 14042 (2000).

Éléments obligatoires

Les éléments obligatoires de l'évaluation des impacts du cycle de vie sont les suivants :

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

À cette étape, il faut identifier les différentes catégories d'impacts qui sont en relation avec l'objectif et le champ d'étude de la recherche. Une catégorie d'impacts représente les points environnementaux étudiés où les résultats de l'analyse de l'inventaire peuvent être assignés. Chaque catégorie a son mécanisme environnemental. Un mécanisme environnemental, ou modèle de caractérisation, est l'ensemble des processus chimiques, biologiques et physiques qui sert à relier les résultats de l'analyse de l'inventaire aux indicateurs de catégories. L'indicateur de catégories est une représentation quantifiable d'une catégorie d'impacts. Il sert à refléter l'ensemble des émissions ou l'utilisation des ressources pour une catégorie d'impacts. Le modèle de caractérisation est un reflet des

mécanismes environnementaux qui décrit les relations entre les résultats de l'analyse de l'inventaire, les indicateurs de catégories et parfois l'impact final par catégorie. Il sert à calculer les facteurs de caractérisation. L'indicateur de catégories peut être sélectionné à n'importe quel point de la chaîne cause à effet, tel que représenté à la figure 2.12.

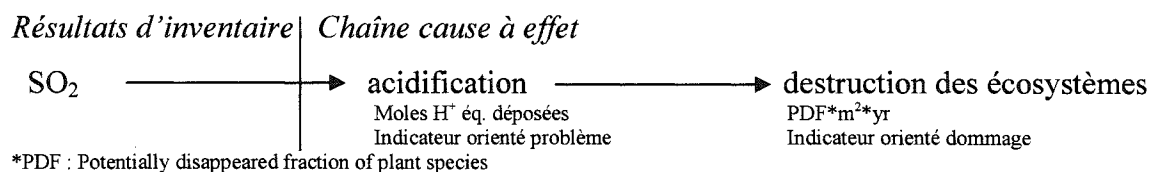


Figure 2.12 : Exemple de la représentation de la chaîne cause à effet.

Par exemple, l'impact des émissions de SO₂ peut être exprimé par un indicateur de catégories dit orienté problème qui se trouve au milieu de la chaîne cause à effet. Dans ce cas-ci, il s'agit du potentiel d'acidification exprimé en mole d'ions H⁺ déposés. L'indicateur d'impacts final par catégorie peut aussi être choisi, tel la destruction des écosystèmes exprimé en PDF*m²*année pour l'exemple du SO₂. Ce dernier indicateur est dit orienté dommage.

Le facteur de caractérisation sert à convertir les résultats de l'analyse de l'inventaire en unité commune d'indicateur de catégories (Samson, Deschênes, Michaud, Ménard, Lesage et Bage 2003). Le tableau 2.3 présente un exemple pour chaque terme défini.

Tableau 2.3 : Exemples des termes utilisés lors de l'étape de l'analyse des impacts d'une ACV (tiré de ISO 14042 2000)

Terme	Exemple
Catégorie d'impacts	Changement climatique
Résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie	CO ₂ , CH ₄ (gaz à effet de serre)
Modèle de caractérisation	Modèle IPCC ^a
Indicateur de catégories	Forçage radiatif de rayonnement infrarouge (W/m ²)
Facteur de caractérisation	Potentiel de réchauffement planétaire pour chaque gaz à effet de serre (kg d'équivalent CO ₂ /kg de gaz)
Résultat d'indicateur	kg d'équivalents CO ₂
Impact final par catégorie	Récifs de corail, forêts, culture
Pertinence environnementale	Degré de relation entre l'indicateur de catégories et l'impact final par catégorie.

^a Intergovernmental Panel on Climate Change

2) Affectation des résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie (classification)

Lors de la classification des résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie aux différentes catégories d'impacts, il faut s'assurer d'affecter les résultats qui sont spécifiques à une seule catégorie et d'identifier les résultats qui se rapportent à plusieurs catégories en distinguant les mécanismes en parallèle et les mécanismes en série (ISO 14042 2000).

À titre d'exemple, le SO₂ peut être affecté à la fois à la catégorie santé humaine et à la catégorie acidification, ceci est un mécanisme en parallèle. Le NO_x peut être affecté à la catégorie formation d'ozone au niveau du sol et à la catégorie acidification. Cependant, le NO_x doit former de l'ozone au sol avant d'engendrer un impact au niveau de l'acidification, ceci est un mécanisme en série (Samson, Deschênes, Michaud, Ménard, Lesage et Bage 2003).

3) Calcul des résultats des indicateurs de catégories (caractérisation)

Ce calcul demande la conversion des résultats de l'analyse de l'inventaire du cycle de vie en unités communes et l'agrégation des résultats convertis à la catégorie d'impacts. Les facteurs de caractérisation sont utilisés lors de la conversion. L'indicateur, résultant du calcul, est numérique.

Il y a deux étapes à respecter pour calculer les résultats des indicateurs. Ces étapes sont les suivantes :

- a) choisir et utiliser un facteur de caractérisation pour convertir les résultats de l'analyse de l'inventaire en unités communes;
- b) agréger les résultats de l'analyse de l'inventaire convertis dans le résultat de l'indicateur.

Par exemple, le nombre de protons relâchés est un indicateur de catégories. Son facteur de caractérisation associé est le potentiel d'acidification des substances acidifiantes. Il est utilisé pour calculer les résultats convertis de l'analyse de l'inventaire pour chaque substance en unités d'équivalents de dioxyde de soufre. La somme des substances en équivalents de SO₂ donne le résultat de l'indicateur (Association Canadienne de Normalisation [ISO 14042] 2000, Samson, Deschênes, Michaud, Ménard, Lesage et Bage 2003). L'équation 2.1 démontre le calcul des résultats d'indicateur de catégories.

$$\text{Impact caractérisé} = \sum_i (FC_i * e_i) \quad (\text{Équation 2.1})$$

où : l'impact caractérisé est en unité d'indicateur de catégories

(ex. : moles H⁺ éq. déposé)

FC est le facteur de caractérisation (ex. : moles H⁺ éq. déposé/kg d'émissions SO₂)

e est l'émission (ex. : 0.04 kg de SO₂ émis)

i est la substance (ex. : SO₂)

Pour ce projet, la méthode de caractérisation choisie est TRACI. Cette méthode est orientée problème. Il s'agit de la méthode américaine de caractérisation des impacts. Le choix s'est fait de lui-même afin d'avoir des facteurs ressemblant le plus possible à ceux du Canada. L'annexe D.1 présente en détail la méthode TRACI.

Éléments facultatifs

Selon la norme internationale ISO 14042, il y a trois éléments facultatifs de l'évaluation des impacts du cycle de vie. Ces trois éléments sont maintenant expliqués plus en détails.

1) Calcul de l'amplitude des résultats des indicateurs de catégories par rapport à une information de référence (normalisation)

Le but de la normalisation des résultats est de comprendre mieux l'amplitude relative de chaque résultat d'indicateurs d'un système de produits. La normalisation se fait en divisant le résultat d'indicateurs par une valeur de référence choisie. Cette valeur de référence peut être, par exemple, les émissions totales pour une région spécifique ou encore les émissions totales pour une région spécifique par habitant (ISO 14042 2000).

Les résultats d'indicateurs peuvent servir pour des contrôles de cohérence ou encore pour communiquer des informations sur la signification relative des résultats d'indicateurs (ISO 14042 2000).

2) Groupement

Le groupement assigne les catégories d'impacts en une ou plusieurs classes. Il peut s'effectuer de deux façons :

- 1 - en triant les catégories d'impacts sur une base nominale (ex. : échelle mondiale, régionale ou locale);
- 2 - en classant les catégories d'impacts selon une hiérarchie donnée (ex. : priorité élevée, moyenne et basse).

Le groupement est basé sur des choix de valeurs. Le groupement sert à établir une hiérarchie entre les catégories d'impacts (ISO 14042 2000).

3) Pondération

La pondération est l'étape qui convertit les résultats d'indicateurs de catégories selon leur importance relative en utilisant des facteurs numériques basés sur des choix de valeurs. Deux étapes peuvent être suivies pour effectuer la pondération :

- convertir les résultats d'indicateurs à l'aide de facteurs de pondération déterminés;
- agréger les résultats d'indicateurs pondérés en un seul indicateur unique.

La pondération sert principalement à quantifier les impacts entre eux et à obtenir une valeur unique facilitant l'interprétation des résultats par les décideurs (ISO 14042 2000, Samson, Deschênes, Michaud, Ménard, Lesage et Bage 2003).

Analyse de la qualité des données

Différentes analyses peuvent être effectuées sur les résultats de l'évaluation des impacts afin de comprendre l'importance, l'incertitude et la sensibilité des résultats obtenus. Des analyses de gravité, d'incertitude ou de sensibilité peuvent être élaborées. Pour en savoir davantage sur ces analyses, se référer à la norme ISO 14042.

Limites

Comme toute méthode, l'évaluation des impacts du cycle de vie comporte certaines limites. Les plus importantes sont que la méthode comporte plusieurs choix de valeurs, elle exclut des informations spatiales, temporelles, de niveaux seuil ou de dose-effet qui peuvent diminuer la pertinence environnementale du résultat de l'indicateur et la précision des indicateurs de catégories peut varier au sein des catégories d'impacts (ISO 14042 2000).

2.2.2.4 Interprétation du cycle de vie

Les objectifs de l'interprétation du cycle de vie sont d'abord d'analyser les résultats, d'établir des conclusions, d'expliquer les limites, de donner des recommandations et de rapporter tous les résultats de façon transparente. Le deuxième objectif est de fournir une présentation des résultats facile à comprendre, complète et cohérente (Association Canadienne de Normalisation [ISO 14043] 2000).

La phase d'interprétation du cycle de vie est constituée de trois étapes qui sont 1) l'identification des points significatifs, 2) la vérification et 3) les conclusions et les recommandations. Les étapes sont détaillées dans les paragraphes suivants.

Identification des points significatifs

Le but d'identifier les points significatifs de l'étude est de structurer les résultats des phases d'analyse de l'inventaire et de l'évaluation des impacts. Cette étape a pour objectif d'inclure les implications des méthodes utilisées et des hypothèses émises telles que les règles d'affectation, les décisions de coupure, la sélection des catégories d'impacts, etc (ISO 14043 2000).

Il existe quatre types d'informations requises provenant des étapes précédentes. Il s'agit de : a) les conclusions des phases précédentes (analyse de l'inventaire et évaluation des impacts) de manière structurée avec les informations relatives à la qualité des données, b) les choix méthodologiques, c) les choix de valeurs et d) le rôle et les responsabilités des différentes parties intéressées (ISO 14043 2000).

Lorsqu'on constate que les résultats des phases précédentes satisfont les exigences de l'objectif et du champ d'étude, la signification des résultats doit être déterminée. Des exemples de points significatifs peuvent être des catégories de données d'inventaire, des catégories d'impacts ou encore des contributions essentielles des étapes du cycle de vie

aux résultats de l'analyse de l'inventaire ou de l'évaluation des impacts (ISO 14043 2000).

Vérification

La vérification veut établir et accroître la confiance dans les résultats de l'étude de l'analyse du cycle de vie, ainsi que la fiabilité de ces résultats. La vérification doit effectuer trois types de contrôle : de complétude, de sensibilité et de cohérence (ISO 14043 2000).

Le contrôle de complétude a pour but de garantir que toutes les informations et données pertinentes nécessaires à l'interprétation soient disponibles et complètes. Le contrôle de sensibilité a pour objectif de vérifier la fiabilité des résultats finaux et des conclusions en définissant s'ils comportent des incertitudes dans leurs données, en vérifiant le calcul des résultats de l'indicateur de catégories, etc. Le contrôle de cohérence a pour but de déterminer si les hypothèses, les méthodes et les données sont cohérentes avec l'objectif et le champ de l'étude.

Il existe deux autres normes ISO qui régissent l'analyse du cycle de vie. Ces normes sont ISO 14048 et ISO 14049. La première présente un format de documentation pour les données d'inventaire et la deuxième présente des exemples d'application pour la norme ISO 14041. Pour en connaître davantage sur les deux sujets, se référer à ces normes (Association Canadienne de Normalisation [ISO 14049] 2000, Association Canadienne de Normalisation [ISO 14048] 2002).

La méthode de l'analyse du cycle de vie a été appliquée pour plusieurs produits, mais aussi pour des techniques de réhabilitation de sols contaminés. Quelles sont les technologies qui ont déjà été analysées? Quels étaient les résultats obtenus? La prochaine section propose de faire un survol de ce qui a été fait dans le domaine de l'ACV et de la restauration des sites contaminés.

2.3 L'analyse du cycle de vie des techniques de réhabilitation de sols

Dans la littérature, un nombre restreint d'articles présentent les résultats d'analyse du cycle de vie de diverses techniques de réhabilitation de sols. Suèr et al. (2004) a d'ailleurs publié une revue de littérature sur le sujet. Suèr et al. (2004) a bien cerné le but de l'application d'une ACV pour la réhabilitation de sites. L'auteur explique que l'ACV a été utilisée à deux étapes de la restauration d'un site : avant et après. Lorsque la méthode d'analyse du cycle de vie est utilisée avant de choisir une technique spécifique, son but est de déterminer les impacts environnementaux des différentes alternatives considérées pour le site. Ainsi, à l'aide des impacts environnementaux et des données techniques et économiques, un gestionnaire de projet peut sélectionner la meilleure technologie. Lorsque la méthode ACV est utilisée une fois la réhabilitation d'un site complétée, son but est d'améliorer les technologies de restauration, d'augmenter les informations sur les impacts environnementaux et aussi d'améliorer la méthodologie de l'ACV pour la réhabilitation de sites contaminés.

Plusieurs technologies de réhabilitation de sites contaminés ont été évaluées à l'aide d'une ACV dans la littérature. Le tableau 2.4 présente les différentes technologies évaluées ainsi que les auteurs ayant fait les études.

La plupart des auteurs nommés dans le tableau 2.4 ont effectué une analyse du cycle de vie complet des techniques de réhabilitation de sites contaminés à l'exception de Diamond et al. (1999) qui a fait une analyse qualitative et de Vignes (2001) qui a fait une ACV simplifiée. Les « X » indiqués dans le tableau 2.4 signifient que, selon l'étude effectuée par l'auteur, la technologie marquée a moins d'impacts environnementaux que celles comparées.

Tableau 2.4 : Technologies de réhabilitation de sites évaluées par la méthode ACV traitées dans la littérature

Techniques de restauration	Bender et al. 1998	Diamond et al. 1999	Page et al. 1999	Volkwein et al. 1999	Vignes 2001	Toffoletto 2002	Blanc et al. 2004	Godin 2004	Dontigny 2004
Sol (<i>ex situ</i>)									
Excavation et enfouissement		X	X	X			X		X
Biopiles				X		X			X
Lavage de sol		X		X					
Traitement thermique				X	X				
Chaulage							X		
Biolixiviation							X		
Réutilisation (remblai ou fondation de route)									X
Cellule de confinement							X	X	
Incinération								X	
Traitement physico-chimique								X	
Sol (<i>in situ</i>)									
Recouvrement			X	X	X				
Atténuation naturelle		X			X			X	
Encapsulation		X							
Extraction de vapeur	X	X							
Bioresauration aérobie		X			X				
Bioresauration anaérobie <i>in situ</i>					X				
Eau souterraine									
Pompage et « air stripping »	X				X				
Pompage et charbon activé					X				
Pompage, air stripping et ajout de nutriments	X								

Chaque auteur tire ses propres conclusions par rapport à son étude, mais les principales à retenir sont que :

- lorsqu'il y a excavation des sols contaminés, il y a plus de matériaux propres utilisés que de déchets soutirés du site (Page, Diamond, Campbell et Mckenna 1999);
- chaque technologie a ses propres risques (Diamond, Page, Campbell, Mckenna et Lall 1999) et la meilleure option sera celle qui tiendra compte des impacts secondaires obtenus par ACV, des impacts primaires obtenus par analyse de risques et des facteurs technologiques et économiques (Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Toffoletto 2002, Godin 2004);
- les technologies ayant le moins d'impacts environnementaux sont celles évitant le transport des sols contaminés et consommant le moins d'énergie (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998, Vignes 2001, Toffoletto 2002, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004, Dontigny 2004, Godin 2004).

Les auteurs d'analyses du cycle de vie de technologies de réhabilitation de sites veulent analyser les impacts secondaires générés par les technologies de restauration (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998, Diamond, Page, Campbell, Mckenna et Lall 1999, Page, Diamond, Campbell et Mckenna 1999, Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Vignes 2001, Toffoletto 2002, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004, Dontigny 2004, Godin 2004). Cependant, selon Toffoletto (2002), les impacts primaires ne doivent pas être négligés lors d'une ACV. Dans son ACV d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel, les impacts primaires représentaient jusqu'à 92%. Godin (2004) ajoute que puisque la contamination résiduelle peut varier grandement d'une technologie choisie à une autre, l'analyse des impacts primaires tente d'améliorer la pertinence des ACV dans le secteur de la réhabilitation de sites. Godin (2004) précise aussi que l'analyse de l'inventaire devrait considérer la spécificité d'un site pour l'analyse des impacts primaires. Dontigny (2004) offre une autre raison

d'inclure les impacts primaires dans une ACV de réhabilitation de sites. Selon Dontigny (2004), les impacts primaires fournissent une première estimation des risques associés à différents scénarios et peuvent aider à limiter le nombre d'options soumises à une véritable évaluation des risques.

La littérature de la méthode ACV et de la réhabilitation de sites contaminés ne discute pas seulement des impacts primaires et secondaires. Blanc et al. (2004) utilise la méthode ACV pour comparer des activités industrielles afin de déterminer laquelle est la plus acceptable en terme de productivité des ressources. Volkwein (2002) compare des logiciels pour l'élaboration d'ACV pour la gestion de restauration de sols contaminés.

Certains auteurs comme Vignes (2001) et Blanc et al. (2004) considèrent que l'analyse du cycle de vie est un outil décisionnel. La méthode ACV permet de faire un choix quant à la meilleure technologie ayant le moins d'impacts sur l'environnement. D'autres auteurs comme Volkwein (1999, 2002) considèrent que la méthode ACV est un outil d'aide à la décision quant au fardeau environnemental, mais doit faire partie d'un ensemble d'outils économiques, légaux et même de risque. Selon Volkwein et al. (1999), un gestionnaire de restauration de sites ne peut prendre une décision qu'en se fiant aux résultats d'une ACV.

Tous les auteurs ayant écrit sur l'analyse du cycle de vie dans le secteur de la réhabilitation des sites contaminés s'entendent au moins sur une chose, il y a encore place à amélioration. La méthode ACV a des limites. La prochaine section présente les limites de la méthode ACV.

2.4 Limites de la méthode ACV

L'ACV, comme toute méthode, a certaines limites. Ses limites sont principalement dues tout d'abord aux hypothèses et modèles d'impacts utilisés et ensuite à l'accessibilité et

la disponibilité des données. En effet, la nature des choix et des hypothèses peut être subjective. Les modèles d'impacts peuvent ne pas être adaptés à tous les dommages potentiels. Les impacts locaux peuvent être incorrectement représentés par les conditions régionales ou globales. La qualité et la disponibilité des données peuvent être défaillantes soit à cause de l'agrégation de données, de moyennes ou du type (ISO 14040 1997).

L'ACV doit être utilisée pour ses applicabilités, il se peut que ce ne soit pas la méthode la plus adaptée à une situation donnée. L'ACV n'inclut pas les aspects économiques ou sociaux d'un produit (ISO 14040 1997). Certains chercheurs tâchent d'allier la méthode ACV avec celle du cycle de vie économique (LLC) (Bage, Samson et Sinclair-Desgagné 2002, 2003) afin d'obtenir un seul indicateur écono-environnemental.

La manière de caractériser les impacts primaires dans l'analyse du cycle de vie dans le secteur de la réhabilitation des sites n'est pas acceptée. Suèr et al. (2004), dans sa revue de littérature, écrit qu'il y a deux principales méthodes pour inclure la contamination résiduelle. En incluant la méthodologie utilisée par Toffoletto (2002), Dontigny (2004) et Godin (2004), il y a trois façons de procéder. La première est tout simplement d'estimer la concentration résiduelle dans les sols ou les eaux souterraines et de la comparer avec les critères génériques nationaux. La deuxième est de faire une analyse de risques de la contamination résiduelle. Ces deux méthodes sont utilisées en parallèle de l'étude ACV. La troisième façon de faire est d'élaborer un facteur de caractérisation pour le ou les contaminants résiduels. Les impacts primaires peuvent être calculés de la même manière que les impacts secondaires et peuvent être comparés directement l'un à l'autre à l'étape de l'analyse des impacts dans l'étude ACV. De plus, en incluant les impacts primaires dans l'ACV, souvent on ne tient pas compte des facteurs spécifiques au site. Les facteurs de caractérisation sont souvent généraux et non spécifiques à une région. Il y a cependant plusieurs travaux de recherche dans ce domaine afin d'améliorer les différences spatiales des facteurs de caractérisation. Les travaux de Bare et al. (2003)

pour élaborer une méthode américaine de caractérisation des impacts et de Toffoletto et al. (2004) pour élaborer une méthode canadienne des impacts en sont des exemples.

Les auteurs d'étude ACV en réhabilitation de sites diffèrent aussi d'opinion quant aux limites temporelles à utiliser pour effectuer une étude. Cette limite temporelle est importante lorsqu'il y a comparaison de technologies. En effet, l'atténuation naturelle peut avoir des impacts pendant plusieurs années tandis que l'excavation des sols et leur traitement en biopiles auront un impact important sur quelques années seulement. Comme Suèr et al. (2004) l'a rapporté, Diamond et al. (1999) ont suggéré d'effectuer une ACV sur 25 ans. Par contre, Page et al. (1999) trouvaient cette plage temporelle trop courte pour leur étude d'excavation et d'enfouissement de sols contaminés. Bender et al. (1998) ont utilisé une plage de 50 ans.

Ce travail de maîtrise se concentre sur la comparaison des technologies de réhabilitation de sites contaminés. Il est donc important d'inclure les impacts primaires de chaque scénario et de définir une limite temporelle qui puisse inclure tous les impacts de chaque scénario.

Le prochain chapitre explique la méthodologie utilisée pour cette étude.

Chapitre 3 : Méthodologie

3.1 Description du site à l'étude

Afin de réaliser l'étude comparative de scénarios de réhabilitation de sites contaminés, un site réel a été choisi. Ce site est situé au Québec sur le bord d'une rivière. En mai 2000, un déversement d'huile à chauffage (huile diesel) a été remarqué. Au total, 375 m³ se sont déversés dans le sol et ont migré jusqu'à la nappe phréatique contaminant aussi les eaux souterraines.

Une phase libre d'épaisseur variant entre 0.1 m et un mètre a été mesurée. La nappe phréatique se trouve à 6m et le type de sol sur ce site est du sable moyen. La surface de sol contaminé dans la zone vadose est estimée par un quadrilatère de 16m par 30m et la concentration d'hydrocarbures dans le sol est estimée à 10 500 mg/kg. La surface que recouvre la phase libre, quant à elle, est estimée par un quadrilatère de 45m par 60m. La zone contaminée est située à 600m de la rivière. La figure 3.1 présente une carte du site présentant la zone contaminée et l'épaisseur de la phase libre.

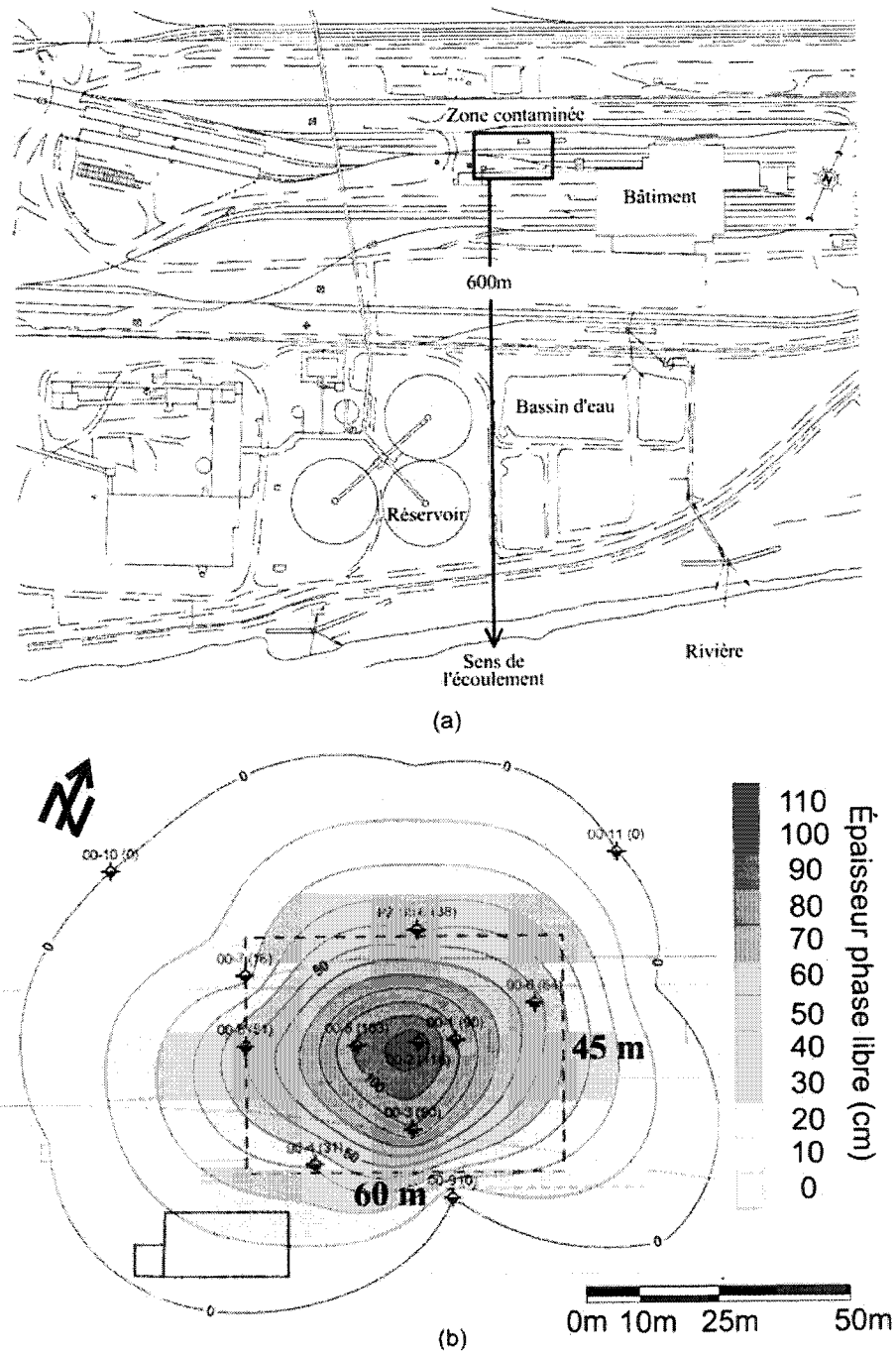


Figure 3.1 : a) Carte du site; la zone rectangulaire représente la région contaminée b) Région contaminée du site avec l'épaisseur de la phase libre; la zone rectangulaire pointillée est celle qui sera considérée pour l'étude ACV.

Différents scénarios de réhabilitation du site ont été déterminés afin d'être comparés. Les scénarios à l'étude sont : 1) pompage et rabattement de la phase libre, atténuation naturelle de la zone vadose et pompage et traitement des eaux souterraines; 2) bioaspiration de la phase libre, bioventilation de la zone vadose et biobarbotage de la zone saturée; 3) bioaspiration, bioventilation et oxydation chimique *in situ* des eaux souterraines et 4) bioaspiration, excavation et traitement des sols en biopiles sur le site et atténuation naturelle de la contamination résiduelle dans les eaux souterraines (se référer au tableau 1.1). Pour réaliser la comparaison, ils doivent être construits similairement pour assurer leur comparabilité. Le champ d'étude est le même pour chaque scénario et est maintenant décrit.

3.2 Champ d'étude

3.2.1 Fonction et unité fonctionnelle

La fonction utilisée pour l'analyse du cycle de vie de chaque scénario est *restaurer le site contaminé*. L'unité fonctionnelle est : la restauration d'un site contaminé par 375 m³ de diesel. Le flux de référence, quant à lui, est *un site* (incluant une phase libre, une zone vadose et une zone saturée). Contrairement aux autres études ACV ayant été faites en restauration de sols, ici, il était impossible de considérer une quantité massique devant être gérée puisque la quantité de sols et d'eaux souterraines contaminés varie selon la technologie choisie.

3.2.2 Frontières temporelles

La frontière temporelle maximale utilisée est 302 ans. Puisque chaque technologie a un temps de traitement différent, les impacts de l'analyse du cycle de vie sont présentés à différentes années. De cette façon, il est possible, par exemple, de différencier le temps d'enlèvement de la phase libre par rapport au reste du traitement. Aussi, cela a permis de ne pas être restreint au niveau du choix des technologies, quant à leur efficacité.

3.2.3 Frontières du système

Les quatre scénarios de réhabilitation incluent dans leurs frontières de système l'enlèvement de la phase libre, le traitement de la zone vadose et celui de la zone saturée. Chaque technologie utilisée pour le traitement d'une zone inclut dans ses frontières de système la préparation du site, le traitement et le suivi et le démantèlement de la technologie.

Afin de pouvoir représenter la réalité d'une réhabilitation d'un site contaminé, l'enlèvement de la phase libre doit se faire seul et ensuite, le traitement de la zone vadose et le traitement de la zone saturée doivent se faire simultanément. À titre d'exemple, la figure 3.2 présente les frontières du système des étapes générales des scénarios de restauration.

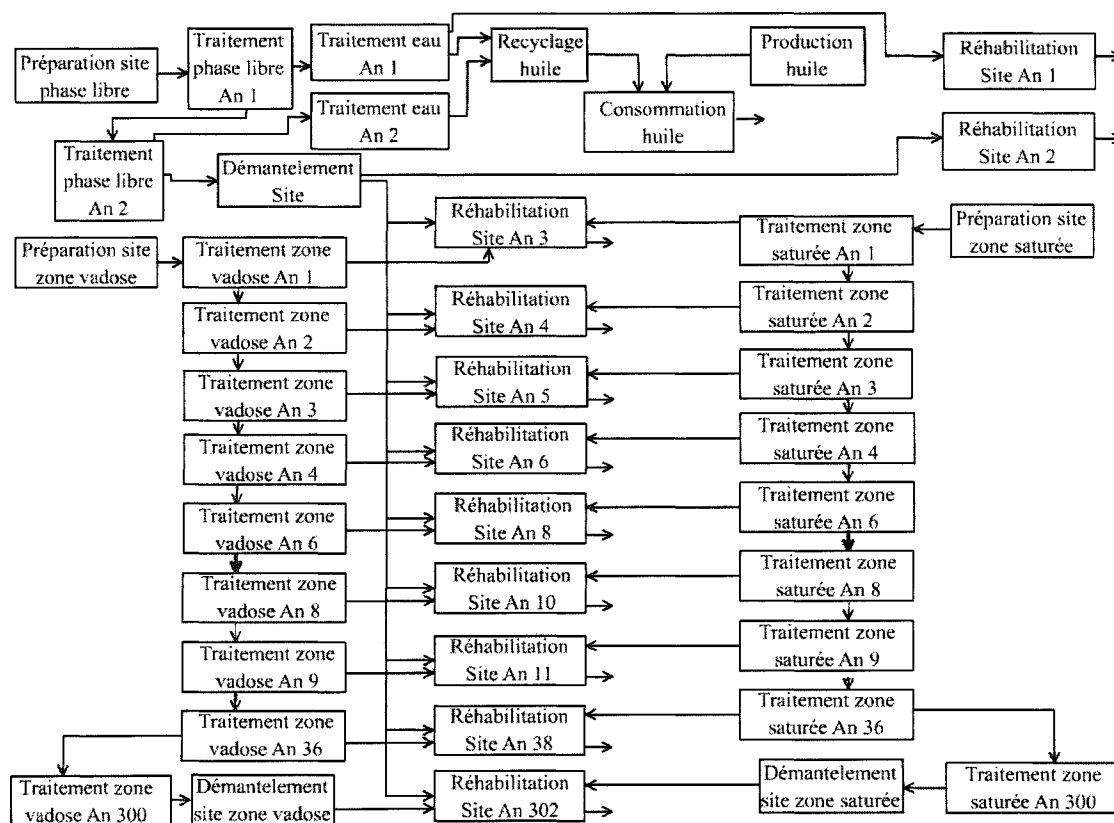


Figure 3.2 : Frontières du système des étapes générales de chaque scénario de réhabilitation.

La préparation de site inclut la production et le transport des équipements et matériaux nécessaires aux technologies. La production des machineries lourdes n'est pas incluse dans les frontières du système puisque ces équipements sont retournés après leur utilisation. Le démantèlement inclut le transport de retour des équipements réutilisables et le transport de sols propres au site lorsque nécessaire. Les schémas des frontières détaillées du système de chaque scénario sont présentés à l'annexe A.

3.2.4 Exigences relatives à la qualité des données

Pour la réalisation de l'ACV comparative, des données secondaires ont été utilisées. Ces données proviennent des bases de données Franklin et Ecoinvent 2000 (Pré Consultants 1997, 2004). Les deux critères de sélection des données étaient d'abord leur provenance géographique et ensuite leur âge. Franklin a été privilégiée, car c'est une base de données nord-américaine et Ecoinvent 2000 a ensuite été privilégiée, car les données sont récentes, c'est-à-dire créées après 2000.

3.3 Conception des technologies

3.3.1 Simulation des scénarios pour la distribution des contaminants

Les simulations pour la distribution des contaminants dans le sol et les eaux souterraines pour diverses technologies ont été réalisées en collaboration avec la compagnie Golder et Associés. Selon mes critères de décontamination, un modèle conceptuel et la manipulation des logiciels ont été effectués par Golder.

Les technologies simulées sont le pompage et rabattement, la bioaspiration, le biobarbotage et l'atténuation naturelle en zone saturée. Ces simulations numériques ont permis d'obtenir les paramètres de conception des technologies. Pour y arriver, il a d'abord fallu définir un modèle conceptuel.

3.3.1.1 Modèle conceptuel

Le modèle conceptuel a été défini sur la base des informations tirées des différentes études environnementales réalisées sur le site industriel. Les simulations ont été réalisées en trois temps.

Tout d'abord, la migration et la récupération du LNAPL a été simulée avec le logiciel Compflow (Unger 1995), un modèle permettant de simuler l'écoulement d'hydrocarbures sous les phases aqueuse et immiscible. La source de contamination en phase aqueuse est la zone où des hydrocarbures en phase immiscible sont présents. Les flux de masse en contaminant en phase aqueuse émis par la dissolution des hydrocarbures en phase immiscible ont été calculés à partir des résultats obtenus avec le modèle Compflow. Le domaine de ce modèle a été restreint à une zone de 60m de rayon autour de la zone de déversement en raison du long temps de calcul requis par le modèle Compflow. Le tableau 3.1 présente les caractéristiques de maillage 3D, le tableau 3.2, les propriétés hydrogéologiques du milieu poreux et le tableau 3.3, les propriétés physico-chimiques de l'huile diesel utilisées par le modèle Compflow.

Tableau 3.1 : Caractéristiques du maillage 3D utilisé par le modèle Compflow

Nombre de colonnes (axe des X)	20
Espacement entre les colonnes	3 m
Nombre de lignes (axe des Y)	15
Espacement entre les lignes	3 m
Nombre de couches (axe des Z)	34
Espacement entre les couches	de 0.1 m à 0.5 m (espacement minimal au niveau de la frange capillaire)
Longueur du modèle	60 m
Largeur du modèle	45 m
Hauteur du modèle	12,25 m
Nombre total des cellules	10 200

Tableau 3.2 : Propriétés hydrogéologiques du milieu poreux

Paramètre	Valeur
Perméabilité (m ²)	1,8 x 10 ⁻¹¹ (équivalent d'une conductivité hydraulique de 1,6 x 10 ⁻⁴ m/s)
Teneur en eau résiduelle	0,045
Teneur en eau saturée	0,39
Paramètre α de van Genuchten	0,145 cm ⁻¹
Paramètre η de van Genuchten	2,68

Tableau 3.3 : Propriétés physico-chimiques de l'huile diesel
(Irwin, Van Mouwerick, Stevens, Dubler-Seese et Basham 1997)

Paramètre	Valeur
Masse volumique (kg/m ³)	866
Viscosité dynamique (Pa s)	0.004
Tension interfaciale (mN/m)	27,4

Par la suite, la migration de la contamination en phase aqueuse, pour l'atténuation naturelle en zone saturée, a été simulée avec le couplage des modèles MODFLOW (Macdonald et Harbaugh 1988) et RT3D (Clement 1998). Modflow simule l'écoulement de l'eau souterraine alors que RT3D simule le transport des contaminants en phase dissoute seulement. Puisque seule la phase dissoute est simulée avec le modèle RT3D, ce modèle permet de simuler la migration des hydrocarbures sous forme aqueuse sur une grande distance. Le domaine du modèle s'étend de la source jusqu'à la rivière, laquelle est identifiée comme principal milieu récepteur. Les propriétés du naphtalène ont été utilisées par le modèle RT3D pour la migration des hydrocarbures puisque cette substance est la plus soluble dans l'eau parmi celles composant le diesel. Les valeurs de naphtalène utilisées sont présentées dans le tableau 3.4.

Tableau 3.4 : Valeurs des paramètres affectant le devenir du naphthalène en phase dissoute

Paramètre	Valeur
Solubilité à l'eau (mg/L)	31,1
Coefficient de partition sol/eau (L/mg)	0,422
Constante de biodégradation de premier ordre (d^{-1})	0
Dispersivité longitudinale (m)	10,4
Dispersivité transversale (m)	1,4
Dispersivité verticale (m)	0,14

Finalement, la simulation de la biodégradation des hydrocarbures en phase immiscible, pour le traitement par biobarbotage, a utilisé le modèle BIONAPL (Molson 2002). Ce modèle néglige la volatilisation. Cette simplification est justifiée par le fait que l'huile diesel a un faible potentiel de volatilisation.

3.3.1.2 Simulation de cas avec le modèle Compflow

Trois cas ont été simulés avec le modèle Compflow. Le premier (cas A) simulait la migration des hydrocarbures en considérant leur récupération par bioaspiration et une barrière hydraulique. Ce cas visait à évaluer si le modèle représentait bien les conditions de terrain. Le deuxième (cas B) simulait la migration des hydrocarbures en considérant seulement la bioaspiration comme mode d'intervention et le cas C, en considérant seulement le pompage et rabattement.

Les trois cas ont été simulés sur une durée de deux ans. L'hypothèse utilisée était que la bioaspiration et le pompage et rabattement étaient en fonction pendant deux périodes d'environ six mois chacune avec une période d'arrêt pendant l'hiver. La barrière hydraulique, quant à elle, fonctionnait en continu. Elle était composée de 3 puits opérant à un débit de $100 \text{ m}^3/\text{d}$ et avait pour but d'empêcher la migration des hydrocarbures plus loin en aval de la source.

Le tableau 3.5 présente la séquence d'intervention pour le cas A ainsi que les volumes d'hydrocarbures récupérés réels et simulés. Les tableaux 3.6 et 3.7 présentent les séquences d'interventions ainsi que les volumes d'hydrocarbures et d'eau récupérés simulés pour les cas B et C.

Tableau 3.5 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas A et volumes d'hydrocarbures récupérés réels et simulés

Événement	Durée (jours)	Volume d'hydrocarbures récupérés réel (m³)	Volume d'hydrocarbures récupérés simulé (m³)
Déversement de 375 m ³ d'hydrocarbures	1	-	-
Aucune récupération	8	-	-
Récupération des hydrocarbures à l'aide de 3 pompes à diaphragme	81	30	39
Mise en place des systèmes de récupération	19	-	-
Opération bioaspiration et barrière hydraulique (an 1)	86	40	35
Bioaspiration arrêtée, opération barrière hydraulique	195	13	5
Opération bioaspiration et barrière hydraulique (an 2)	165	16	9
Total récupéré	-	99 (26% du total)	88 (23% du total)
Volume d'hydrocarbures en phase immiscible restant dans le sol	-	276 (74% du total)	287 (77% du total)

Tableau 3.6 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas B et volumes d'hydrocarbures et d'eau récupérés simulés

Événement	Durée (jours)	Volume d'hydrocarbures récupérés simulé (m ³)	Volume d'eau récupérée simulé (m ³)
Déversement de 375 m ³ d'hydrocarbures	1	-	-
Mise en place du système de bioaspiration	8	-	-
Opération bioaspiration (an 1)	189	133	3250
Bioaspiration arrêtée (pendant l'hiver et le printemps)	195	-	-
Opération bioaspiration (an 2)	165	11	6940
Total récupéré	-	145 (38% du total)	10 110
Volume d'hydrocarbures en phase immiscible restant dans le sol	-	230 (62% du total)	-

Tableau 3.7 : Séquence d'intervention considérée lors des opérations de réhabilitation du cas C et volumes d'hydrocarbures et d'eau récupérés simulés

Événement	Durée (jours)	Volume d'hydrocarbures récupérés simulé (m ³)	Volume d'eau récupérée simulé (m ³)
Déversement de 375 m ³ d'hydrocarbures	1	-	-
Mise en place du système de pompage et rabattement	8	-	-
Opération pompage et rabattement (an 1)	189	58	9900
Pompage et rabattement arrêté (pendant l'hiver et le printemps)	195	-	-
Opération pompage et rabattement (an 2)	165	9	9900
Total récupéré	-	67 (18% du total)	19 800
Volume restant dans le sol	-	308 (82% du total)	-

La simulation du cas A démontre que la simulation représente bien les conditions du terrain avec seulement 3% de différence entre les volumes d'hydrocarbures récupérés. Les résultats des cas B et C peuvent donc être considérés fiables pour le reste de l'étude.

Des figures de la migration des contaminants dans le sol, vue en coupe et vue aérienne, à divers temps donnés de la simulation des cas B et C sont présentées aux annexes B.1 et B.2.

Il est à noter également que pour les cas B et C, les volumes récupérés d'hydrocarbures à la deuxième année sont minimes. Cela signifie qu'après la première année de traitement, les hydrocarbures présents dans les sols sont presque essentiellement sous forme résiduelle. Les simulations de la bioaspiration et du pompage et rabattement ont été réalisées en posant les débits et le nombre de puits de pompage. Pour obtenir la liste des équipements, la position et la dimension des puits pour la bioaspiration et le pompage et rabattement, se référer aux annexes B.1 et B.2.

3.3.1.3 Simulation de cas avec les modèles Modflow, RT3D et Bionapl

Atténuation naturelle

La modélisation réalisée à cette étape vise à simuler la migration de la phase dissoute entre le lieu de déversement et la rivière. Il est important de rappeler que la phase dissoute est, contrairement à la phase immiscible, celle qui est susceptible de migrer sur une plus grande distance. Cette simulation visait à évaluer les émissions en contaminants dissous au niveau de la rivière ainsi que le temps nécessaire aux contaminants pour atteindre ce cours d'eau.

La simulation a été effectuée en considérant que toute la source de contamination avait été enlevée, car l'atténuation naturelle de la zone saturée suit l'excavation des sols pour traitement en biopiles dans le scénario 4. Selon la simulation, il faudrait 8 ans aux contaminants pour atteindre la rivière avec une concentration d'environ 1 mg/L. Cette concentration étant en dessous des normes de rejets pour les eaux souterraines résurgentes (2.8 mg/L), l'eau souterraine est considérée traitée. La figure 3.3 présente l'évolution de la migration des contaminants vers la rivière juste après l'enlèvement de la source, 2 ans plus tard et après 6 ans. La liste des équipements et la dimension des puits d'observation pour l'atténuation naturelle sont présentées à l'annexe B.3.

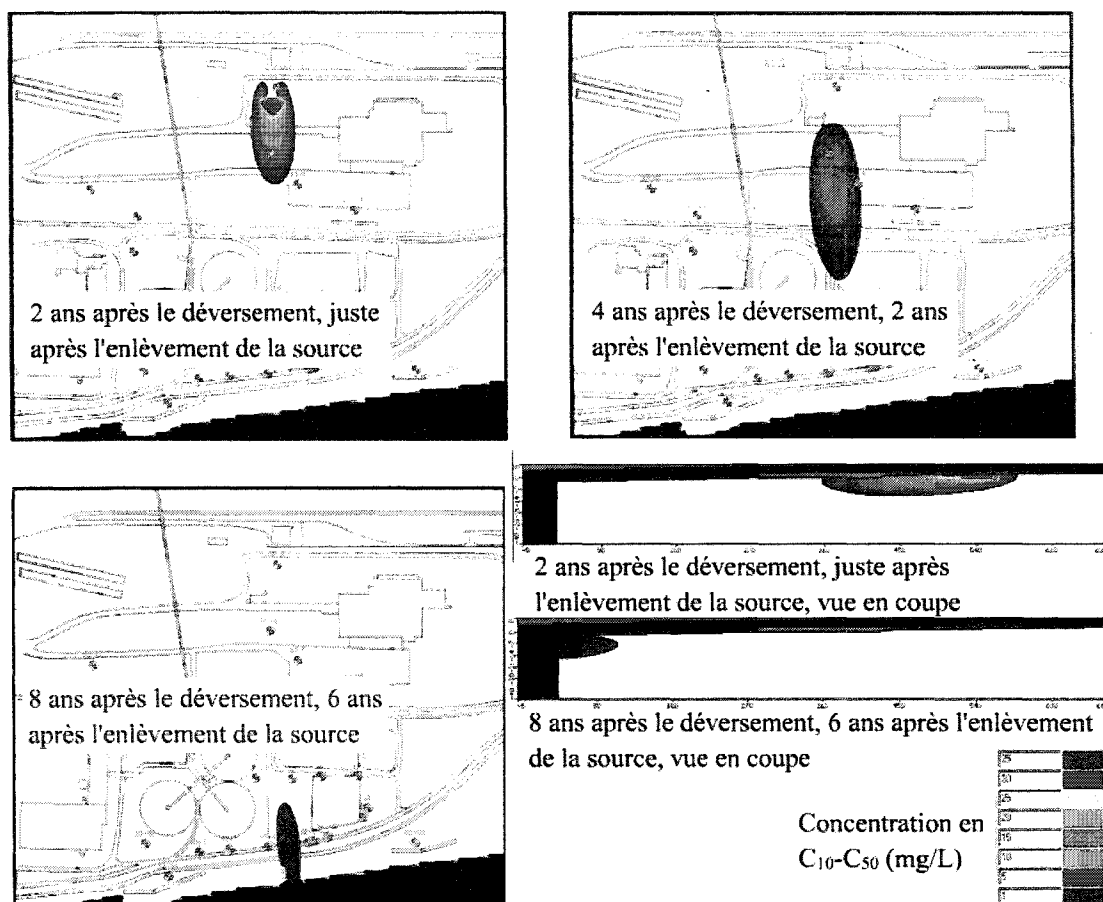


Figure 3.3 : Évolution de la migration des contaminants vers la rivière juste après l'enlèvement de la source, 2 ans plus tard et après 6 ans, obtenue lors de la simulation de l'atténuation naturelle du diesel résiduel en zone saturée.

Biobarbotage

La simulation du biobarbotage par le modèle Bionapl a utilisé le volume d'hydrocarbures immiscibles (165 m^3) n'ayant pas pu être récupéré par la bioaspiration et qui n'a pas été retenu dans les sols de la zone vadose. La concentration initiale à la source utilisée était de 31.1 mg/L , concentration qui serait observée deux ans après le déversement et traitement par bioaspiration. Cette valeur a été obtenue de la simulation réalisée avec les modèles Modflow et RT3D. Cette technologie de biobarbotage a été simulée selon deux types d'intervention. La première est le traitement de la phase immiscible résiduelle au niveau de la source et la deuxième est la mise en place d'une

barrière de biobarbotage située à 80m en aval de la source (zone où le diesel est présent en phase dissoute). Le débit d'air injecté par puits, utilisé pour cette simulation, était de $6\text{m}^3/\text{d}$.

Selon les valeurs obtenues avec le modèle Bionapl pour le traitement de la phase immiscible résiduelle, 36 ans (180 jours d'opération par année) seraient nécessaires au traitement des hydrocarbures immiscibles en phase résiduelle. Cette longue période de traitement peut s'expliquer par un volume important de diesel à traiter, par un taux de transfert d'oxygène faible entre l'air et l'eau et par un potentiel de volatilisation faible du diesel. Les valeurs obtenues de la simulation pour la barrière de biobarbotage indiquent que celle-ci peut être arrêtée après 5 ans d'utilisation (180 jours d'opération par année aussi). La raison étant que la ligne de puits de biobarbotage la plus en aval de la source permet de traiter les hydrocarbures dissous réussissant à migrer hors de la zone source. La figure 3.4 présente les panaches de contamination, dans la zone saturée, traités par biobarbotage à 2 ans, 5 ans, 16 ans et 35 ans après le déversement. La liste des équipements, la position et la dimension des puits de biobarbotage sont présentées à l'annexe B.4.

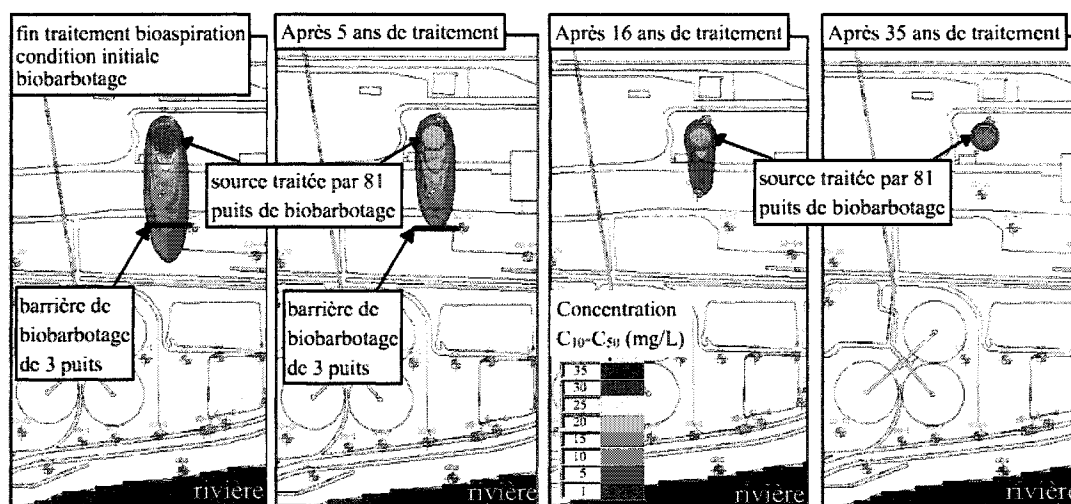


Figure 3.4 : Panache de contamination traité par biobarbotage dans la zone saturée à 2, 5, 16 et 35 ans après le déversement.

Les autres technologies incluses dans les scénarios de réhabilitation n'ont pas été simulées numériquement. Leur dimensionnement et leur temps de traitement ont été estimés par calculs théoriques.

3.3.2 Dimensionnement des technologies

Les technologies dont le dimensionnement et le temps de traitement ont été estimés par calculs sont : l'atténuation naturelle de la zone vadose, la bioventilation, le traitement en biopiles, le pompage et traitement de la zone saturée et l'oxydation chimique. Puisque aucun essai de terrain n'a été effectué pour établir les paramètres de design de ces méthodes, plusieurs hypothèses ont dûes être posées. Les hypothèses pour chaque technologie ainsi que les principaux détails de design sont présentés dans les prochaines sections.

3.3.2.1 Atténuation naturelle de la zone vadose

Il existe plusieurs mécanismes d'atténuation naturelle, mais seule la dissolution des hydrocarbures par l'eau de pluie a été utilisée pour estimer l'atténuation de la quantité de diesel dans la zone vadose. L'hypothèse utilisée était que toute l'eau des précipitations s'infiltrant dans le sol (eau de recharge) allait dissoudre les hydrocarbures présents. La valeur d'eau de recharge utilisée était de 400 mm/an, valeur aussi utilisée dans le modèle conceptuel. Alors la quantité de diesel atténuée estimée par année était de 2.1 kg/an.

Pour l'estimation des équipements, deux puits de suivi ont été jugés nécessaires. Ces puits de suivi contiennent des capteurs à oxygène et à dioxyde de carbone à trois profondeurs différentes. Également, pour assurer le suivi, des séances d'échantillonnage du sol ont été prévues à tous les deux ans. La liste des équipements, la position et la dimension des puits de suivi sont présentées à l'annexe B.5.

3.3.2.2 Bioventilation

La conception de la bioventilation par extraction d'air a suivi les techniques de Leeson et Hinchee (Leeson et Hinchee 1996a, 1996b). Puisque aucun test de taux de biodégradation des hydrocarbures n'a été effectué sur le site, une valeur moyenne tirée de la littérature provenant de 145 sites a été utilisée pour les calculs (Air Force Center for Environmental Excellence [AFCFEE] 1996). Cette valeur de taux de biodégradation (k_B) était de 3.29 mg/kg*d. L'équation 3.1 et 3.2 ont servi de base de calcul pour l'estimation des équipements requis pour le traitement de la zone vadose par bioventilation.

$$Q = \frac{k_0 V \theta_a}{(20.9\% - 5\%) \times 60 \text{ min/hr}} \quad \text{Équation 3.1}$$

$$R_{i,b} = \sqrt{\frac{Q(20.9\% - 5\%) \times 60 \text{ min/hr}}{\pi h k_0 \theta_a}} \quad \text{Équation 3.2}$$

Les paramètres dans les équations sont :

Q : débit d'air (m^3/min)

k_0 : taux d'utilisation d'oxygène ($\%/hr$)

V : volume de sol contaminé (m^3)

θ_a : porosité du sol (fraction)

$R_{i,b}$: rayon d'influence biologique (m)

h : hauteur aérée du sol (m)

Deux puits d'extraction d'air ont été estimés nécessaires au traitement de la zone vadose par bioventilation. La liste des équipements, la position et la dimension des puits de bioventilation sont présentées à l'annexe B.6.

3.3.2.3 Traitement en biopiles

Le traitement des sols en biopiles a été conçu de manière à traiter toute la source de contamination. L'hypothèse était que tous les sols contaminés de la zone vadose et saturée étaient excavés. En faisant cette opération une plus grande quantité de diesel est enlevée (7920 m³) et la concentration estimée en hydrocarbures dans les sols excavés était de 13 225mg/kg. Le taux d'utilisation en oxygène a aussi été tiré de la littérature pour calculer le taux de biodégradation du diesel. Puisque les sols sont traités *ex situ*, le taux d'utilisation en oxygène est plus élevé que celui de la bioventilation, soit 88%/jour (Reisinger, Mountain, Anddreotti, Diluise, Porta, Hullman et al. 1996). Le taux de biodégradation du diesel a été calculé à l'aide de l'équation 3.3 (Von Fahnstock, Wickramanayake, Kratzke et Major 1998).

$$K_b = \frac{-K_0 A D_0 C}{100} \quad \text{Équation 3.3}$$

où les paramètres de l'équation signifient :

K_b : taux de dégradation (mg/kg*d)

K_0 : taux d'utilisation d'oxygène (%/d)

A : volume d'air/kg sol (L/kg)

D_0 : masse volumique de l'oxygène (mg/L)

C : ratio massique hydrocarbure/oxygène pour la minéralisation

La conception du traitement en biopile s'est faite en considérant une extraction d'air. Les bases de conception ont suivi celles de von Fahnstock. L'annexe B.7 présente la liste des équipements, la dimension des biopiles et leur positionnement.

3.3.2.4 Pompage et traitement

La technologie de pompage et traitement a été conçue en prenant l'hypothèse qu'il fallait pomper et traiter toute l'eau nécessaire pour dissoudre la contamination résiduelle

située dans la zone saturée, soit 243 m³ de diesel. Le débit de pompage par puits a été posé à 130 m³/d. Cette estimation est basée sur la simulation du cas A où l'utilisation d'une barrière hydraulique était en fonction. En utilisant l'équation 3.4, pour un aquifère non confiné en régime permanent (Todd 1980), le rayon d'influence et la profondeur des puits ont été calculés. Le rayon d'influence a été évalué à 15 m et la profondeur des puits à 14m. Ensuite, le temps de traitement et le nombre de puits nécessaires ont été évalués.

$$Q = \pi K \frac{b_0^2 - b_w^2}{\ln(r_0 / r_w)} \quad \text{Équation 3.4}$$

Les paramètres de l'équation 3.4 sont les suivants :

Q : débit pompé (m³/s)

K : conductivité hydraulique (m/s)

b₀ : hauteur de l'eau dans l'aquifère libre (m)

b_w : hauteur du bas du puits jusqu'à l'entrée d'eau dans le puits (m)

r₀ : rayon d'influence (m)

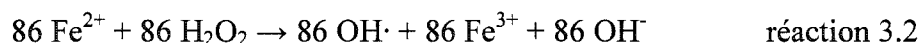
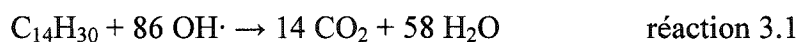
r_w : rayon du puits (m)

Trois puits espacés de 30 m ont été estimés pour récupérer et traiter la zone saturée en 300 ans. Le traitement de l'eau par charbon activé a été retenu. La liste des équipements, la position et la dimension des puits de pompage sont présentées à l'annexe B.8.

3.3.2.5 Oxydation chimique

L'agent de Fenton a été choisi pour effectuer le traitement *in situ* de la zone saturée par oxydation chimique. L'agent de Fenton est la combinaison de peroxyde d'hydrogène et de sulfate de fer libérant des radicaux hydroxyles qui réagissent pour minéraliser les hydrocarbures. La conception de la technologie a été basée sur le procédé Geo-Cleanse breveté aux États-Unis sous le numéro 5,525,008 (Wilson 1996). L'hypothèse utilisée pour estimer la quantité de peroxyde d'hydrogène et de sulfate de fer nécessaire était que la substance représentative oxydée était du C₁₄H₃₀ puisqu'elle se retrouve en

majorité dans le diesel (Edwards, Andriot, Amoruso, Tummey, Bevan, Tveit et al. 1997). Les réactions 3.1 et 3.2 ont été utilisées pour réaliser les calculs de quantité d'oxydant nécessaire.



La technologie d'oxydation chimique obtient de meilleurs résultats lorsque le pH de l'eau souterraine est réduit. L'acide acétique a été choisi dans les calculs pour abaisser le pH de l'eau de 7 à 4. La méthode d'injection utilisée lors de la conception est celle du brevet nommé précédemment. Les puits injectent simultanément une solution de sulfate de fer, une solution de peroxyde d'hydrogène à 50%, de l'eau souterraine recirculée afin que la solution finale soit à 10% et de l'air pour faciliter la distribution de la solution oxydante. La liste des équipements, la position et la dimension des puits d'injection sont présentées à l'annexe B.9.

3.4 Analyse de l'inventaire

Pour les quatre scénarios, la charge environnementale a été calculée en fonction de l'unité fonctionnelle. La quantité d'équipement, de matériaux, de diesel et d'électricité a été calculée en fonction du temps de traitement de chaque technologie. Les émissions reliées au transport ont été calculées à l'aide de la base de données du logiciel Gabi 3 (Gmbh et Stuttgart 2000). Un exemple de calcul est présenté à l'annexe C.1. Les émissions reliées aux machineries lourdes ont été calculées, quant à elles, à l'aide du modèle NON ROAD (Beardsley et Lindhjem 1998b, 1998a). Un exemple de calcul est également disponible à l'annexe C.2.

L'analyse de l'inventaire a été effectuée à l'aide des logiciels Microsoft®Excel et Matlab7 R14. Les logiciels commerciaux n'ont pas été retenus pour effectuer l'étude

afin de permettre une meilleure compréhension de chaque étape de l'analyse de l'inventaire et du cycle de vie entier.

Les équations sur lesquelles étaient basées l'analyse sont au nombre de trois :

$$As = f \quad \text{Équation 3.5}$$

$$g = Bs \quad \text{Équation 3.6}$$

$$s = A^{-1}f \quad \text{Équation 3.7}$$

où A représente la matrice technologique, s est le facteur de mise à l'échelle, f est le vecteur de demande finale, g est le vecteur d'inventaire, B est la matrice d'inventaire et A^{-1} est l'inverse de la matrice technologique (Heijungs et Suh 2002).

A est une matrice carrée où les colonnes représentent des processus élémentaires et les rangées sont des flux économiques, qui ont une valeur marchande. Dans le cas de la matrice d'inventaire B , ses colonnes sont les mêmes processus élémentaires que la matrice A , mais ses rangées sont des flux élémentaires c'est-à-dire des ressources et des émissions. La figure 3.3 permet de visualiser le concept. La convention de signe pour les valeurs dans les matrices est que les entrants sont négatifs et les sortants sont positifs.

Le vecteur f de demande finale représente l'ensemble des flux économiques qui correspond au flux de référence tel que défini dans le champ d'étude. Dans l'exemple de la figure 3.5, le flux de référence peut être 100 kg de gravier transporté. Dans ce cas, le vecteur f serait $[0 \ 0 \ 100]^T$.

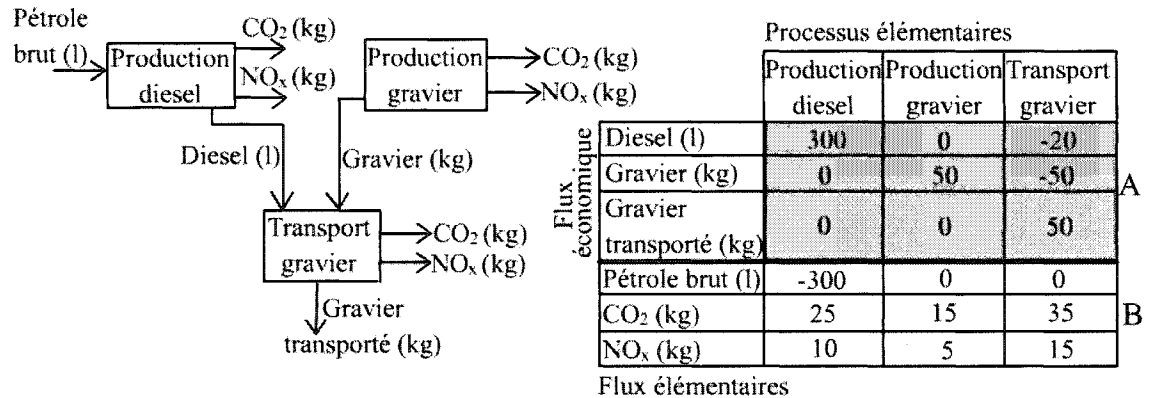


Figure 3.5 : Exemple de construction d'une matrice technologique A et une matrice d'inventaire B.

Le facteur de mise à l'échelle s sert à normaliser la matrice A afin d'obtenir le vecteur de demande finale. Il est calculé à l'aide de l'équation 3.7. Le vecteur g représente, quant à lui, la somme des ressources nécessaires et des émissions rejetées pour obtenir le flux de référence. Il est calculé à l'aide de l'équation 3.6.

Pour réussir ces calculs, les matrices A et B ont été créées dans le logiciel Microsoft Excel. Un programme matlab, avec interface facile d'utilisation, a été conçu pour lire les matrices A et B directement de Excel, inverser la matrice A , faire le produit matriciel entre l'inverse de A et le facteur de mise à l'échelle et entre la matrice B et le facteur de mise à l'échelle. Les résultats étaient ensuite enregistrés dans Excel. La figure 3.6 présente l'interface du programme matlab qui a servi à faire les calculs.

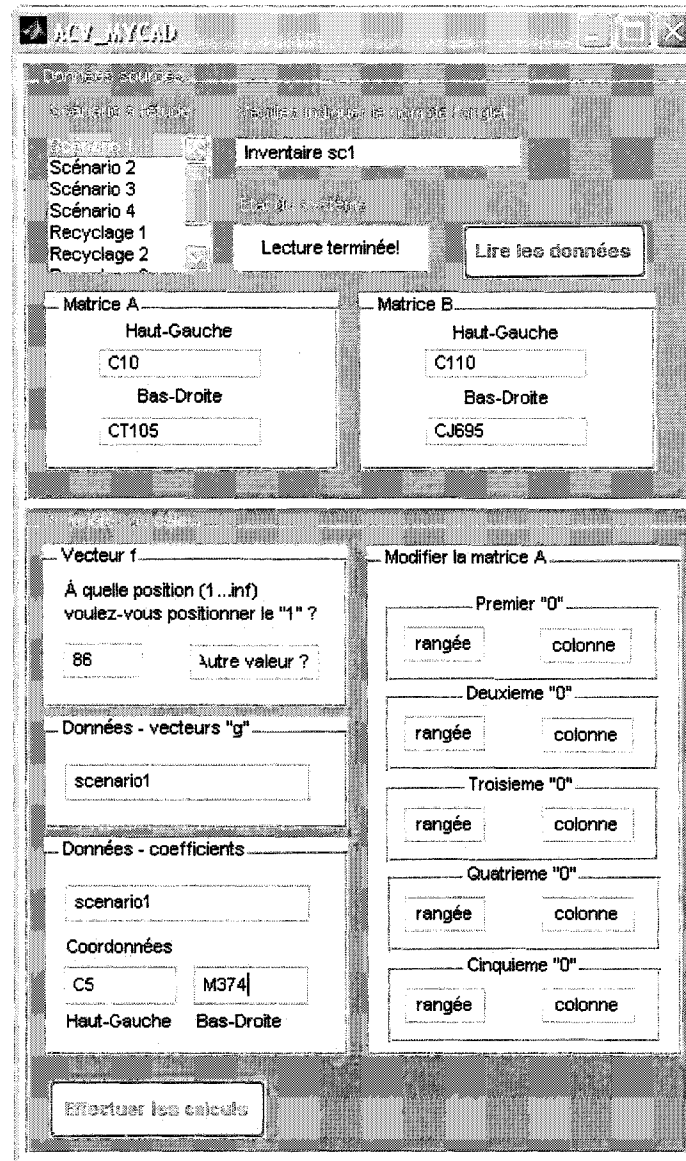


Figure 3.6 : Interface du programme Matlab ACV_MYCAD utilisée pour faire les calculs matriciels.

Le programme Matlab nommé ACV_MYCAD permettait de choisir le scénario à étudier. Il suffisait d'indiquer le nom de l'onglet où se trouvait les matrices A et B ainsi que leur plage de cellules. Le programme lisait les matrices directement de Excel et avertissait lorsqu'il avait terminé sa lecture. Ensuite, il était possible de choisir la position et la valeur à écrire dans le vecteur f . Cette dernière fonction permettait de

trouver les vecteurs g pour chaque étape d'un scénario. Il suffisait ensuite, d'indiquer le nom des onglets où aller enregistrer les résultats pour le vecteur g et les impacts caractérisés. Les calculs de cette dernière fonction seront expliqués dans la prochaine section. La section « modifier la matrice A » permettait d'aller insérer des valeurs zéro à des positions précises dans la matrice A afin d'isoler les étapes étudiées individuellement.

Inventaire par année

Afin de considérer le temps de traitement de chaque technologie, l'inventaire a été réalisé à diverses années. À titre d'exemple, au lieu d'additionner tout le matériel nécessaire pour effectuer un traitement en 6 ans, les matériaux étaient séparés par année. L'année 3 incluait les matériaux de l'année 2, l'année 2 incluait ceux de l'année 1 et ainsi de suite afin de représenter un inventaire évolutif. Les matrices A et B étaient construites de manière à inclure toutes les années de traitement de chaque zone. La dernière colonne, représentant le processus de réhabilitation du site, pouvait être modifiée de manière à calculer le vecteur d'inventaire g à chaque année de traitement.

3.5 Analyse des impacts

La classification et la caractérisation des impacts ont été effectuées à l'aide de la méthode américaine TRACI (Bare, Norris, Pennington et Mckone 2003). Neuf catégories d'impacts sur les onze proposées par TRACI ont été choisies pour réaliser l'analyse des impacts. Les catégories choisies sont : le réchauffement global, la destruction de la couche d'ozone, l'acidification, l'eutrophisation, le smog photochimique, l'écotoxicologie, les effets toxiques cancérigènes pour l'humain, les effets toxiques non cancérigènes pour l'humain et l'effet des particules dans l'air pour l'humain.

Les données d'inventaire utilisées de la base de données Ecoinvent ont des émissions dans l'air, l'eau et le sol. La méthode TRACI n'offre pas de facteurs de caractérisation

pour les émissions dans le sol puisqu'il est considéré que les substances dans le sol se retrouveront un jour ou l'autre dans l'eau (Bare 2004). Alors, les facteurs de caractérisations dans l'eau ont été utilisés pour caractériser les substances émises dans le sol.

La méthode TRACI n'a pas de facteurs de caractérisation pour des substances agrégées. Cependant, plusieurs émissions de la base de données Ecoinvent sont des substances agrégées tout comme le contaminant sur le site à l'étude (diesel). Afin de caractériser les substances agrégées, le facteur minimum et le facteur maximum des substances caractérisées par la méthode TRACI pouvant être incluses dans la donnée agrégée de Ecoinvent étaient utilisés. Les impacts caractérisés minimum et maximum sont représentés par des barres d'erreur sur les graphiques. Il est important de noter que la variabilité dans les facteurs de caractérisation pour les substances agrégées peut représenter une grande plage dans les résultats finaux de l'ACV.

Puisque la méthode TRACI n'offre pas de facteurs de normalisation, des facteurs de normalisation canadiens ont été calculés à l'aide de la méthode Impacts 2002+ selon les émissions de l'année 2001 (Jolliet, Margni, Charles, Humbert, Payet, Rebitzer et al. 2003). Des facteurs de normalisation étaient nécessaires afin d'additionner les impacts caractérisés des différentes catégories.

La méthode utilisée pour calculer les impacts caractérisés était d'abord de classer les substances incluses dans le vecteur d'inventaire g afin de créer un nouveau vecteur de substances classifiées. Ensuite, il suffisait de multiplier le vecteur de substances classifiées par un vecteur de facteur de caractérisation pour obtenir un vecteur d'impacts caractérisés. Finalement, les impacts caractérisés étaient divisés par le facteur de normalisation afin d'obtenir des impacts normalisés pouvant s'additionner toute catégorie d'impacts confondue. L'unité des impacts normalisés est personne année. L'unité personne année, donc 1 personne année, représente les impacts

environnementaux associés à une personne canadienne pour l'année complète en 2001. La méthode TRACI, la détermination des facteurs minimum et maximum des substances agrégées et le calcul des facteurs de normalisation canadiens sont présentés à l'annexe D.

Le prochain chapitre présente les résultats de l'analyse des impacts ainsi que leur interprétation sous forme d'article.

Chapitre 4 : Sélection d'un scénario de réhabilitation pour un site contaminé au diesel à l'aide d'une ACV

4.1 Présentation de l'article

Le présent chapitre est une copie de l'article intitulé «Selection of a remediation scenario for a diesel-contaminated site using LCA», soumis en avril 2005 pour publication dans International Journal of LCA. Les auteurs de cet article sont Myriam Cadotte, Louise Deschênes et Réjean Samson.

4.2 Selection of a remediation scenario for a diesel-contaminated site using LCA

4.2.1 Abstract

Goal and Scope: A comparison of *in situ* and *ex situ* treatment scenarios for a diesel-contaminated site was performed using an evolutive LCA. Treatment time along with primary (related to residual contamination) and secondary (related to remediation) environmental impacts were considered. The site under study had a LNAPL thickness of up to 1 m, a diesel soil concentration of 10500 mg/kg and a residual contamination in groundwater.

Methods: Four treatment scenarios to remove LNAPL and to treat soil and groundwater were compared: 1) pump and treat 2) bioslurping, bioventing and bioparging 3) bioslurping, bioventing and chemical oxidation and 4) *ex situ* treatment using biopiles. The technologies' design was performed using simulation tools and analytical equations. The LCA was evaluated for each year of treatment. Environmental impacts were assessed using the U.S. EPA TRACI method.

Results and Discussion: The biological *in situ* scenario (2) showed the least primary and secondary impacts but its treatment time was more than 4 times longer than that

obtained for the *ex situ* scenario (4). The *ex situ* scenario showed the best treatment time but its secondary impacts were significantly higher than those found for the biological *in situ* scenario due to the pavement of the treatment area. The combined biological and chemical *in situ* scenario (3) was the worst in terms of secondary impacts while the pump and treat scenario (1) was the worst in terms of primary impacts. Two scenarios were selected: one based upon low environmental impacts and the other on the fastest treatment time.

Conclusion: Even without excavation, an *in situ* treatment can generate more secondary impacts than an *ex situ* treatment. Low environmental impact scenarios require time while rapid treatment scenarios generate high environmental impacts. The selection of the best remediation scenario will depend on the site owner's priority.

Recommendations: Better characterization factors for aggregated substances are required.

Keywords : Contaminated soil; contaminated groundwater; diesel; life cycle assessment; primary impact; secondary impact; TRACI method; treatment time; *ex situ* remediation; *in situ* remediation.

4.2.2 Introduction

Life cycle assessment (LCA) has been described as a good decision-making tool for managers concerned with choosing the best product or service from an environmental point of view. In the site remediation field, LCA can help in choosing the best technology to reduce the environmental burden. While several studies have been conducted on the subject, none have managed to provide the best treatment scenario for a site where both soil and groundwater are contaminated. Moreover, most of these studies covered *ex situ* technologies at the expense of *in situ* ones.

Past studies mostly analyzed *ex situ* soil treatment technologies. Page et al. (1999) conducted an LCA for site remediation on a lead-contaminated site using excavation and disposal. Diamond et al. (1999) developed an LCA framework: a qualitative

method to investigate remediation activities. Their article cited examples qualitatively comparing the following technologies: bioattenuation (no action), encapsulation, excavation and disposal, vapor extraction, *in situ* bioremediation and soil washing. Some authors have compared soil washing, biopiles, thermal treatment and capping for PAH contamination (Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999), while others have looked at disposal on secure landfills, on-site containment, bio-leaching and liming stabilization for sulfur contamination (Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004). These case studies were conducted to show that the LCA method is effective for specific sites for which different choices are available financially, legally and technically and where the final decision can consider the environment a priority (Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004). A detailed analysis of the impacts of a diesel-contaminated soil treated in biopile has also been performed (Toffoletto, Deschênes et Samson 2004). One of the first LCA studies undertaken on site remediation pertained to the development of a tool to calculate and discuss environmental impacts of soil and groundwater treatment. However, it only compared hydrocarbon-contaminated groundwater pump and treat technologies (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998). While one detailed impact comparison assessment (LCIA) of *in situ* and *ex situ* technologies has been introduced (natural attenuation, off-site confinement and thermal treatment of spent pot lining contaminated soil) (Godin, Ménard, Hains, Walker, Deschênes et Samson 2004), none has been conducted on a site where both soil and groundwater have been contaminated. Moreover, most of these studies have only compared *ex situ* technologies where the major impact was soil transport (Page, Diamond, Campbell et McKenna 1999, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004, Dontigny 2004, Godin, Ménard, Hains, Walker, Deschênes et Samson 2004, Toffoletto, Deschênes et Samson 2004). A literature survey reveals no in depth evaluation has been detailed for cases where both *in situ* and *ex situ* technologies have been applied to site remediation.

The remediation of a contaminated site is characterized by its primary and secondary impacts but most authors who have performed LCAs have only evaluated the secondary impacts (related to remediation) (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998, Diamond, Page, Campbell, Mckenna et Lall 1999, Page, Diamond, Campbell et Mckenna 1999, Volkwein, Hurtig et Klöpffer 1999, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004). Others have tried to evaluate the primary impacts (related to residual contamination) by attributing a characterization factor (CF) to the contaminant (Dontigny 2004, Godin, Ménard, Hains, Walker, Deschênes et Samson 2004, Toffoletto, Deschênes et Samson 2004). It has been demonstrated that primary impacts should not be neglected because they can represent up to 92% of global impacts (Toffoletto, Deschênes et Samson 2004). These impacts can clearly be used to increase the LCA significance for site remediation (Godin, Ménard, Hains, Walker, Deschênes et Samson 2004) further studies are, however, needed to confirm this.

Aside from this, very few studies have detailed the time factor in LCAs: some have conducted a 25-year study (Diamond, Page, Campbell, Mckenna et Lall 1999) while others have used a 50-year period (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998). The time factor is crucial in site remediation, because depending on the contaminant and its concentration, some technologies will require hours and others, years to reach a treatment target. None of the surveyed studies comparing different technologies took the treatment time of each technology or even their efficiency into account.

The goal of the present study is to compare the environmental performance of four treatment scenarios considering both *in situ* and *ex situ* technologies. This comparison is based on the treatment time necessary to reach Quebec's B criterion in soil (700 mgkg^{-1}) and clean groundwater (0.1 mgL^{-1}) and on the magnitude of primary and secondary impacts in order to select the best technologies. A diesel-contaminated site

where both soil and groundwater were impacted was modeled to obtain accurate data on the technologies used.

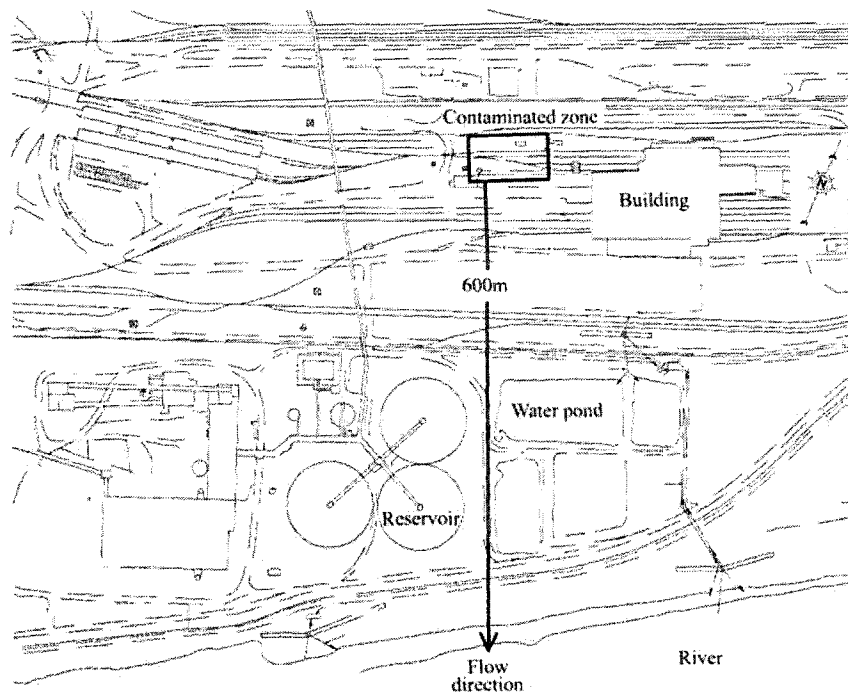
4.2.3 Methodology

4.2.3.1 Case study definition

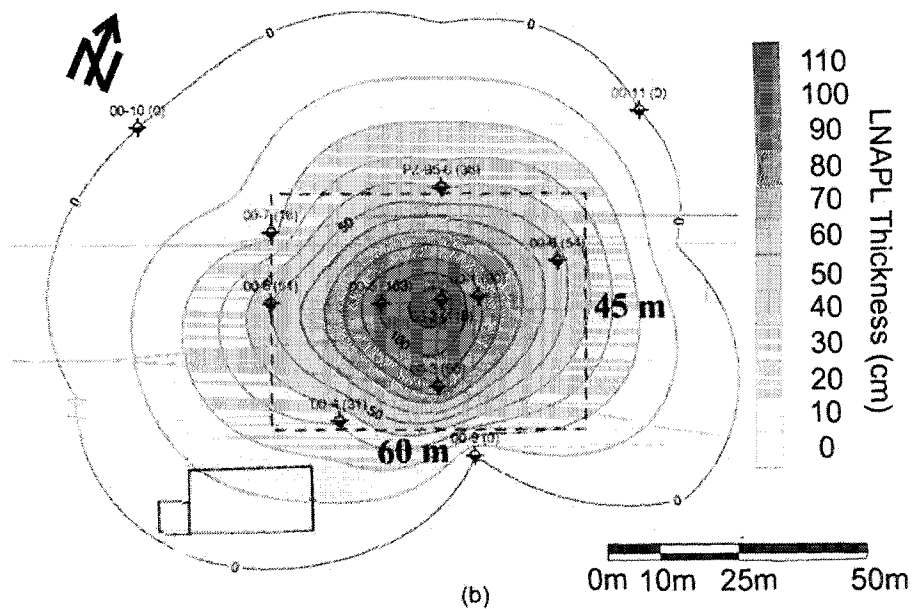
This study was performed on a site where a 375 m³ diesel tank spill occurred. The contaminated area was located 600 m from a river shore in the northern part of the province of Quebec, Canada. The spill covered an area of 480 m² in the vadose zone and reached the groundwater located 6 m below the surface. The diesel spanned over an area of 2700 m² on top of the groundwater and its thickness varied from 0,1 m to 1 m. Figure 4.1 shows a map of the site with the thickness of diesel indicated. The soil type was mainly medium sand and the diesel concentration in the vadose zone was approximated to be 10 500 mg/kg. The decontamination was necessary in this case in order to stop or slow down the diesel migration towards the river. Due to the presence of light non aqueous phase liquid (LNAPL), it was necessary to remove it prior to using any other technology to clean the soil or groundwater. Four scenarios were developed in order to compare *in situ* and *ex situ* technologies, with different efficiencies to remediate this site. Table 4.1 shows the different scenarios and chosen technologies.

Table 4.1: Technologies included in each restoration scenario

	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3	Scenario 4
LNAPL removal	Oil removal	Bioslurping	Bioslurping	Bioslurping
Soil treatment	Natural attenuation	Bioventing	Bioventing	Excavation with on site biopiles
Groundwater treatment	Pump and treat	Biosparging	Chemical Oxidation	Natural attenuation



(a)



(b)

Figure 4.1: a) Site map; the rectangular area represents the contaminated zone b) Contaminated zone of the site with the LNAPL thickness; the dotted rectangular area is the system boundary considered for the LCA.

The first scenario included a traditional *in situ* treatment with *ex situ* groundwater treatment, the second consisted of an *in situ* biological treatment, the third included a combined *in situ* biological and chemical treatment and the last, an *ex situ* soil treatment with groundwater monitoring. The latter scenario was conducted on-site in order to avoid impacts related to contaminated and clean soil transport. Indeed, these impacts were shown to be most significant in other studies (Page, Diamond, Campbell et Mckenna 1999, Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon et Rousseaux 2004, Dontigny 2004, Godin, Ménard, Hains, Walker, Deschênes et Samson 2004, Toffoletto, Deschênes et Samson 2004).

4.2.3.2 LCA Goal and Scope

In the present study, the function was to restore a contaminated site and the functional unit was defined as the remediation of a 375 m³ diesel-contaminated site. The reference flow was established as a site. The system boundary did not include site characterization. A schematic view of the system boundaries is presented in figure 4.2. In site remediation, the LNAPL phase must first be removed. The vadose and saturated zone treatments follow simultaneously. The site preparation must be done at the beginning of each treatment and all the equipment must be removed at the end. Since the study focuses on the treatments' impacts throughout the years, each studied year included the previous year's impacts. The site preparation included the production and transport of all needed equipment and materials for each technology. The production of non road equipment was not included in the system since it can be reused elsewhere. Furthermore, the dismantling phase included the machinery return transport and clean soil transport when needed. Clean soils were also needed to fill up the wells.

The LCA was performed according to the set of rules established by the ISO standards 14040, 14041, 14042 and 14043.

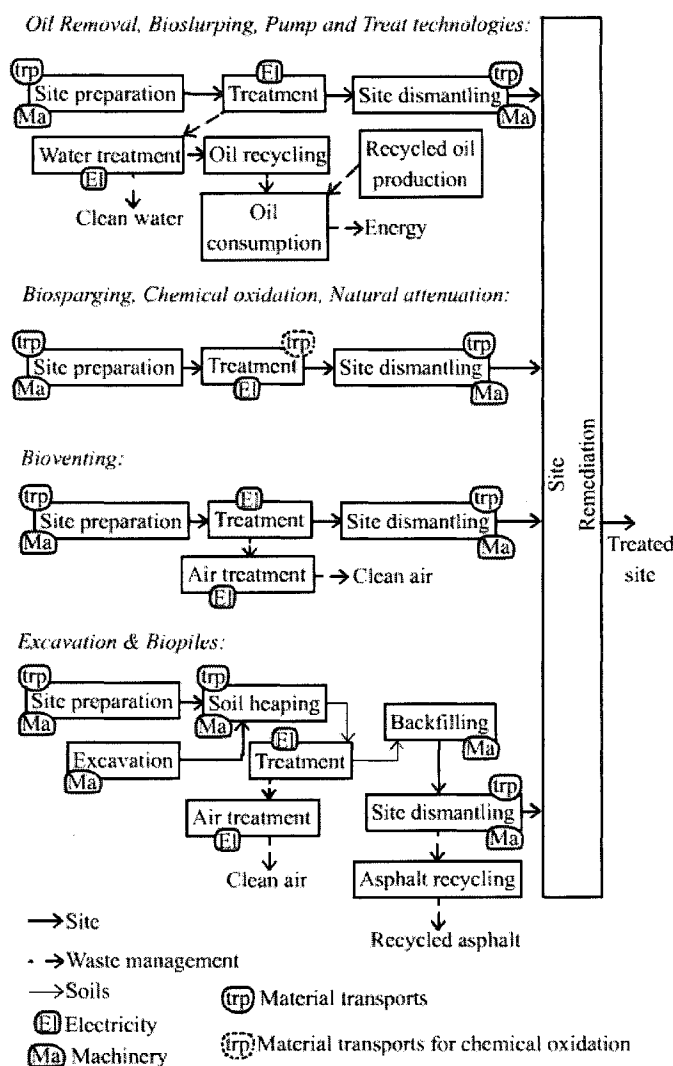


Figure 4.2: Flow diagram for each technology.

4.2.3.3 Technologies design

All technologies were simulated either theoretically or numerically with commercial software. These simulations helped determining the treatment time and the necessary equipment to be used in the life cycle inventory (LCI) for each technology. Moreover, the simulations helped to quantify in time the groundwater contaminants' migration and concentration. Since modeling contaminant distribution in groundwater requires good quality and site-specific data on a wide range of hydrogeological properties, a conceptual model was developed as the basis for numerical modeling of groundwater

flow and contaminant transport by performing a synthesis of existing data through available reports. The decrease in contaminant due to treatment was mostly modeled as linear in time. Table 4.2 presents all the design data including the peripheral equipment of each technology used for the LCI.

Table 4.2: Material requirements and treatment time for each technology

Technologies	Description
LNAPL PHASE REMOVAL	
Oil Removal	- 6 wells 15.24 cm diameter, 9 m deep and spaced by 10 m - flow rate: 10 m³/d/well - 4 monitoring wells 5.1 cm diameter, 9 m deep - 6 pumps, 3 compressors 2.2 kW - 6.1 m site trailer - oil/water separator 0.4 kW - 13 189 L drums of activated carbon - 9.1 m³ oil reservoir - Treatment time : 2 years with 6 months off
Bioslurping	- 54 wells 5.1 cm diameter 9 m deep on 6 lines, 3 lines spaced by 5 m and 3 others by 10 m - liquid flow rate: 13.5 m³/d/well - 4 monitoring wells 20.3 cm diameter, 5.4 m deep with O₂ and CO₂ captors - 1 pump 22.4 kW - 6.1 m site trailer - 13 70 L drums of activated carbon - air/liquid separator 0.4 kW - oil/water separator 0.4 kW - 3 9.1 m³ oil reservoirs - 3.2 m³ biofilter - 55 L moisture tower - Treatment time : 2 years with 6 months off
VADOSE ZONE: SOIL TREATMENT	
Natural Attenuation	- 2 wells, 20.3 cm diameter, 5.5 m deep with O₂ and CO₂ captors, tested 3 times a year. - Soil sampling every 2 years - diesel water solubility: 5 mgL⁻¹ a - Monitoring time: 300 years
Bioventing	- 2 air extraction wells, 5.1 cm diameter, 5.5 m deep, spaced by 17.5 m - biological influence radius: 12.3 m

Table 4.2: Material requirements and treatment time for each technology (continuation)

Bioventing	- extraction suction: 0.2 m³/min per wells - 4 monitoring wells, 20.3 cm dia. 5.5 m deep - 1 blower 300 W, 1 pump 375 W - 1.4 m³ biofilter (4 media changes) - 45 L moisture tower - Biodegradation rate (k_B): 3.29 mg/kg^b - Treatment time: 8.2 years continually - Restoration up to QC B criterion 700 mg/kg
Excavation & Biopile treatment	- 19 biopiles of 531 m³ of soil (5 biopiles per year) - blower 2.6 kW and pump 0.4 kW - total extraction air flow rate for 5 biopiles: 374 m³/h - paved area: 3650 m² - 220 L moisture tower - 21 m³ biofilter - steel fence (perimeter 218 m) - 5 LDPE semi-permeable geotextiles of 800 m² - 6.1 m site trailer - Oxygen utilization rate: 88%/d^c - Biodegradation rate: 48.33 mg/kg - Diesel concentration in soil: 13 225 mg/kg (LNAPL withdrawn with excavated soil) - Restoration up to QC B criterion 700 mg/kg - Treatment time: 3.75 years (3 months off between treatments)
SATURATED ZONE: GROUNDWATER TREATMENT	
Pump & Treat	- 3 wells, 15.2 cm diameter, spaced by 30 m, 14 m deep - 4 monitoring wells 5.1 cm dia. , 9 m deep - pumping rate: 130 m³/d well - 26 drums of 189 L activated carbon per year - 6.1 m site trailer - oil/water separator 0.4 kW - 9.1 m³ oil reservoir - 3 pumps of 130 m³/d well, 3 compressors of 2.2 kW (lifetime 15 years) - Treatment time: 300 years continually - Final concentration in groundwater: 0.1 mg/L
Biosparging	- 84 injection wells, 5.1 cm dia. 9 m deep: 81 in the source in 9 lines spaced by 8 m and 3 in a line at 80 m downstream of the source spaced by 16 m and shut down after 5 years. - 8 monitoring wells, 5.1 cm dia. 9 m deep - Influence radius of injection wells: 6 m - Oxygen rate transfer between air and water: 2 % - Rate of O₂ injected transferred to groundwater: 0.035 kg/d well

Table 4.2: Material requirements and treatment time for each technology (continuation)

Biosparging	- First order biodegradation constant: 0.05 d^{-1}^d - Injected air flow rate: $6 \text{ m}^3/\text{d}$ well - Operation: 180 days per year - 4 compressors 1.5 kW - 6.1 m site trailer - Treatment time: 36 years - Final concentration in groundwater: 0.1 mg/L
Chemical Oxidation	- 125 steel wells 5.1 cm dia. 9 m deep, in 10 lines spaced by 5 m. - 8 monitoring wells, 5.1 cm dia. 9 m deep. - Influence radius of injection wells: 3 m - 3 Pumps: 1.5 kW, 0.2 kW, 0.1 kW - Air compressor 1.5 kW - CH_3COOH 50 % wt. (lower pH to 4) - Oxidant: Fenton reagent (H_2O_2 50 % wt. and FeSO_4 dry) - 2 2 m^3 mixing reservoirs 0.4 kW - Treatment time: 3.7 years - Final concentration in groundwater: 0.1 mg/L
Natural Attenuation	- 6 monitoring wells, 15.2 m dia. 9 m deep tested 4 times a year - Monitoring time: 6 years - Naphthalene properties used for the simulation (most soluble substance in diesel)

^a (ATSDR 1995)^b (AFCFEE 1996)^c (Reisinger, Mountain, Anddreoiti, Diluise, Porta, Hullman et al. 1996)^d (Lu, Clement, Zheng et Wiedemeier 1999)

Two technologies were designed to remove the LNAPL phase: oil removal and bioslurping. Treatment was ended when all residual LNAPL was considered to be absorbed. This period was estimated at 2 years. Oil removal consists of creating a drawdown of the groundwater towards the pumping well at the interface of the vadose and saturated zones; a pump located into the well is then able to recuperate the LNAPL. The bioslurping technology consists of sucking up the LNAPL at the vadose and saturated zones' interface without using a drawdown of the groundwater. The air suction creates an oxygen inflow in the soil stimulating contaminant biodegradation. The LNAPL migration and recuperation for both technologies were simulated with the Compflow software (Unger 1995). The model range covered a 60 m zone in radius around the spill zone (refer to figure 4.1b).

Three technologies were chosen to remediate the vadose zone: natural attenuation, bioventing and biopiles. The remediation target in the vadose zone was the Quebec B criterion (700 mg/kg). Natural attenuation can be achieved with natural phenomenon like dilution, dispersion, sorption, volatilization and biodegradation. This process requires, however, long-term monitoring of the contaminant plume. The contaminant dilution by rainwater was solely used to estimate the natural attenuation of diesel in the vadose zone. The hypothesis was that all the recharging water (400 mm/year) from the precipitation would dissolve the diesel. The monitoring time was the same as the treatment time for the pump and treat technology.

Bioventing consists of extracting air from the soil in order to create an oxygen inflow to increase contaminant biodegradation. The extracted air is then treated with a biofilter. The bioventing design was based on Leeson and Hinchee's model (Leeson et Hinchee 1996a). Because no hydrocarbon biodegradation rate (k_B) was available from the site, an average value from 145 sites was used (3.29 mg/kg) (AFCFEE 1996).

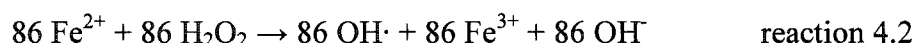
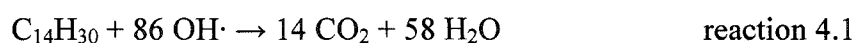
Soil treatment in biopiles consists of increasing the contaminant biodegradation conditions by extracting air and adding nutrients. The extracted air is also treated with a biofilter. The *ex situ* biopile treatment technology was designed to treat the entire contamination source. All contaminated soil in the vadose and saturated zone was excavated (7920 m³) and treated.

Four technologies were selected to treat groundwater: pump and treat, biosparging, chemical oxidation and natural attenuation. The remediation target was the detectable limit of C₁₀-C₅₀ for potable, groundwater and surface water (0.1mg/L) (CEAEQ 2001). The pump and treat technology consists of pumping the groundwater and treating it with an activated carbon filter. The amount of water needed to dissolve the residual contamination was estimated (4.2e7 m³). By setting the pumping rate (130m³/d well),

the calculated influence radius (15 m) determined the number of required wells (3) and treatment time (300 years).

Biosparging consists of injecting air into the groundwater in order to increase contaminant biodegradation. The immiscible hydrocarbon phase biodegradation was simulated with the Bionapl model (Molson 2002). Setting the influence radius of biosparging (6 m) allowed for calculation of the required injection wells (84) and treatment time (36 years).

The *in situ* chemical oxidation technology consists of injecting an oxidant into the groundwater in order to oxidize the contaminant. Fenton reagent (H_2O_2 & FeSO_4) was chosen for the chemical oxidation design because of its known efficiency with hydrocarbon products (Watts 1992, Spencer, Stanton et Watts 1996). The hypothesis made to estimate the required quantity of hydrogen peroxide and iron sulfate was that the oxidized substance was $\text{C}_{14}\text{H}_{30}$ because of its high concentration in diesel (Edwards, Andriot, Amoruso, Tummey, Bevan, Tveit et al. 1997). The reactions 4.1 and 4.2 were used to evaluate the quantity of needed H_2O_2 and FeSO_4 .



Natural attenuation in the saturated zone is also a long-term monitoring process. The aqueous phase contamination migration, for the natural attenuation in the saturated zone, was simulated by coupling the Modflow and RT3D models (Macdonald et Harbaugh 1988, Clement 1998). Modflow simulated groundwater runoff while RT3D simulated the aqueous phase contaminant transport. Only the dilution and dispersion of contaminant were used by the models. The monitoring time (6 years) corresponds to the plume's time to reach the surface water. The diesel concentration in groundwater reaching the river was estimated at 1mg/L.

4.2.3.4 Life Cycle Inventory (LCI)

For each of the four scenarios, the environmental load was calculated in relation to the functional unit. The needed equipment, diesel and electricity quantities were also calculated in relation to the treatment time for each technology. The Franklin and Ecoinvent databases were used (Pré Consultants 1997, 2004) to complete the LCI. The LCI modeling was performed with Microsoft ® Excel (*Excel* 2002) and Matlab ® (*Matlab* 2004). No LCA commercial software package was used in this study in order to understand every step of the analysis. The basic calculations followed a set of three equations: $As = f$; $g = Bs$ and $s = A^{-1}f$ where A is the technology matrix, A^{-1} its inverse, s a scaling vector, f the final demand vector, g the inventory vector and B the intervention matrix (Heijungs et Suh 2002).

To limit the volume of treated data, every LCA was based on a set of determined hypotheses. The main assumptions used in this LCI elaboration were the following:

- The duration of LNAPL removal from the period covering site preparation to site dismantling was two years (including a 195-day shutdown period during winter).
- The technologies stay as they are throughout the time period of the study.
- The electricity data was obtained from the Ecoinvent database using the Quebec Power Grid Mix (Hydro-Québec 2003) (95.05% hydropower; 0.55% hard coal; 0.11% oil; 0.35% natural gas; 3.09% nuclear; 0.76% peat and 0.09% wind power).
- All transportations to and from the site were included (equipment, samples for analysis and clean soil). Distances varied depending on the best supplier for a technology. Truck emissions were calculated using the appropriate factors for the type of vehicle, fuel type and load. Machinery emissions were calculated using the NON ROAD model (Beardsley et Lindhjem 1998b, 1998a).
- All recovered diesel was recycled but its transport to a recycling unit was not included.

- All treated water recuperated from bioslurping, oil removal or pump and treat was sent to the nearest storm sewer.
- No site dismantling is required for natural attenuation in the vadose zone, the monitoring wells are left in place because they are sealed.
- Due to the high environmental impact of asphalt production, the asphalt paving was deliberately restricted to the contaminant-sensitive parts of the treatment area: the foundation of the biopiles and the storage area (3650 m²)(Toffoletto, Deschênes et Samson 2004).
- Virgin asphalt was used for the pavement of the biopile treatment area but all the removed asphalt was recycled. The asphalt recycling process was included in the system but the transport of the recovered asphalt was not.
- *Ex situ* monitoring activities like laboratory analyses were not taken into account due to their minor role (Diamond, Page, Campbell, McKenna et Lall 1999), however, as indicated before, sample transport to the laboratory was included.
- All staff activities were excluded from this study.

4.2.3.5 Life Cycle Impact Assessment (LCIA)

The classification and characterization of impacts were performed using the US EPA TRACI Method (Bare, Norris, Pennington et McKone 2003). Since the TRACI method offers no normalization factors (NFs), Canadian NFs had to be calculated. NFs were needed to sum all impacts from each category in order to compare primary and secondary impacts. NFs were calculated using the Impact 2002+ method (Jolliet, Margni, Charles, Humbert, Payet, Rebitzer et al. 2003). Nine relevant environmental impact categories were considered: global warming, ozone depletion, acidification, eutrophication, photochemical smog, ecotoxicology, human health cancer effects (HHC), human health non cancer effects (HHNC) and human health criteria. When no characterization factor (CF) existed for an aggregated substance, the minimum and maximum factors of the pure substances included in the aggregated substance were

used. This method was chosen to cover both optimistic and worst case scenarios. The minimum and maximum impact values are presented with bars on the graphs.

Unfortunately, the TRACI method does not include soil CFs. The reason is that all the substances in soil are assumed to eventually end up in water (Bare 2004). Therefore, the TRACI aquatic CFs were used to characterize soil emissions (data from the Ecoinvent database). The same method was applied to determine the primary impacts of the diesel (an aggregated substance) contamination in soil and water before and after treatment. The primary impacts were calculated by multiplying the residual quantity of diesel in soil and water by its aquatic min. and max. CFs. It is important to note that the variability in diesel CFs can yield a wide range in the final LCA quantitative results.

4.2.4 Results & Discussion

To get a better view of each technology, the comparison was conducted between technologies used in the same zone instead of comparing the four scenarios. This way, the preferable technology for each zone can be determined to remediate a contaminated site and to finally create the best scenario.

4.2.4.1 Comparison of LNAPL removal technologies

Table 4.3 presents the input materials and output emissions for both technologies. Note that the output emissions correspond to 5% or more of all emissions. Bioslurping always has the most input materials and output emissions except for activated carbon, clean soils and solid wastes. The oil removal technology pumps more water while removing LNAPL so it needs more activated carbon to treat a larger flow rate which in turn creates more solid wastes. It also needs more clean soil to fill up its wells even if there are fewer of them (6) than there are for bioslurping (54) because they are three times larger. The analysis of these technologies also shows that recycling diesel can restrain the dissolved solids leading them to end up in water emissions while fossil CO₂ end up in air emissions (negative output emissions). Also, the important substances

found in water and soil emissions were mostly non toxic (only unspecified oils were identified as harmful).

Table 4.3: Mass input materials and mass output emissions for the LNAPL removal phase

Materials (inputs)		Oil removal	Bioslurping
Diesel _{machinery} (m ³)		3.05	5.4
Diesel _{transport} (m ³)		1.8	1.62
Cement (kg)		378.3	1059
Bentonite (kg)		742.7	1011
Sand (kg)		1583	2514.5
Gravel (kg)		0	62.5
PVC (kg)		545.4	967
HDPE (kg)		289	1044
Activated carbon (kg)		884.5	221
Biofilter (kg)		0	617
Electricity (GJ)		79.8	695.6
Clean soil (kg)		2846	1951
Emissions (outputs)			
Biogenic CO ₂ (kg)	Air	596.6	1495
Fossil CO ₂ (kg)		-3984	-14926
Calcium (kg)	Water	4.1	21.9
Chloride (kg)		23.1	48.1
Dissolved solids (kg)		-257	-566.4
Unspecified oils (kg)		6.36	34
Silicon (kg)		6.7	44.4
Sodium (kg)		19.8	38
Sulfate (kg)		-2.57	13.1
Calcium	Soil	0.07	0.06
Chloride (kg)		0.08	0.24
Unspecified oils (kg)		0.58	1.53
Solid waste (kg)		730.6	670
Removed diesel (m ³)		67	144
Water (m ³)		19800	10110

Comparing the secondary impacts for each impact category, table 4.4 shows that oil removal has less impact than bioslurping for each category. The difference is mostly due to well installation. Note that the most significant categories for both technologies

are water and soil ecotoxicity. The substance contributing the most to these categories is unspecified oils from the diesel and electricity production. Note also that since unspecified oils are an aggregated substance, their characterization factor in the analysis had the same minimum and maximum factors as diesel.

Table 4.4: Total average normalized impacts by impact categories for the oil removal stage

Categories (person year)	Media	Oil removal	Bioslurping
Global warming	Air	-0.002	-0.008
Ozone depletion	Air	0.003	0.013
Acidification	Air	0.78	1.13
Eutrophication	Air	1.26	1.48
	Water	0.016	0.11
	Soil	0.005	0.003
Photochemical smog	Air	1.38	1.64
Ecotoxicity	Air	0.057	0.53
	Water	1.3 E 3	6.8 E 3
	Soil	1.2 E 2	3.1 E 2
Human health cancer	Air	1.2 E-8	7.4 E-8
	Water	4.2 E-6	2.3 E-5
	Soil	3.9 E-7	1.0 E-6
Human health criteria	Air	1.1	3.27
Human health non cancer	Air	5.0 E-4	0.26
	Water	-1.2 E-5	3.4 E-3
	Soil	5.2 E-5	1.4 E-4

From a primary impacts standpoint, figure 4.3 indicates that bioslurping (4.01×10^7 pers.year) appears better than oil removal (5.34×10^7 pers.year) because it actually removes more diesel (145 m^3 vs 67 m^3). For both technologies, most of the secondary impacts occurred the first year due to material production and installation. Moreover, most of the LNAPL was also recovered during the first year of treatment. This conclusion is obtained when comparing the primary impacts of the first and second year of treatment.

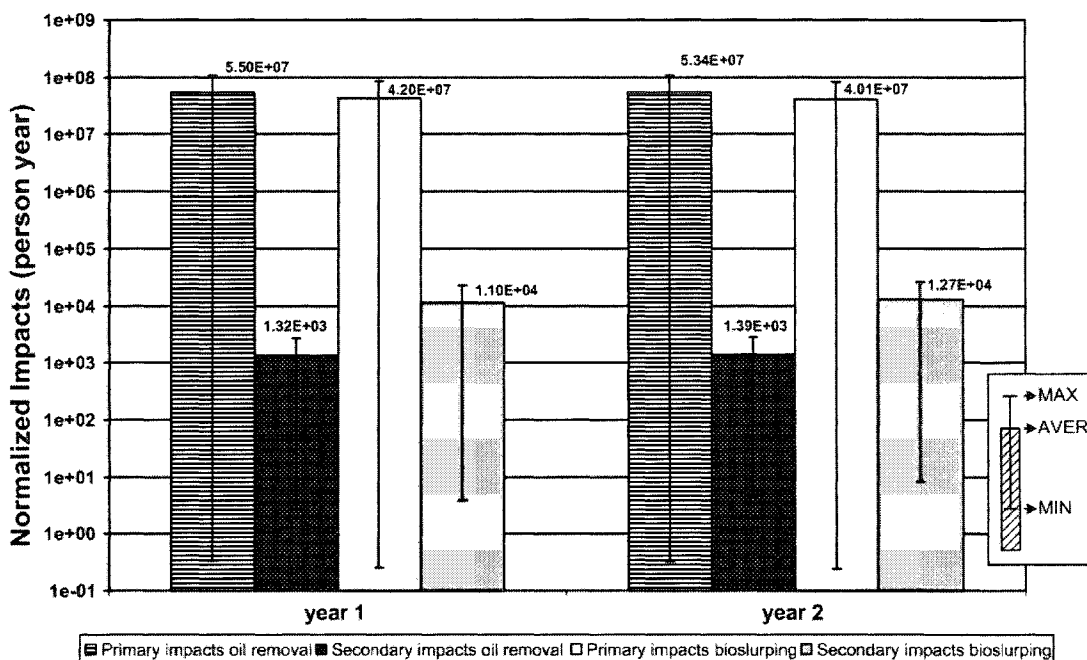


Figure 4.3: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the oil removal technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts.

4.2.4.2 Comparison of soil treatment technologies

The comparison of soil treatment technologies (natural attenuation (NA), bioventing and biopile) can first be conducted based on their treatment time. The monitoring of NA was estimated at 300 years, the biopile required 4 years of treatment while soil bioventing required 8. The two active technologies treated the soils down to 700 mg/kg. According to the Quebec Regulation on Contaminated Soils (QRCS), this concentration is acceptable for a residential and commercial zone (B criterion). NA, however, left 61.1 m³ of diesel in the soils even after three centuries. Based on the contaminated soil volume (2880 m³), this represents an estimated diesel concentration of 9878 mg/kg which is almost 3 times the QRCS regulated value for an industrial site (3500 mg/kg hydrocarbon content).

Comparison of material inputs (table 4.5), shows that NA used the least materials while biopiles used the most. The principal mass inputs for biopiles were asphalt (501 ton)

and gravel (1788 ton) needed to pave the biopile treatment area. This result is comparable with those of Toffoletto et al. (2004). When it comes to output emissions, NA produced more fossil CO₂ emissions than bioventing and it produced more biogenic CO₂ emissions than NA. The major production of fossil CO₂ emissions is from transports which are more numerous for NA (annual samplings). The major production of biogenic CO₂ emissions is from electricity production (8 years of continuous use to power a blower and a pump). The biopile emissions are significantly higher than those produced by NA and bioventing put together. It is important to note that the biopile site preparation stage was the most significant in terms of emissions. Paving was the most influential activity for that stage, once again due to the production and transport of materials. This result is also comparable to those of Toffoletto et al. (2004).

Table 4.5: Mass input materials and mass output emissions for the soil treatment phase

Materials (inputs)	Natural Attenuation	Bioventing	Excavation & Biopile
Diesel _{machinery} (m ³)	0.14	0.38	46
Diesel _{transport} (m ³)	0.85	0.5	1.7
Cement (kg)	0	12.6	-
Bentonite (kg)	301.6	612	-
Sand (kg)	70.1	218	-
Gravel (kg)	31.3	62.5	1788 t
Asphalt (t)	-	-	501
PVC (kg)	-	199	4368
HDPE (kg)	-	79	783
LDPE (kg)	-	-	2944
Steel (kg)	-	-	2802
Biofilter (kg)	-	1015	3213
Electricity (GJ)	-	174	268
Clean soil (kg)	-	93	-
Latex (kg)	46.8	1.4	5
Glass (kg)	3600	108	32.5
Wood chips (t)	-	-	317
Urea (kg)	-	-	16118

Table 4.5: Mass input materials and mass output emissions for the soil treatment phase
(continuation)

Diammonium phosphate (kg)		-	-	3521
Emissions (outputs)				
Biogenic CO ₂ (kg)	Air	173	817.3	2971
Fossil CO ₂ (kg)		6143	4543	3.6 E 6
DOB ₅ (kg)	Water	6.4	1.6	5135
Calcium (kg)		15.2	6.24	5247
Chloride (kg)		43.7	17.3	15713
COD (kg)		8.2	2.3	5254
Dissolved solids (kg)		4.4	4.74	301
Unspecified oils (kg)		4.8	6.6	1810
Silicon (kg)		7.7	11	1110
Sodium (kg)		9.8	8.8	8201
Sulfate (kg)		14.9	8	8800
Calcium		0.07	0.02	49.3
Chloride (kg)	Soil	0.4	0.05	46.3
Unspecified oils (kg)		2.1	0.43	1916
Solid waste (kg)		15.7	1494	11972
Removed diesel (m ³)		0.333	60.68	213.03

When the average normalized secondary impacts (ANSIs) are compared by categories (table 4.6), the biopile treatment generates more impacts than any other treatment. NA and bioventing show, for their part, similar ANSIs. Bioventing has more ANSIs only for water ecotoxicity (1.3e3 pers.year) and water human health cancer effects (4.4e-6 pers.year). The most significant impact categories are water and soil ecotoxicity for the three technologies. The most influential substance in these categories was unspecified oils released during diesel, electricity and asphalt production.

An analysis of figure 4.4, which presents the comparison of average normalized primary and secondary impacts for each technology throughout the years, reveals a decrease in ANSIs noticeable in year 4 for the biopile treatment. This is mainly due to the recycling of asphalt at the site closure stage. Indeed, an environmental credit is awarded because new asphalt production is avoided by recycling. Comparison of the average normalized

primary impacts (ANPIs) shows no significant decrease for NA, but a linear decrease is observed for both bioventing and biopile treatment.

Table 4.6: Total average normalized impacts by impact categories for the soil treatment stage

Categories (person year)	Media	Natural Attenuation	Bioventing	Excavation & biopiles
Global warming	Air	0.003	0.003	0.19
Ozone depletion	Air	0.02	0.004	9.53
Acidification	Air	0.42	0.31	27.2
Eutrophication	Air	0.6	0.57	29.3
	Water	0.38	0.12	3.0 E 2
	Soil	0.002	4.3 E-4	1.37
Photochemical smog	Air	0.52	0.48	30.3
Ecotoxicity	Air	0.22	0.22	23.5
	Water	9.8 E 2	1.3 E 3	3.6 E 5
	Soil	4.02 E 2	89.2	3.8 E 5
Human health cancer	Air	2.4 E-8	2.1 E-8	9.4 E-6
	Water	3.2 E-6	4.4 E-6	1.2 E-3
	Soil	1.4 E-6	3.0 E-7	0.001
Human health criteria	Air	1.04	0.76	54.2
Human health non cancer	Air	0.09	0.07	32.4
	Water	1.2 E-3	8.9 E-4	0.27
	Soil	2.0 E-4	3.8 E-5	0.15

The final ANPI for bioventing (7.5e5 pers.year) is lower than that obtained for biopile treatment (2.08 e6 pers.year). This can be explained by the fact that the final diesel content is higher in soils treated with biopiles (while both technologies reached the same final concentration, a more significant volume of soil had to be treated using biopiles). Compared on an average value, the impacts from the residual contamination were more significant than the secondary impacts even at the end of the treatment for each technology.

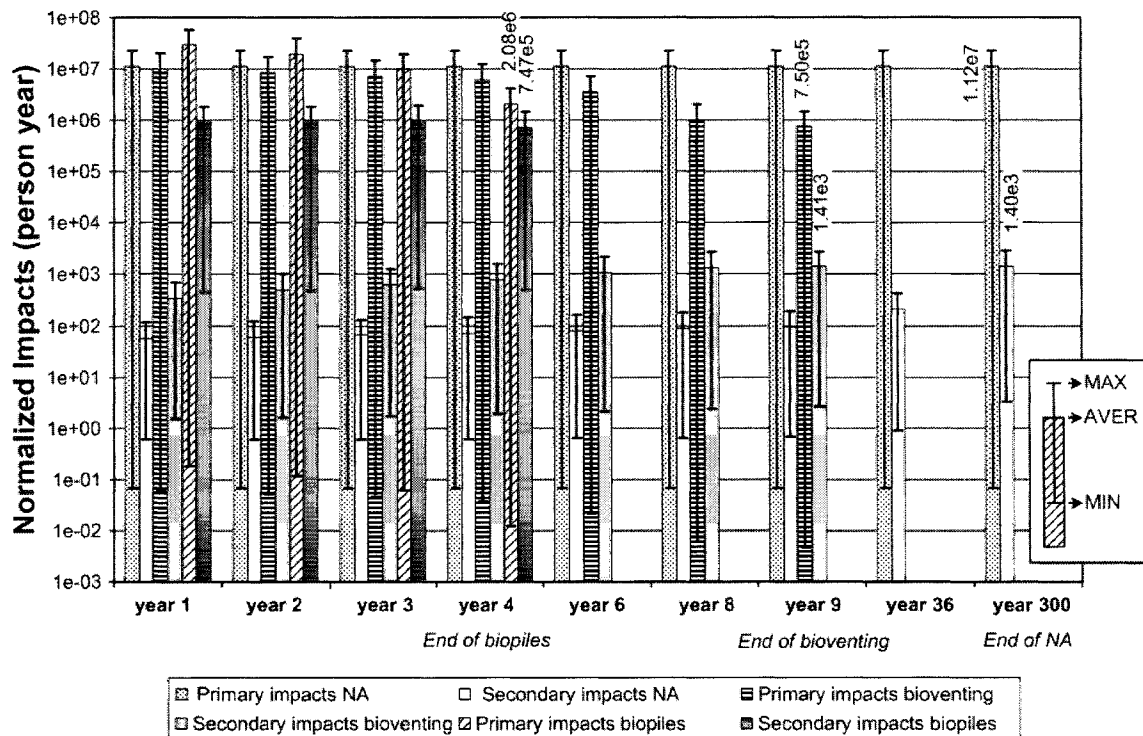


Figure 4.4: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the soil treatment technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts generated upon completion of treatment.

4.2.4.3 Comparison of groundwater technologies

The groundwater technologies compared were pump and treat (PT), biosparging, chemical oxidation and natural attenuation (Nag). The treatment time necessary to reach regulation criteria differs considerably between the four technologies. PT requires 3 centuries, biosparging 36 years, Nag 6 years and chemical oxidation only 4 years.

The comparison of these technologies' input materials (table 4.7) shows that the more a technology requires wells, the more diesel it requires for the machinery. In addition, results show that the longer the technology is used, the more electricity it consumes. PT uses activated carbon (531 ton) to treat the water while the others don't need water treatment system because no groundwater is withdrawn. The analysis of the output emissions showed that when more transports were needed for a technology, its fossil

CO₂ emissions were higher. Recycling diesel during the PT restrained the dissolved solids to end up in water emissions (-574.5 kg). Also, the chemical oxidation presents the most emissions in air, water and soil. This is mainly due to oxidant production and transport.

Table 4.7: Mass input materials and mass output emissions for the groundwater treatment phase

Materials (inputs)		Pump & Treat	Biosparging	Chemical Oxidation	Natural Attenuation
Diesel _{machinery} (m ³)		2.5	8.7	12.5	0.6
Diesel _{transport} (m ³)		79.8	1.5	268.5	0.7
Cement (kg)		210.1	4320.5	5117	336
Bentonite (kg)		843.4	681	1676	660
Sand (kg)		1036	844	352	1407
Gravel (kg)		-	-	2076	-
PVC (kg)		459.1	1814	513	257
Steel (kg)		-	-	10534	-
Activated carbon (kg)		530700	-	-	-
Electricity (GJ)		67010	951	166	-
Clean soil (kg)		2245	6413	10153	458
Latex (kg)		52.8	15	1.7	2
Glass (kg)		6264	1503	167	188
CH ₃ COOH (kg)		-	-	2280	-
H ₂ O ₂ (t)		-	-	4406	-
Fe ₂ SO ₄ (t)		-	-	9844	-
Distilled water (t)		-	-	9844	-
Emissions (outputs)					
Biogenic CO ₂ (kg)	Air	4.1 E 5	1690.3	3.5 E 5	19
Fossil CO ₂ (kg)		6.8 E 5	44769	6.56 E 6	4817
Aluminum (kg)	Water	458	7.8	19842	0.22
Calcium (kg)		1889	37	18689	1.7
Chloride (kg)		1752.4	140	29917	18
COD (kg)		306	14.4	17970	2.1
Dissolved solids (kg)		-574.5	51	3557	6.3
Unspecified oils (kg)		1896	139	4821	9.2
Silicon (kg)		4082	64	42269	1.2
Sodium (kg)		540	71.2	12802	10

Table 4.7: Mass input materials and mass output emissions for the groundwater treatment phase (continuation)

Sulfate (kg)		2657	48.7	20848	1.8
Calcium	Soil	36.5	0.14	70.5	0.02
Chloride (kg)		21.5	0.8	126	0.06
Unspecified oils (kg)		78.6	4.2	1433	1.4
Solid waste (kg)		5.4 E 5	2072	15343	277.4
Removed diesel (m ³)		246.6	165.02	165	4.964

Comparing the four technologies according to their ANSI (table 8) for each impact categories shows that chemical oxidation produces more impacts in all categories except for soil eutrophication for which PT has the most (2.67 pers.year vs 2.54 pers.year). This category is affected by phosphorous emissions, activated carbon production being its major source. Once again, the most important categories are water and soil ecotoxicity. The substance which had the most significant effect on these categories is unspecified oil released during diesel and electricity production.

Table 4.8: Total average normalized impacts by impact categories for the groundwater treatment stage

Categories (person year)	Media	Pump & Treat	Biosparging	Chemical Oxidation	Natural Attenuation
Global warming	Air	0.57	0.025	3.67	0.003
Ozone depletion	Air	1.07	0.026	27.1	0.003
Acidification	Air	30.1	2.76	2.5 E 2	0.34
Eutrophication	Air	45.7	4.84	2.7 E 2	0.65
	Water	20.2	0.69	6.6 E 2	0.08
	Soil	2.67	4.3 E-3	2.54	4.7 E-4
Photochemical smog	Air	85.7	4.88	2.4 E 2	0.61
Ecotoxicity	Air	31.6	1.44	4.9 E 2	0.13
	Water	3.8 E 5	2.8 E 4	9.7 E 5	1.9 E 3
	Soil	1.6 E 4	8.5 E 2	2.9 E 5	1.1 E 2

Table 4.8: Total average normalized impacts by impact categories for the groundwater treatment stage (continuation)

Human health cancer	Air	7.0 E-6	1.1 E-7	8.2 E-5	4.1 E-9
	Water	0.001	9.2 E-5	0.003	6.1 E-6
	Soil	5.2 E -5	2.8 E-6	9.5 E-4	3.5 E-7
Human health criteria	Air	2.2 E 2	8.78	6.1 E 2	0.7
Human health non cancer	Air	24.3	0.38	2.9 E 2	0.014
	Water	0.21	0.013	5.1	9.4 E-4
	Soil	7.1 E -3	4.0 E-4	0.13	4.8 E-5

Figure 4.5 shows that the ANPIs are lower than the ANSIs in the last year of treatment for PT, biosparging and chemical oxidation. This is due to the fact that the remediation target was set at the detectable limit of C₁₀-C₅₀ in water. The Nag has more ANPIs than ANSIs because when it reached the river, the residual concentration of hydrocarbon in the groundwater was 1 mgL⁻¹ and the primary impacts associated with this concentration represents a high value. Nevertheless, this is an acceptable level according to the QRCS (criteria for diesel in surface water: 2.8 mg/L (2001a)).

Note that even if chemical oxidation showed a very rapid decontamination efficiency, the associated environmental load was tremendous (1.26e6 pers.year) compared to the others (PT: 3.96e5 pers.year, Biosparging: 2.88e4 pers.year, Nag: 6.23e3 pers.year).

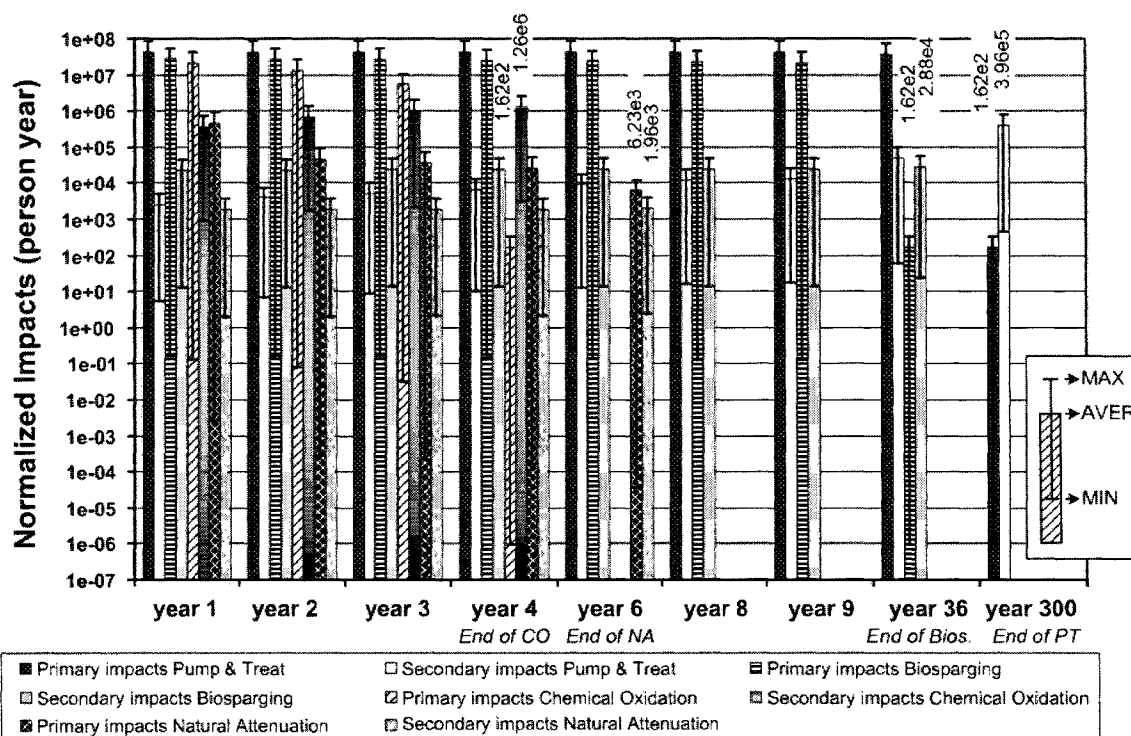


Figure 4.5: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the groundwater treatment technologies over the years; the values indicate the average normalized impacts generated upon completion of treatment.

4.2.4.4 *In situ* technologies versus *ex situ* technologies

The *in situ* technologies studied to treat the vadose zone were natural attenuation and bioventing. The *ex situ* treatment studied was biopile. According to their primary and secondary impacts and their treatment time, natural attenuation was not a good option. After 300 years, the soil remains contaminated with a diesel concentration of 9878 mgkg^{-1} , which represents a long-term contamination source for groundwater and eventually, surface water. Bioventing is a good option with only 8 years of treatment time. This is a reasonable time if the owner means to retain his proprietary rights for as long as needed. This treatment generated only few impacts and did not disturb the site. Biopile treatment achieved the same level of remediation as bioventing in only four years but with more than 500 times the secondary impacts (refer to figure 4.4). It also disturbed the site with the creation of a possibly hazardous hole and a large paved area.

In this case, the *in situ* bioventing technology is the best for the environment. It allows obtaining the same results in a reasonable time and with little installations.

The *in situ* groundwater treatment technology is characterized by the water being treated inside the aquifer whereas the *ex situ* treatment of water is conducted outside. In this case, PT is the only technology to be considered as *ex situ*. All 4 technologies reached, with different treatment times, the regulated remediation criteria or better. The chemical oxidation provided the same results as PT and biosparging with 3 and 43 times more secondary impacts, respectively (refer to figure 4.5). Even though they generate less secondary impacts, treatment durations for PT and biosparging (300 and 36 years, respectively) may be considered too long for a site owner. Natural attenuation of the plume cannot be compared to the other technologies because the contamination source had been removed prior to its application. In such a case, it should not be considered as a treatment technology but as a monitoring program. It should be noted that it is not because an *in situ* technology is used that the environmental load it generates is lighter.

4.2.4.5 Selection of the best scenario

Having compared all technologies for each treatment zone, the four organized scenarios of table 4.1 were compared next. Figure 4.6 presents the normalized primary and secondary impacts for the four scenarios upon completion of treatment.

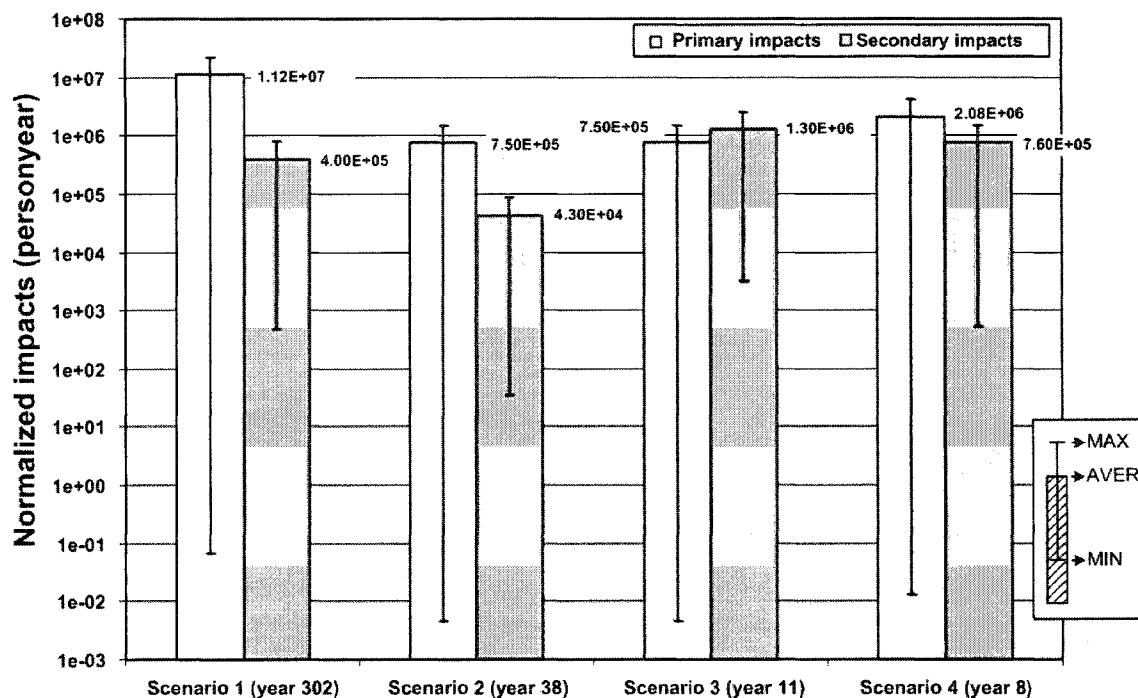


Figure 4.6: Comparison of the normalized primary and secondary impacts for the four scenarios generated during their last year of treatment. The values indicate the average normalized impacts.

The first scenario reflects the reality of a site whose owner wants to retain his proprietary rights for as long as needed with minimum intervention on his part. According to the results obtained, a soil treatment is required in order to render this first scenario efficient. Even if this scenario has the second least secondary impacts (4×10^5 pers.year), environmentally, it is the worst (since the soil remains contaminated in the end).

From an environmental point of view, the second scenario is the best, generating the least primary and secondary impacts. Complete remediation for this scenario requires, however, 38 years which can be considered significant for a time-stressed owner.

The third scenario which involves chemical oxidation could be interesting because of its short treatment time (11 years) and high treatment efficiency. Its secondary impacts are the highest of all scenarios ($1.3e6$ pers.year). Also, the LCA did not take into account the technological risks that the staff may encounter. Explosions may occur during oxidant injection since the oxidizing reaction is exothermic. Moreover, the risk associated with the transport of chemicals was not taken into account in the LCA. Hence, the third scenario is a good option in terms of treatment time and efficiency but there are other considerations to keep in mind that were not included in the analysis. It could be a good option if experienced staff is hired and if chemicals can be purchased near the site to reduce the risks associated with long distance transport.

The fourth scenario has the lowest treatment time with 8 years. However, the residual contamination remains higher than for scenarios 2 and 3, although it was controlled and maintained below the regulation criterion. For an owner, a shorter treatment time is often preferred. Nevertheless, this scenario requires a lot more preparation compared to the others. It demands more organization and a large area of land must be available, which is not always the case. Contrary to what could be expected, the secondary impacts of scenario 4 ($7.6e5$ pers.year) were lower than those for scenario 3.

Since the best scenario selection will depend on the site owner's priorities, one could try to combine different technologies for the same zone. For example, pump and treat and biosparging could be used together to treat the groundwater faster or chemical oxidation (used with less wells) combined with natural attenuation to reduce the risk.

Depending on his priorities, two scenarios can be proposed to a site owner. The first one considers low environmental impacts as a priority. The proposed scenario has low technological risks, but has a considerably long treatment time: it is scenario 2. This scenario is also probably the cheapest although no analysis has been conducted to confirm this. The second proposed scenario is based on the shortest treatment time. It

combines the fastest technologies of scenarios 3 and 4. The proposed scenario would use bioslurping to remove the LNAPL phase, excavation and treatment of soils in biopiles and chemical oxidation for the residual contamination in groundwater. Even if less oxidant would be needed to remediate the groundwater the technological risk associated with this technology would still be present. Another drawback of this option is that it will add secondary impacts due to the transport of contaminated and clean soil. This option would also probably be the most expensive.

4.2.4.6 Limit of LCA

In this analysis, only average values of primary and secondary impacts were compared. The minimum and maximum results are so different that if the comparison is conducted solely on the minimum values, primary impacts are always smaller than secondary impacts (figures 4.3 through 4.6). In figure 4.3, the differences between minimum values of NSI and NPI are only of one to two orders of magnitude. In figure 4.5, however, the difference can reach up to more than 8 orders of magnitude, the NSI taking precedence over NPI. Completely different conclusions could have been drawn if the nature of the comparison had been changed. The large variety of possible results for the primary impacts is due to only 3 impact categories that need min. and max. factors to characterize residual diesel in soil and water (whose factors are the same). The min. and max factors used by these categories are: ecotox.: 0.00016 - 53000; HHC: 0.554367 - 19048.49 and HHNC: 0.020207 - 842.2572. The secondary impacts have min. and max. values due to unspecified oils that have the same CF as diesel and to 6 other aggregated substances characterized in the photochemical smog category. It was important to include the unspecified oils in the secondary impacts because it was one of the most significant emissions (more than 5% of all emissions) for all scenarios.

Importance should be given to primary impacts in a site remediation LCA but, more detailed CFs are needed to reflect a better reality of the residual contamination on a specific site. Since no CFs exist for aggregated substances in the US EPA TRACI

method, this aspect requires improvement. It was important to use the North American characterization method to get a more representative geographical context since no Canadian equivalent was available.

4.2.5 Conclusion & Recommendation

A comparison of the environmental performance of four treatment scenarios has been conducted. Globally, the fastest scenario treated the site in 8 years while the slowest required three centuries and left the contamination source in place. The all biological *in situ* scenario (2) took 38 years to remediate the site compared to the biological/ chemical (3) which only required 11 years. Secondary and primary impacts of all scenarios were compared. The all biological *in situ* scenario (2) showed the least secondary and primary impacts of all four. On the other hand, the *in situ* biological/chemical scenario (3) produced the most secondary impacts and quickly reduced primary impacts. Surprisingly, the *ex situ* scenario (4) generated twice the secondary impacts compared to the traditional one (1), which produced almost 10 times the secondary impacts of the all biological scenario (2). The most affected impact category was water ecotoxicity. Based on these results, two scenarios were proposed, one with low environmental impacts but with a long treatment time and another with short treatment time but with high environmental impacts.

Finally, the LCA comparison of treatment scenarios for both soil and groundwater clearly gave a better idea of the best combination of technologies. Results showed that an *in situ* treatment scenario does not necessarily provide for a better environmental outcome than an *ex situ* treatment scenario. Also, additional work is needed to improve characterization factors of aggregated substances in order to improve the LCA's performance.

Acknowledgements

The authors would like to thank CIRAIG's partners: Bell, Alcan, Gaz de France/Électricité de France, Total and CEAEQ. We would also like to thank Michel

Mailloux and Christian Bélanger from Golder and Associates for running the simulations. We wish to gratefully acknowledge all the CIRAIG members, with a special note to Laurence Toffoletto and Gontran Bage for their help with the normalization factors and the technologies' conception. We also thank Mathieu Ducharme for the manuscript preparation and his support.

Chapitre 5 : Discussion Générale

Les objectifs de ce projet étaient d'abord de déterminer et comparer les impacts primaires et secondaires de technologies d'enlèvement d'une phase libre, de restauration d'une zone vadose et d'une zone saturée à l'aide d'une analyse de cycle de vie. Ensuite, il s'agissait de comparer les impacts primaires et secondaires des scénarios de réhabilitation du site lorsque différentes technologies sont combinées. Également, ce projet voulait comparer les impacts primaires et secondaires des technologies *in situ* et *ex situ* et déterminer quel type de technologies a le moins d'impacts sur l'environnement. Finalement, il s'agissait de sélectionner le meilleur scénario pour réhabiliter le site. Les principaux résultats ont montré que les technologies *in situ* généraient moins d'impacts secondaires environnementaux que les technologies *ex situ* à l'exception de l'oxydation chimique. Les impacts primaires d'une même zone (vadose ou saturée) étaient réduits aux mêmes valeurs par les technologies actives, mais en des temps différents. Le meilleur scénario d'un point de vue environnemental était le scénario 2. Cependant, son temps de traitement était relativement long. Le second meilleur scénario d'un point de vue temps de traitement seulement, était une combinaison des technologies les plus rapides soit : la bioaspiration, les biopiles et l'oxydation chimique. Cependant, ce scénario générerait beaucoup d'impacts sur l'environnement.

Les résultats présentés au chapitre 4 ont été discutés dans l'article. La présente discussion portera plutôt sur les méthodes utilisées au cours de cette étude.

5.1 Conception des technologies

La conception des technologies a été effectuée selon des modèles et équations de conception établis, mais puisque les technologies n'ont pas été appliquées sur le terrain, les estimations de temps de traitement sont approximatives. Les temps de traitement

pour certaines technologies pourraient varier si le traitement était réellement mis en opération. En effet, lors de la conception théorique, l'hypothèse première était que le traitement restait efficace.

Par ailleurs, puisque aucune donnée de sites n'était disponible quant au potentiel de biodégradation des hydrocarbures pétroliers, aucune biodégradation n'a été estimée lors de la conception de l'atténuation naturelle en zones vadose et saturée. En ne considérant la dilution et la dispersion comme modes d'atténuation naturelle, le temps de traitement était probablement surestimé.

Pour les paramètres de biodégradation des technologies de bioventilation, biopiles et biobarbotage, des constantes de biodégradation déterminées pour les mêmes technologies sur des sites semblables tirés de la littérature ont été utilisées. Avant de concevoir des technologies dans le but de les comparer d'un point de vue environnemental et de choisir la meilleure technologie pour un site donné, des tests préalables de caractérisation devraient être effectués afin de s'assurer d'avoir toutes les données de terrain nécessaires et, surtout, de la faisabilité d'opération d'une technologie.

Dans le cas de l'oxydation chimique, le temps de traitement a été estimé de façon conservatrice. L'évaluation aurait pu être faite en utilisant le naphthalène au lieu du $C_{14}H_{28}$, mais puisque les autres technologies tentaient d'estimer un temps réaliste, cette estimation devait aller dans ce sens. En d'autres mots, en utilisant le naphthalène comme base de calcul, le temps de traitement aurait été sous-estimé. En effet, en utilisant le naphthalène, une hypothèse est faite qui considère que tout le diesel résiduel est facilement soluble dans l'eau, donc facilement accessible à l'agent oxydant. Ainsi, la quantité d'oxydant nécessaire aurait été moindre, ce qui demande moins de temps pour l'injecter et oxyder tous les hydrocarbures pétroliers présents.

De plus, lors de l'élaboration des transports des équipements, la distance entre le fournisseur choisi et le site a été déterminée. Malgré que les transports n'aient pas eu d'influence lors de l'analyse des impacts, un jugement de valeur a été nécessaire quant au choix du fournisseur, ce qui influençait la distance. Puisque cette pratique est courante dans la réalité lors de la conception, c'est pour cette raison que cette façon de faire a été sélectionnée. Cependant, afin d'améliorer l'étude, il faudrait éviter les choix de valeurs.

Malgré que la conception des technologies se soit voulue la plus proche possible de la réalité, les résultats obtenus sont des estimations pour l'élaboration de l'analyse de l'inventaire et des impacts. Ces estimations sont normales puisque un des objectifs de l'analyse était de sélectionner le meilleur scénario de réhabilitation avant son application.

5.2 Analyse de l'inventaire

Les résultats d'inventaire présentaient pour chaque technologie la quantité de matériaux et d'énergie nécessaires ainsi que les émissions dans l'air, l'eau et le sol pour le cycle de vie complet de la technologie c'est-à-dire de la production des matériaux jusqu'à leur mise au rebut. L'analyse de l'inventaire a fait ressortir les émissions les plus importantes (+ de 1%) pour chaque étape de chaque technologie ainsi que les étapes contribuant le plus à l'émission de ces substances (se référer à l'annexe E.1). La plupart des substances importantes n'ont pas été caractérisées lors de l'analyse des impacts puisque ces substances n'ont pas de potentiel toxique. Par exemple, les substances comme les chlorures, le fer, le calcium ou le carbone se retrouvent déjà en grande quantité dans l'environnement. De toutes les substances importantes répertoriées non caractérisées par la méthode TRACI seule la substance « huile non spécifiée » a été considérée comme ayant un potentiel toxique. Puisqu'il s'agit d'une huile non spécifiée, cette substance a été considérée comme étant du diesel. Son facteur de caractérisation était donc le même que celui du diesel.

Il serait important de s'assurer de la compatibilité entre les bases de données et la méthode de caractérisation des impacts qui seront utilisées lors d'une étude ACV. Le manque de compatibilité peut rendre l'analyse des résultats ardue.

5.3 Limites de la méthode TRACI

L'utilisation de la méthode TRACI s'est imposée d'elle-même puisqu'elle est la seule méthode nord américaine de caractérisation des impacts disponible à ce jour. Cependant, cette méthode étant encore nouvelle, elle est moins bien documentée que la méthode EDIP ou IMPACT 2002+ par exemple. Cette faiblesse fait en sorte que les équations de conception d'un facteur de caractérisation propres à TRACI ne sont pas disponibles. Il était alors impossible d'établir de nouveaux facteurs de caractérisation selon les mêmes règles que TRACI.

Ce problème s'est d'ailleurs présenté avec le diesel et la substance huile non spécifiée. Ces substances ne sont pas caractérisées par TRACI et sont de plus des substances agrégées. La méthode TRACI ne présente que des facteurs de caractérisation pour des substances pures. Trois options se sont présentées pour résoudre le problème : 1) ne pas caractériser le diesel, 2) utiliser la moyenne des facteurs de caractérisation des substances composant le diesel ou 3) utiliser les facteurs minimum et maximum des substances composant le diesel. L'option 1 était à rejeter puisque le diesel constitue l'impact primaire qui devait être déterminé selon les objectifs. Ne connaissant pas les proportions de chaque substance pure dans la composition du diesel, l'option 2 a été rejetée car un facteur moyen n'aurait eu aucune signification. L'option 3 a été choisie puisqu'elle offre au moins une plage de résultats dans laquelle l'impact du diesel s'assurait d'être inclus. Cette méthode a cependant l'inconvénient de rendre les conclusions de la comparaison non significatives.

5.4 Analyse des impacts

5.4.1 Impacts primaires

Les impacts primaires résultaient d'une seule substance, le diesel. Ces impacts étaient calculés en considérant la quantité massique de diesel résiduel contenue dans le sol et les eaux souterraines. Les valeurs des résultats d'impacts primaires comparés pour chaque technologie et chaque scénario prenaient la forme de valeurs moyennes normalisées. Que ce soit la valeur minimale, moyenne ou maximale des impacts primaires, les conclusions ne changent pas lorsqu'ils sont comparés entre eux. Cependant, la valeur en soi est importante. La différence entre les valeurs minimales et maximales des impacts primaires pouvait atteindre neuf ordres de grandeur. Par exemple, l'importance de l'impact du diesel résiduel n'est pas la même si la valeur est de 0,03 personne année ou de 1.15×10^7 personnes année. La valeur minimale correspond à 3% des impacts d'une personne au Canada à l'année 2001 tandis que la valeur maximale est de 1.15×10^9 %. L'importance accordée aux deux résultats n'est pas la même. Cet exemple démontre l'importance d'avoir des facteurs de caractérisation propres à chaque substance de manière à obtenir des résultats significatifs.

Les impacts primaires ont été présentés de manière évolutive par année afin de considérer l'importance du temps de traitement. De cette façon, il a été possible de montrer l'efficacité d'un traitement en remarquant la diminution de ses impacts primaires. La comparaison des scénarios par rapport aux impacts primaires s'étant faite seulement à la dernière année de traitement, la conclusion fut que les technologies actives atteignent les mêmes niveaux de décontamination mais en des temps différents. Il est à noter que les technologies décontaminant plus lentement maintenaient un niveau d'impacts primaires plus élevé plus longtemps que les technologies plus rapides. Donc, d'un point de vue global au niveau des impacts primaires, les technologies plus rapides sont moins néfastes pour l'environnement que les technologies plus lentes. Par contre, il est aussi primordial de considérer les impacts secondaires pour tirer des conclusions.

5.4.2 Impacts secondaires

Les impacts secondaires étaient définis comme tous les impacts reliés à la décontamination du site. Ces impacts ont aussi été caractérisés à l'aide de facteurs minimum et maximum dû à la présence de la substance huile non spécifiée. Cette substance n'était émise que dans l'eau et le sol donc toutes les catégories touchées seulement par des émissions dans l'air ne possédaient pas de valeurs minimum et maximum. C'est pour cette raison que les valeurs d'impacts secondaires minimales sont beaucoup plus élevées que celles des impacts primaires. Dans ce cas-ci, la différence entre les valeurs minimales et maximales des impacts secondaires variait de trois ordres de grandeur. Encore une fois, une variation d'impacts de 1000 personnes année n'a pas la même signification.

Les impacts secondaires ont aussi été présentés dans le temps. Plus le traitement durait longtemps, plus les impacts secondaires augmentaient. Il y avait toujours une augmentation notable des impacts secondaires à la dernière année de traitement à cause du démantèlement des technologies à l'exception de la biopile qui a obtenu un crédit environnemental important pour le recyclage de l'asphalte.

5.4.3 Comparaison des impacts primaires et secondaires

La comparaison des scénarios par rapport à leurs impacts primaires et secondaires a été faite à la dernière année de traitement. Les résultats ont montré que le scénario 2 était préférable sur le plan environnemental. Cependant, l'est-il vraiment? D'un point de vue global, en additionnant les impacts primaires et secondaires par exemple, peut-être que le scénario 2 n'aurait pas été aussi performant si la comparaison avait été faite à l'année 6 pour tous les scénarios. Malheureusement, cette analyse n'a pas été réalisée durant ce projet à cause des résultats peu significatifs. Une plage de résultats aurait pu être comparée, mais aucune conclusion significative n'aurait pu en être tirée.

Cette ACV n'a pu indiquer si, dans le temps, il est mieux de décontaminer rapidement ou non. Globalement, est-il mieux de maintenir les contaminants plus longtemps sur le site et générer moins d'impacts secondaires ou de diminuer rapidement les impacts primaires même si les impacts secondaires sont élevés? Cette lacune démontre l'importance d'obtenir des facteurs de caractérisation spécifiques aux substances agrégées. Par contre, le point fort de cette analyse est son aspect évolutif. La présentation des résultats par année pour tenir compte du temps de traitement des technologies avait comme objectif de permettre de répondre à cette question. De plus, afin de pouvoir répondre à cette question, l'inclusion des impacts primaires dans l'ACV est primordiale. Ceci vient renforcer la position de Toffoletto (2002), Dontigny (2004) et Godin (2004) quant à l'importance de considérer les impacts primaires lors d'une étude ACV en réhabilitation de sites contaminés.

5.4.4 Limite temporelle

La comparaison des impacts primaires et secondaires pour les scénarios globaux a été faite seulement à la dernière année de traitement. Une limite temporelle aurait pu être choisie de sorte de prendre le plus long temps de traitement. Cette limite aurait pu être fixée à 302 ans pour cette étude. Puisque les impacts ne varient pas après la fin du traitement, les résultats auraient été les mêmes si le temps de traitement n'avait pas été tenu en compte. Cependant, cette méthode n'aurait pas permis de déduire des conclusions quant au temps de traitement. Selon la littérature, les deux limites temporelles utilisées étaient de 25 et 50 ans (Bender, Volkwein, Battermann, Hurtig, Klöpffer et Kohler 1998, Diamond, Page, Campbell, McKenna et Lall 1999). Pour cette étude, ces deux limites auraient été trop courtes. Lorsqu'une limite temporelle est utilisée, le temps de traitement total devrait être choisi comme limite.

5.4.5 Sol et eaux souterraines contaminés

Les études de cas présentées dans la littérature analysaient seulement des technologies de réhabilitation de sol ou de réhabilitation d'eau souterraine. Dans cette étude, les technologies de réhabilitation d'une zone ont été comparées entre elles, mais elles étaient

dépendantes des autres technologies choisies pour les autres zones. Il était alors impossible de créer un nouveau scénario et de connaître ces impacts sur l'environnement. Lorsque le sol et l'eau souterraine d'un site sont contaminés, il est important de considérer l'ensemble des technologies de réhabilitation des zones au lieu de les considérer séparément. Cette étude de comparaison environnementale de technologies vient appuyer le but que s'était fixé Bender et al. (1998) de déterminer un outil de calcul d'impacts environnementaux de traitement de sol et d'eau souterraine, cette fois-ci, sur un même site.

5.5 Sélection du meilleur scénario

Le meilleur scénario, comme il a été mentionné dans le chapitre 4, peut dépendre des priorités du propriétaire du site. D'une manière utopique, le meilleur scénario génère peu d'impacts sur l'environnement, est rapide, économique et sans risque. D'après les résultats de ce projet, les technologies les plus rapides sont malheureusement celles qui génèrent le plus d'impacts environnementaux. C'est pourquoi deux scénarios de réhabilitation ont été proposés selon deux critères bien différents : les faibles impacts environnementaux et le temps de traitement rapide.

Ces propositions de scénarios n'auraient pu être possibles sans l'outil ACV. Cette étude a démontré que non seulement cet outil permet de calculer les impacts environnementaux, mais il permet aussi de considérer le temps de traitement. L'analyse du cycle de vie des technologies de réhabilitation de sites contaminés, réalisée de manière évolutive, amène une nouvelle perspective quant à utiliser l'ACV comme outil de prise de décision pour un choix technologique.

Chapitre 6 : Conclusion et Recommandations

Ce projet de maîtrise a comparé, à l'aide d'une analyse du cycle de vie, quatre scénarios de technologies de réhabilitation d'un site contaminé au diesel situé au Québec où le sol et les eaux souterraines étaient affectés en plus de présenter une phase libre.

Les principaux résultats ont montré que, dans ce projet, les technologies *in situ* généraient moins d'impacts secondaires environnementaux que les technologies *ex situ* à l'exception de l'oxydation chimique *in situ* des eaux souterraines. Le scénario sélectionné pour réhabiliter un site contaminé au diesel, d'un point de vue environnemental, était le scénario 2. Cependant, d'un point de vue temps, un autre scénario était proposé : une combinaison des technologies les plus rapides des scénario 3 et 4, c'est-à-dire la bioaspiration, l'excavation et le traitement en biopile et l'oxydation chimique *in situ*.

Afin d'améliorer ce projet, plusieurs recommandations sont proposées :

- Dans le but de vérifier si, globalement dans le temps, les technologies *in situ* sont meilleures pour l'environnement que les technologies *ex situ*, les impacts primaires doivent être nécessairement inclus dans une ACV de réhabilitation de sites. Une bonne méthode pour calculer les impacts primaires est de leur attribuer un facteur de caractérisation précis.
- L'élaboration de facteurs de caractérisation pour plusieurs substances agrégées telles que le diesel ou l'huile non spécifiée permettrait d'obtenir des résultats fiables et des conclusions sans ambiguïté.

- Dans le but d'améliorer la représentativité du contexte géographique dans lequel s'effectue une étude ACV, une méthode canadienne de caractérisation des impacts serait nécessaire pour les études canadiennes. Cette méthode devrait inclure des facteurs de normalisation et de pondération afin de mieux divulguer les résultats.
- Une analyse d'incertitude devrait être effectuée sur les données de conception des technologies et d'inventaire afin de mieux illustrer la validité des résultats.
- Une analyse de sensibilité devrait être effectuée sur les paramètres de conception des technologies afin de vérifier si les conclusions restent les mêmes lorsque les propriétés du site et de la contamination changent.
- Afin de faciliter la caractérisation des impacts, il faudrait améliorer la compatibilité des bases de données et des méthodes de caractérisation des impacts. Pour ce faire, il faudrait qu'un facteur de caractérisation existe pour chaque substance incluse dans une base de données.
- Il serait intéressant de revoir cette étude d'un point de vue économique afin d'établir le meilleur scénario sur le plan environnemental et sur le plan économique.

Références

AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY [ATSDR]. 1995. *Toxicological Profile for Fuels Oils*. [En ligne]. Georgia: U.S. Department of Health and Human Services - Public Health Service. 231p.

<http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp75.html> (page consultée le 22 septembre 2004)

AIR FORCE CENTER FOR ENVIRONMENTAL EXCELLENCE [AFCFEE]. 1996. *Bioventing Performance and Cost Results from Multiple Air Force Test Sites.: Technology Demonstration Final Technical Memorandum USAF*. contract no. F33615-90-D-4014.

ASSEMBLÉE NATIONALE, trente-sixième législature. 2002. «Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains». *Projet de loi n.72*. 18p.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14040]. 1997. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Principes et cadres = Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. [Ottawa]: Conseil canadien des normes. 11p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO 14040-97.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14041]. 1998. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Définition de l'objectif et du champ d'étude et analyse de l'Inventaire = Environmental management - Life cycle assessment - Goal and scope definition and inventory analysis*. [Ottawa]: Conseil Canadien des normes. 23p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO 14041-98.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14042]. 2000. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Évaluation de l'impact du cycle de vie = Environmental management - Life cycle assessment - Life cycle impact assessment*. [Ottawa]: Conseil canadien des normes. 19p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO 14042-00.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14043]. 2000. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Interprétation du cycle de vie = Environmental management - Life cycle assessment - life cycle interpretation*. [Ottawa]: Conseil canadien des normes. 19p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO 14043-00.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14048]. 2002. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Format de documentation de donnée = Environmental management - Life cycle assessment - Data documentation format*. [Ottawa]: Conseil canadien des normes. 41p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO/TS 14048-02.

ASSOCIATION CANADIENNE DE NORMALISATION [ISO 14049]. 2000. *Management environnemental - Analyse du cycle de vie - Exemples d'application de l'ISO 14041 traitant de la définition de l'objectif et du champ d'étude et d'analyse de l'inventaire = Environmental management - Life cycle assessment - Examples of application of ISO 14041 to goal and scope definition and inventory analysis*. [Ottawa]: Conseil canadien des normes. 43p. Norme nationale du Canada CAN/CSA-ISO/TR14049 -00.

BAGE, GONTRAN, SAMSON, RÉJEAN et SINCLAIR-DESGAGNÉ, BERNARD. 2002. «A technicoeconomic Approach for the Selection of a Site Remediation Strategy - Part A: Theory». *Environmental Management*. 30:3. 807-815.

BAGE, GONTRAN, SAMSON, RÉJEAN et SINCLAIR-DESGAGNÉ, BERNARD. 2003. «A technicoeconomic Approach for the Selection of a Site Remediation Strategy - Part B: Model Application». *Environmental Management*. 31:1. 69-78.

BARE, JANE. 2004. U.S. EPA Office of Research and Development National Risk Management Research Laboratory Sustainable Technology Division.

bare.jane@epa.gov

BARE, JANE C, NORRIS, GREGORY A, PENNINGTON, DAVID W et MCKONE, THOMAS. 2003. «TRACI The Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and Other Environmental Impacts». *Journal of Industrial Ecology*. 6:3-4. 49-78.

BEARDSLEY, MEGAN et LINDHJEM, CHRISTIAN E. 1998a. *Exhaust Emission Factors for Nonroad Engine Modeling - Spark Ignition*. U.S. EPA Office of Mobile Sources, Assessment and Modeling Division. 32p. NR-010.

BEARDSLEY, MEGAN et LINDHJEM, CHRISTIAN E. 1998b. *Exhaust Emission Factors for Nonroad Engine Modeling - Compression Ignition*. U.S. EPA Office of Mobile Sources, Assessment and Modeling Division. 26p. NR-009.

BENDER, A, VOLKWEIN, S, BATTERMANN, G, HURTIG, H.-W, KLÖPFFER, W et KOHLER, W. 1998. «Life Cycle Assessment for Remedial Action Techniques: Methodology and Application». *Contaminated Soil*. London: Thomas Telford. P. 367-376.

BLANC, A, MÉTIVIER-PIGNON, H, GOURDON, R et ROUSSEAUX, P. 2004. «Life Cycle Assessment as a Tool for Controlling the development of Technical Activities: Application to the Remediation of a Site Contaminated by Sulfur». *Advances in Environmental Research*. 8:613-627.

BULMAN, TL, NEWLAND, M et WESTER, A. 1993. «In Situ Bioventing of diesel fuel spill». *Hydrological Sciences - Journal des Sciences Hydrologiques*. 38:4. 297-308.

CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC [CEAEQ]. 2001. *Dosage des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) dans l'eau*. Québec: Ministère de l'environnement du Québec. 14p. MA.400-HYD.1.0.

CLEMENT, T.P. 1998. *A modular computer code for simulating reactive multi-species transport in 3-Dimensional groundwater systems (RT3D)*. Pacific NorthWest National Laboratory.

DIAMOND, MIRIAM, PAGE, CYNTHIA, CAMPBELL, MONICA, MCKENNA, STEVEN et LALL, RONALD. 1999. «Life-Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Method and Generic Survey». *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18:4. 788-800.

DONTIGNY, JULIE. 2004. *Analyse environnementale de scénarios de gestion de sols contaminés de la Ville de Montréal*. 239p. Mémoire de maîtrise en Génie Chimique, École Polytechnique de Montréal.

EDWARDS, D.A, ANDRIOT, M.D, AMORUSO, M.A, TUMMEY, A.C, BEVAN, C.J, TVEIT, A, HAYES, L.A, YOUNGREN, S.H et NAKLES, D.V. 1997. *Development of Fraction Specific Reference Doses (RfD's) and Reference Concentration (RfC's) for Total Petroleum Hydrocarbons*. Total petroleum hydrocarbon criteria working group series. Volume 4. Amherst: Amherst Scientific Publishers. 125p.

<http://www.aehs.com/publications/catalog/contents/Volume4.pdf> (page consultée le 8 mai 2003)

Excel. 2002. MICROSOFT. [logiciel].

FETTER, C.W. 1993. *Contaminant Hydrogeology*. Oshkosh: Macmillan Publishing Company. 458p.

GEO-CLEANSE INTERNATIONAL INC. *Geo-Cleanse® Remediation Summary Allston, Massachusetts Beverage Distribution Facility Gasoline (BTEX, PAH, LNAPL)*. In Geo-Cleanse International, Inc. <http://63.161.215.29/pdf/BeverageDistFac.pdf> (page consultée le 4 novembre 2004)

GMBH, PE EUROPE et STUTTGART, IKP UNIVERSITY OF. 2000. *Gabi*. Version 3. [logiciel].

GODIN, JULIE. 2004. *Évaluation environnementale de la réhabilitation d'un terrain contaminé par des résidus de l'industrie de l'aluminium de première fusion*. 137p. Mémoire de maîtrise en Génie Chimique, École Polytechnique de Montréal.

GODIN, JULIE, MÉNARD, JEAN-FRANÇOIS, HAINS, SYLVAIN, WALKER, D, DESCHÊNES, LOUISE et SAMSON, RÉJEAN. 2004. «Combine use of Life Cycle Assessment and Site-Specific Groundwater Fate and Transport Assessment to Support a Contaminated Site Management Decision». *Human and Ecological Risk Assessment; an international journal*. 10:6. 1099-1116.

GUINÉE, JEROEN B, GORRÉE, MARIEKE, HEIJUNGS, REINOUT, HUPPES, GJALT, KLEIJN, RENÉ et DE KONING, ARJAN. 2001. *An Operational Guide to the ISO Stangards*. Netherlands: Leiden University. 101p. Final report

HEIJUNGS, R et SUH, S. 2002. *The Computational Structure of Life Cycle Assessment. Eco-Efficiency in Industry and Science Volume 11.*: Kluwer Academic Publishers.

HINCHEE, ROBERT E. 1995. *Applied bioremediation of petroleum hydrocarbons*. Bioremediation. 3(6). Columbus: Battelle Press. 534p.

HOEPEL, RON et PLACE, MATT. 1998. *Application Guide for Bioslurping Volume II - Principles and Practices of Bioslurping*. [En ligne]. California: Naval Facilities Engineering Service Center. 156p. TM-2301-ENV.

http://enviro.nfesc.navy.mil/erb/erb_a/restoration/technologies/remed/comb_mech/tm-2301.pdf (page consultée le 24 septembre 2004)

HYDRO-QUÉBEC. 2003. *Sources d'approvisionnement énergétique d'Hydro-Québec*. [En ligne].

[http://www.hydroquebec.com/developpementdurable/repertoire/pdf/etiquette_achats\)fr.pdf](http://www.hydroquebec.com/developpementdurable/repertoire/pdf/etiquette_achats)fr.pdf) (page consultée le 12 février 2005)

IRWIN, ROY J, VAN MOUWERICK, MARK, STEVENS, LYNETTE, DUBLER-SEESE, MARION et BASHAM, WENDY. 1997. *Environmental Contaminants Encyclopedia Fuel Oil number 2 - Heating Oil Entry*. [En ligne]. Colorado: National Park Service Water Resources Divisions, Water Operations Branch. 29p.

<http://nature.nps.gov/hasardssafety/toxic/fueloi2h.pdf>

(page consultée le 5 novembre 2004)

JOLLIET, O, MARGNI, M, CHARLES, R, HUMBERT, S, PAYET, J, REBITZER, G et ROSEMBAUM, R. 2003. «IMPACTS 2002+ : A New Life Cycle Impact Assessment Methodology». *International Journal of Life Cycle Assessment*. 8:6. 324-333.

LEESON, ANDREA et HINCHEE, ROBERT E. 1996a. *Principles and Practices of Bioventing Volume II : Bioventing Design*. [En ligne]. Columbus: Batelle Memorial Institute. 109p. (page consultée le 26 octobre 2004)

<http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/a324114.pdf>

LESON, ANDREA et HINCHEE, ROBERT E. 1996b. *Principles and Practices of Bioventing, Volume I: Bioventing Principles*. [En ligne]. Columbus: Battelle Memorial Institute. 178p.

<http://www.afcee.brooks.af.mil/products/techtrans/download/a324111.pdf>

(page consultée le 26 octobre 2004)

LU, G, CLEMENT, TP, ZHENG, C et WIEDEMEIER, TH. 1999. «Natural Attenuation of BTEX Compounds : Model Development and Field-Scale Application.». *Ground Water*. 37:5. 707-718.

MACDONALD, M.G et HARBAUGH, A.W. 1988. *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model (Modflow)*. Techniques of Water-Resources Investigations. 576p. 06-A1 USGS.

Matlab. 2004. Version 7.0.0.19920 R14. [logiciel].

MILLETTE, DENIS. 2002. *Procédés avancés de traitement de la pollution - Parties A et B*. Notes de cours GCH 4210. École Polytechnique de Montréal.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC [MENV]. 2001a. *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*. Québec: Gouvernement du Québec.

http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/critere_h2i.htm

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC [MENV]. *Statistiques sur les terrains contaminés*. In Bilan sur les terrains contaminés/ Statistiques générales en décembre 2001. [En ligne]. http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-001/chapitre_2.htm (page consultée le 20 mai 2004)

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC [MENV]. 2002. *Bilan sur les terrains contaminés / Statistiques générales en décembre 2001*. [En ligne]. Québec: Gouvernement du Québec. <http://www.menv.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-2001/> (page consultée le 20 mai 2004)

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES DU QUÉBEC [MRNQ]. 1991. *Règlement sur les produits et les équipements pétroliers R.Q.P-29.1,r.2*. [En ligne]. Québec: Éditeur officiel du Québec. <http://www.ijcan.org/legis/regl/p29.lr.2/2040901/tout.html> (page consultée le 1er novembre 2004)

MOLSON, J. 2002. *BIONAPL/3D: A 3D Model for Groundwater Flow, Multicomponent NAPL Dissolution and Biodegradation User Guide.*: Waterloo University.

NORRIS, ROBERT D. 1994. «In-Situ Bioremediation of Soils and Ground Water Contaminated with Petroleum Hydrocarbons». *Handbook of Remediation*. Lewis Publishers. P. 17-37.

NYER, EVAN, PALMER, PETER L, CARMAN, ERIC P, BOETTCHER, GARY, BEDESSEM, JAMES M, LENZO, FRANK, CROSSMAN, TOM L, RORECH, GREGORY J et KIDD, DONALD F. 2001. *In Situ Treatment Technology*. 2nd. Environmental Science and Engineering Series. États-Unis: Lewis Publishers. 536p.

PAGE, CYNTHIA, DIAMOND, MIRIAM, CAMPBELL, MONICA et MCKENNA, STEPHEN. 1999. «Life-Cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Case Study». *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18:4. 801-810.

PRÉ CONSULTANTS. 1997. *Simapro*. Version 5. [logiciel]. LCA software including US LCI Database.

PRÉ CONSULTANTS. 2004. *Simapro*. Version 6. [logiciel]. LCA Software including EcoInvent Database.

REISINGER, HJ, MOUNTAIN, SA, ANDDREOTTI, G, DILUISE, G, PORTA, A, HULLMAN, AS, OWENS, V, ARLOTTI, D et GODFREY, J. 1996. «Bioremediation of a Major Inland Oil Spill Using a Comprehensive Integrated Approach». Proceedings of the Third International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe. Warsaw, Poland.

SAMSON, RÉJEAN. 2002. *Procédés avancés de traitement des polluants - Traitement ex situ des sols contaminés*. Notes de cours GCH 4210. École Polytechnique de Montréal.

SAMSON, RÉJEAN, DESCHÊNES, LOUISE, MICHAUD, RENÉE, MÉNARD, JEAN-FRANÇOIS, LESAGE, PASCAL et BAGE, GONTRAN. 2003. *Analyse environnementale du cycle de vie des produits et des procédés*. Notes de cours GCH 6310. École Polytechnique de Montréal.

SAWYER, RF, DRYER, FL, JOHNSON, JR, KLIEGEL, JR, KOTIN, P et LUX, WJ. 1982. *Impacts of Diesel-Powered Light-Duty Vehicules-Diesel Technology*. Washington: National Academy Press. 370p.

SPENCER, C, STANTON, PC et WATTS, R. 1996. «A Central Composite Rotatable Analysis for the Catalyzed Hydrogen Peroxide Remediation of Diesel-Contaminated». *Soil. J. Air & Waste Manage. Assoc.* 46:1067-1074.

SUÈR, PASCAL, NILSSON-PALEDAL, SÖREN et NORRMAN, JENNY. 2004. «LCA for Site Remediation : A Literature Review». *Soil & Sediment Contamination*. 13:4. 415-425.

TODD, DAVID KEITH. 1980. *Groundwater Hydrology*. Second Edition. United States: John Wiley & Sons, Inc. 535p.

TOFFOLETTO, LAURENCE. 2002. *Analyse du cycle de vie d'un biotraitement d'un sol contaminé au diesel*. 209p. Mémoire de maîtrise en Génie Chimique, École Polytechnique de Montréal.

TOFFOLETTO, LAURENCE, CADOTTE, MYRIAM, BULLE, CÉCILE, GODIN, JULIE et DESCHÊNES, LOUISE. 2004. «Characterization Factors for Local and Regional Impacts Adapted to the Canadian Context». Fourth SETAC World Conference. Portland, Oregon.

TOFFOLETTO, LAURENCE, DESCHÊNES, LOUISE et SAMSON, RÉJEAN. 2004. «LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil.». *International Journal of Life Cycle Assessment*. (Online First):1-11.

U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. 1998. *Air Sparging, In Situ Bioremediation and Soil Vapor Extraction at the Texas Tower Site, Greenly, Alaska*. Hazardous Toxic, Radioactive Waste Center of Expertise. Cost and Performance Report.

UNGER, A. 1995. *Compflow*. [logiciel]. Waterloo University.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY [U.S.EPA]. 1994. «Biosparging». *How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank EPA-R-04-002*. [En ligne]. 40p.

http://epa.gov/swerust1/pubs/tum_ch8.pdf (page consultée le 26 octobre 2004)

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY [U.S.EPA]. 2004. «Chemical Oxidation». *How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank*. [En ligne]. 40p. EPA-R-04-002.

http://www.epa.gov/swerust1/tum_ch8.pdf (page consultée le 26 octobre 2004)

VIGNES, ROBERT P. 2001. «Use Limited Life-Cycle Analysis for Environmental Decision-Making». *CEP*. 97:2. 41-54.

VOLKWEIN, STEPHAN. 2002. «Life Cycle Assessment in Soil Bioremediation Planning». *Biotechnology for the Environment: Soil Remediation*. 23-33.

VOLKWEIN, STEPHAN, HURTIG, HANS-WERNER et KLÖPFFER, WALTER. 1999. «Life Cycle Assessment of Contaminated Sites Remediation». *International Journal of Life Cycle Assessment*. 4:5. 263-274.

VON FAHNNESTOCK, FM, WICKRAMANAYAKE, GB, KRATZKE, RJ et MAJOR, WJ. 1998. *Biopile Design, Operation, and Maintenance Handbook for Treating Hydrocarbon-Contaminated Soils*. Columbus: Batelle Press. 163p.

WATTS, RICHARD J. 1992. «Hydrogen Peroxide for physicochemically degrading petroleum-contaminated soils». *Remediation Journal*. 2:413-425.

WIEDEMEIER, TODD H, RIFAI, HANADI S, NEWELL, CHARLES J et WILSON, JOHN T. 1999. *Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents in the Subsurface*. US: John Wiley & Sons Inc. 617p.

WILSON, JAMES T. 11 juin 1996. *Remediation Apparatus and Method for Organic Contamination in Soil and Groundwater*. [En ligne]. 14 p. Int. Cl. E02D 003/00. Brevet américain: 5,525,008.

<http://patft.uspto.gov/netacgi/nph->

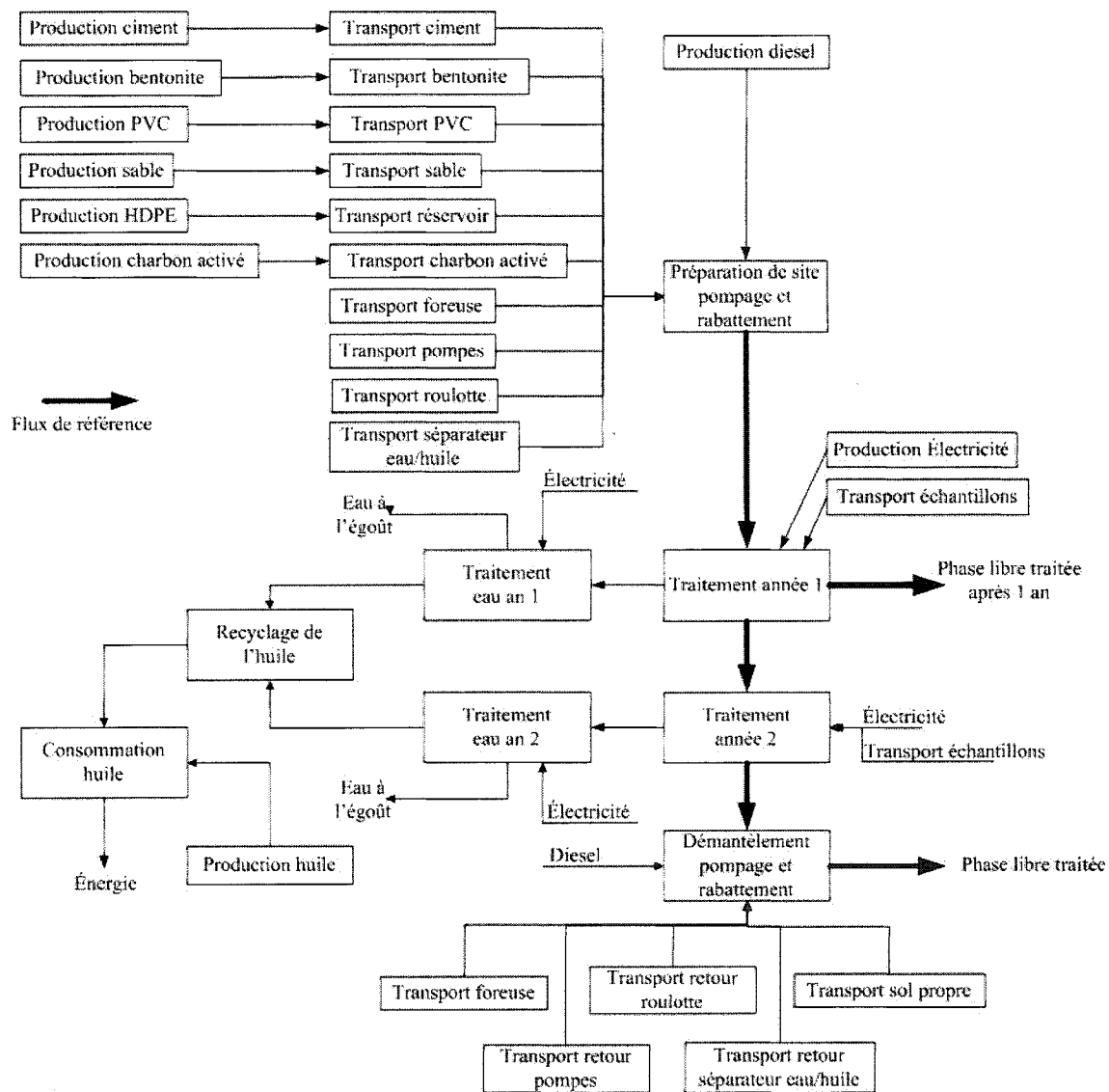
[Parser?Sect1=PTO1&Sect2=HITOFF&d=PALL&p=1&u=/netahtml/srchnum.htm&r=1](http://patft.uspto.gov/netacgi/nph-Parser?Sect1=PTO1&Sect2=HITOFF&d=PALL&p=1&u=/netahtml/srchnum.htm&r=1)

[&f=G&l=50&s1=5525008.WKU.&OS=PN/5525008&RS=PN/5525008](http://patft.uspto.gov/netacgi/nph-Parser?Sect1=PTO1&Sect2=HITOFF&d=PALL&p=1&u=/netahtml/srchnum.htm&r=1&f=G&l=50&s1=5525008.WKU.&OS=PN/5525008&RS=PN/5525008)

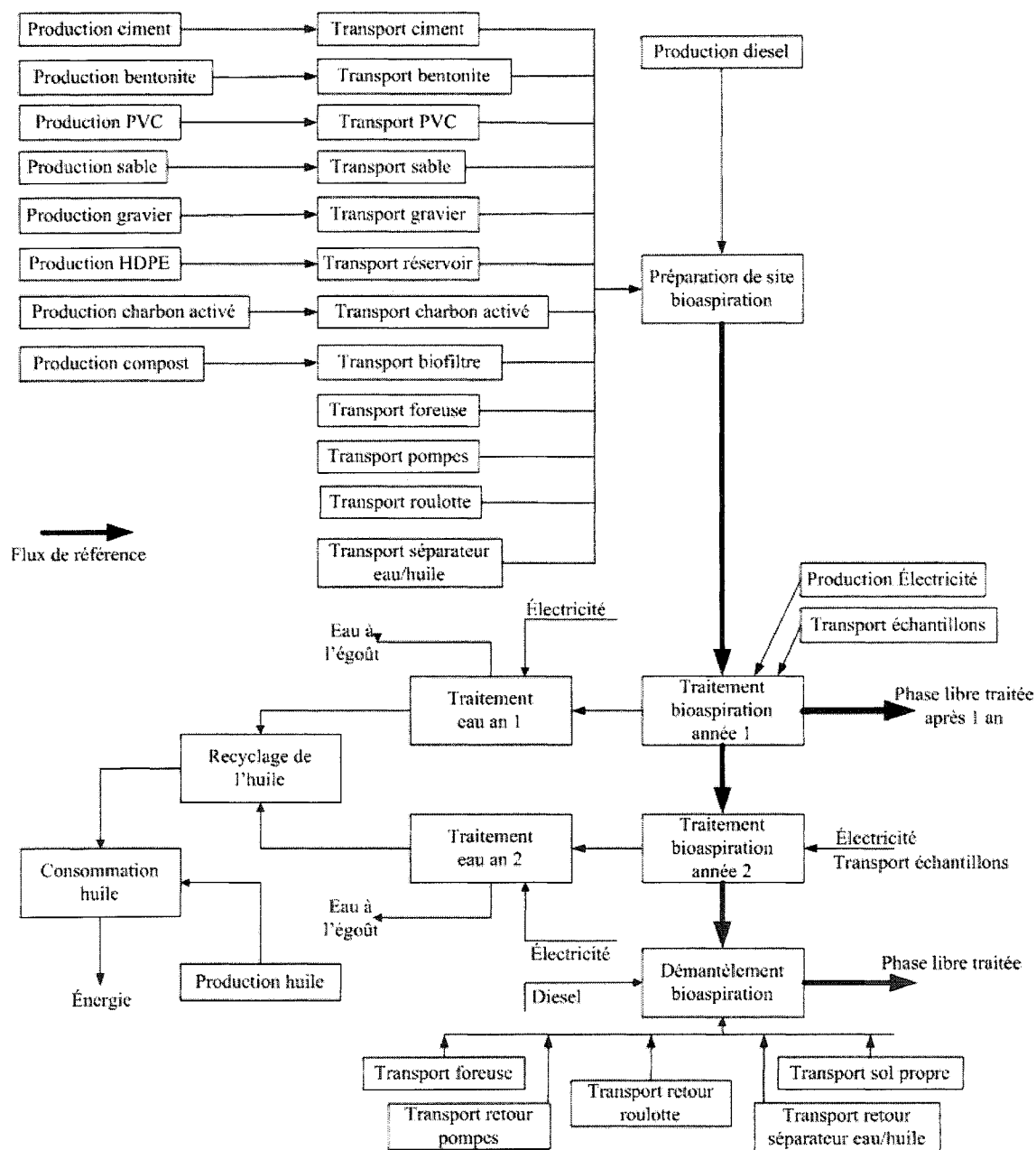
(page consultée le 26 octobre 2004)

ANNEXE A :
SCHÉMA DE FRONTIÈRE DÉTAILLÉ DE CHAQUE TECHNOLOGIE ET
DES 4 SCÉNARIOS

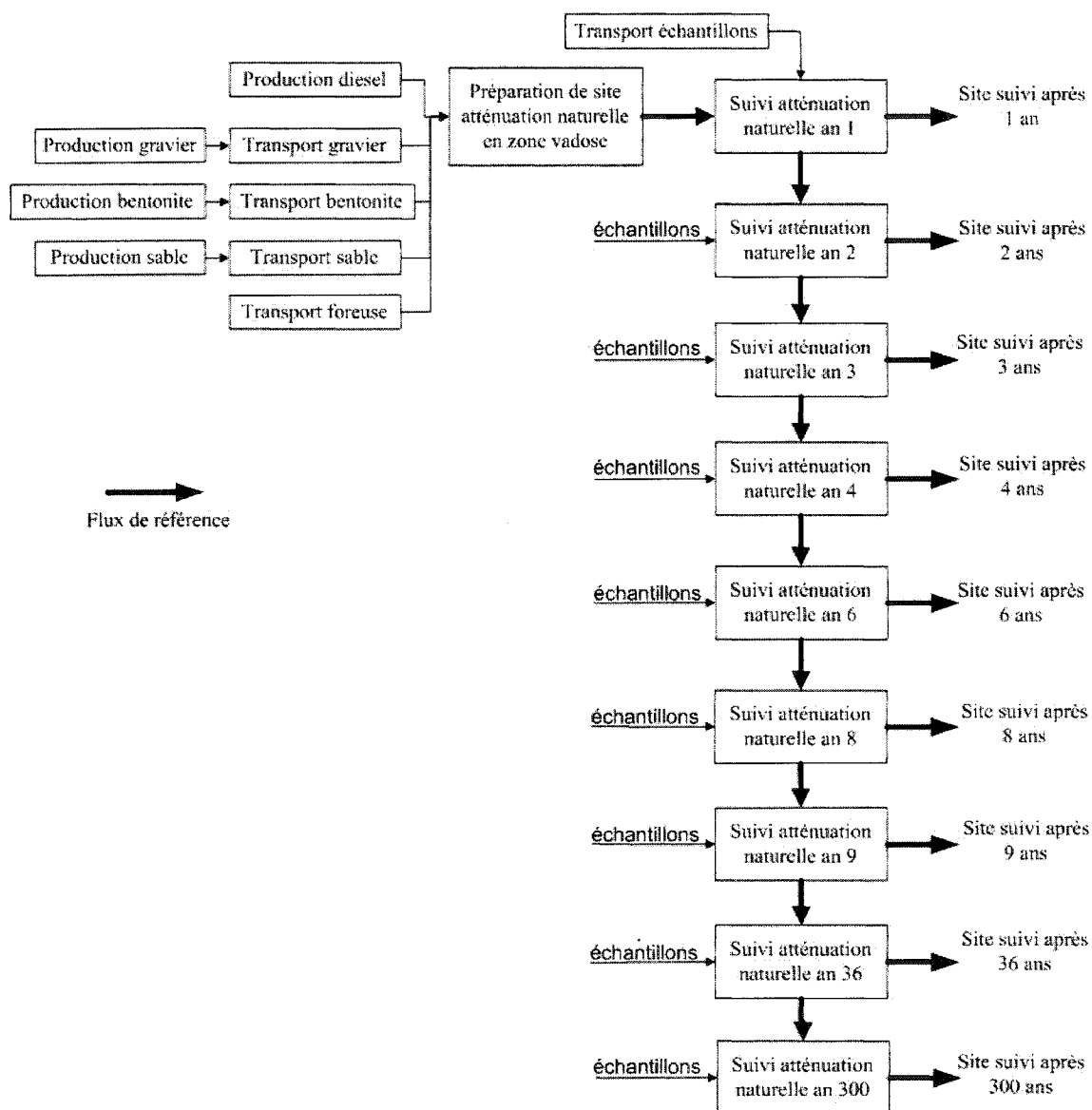
Pompage et Rabattement



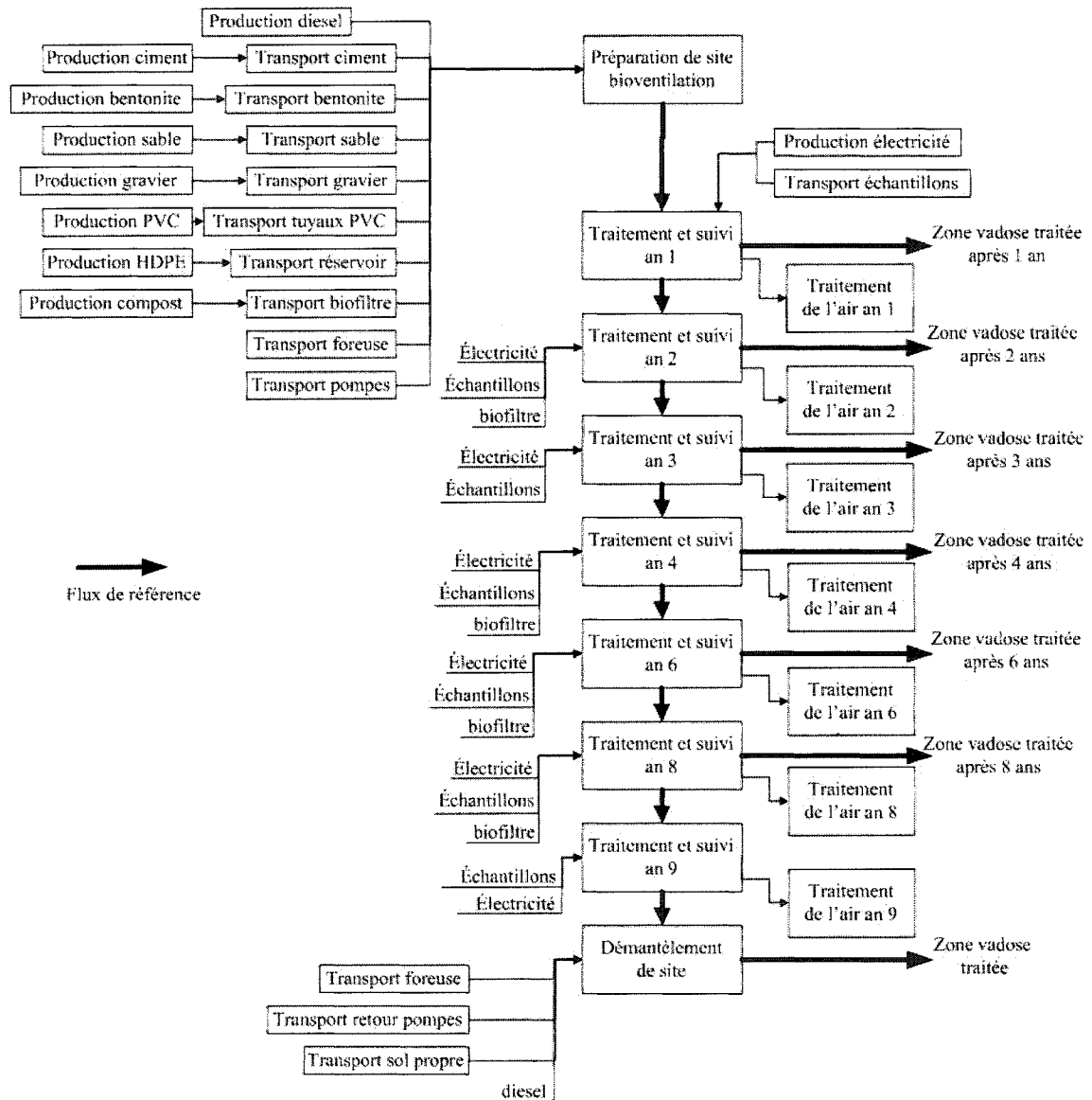
Bioaspiration



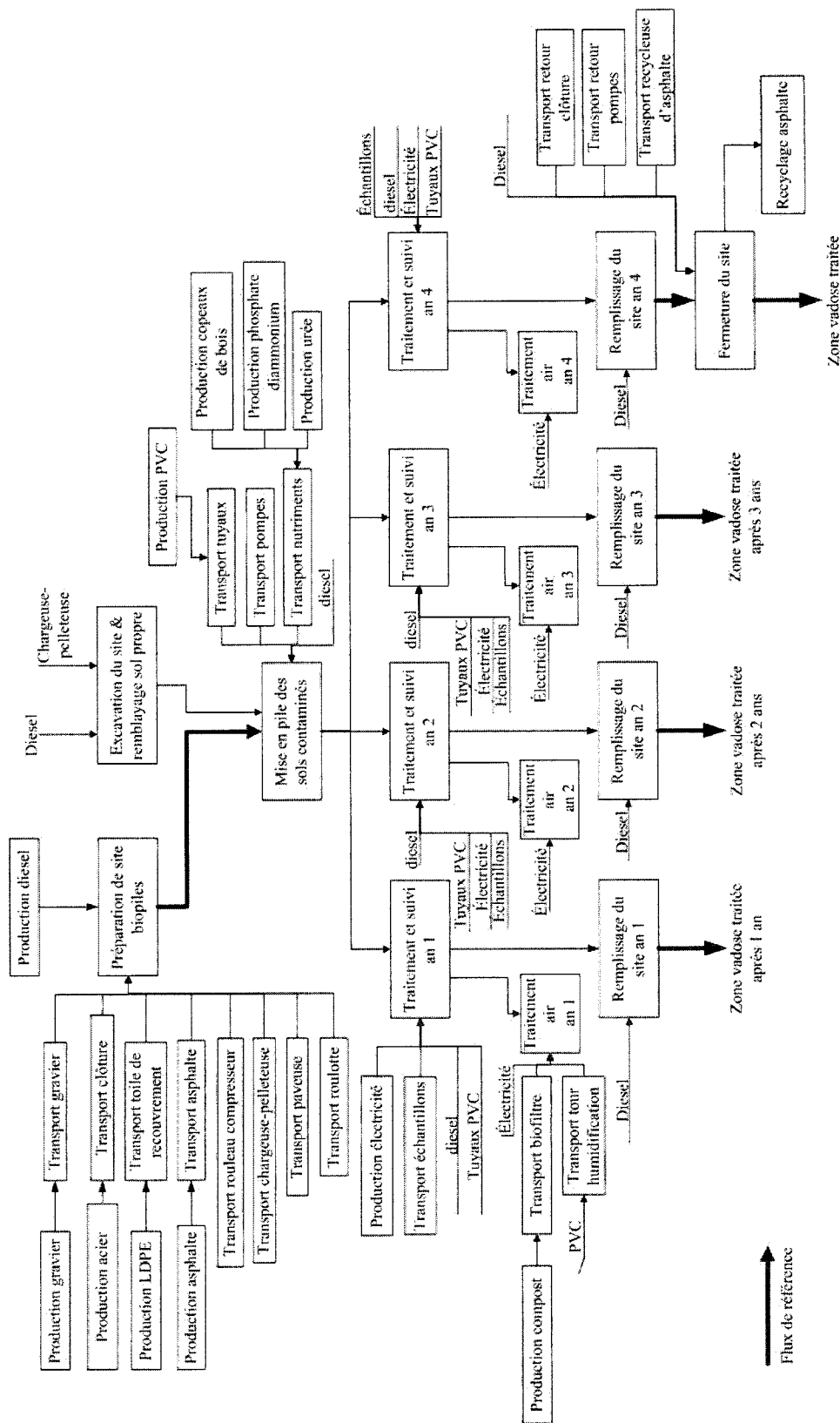
Atténuation naturelle en zone vadose



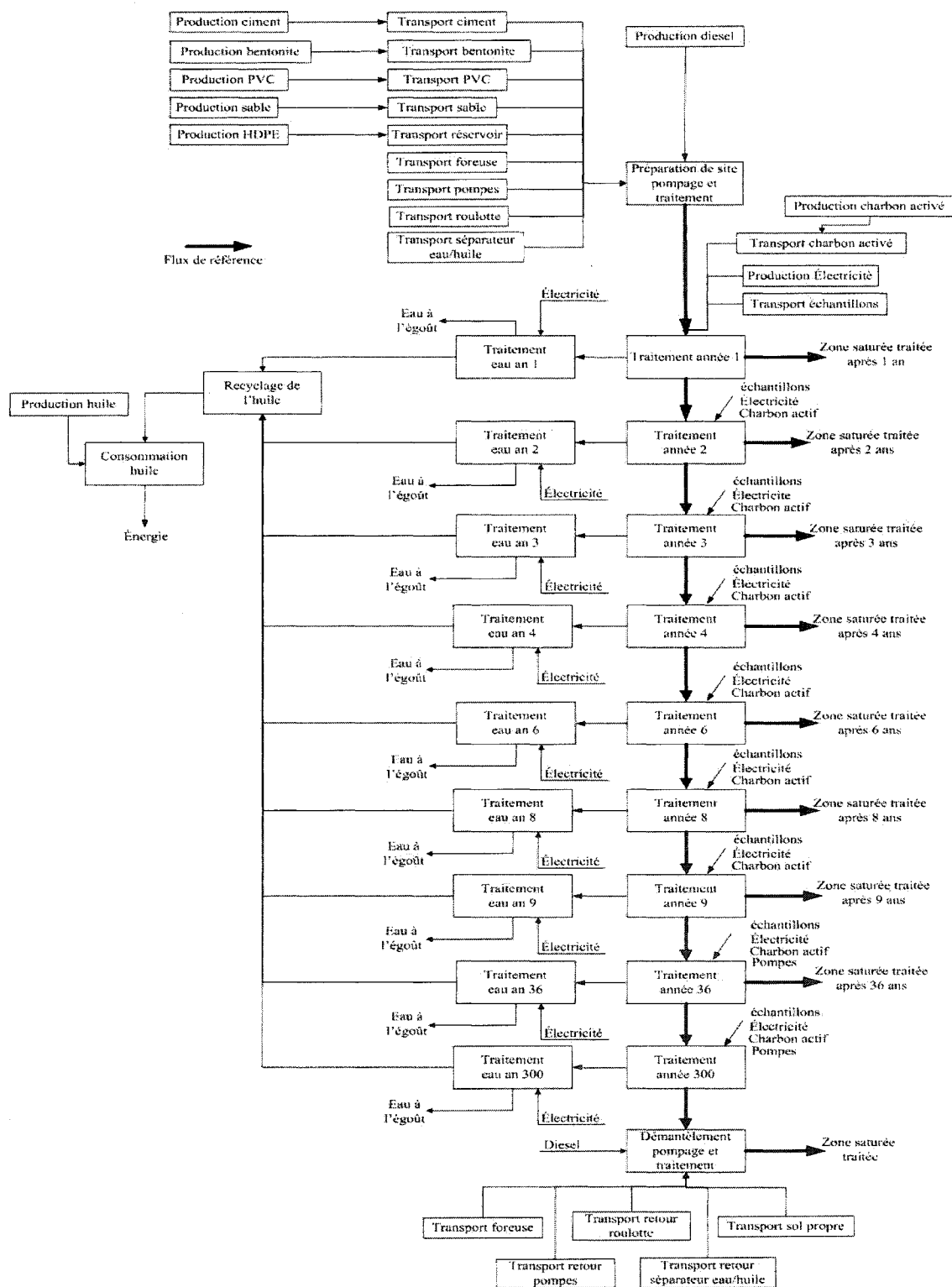
Bioventilation



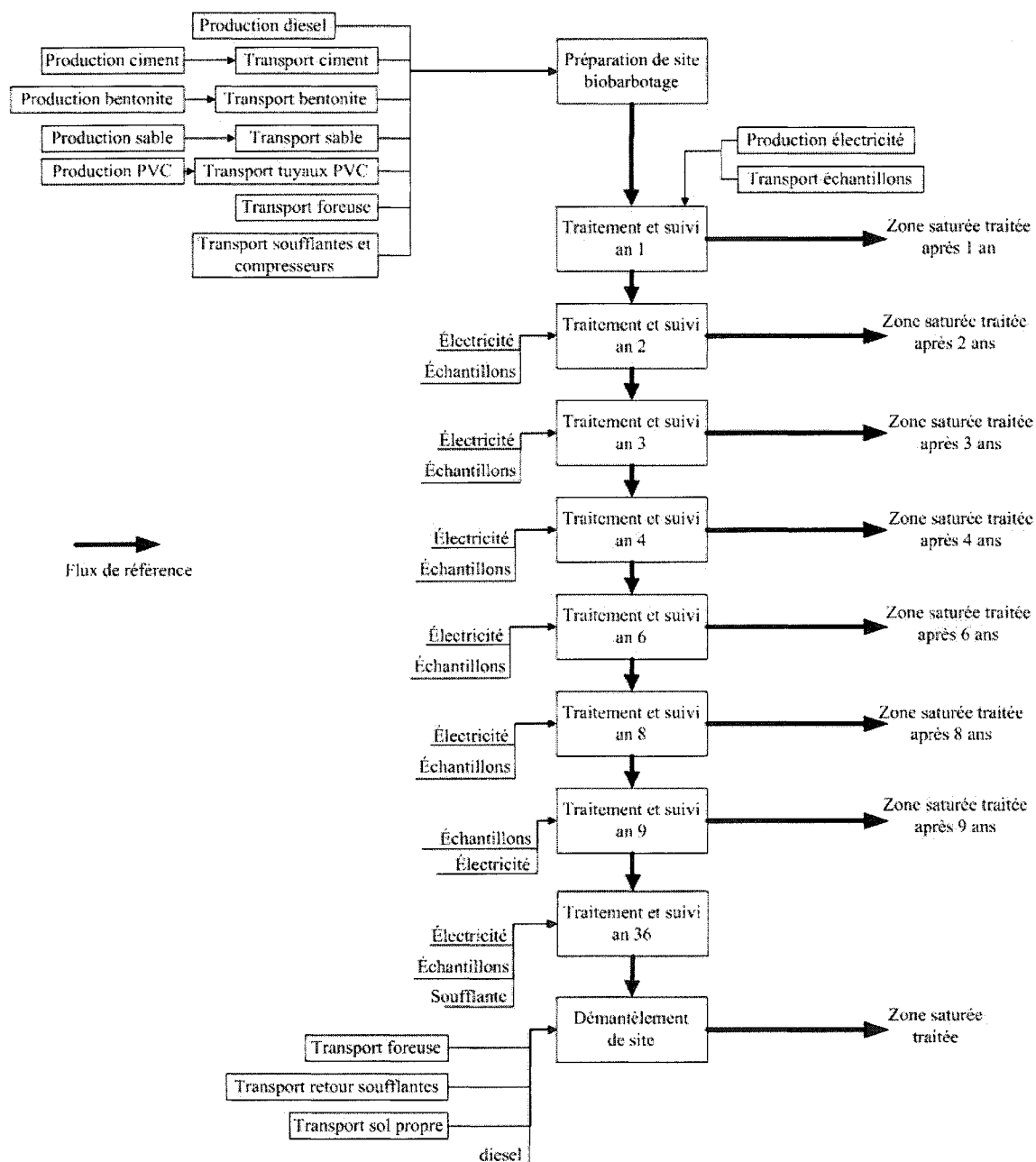
Excavation et traitement en biopiles



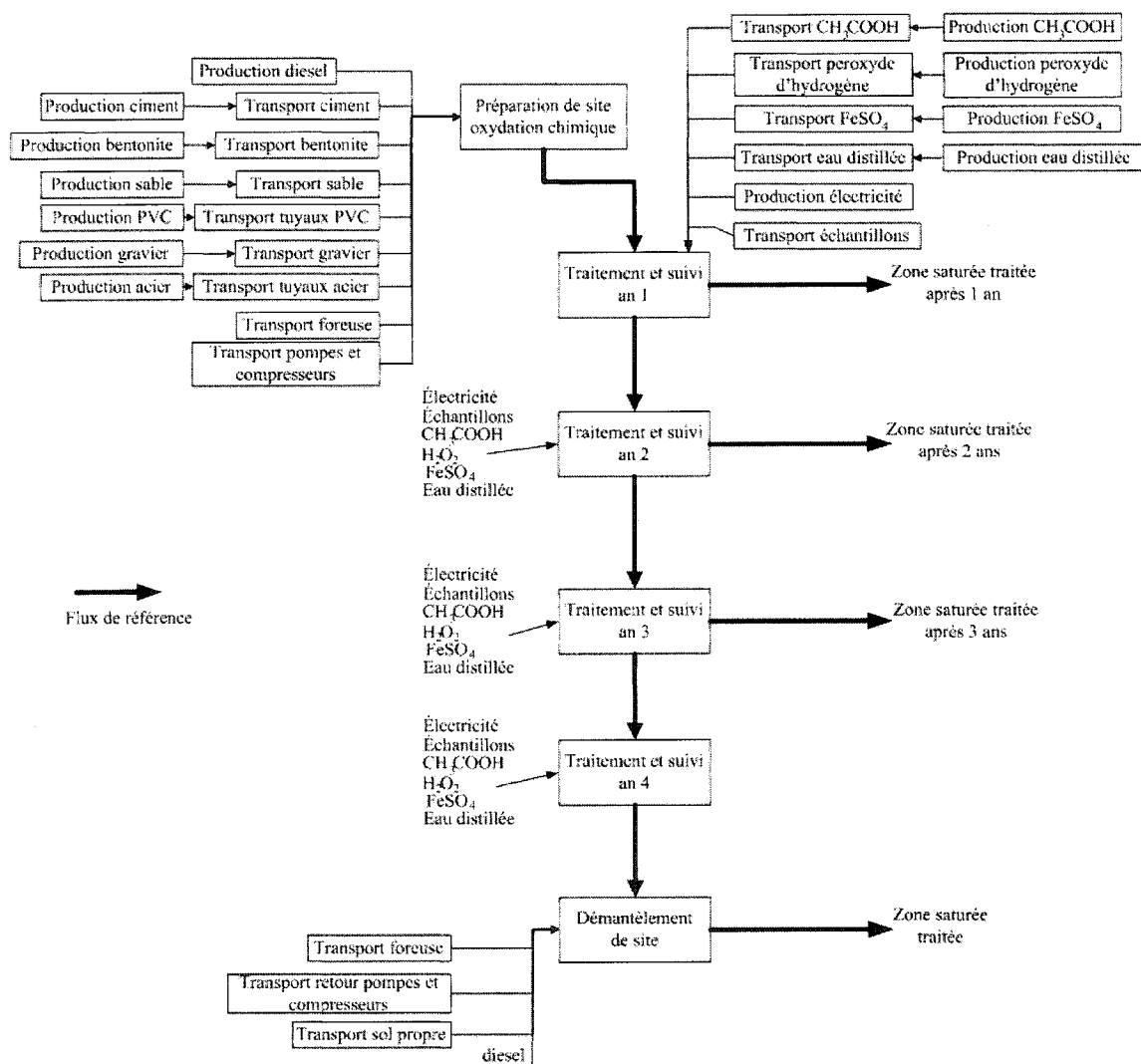
Pompage et traitement



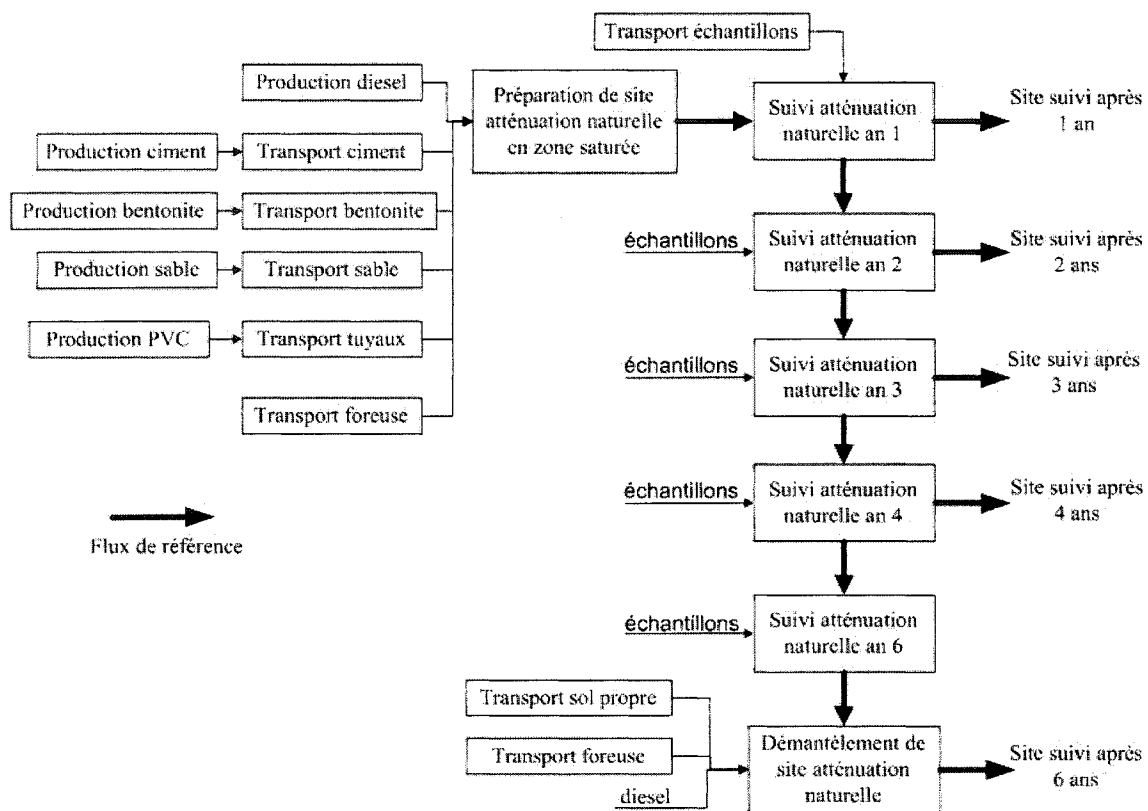
Biobarbotage

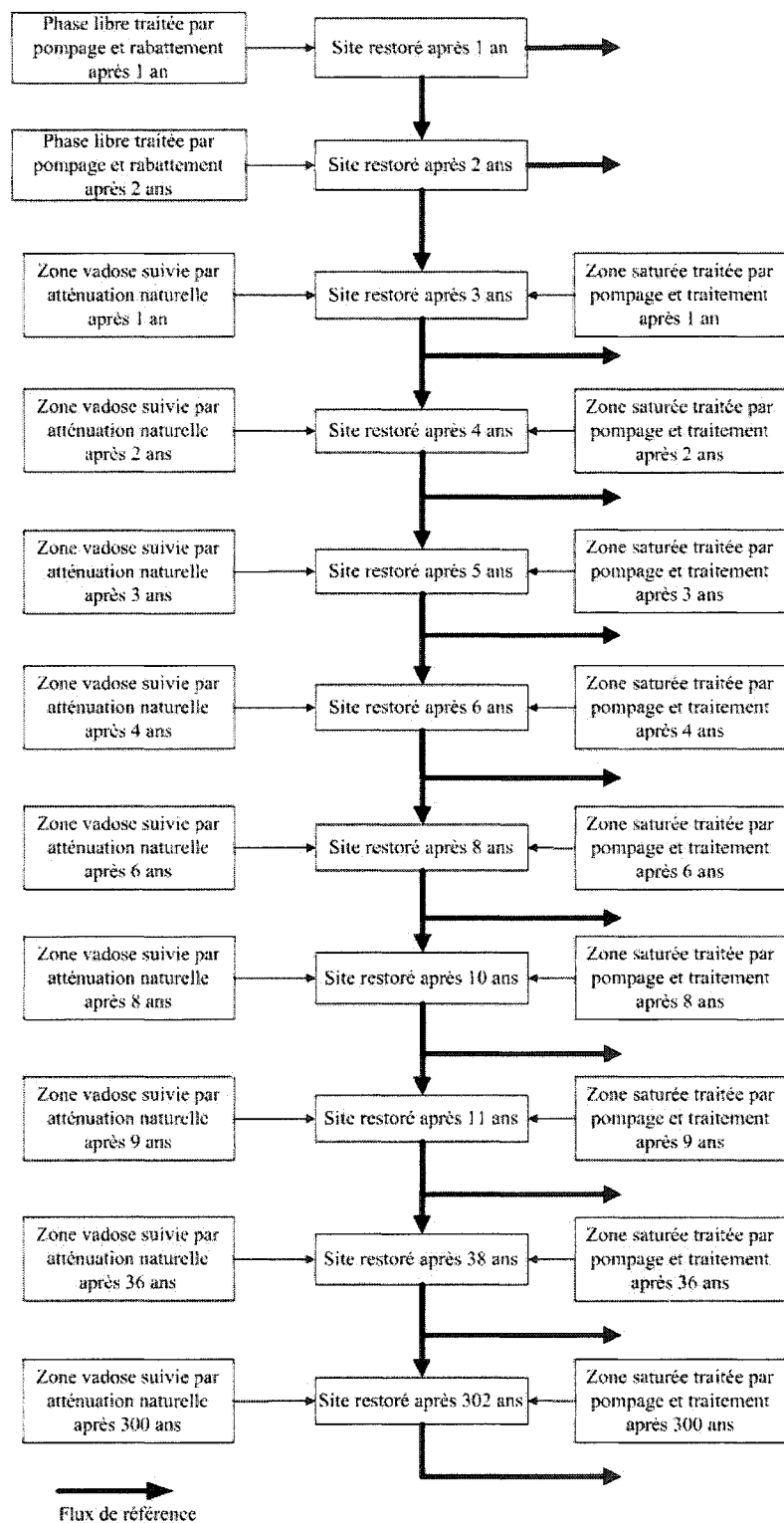


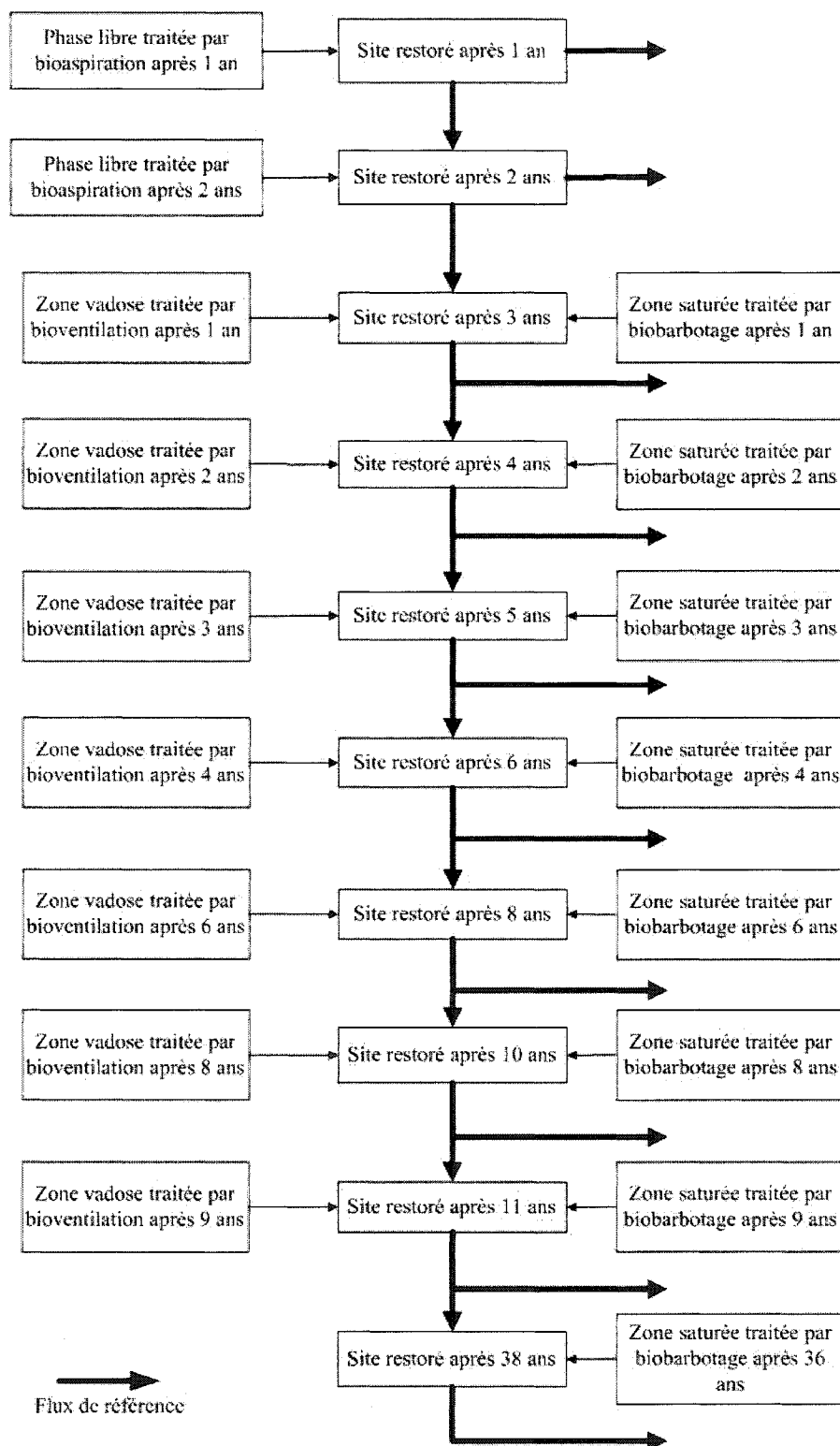
Oxydation chimique

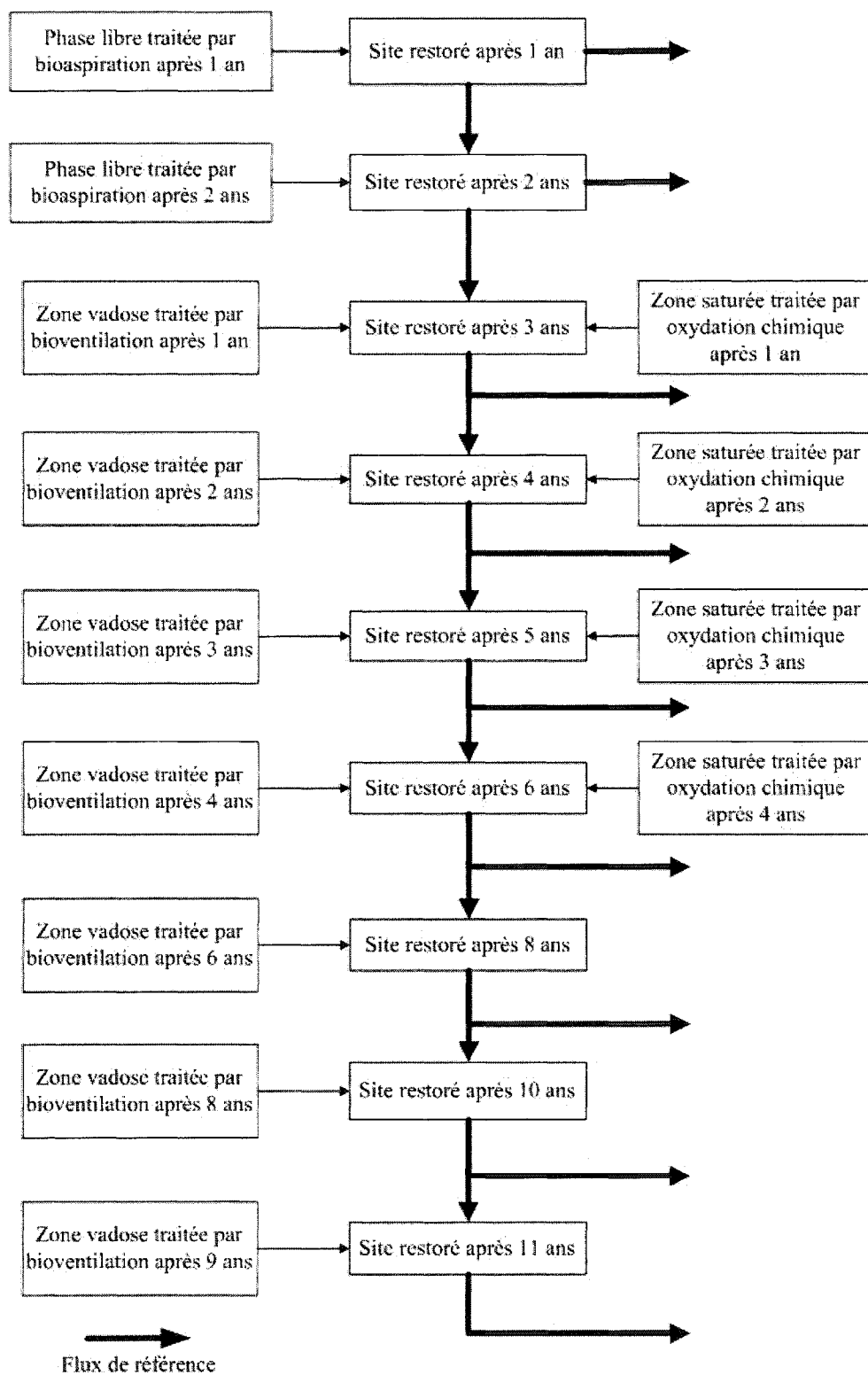


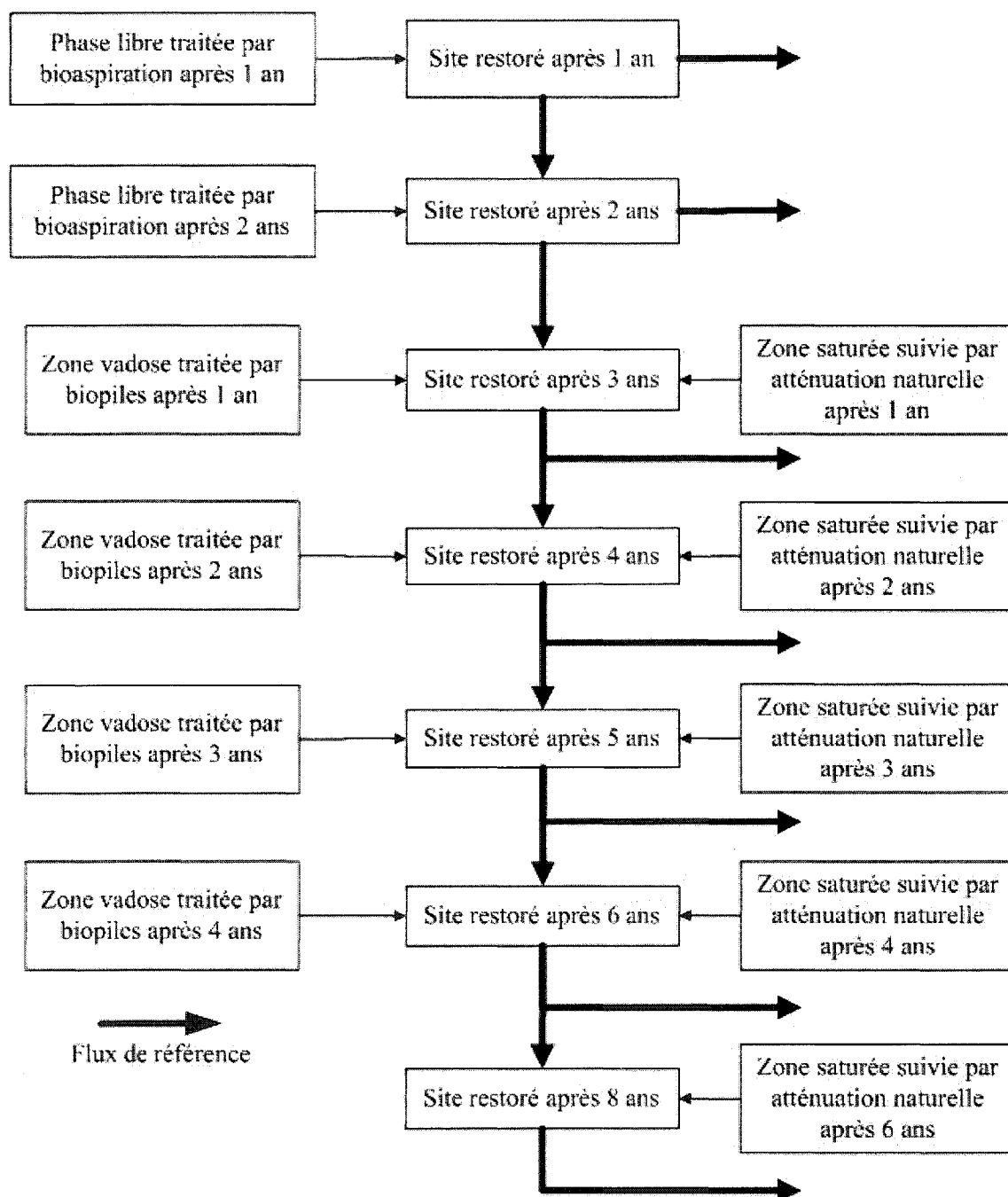
Atténuation naturelle en zone saturée



Scénario 1

Scénario 2

Scénario 3

Scénario 4

ANNEXE B :
DÉTAILS DES TECHNOLOGIES DE TRAITEMENT

Annexe B.1 : Description du pompage et rabattement

La figure B1 présente les résultats de simulation de la migration du diesel dans le sol des zones vadose et saturée avant le traitement, après la première année et après le traitement.

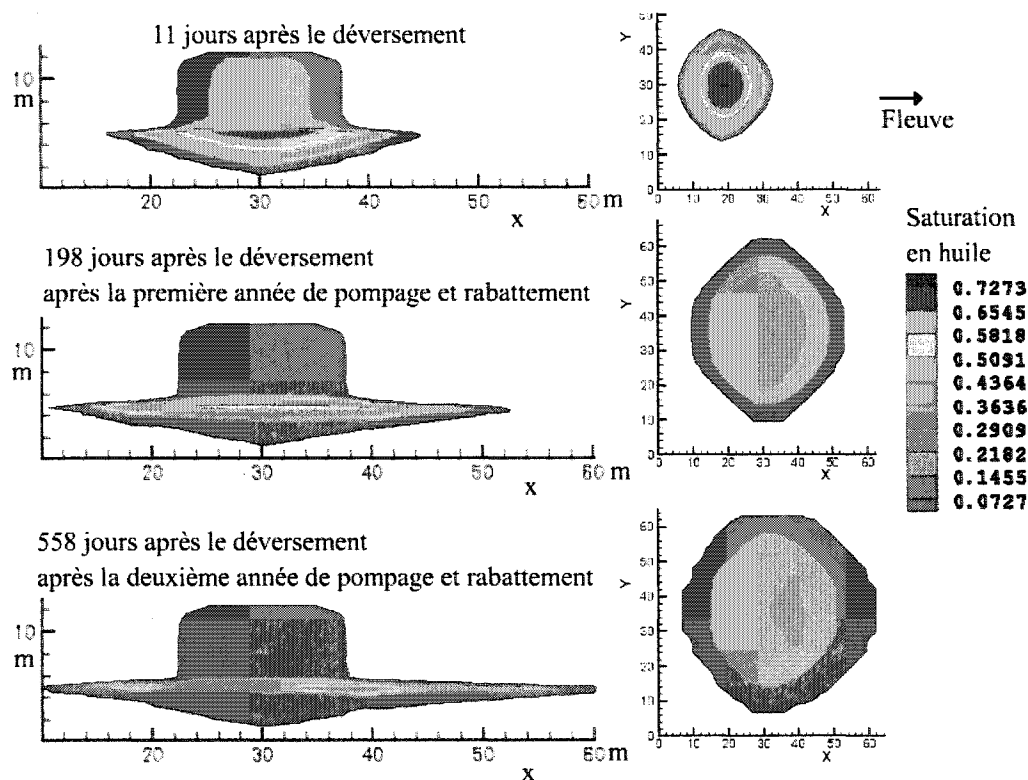


Figure B1 : Résultats de simulation du pompage et rabattement avec Compflow.

Le tableau B1 présente la liste des matériaux et des équipements utilisés pour le dimensionnement de la technologie de pompage et rabattement de la phase libre.

Tableau B1 : Liste des matériaux et équipements de pompage et rabattement

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 3/4"	45 m	Bouchon PVC 6"	6 unités
Tuyau sch. 40 PVC 4"	70 m	Tuyau PVC 2"	20 m
Valve sch.80 PVC 3/4"	6 unités	Tuyau crépiné PVC 2"	16 m
Coude 90° sch. 40 PVC 3/4"	6 unités	Bouchon PVC 2"	8 unités
Raccord T sch.40 PVC 4"	7 unités	Sable	1583 kg
Réducteur sch.40 PVC 4"x3/4"	6 unités	Bentonite	743 kg
Tuyau PVC 6"	30 m	Ciment	378 kg
Tuyau crépiné PVC 6"	24 m		
Équipements			
Pompe à déplacement positif d'air (dans le puits)	6	Compresseur 2.2 kW	3
Roulotte 3 x 6 m	1	Séparateur eau/huile 0.4 kW	1
Réservoir à huile (PVC) 9.1 m ³	1	Charbon activé en barils de 189 L	13

La figure B2 présente un schéma de puits de pompage et rabattement avec ses dimensions.

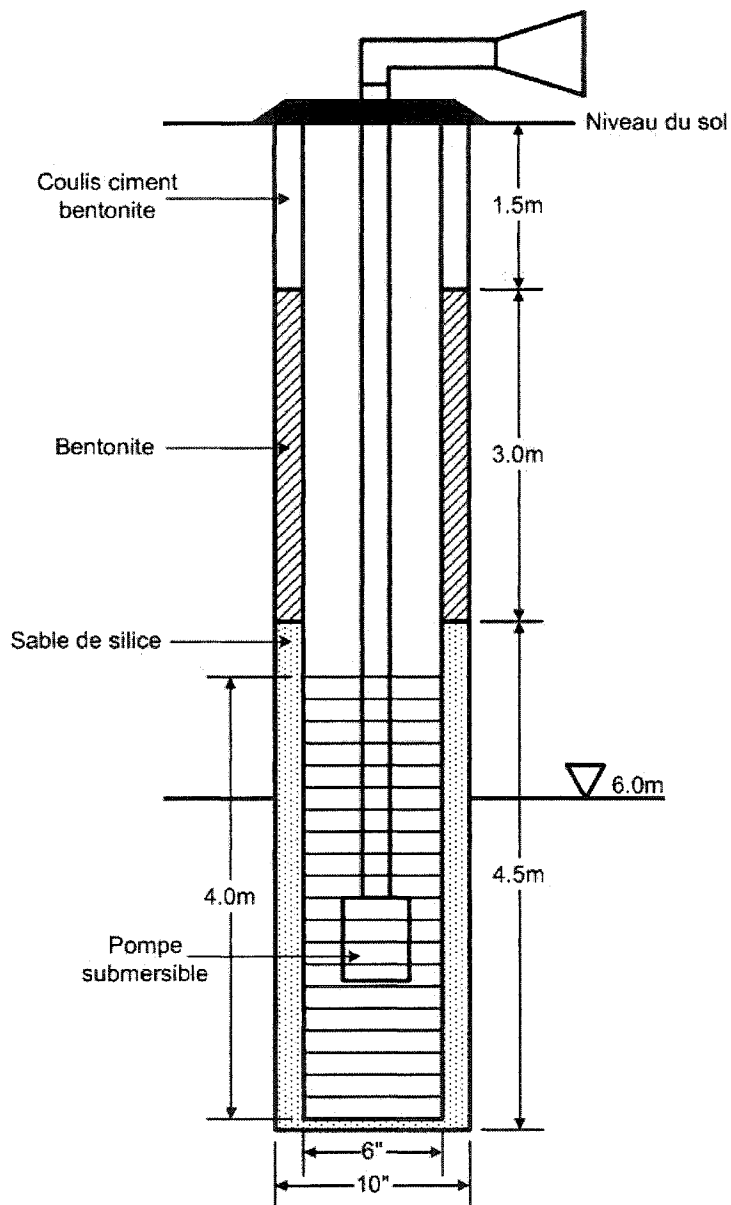


Figure B2 : Schéma d'un puits de pompage et rabattement (schéma non à l'échelle)

La figure B3 présente la carte du site avec la position des puits de pompage et rabattement.

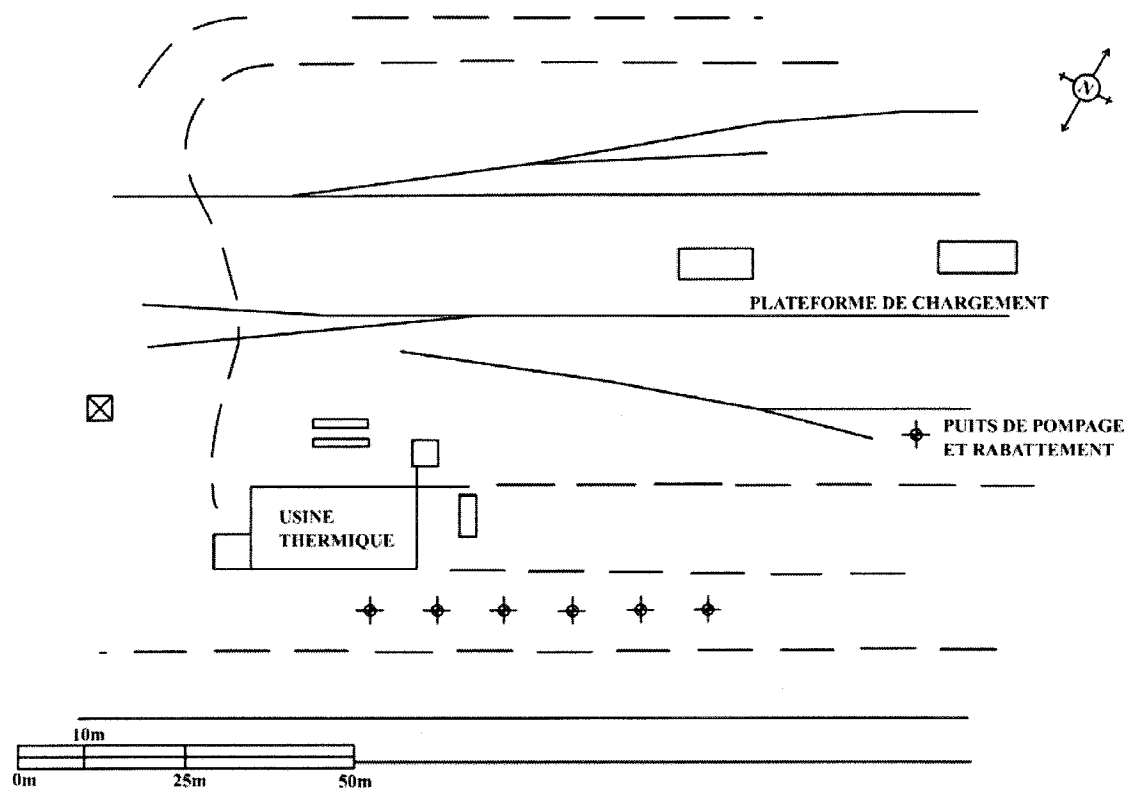


Figure B3 : Emplacement des puits de pompage et rabattement sur le site. (carte non à l'échelle)

Annexe B.2: Description de la bioaspiration

La figure B4 présente les résultats de simulation de la migration du diesel dans le sol en zone vadose et saturée avant le traitement, après la première année et après le traitement.

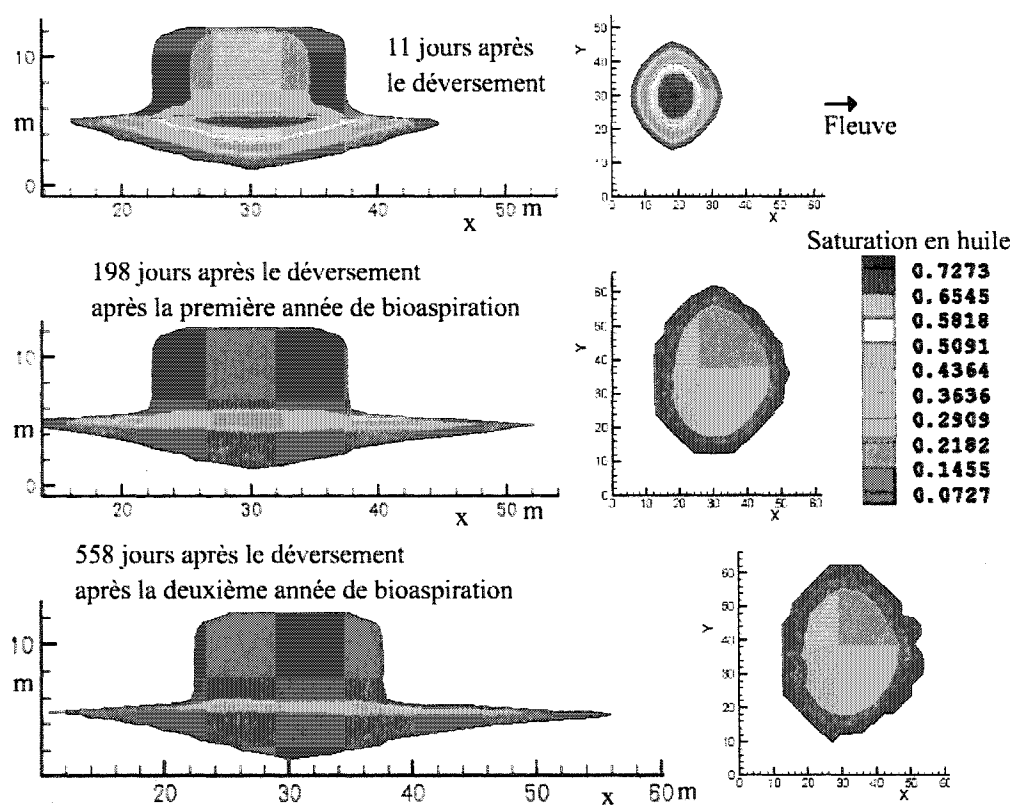


Figure B4 : Résultats des simulations de la bioaspiration avec Comflow.

Le tableau B2 présente la liste des matériaux et des équipements utilisés pour le dimensionnement de la technologie de bioaspiration de la phase libre.

Tableau B2 : Liste des matériaux et équipements de la bioaspiration

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 2"	659 m	Bouchon PVC 2"	54 unités
Tuyau PVC 1/2"	292 m	Tuyau crépiné PVC 2"	224 m
Valve sch.80 PVC 1/2"	54 unités	Tube clair PVC 1/2"	81 m
Coude 90° sch. 40 PVC 1/2"	54 unités	Sable	2515 kg
Raccord T sch.40 PVC 2"	60 unités	Bentonite	1038 kg
Réducteur sch.40 PVC 2"x1/2"	54 unités	Ciment	1059 kg
		Gravier	63 kg
Équipements			
Pompe « liquid ring vacuum » 22.4 kW	1	Séparateur air/liquide 0.4 kW	1
Roulotte 3 x 6 m	1	Séparateur eau/huile 0.4 kW	1
Réservoir à huile (PVC) 9.1 m ³	3	Charbon activé en barils de 70 L	13
Biofiltre 3.2 m ³	1	Tour humidification 55L	1
Capteur CO ₂	12	Capteur O ₂	12

La figure B6 présente un schéma de puits de bioaspiration avec ses dimensions.

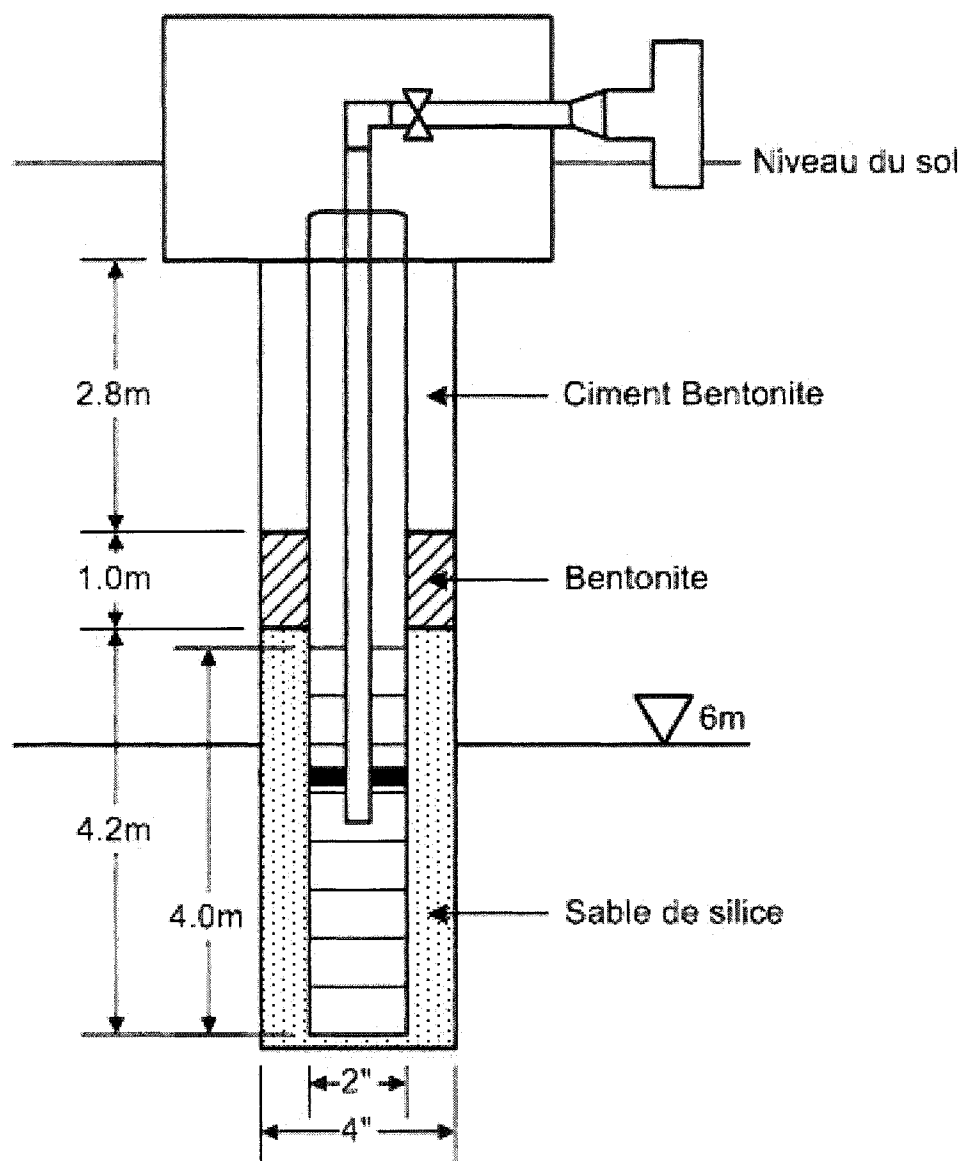


Figure B6 : Schéma d'un puits de bioaspiration. (schéma non à l'échelle)

La figure B7 présente la carte du site avec la position des puits de bioaspiration.

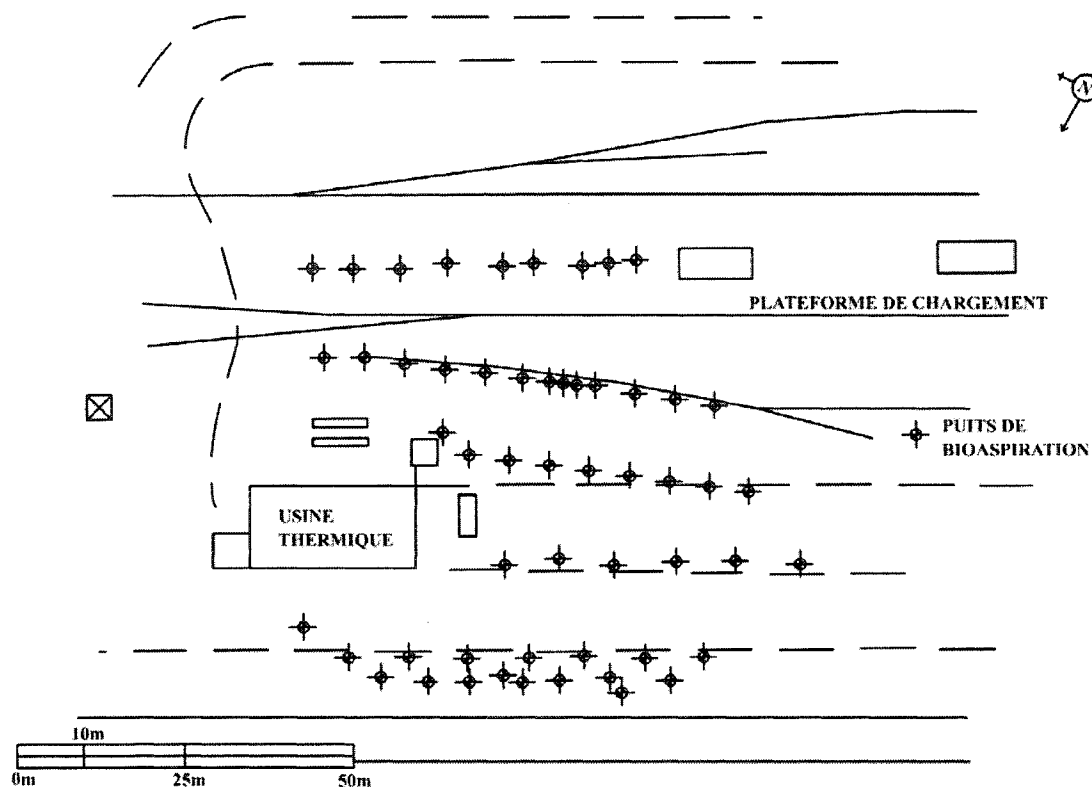


Figure B7 : Emplacement des puits de bioaspiration sur le site. (carte non à l'échelle)

Annexe B.3 : Description de l'atténuation naturelle en zone saturée

Le tableau B3 présente la liste des matériaux utilisés pour les puits de suivi de l'atténuation naturelle en zone saturée.

Tableau B3 : Liste des matériaux nécessaires aux puits de suivi de l'atténuation naturelle

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 2"	30 m	Sable	1407 kg
Tuyau crépiné PVC 2"	24 m	Bentonite	660 kg
Bouchon PVC 2"	12 unités	Ciment	336 kg

La figure B8 présente un schéma de puits de suivi de l'atténuation naturelle en zone saturée avec ses dimensions.

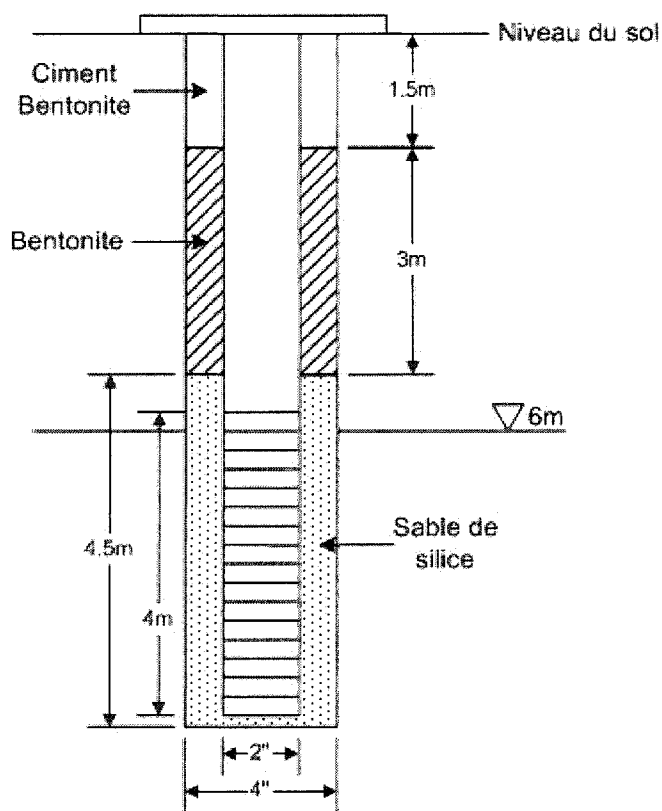


Figure B8 : Schéma d'un puits de suivi d'atténuation naturelle. (schéma non à l'échelle)

Annexe B.4 : Description du biobarbotage

Le tableau B4 présente la liste des matériaux et équipements utilisés pour le dimensionnement du biobarbotage.

Tableau B4 : Liste des matériaux et équipements au biobarbotage

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 2"	1473 m	Bouchon PVC 2"	100 unités
Tuyau crépiné PVC 2"	58 m	Sable	845 kg
Valve sch.80 PVC 2"	84 unités	Bentonite	681 kg
Coude 90° sch. 40 PVC 2"	96 unités	Ciment	4321 kg
Raccord T sch.40 PVC 2"	82 unités		
Équipements			
Compresseur 1.5kW	4	Roulotte 3 x 6 m	1

La figure B9 présente un schéma de puits de biobarbotage avec ses dimensions.

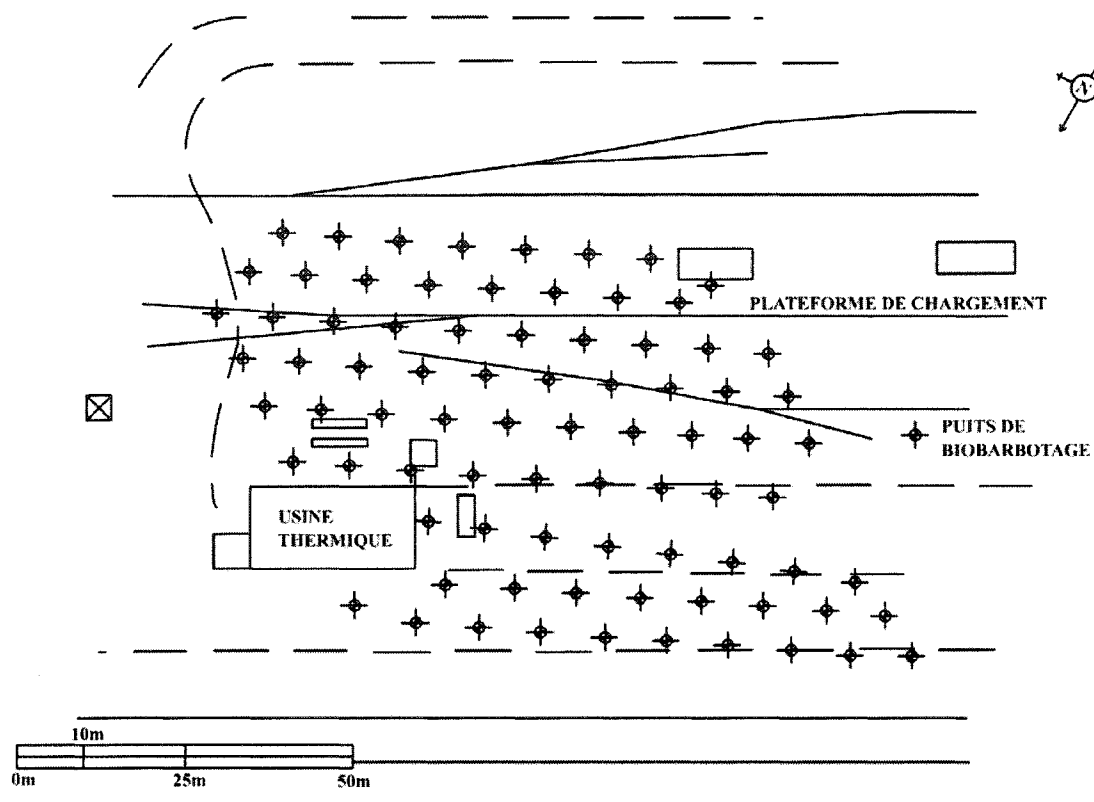


Figure B10 : Emplacement des puits de biobarbotage sur le site. (carte non l'échelle)

Annexe B.5 : Description de l'atténuation naturelle en zone vadose

Le tableau B5 présente la liste des matériaux et équipements utilisés pour les puits de suivi de l'atténuation naturelle en zone vadose.

Tableau B5 : Liste des matériaux et équipements de l'atténuation naturelle dans le sol

Matériaux			
Sable	71 kg	Gravier	32 kg
Bentonite	302 kg		
Équipements			
Capteur CO ₂	6	Capteur O ₂	6

La figure B11 présente un schéma de puits de suivi de l'atténuation naturelle en zone vadose avec ses dimensions.

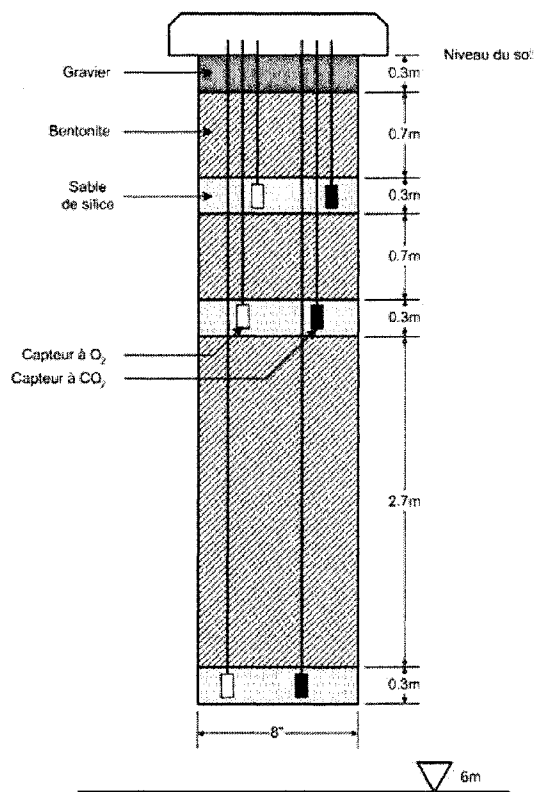


Figure B11 : Schéma d'un puits de suivi d'atténuation naturelle. (schéma non à l'échelle)

Annexe B.6 : Description de la bioventilation

Le tableau B6 présente la liste des matériaux et équipements utilisés pour le dimensionnement de la bioventilation.

Tableau B6 : Liste des matériaux et équipements de la bioventilation

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 2"	33.4 m	Réducteur 4"x 2"	1 unité
Tuyau sch. 40 PVC 4"	16 m	Bouchon PVC 2"	2 unités
Tuyau crépiné PVC 2"	7.6 m	Couvercle d'accès	4 unités
Valve sch.80 PVC 2"	2 unités	Sable	140.1 kg
Coude 90° sch. 40 PVC 2"	3 unités	Bentonite	611.7 kg
Raccord T sch.40 PVC 2"	1 unité	Ciment	12.6 kg
Raccord T sch.40 PVC 4"	1 unité	Gravier	62.5 kg
Équipements			
Soufflante 300W	1 unité	Pompe 375W	1 unité
Biofiltre 1.4 m ³	1 unité	Tour d'humidification 45L	1 unité
Capteur CO ₂	12	Capteur O ₂	12

La figure B12 présente un schéma d'un puits d'extraction d'air de bioventilation avec ses dimensions.

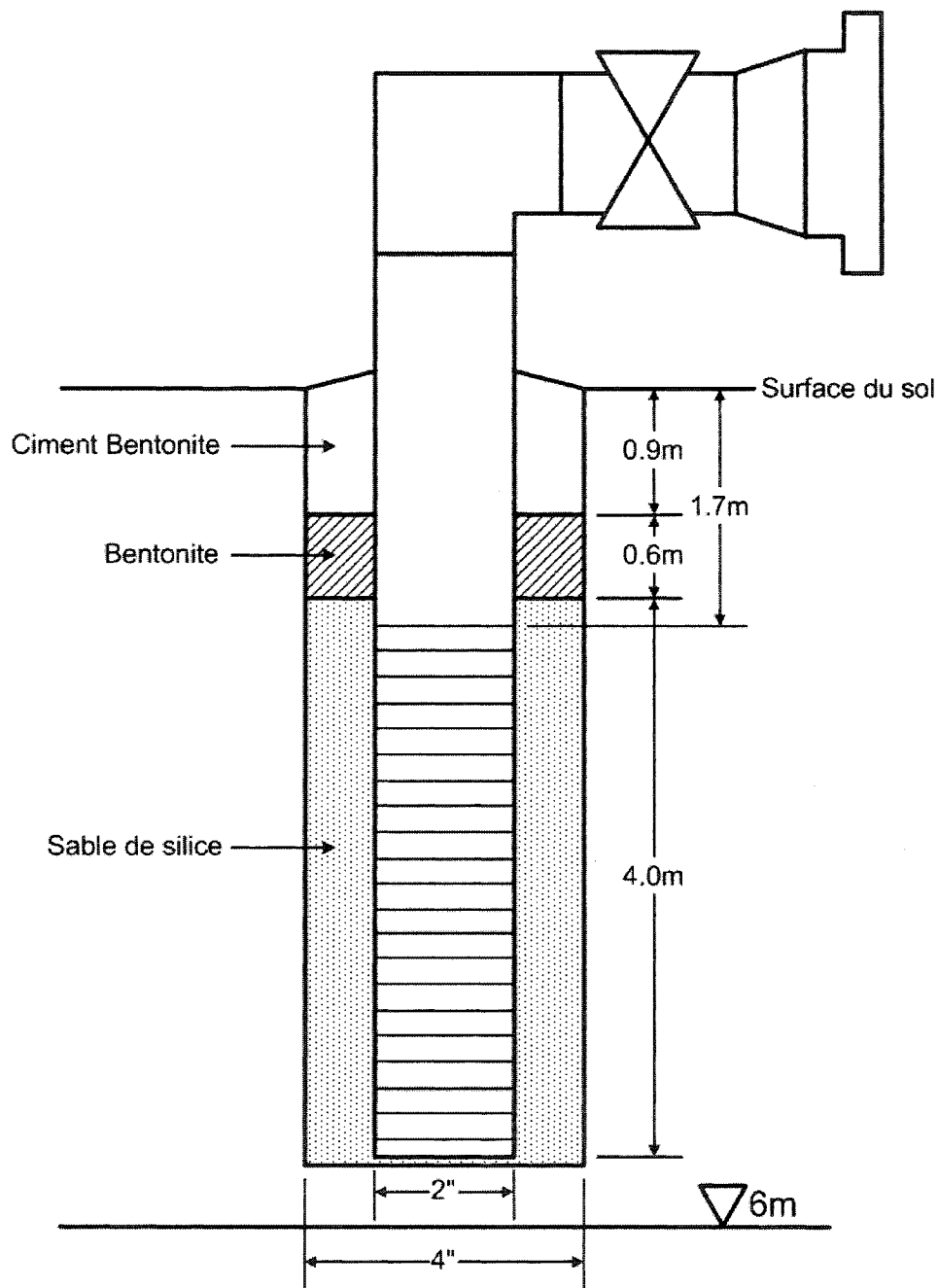


Figure B12 : Schéma d'un puits de bioventilation. (schéma non à l'échelle)

La figure B13 présente la carte du site avec la position des puits de bioventilation et leur rayon d'influence.

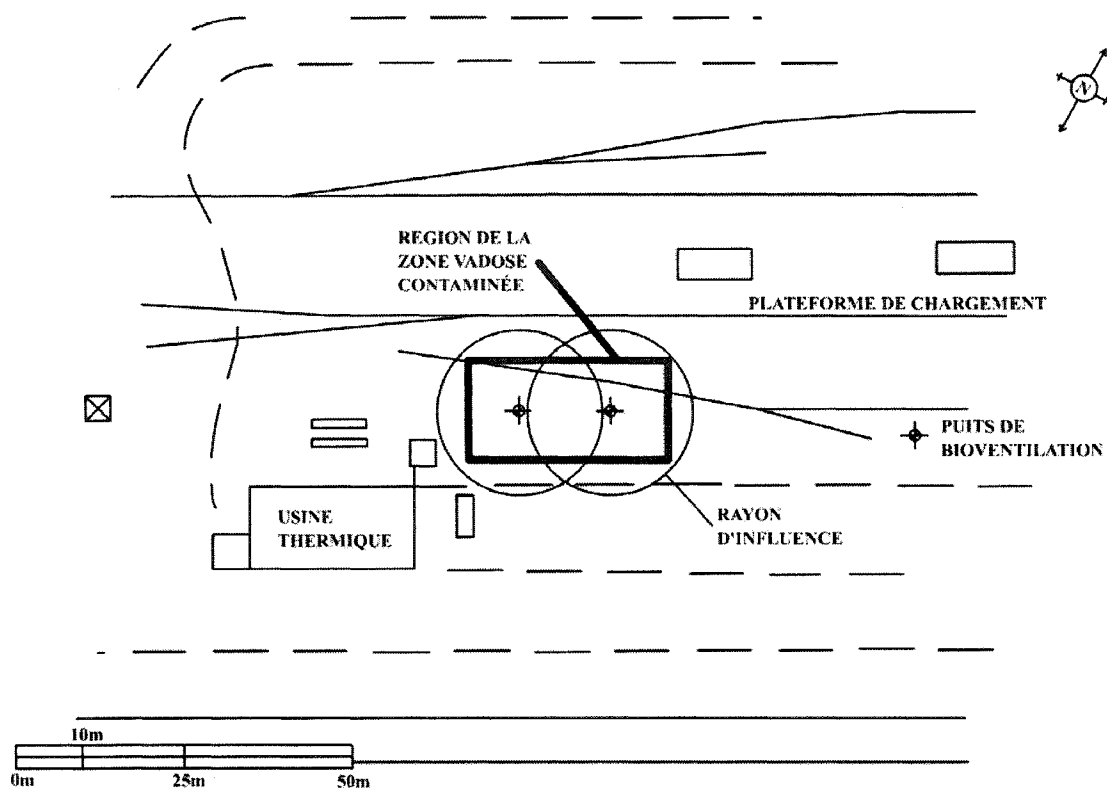


Figure B13 : Emplacement des puits de bioventilation sur le site. Les cercles représentent le rayon d'influence de chaque puits. (carte non à l'échelle)

Annexe B.7 : Description des biopiles

Le tableau B7 présente la liste des matériaux et équipements utilisés pour le dimensionnement des biopiles.

Tableau B7 : Liste des matériaux et équipements des biopiles

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 4"	107 m	Asphalte	501 tonnes
Tuyau perforé PVC 2"	3500 m	Gravier	1788 tonnes
Valve sch.80 PVC 2"	15 unités	Toile de recouvrement semi-perméable en LDPE 800m ²	5 unités
Coude 90° sch. 40 PVC 4"	12 unités	Urée	16 118 kg
Raccord T sch.40 PVC 4"	14 unités	Phosphate de diammonium	3521 kg
Réducteur 4"x 2"	16 unités	Copeaux de bois	317 tonnes
Équipements			
Soufflante 2.6kW	1 unité	Pompe 400W	1 unité
Biofiltre 21 m ³	1 unité	Tour d'humidification 220L	1 unité
Roulotte 3 x 6 m	1 unité	Clôture de 1.8m	218 m

Les biopiles ont les dimensions suivantes :

Longueur inférieure (Li) :	50 m	a :	2.6 m
Longueur supérieure (Ls) :	44.8 m	Hauteur (h) :	1.5 m
Largeur inférieure (l) :	10 m	Volume de sol par biopile :	531.21 m ³
Largeur supérieure (w) :	4.8 m	Distance entre les biopiles :	8 m

La figure B14 présente un schéma de la forme d'une biopile.

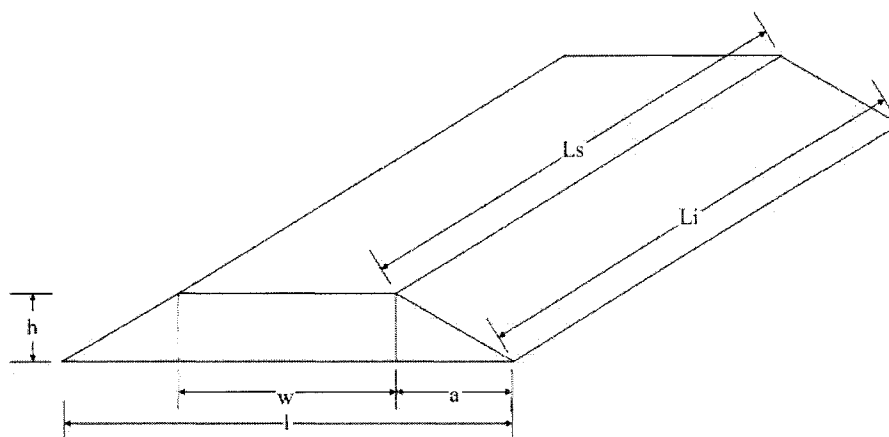


Figure B.14 : schéma des dimensions d'une biopile. (schéma non à l'échelle)

La figure B15 présente la carte du site avec la position des biopiles et l'aire d'entreposage des sols excavés.

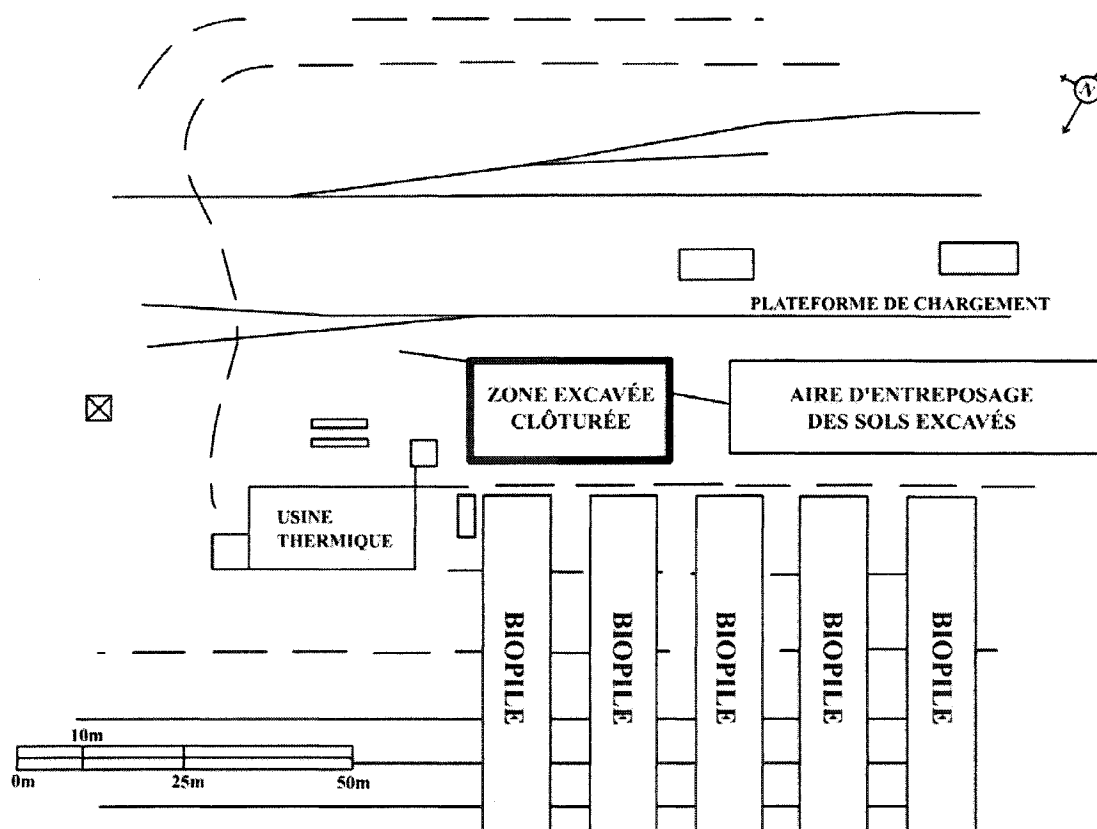


Figure B15 : Emplacement des biopiles sur le site. (carte non à l'échelle)

Annexe B.8 : Description du pompage et traitement

Tableau B8 : Liste des matériaux et équipements de pompage et traitement

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 3/4"	50 m	Bouchon PVC 6"	3 unités
Tuyau sch. 40 PVC 4"	60 m	Tuyau PVC 2"	20 m
Valve sch.80 PVC 3/4"	3 unités	Tuyau crépiné PVC 2"	16 m
Coude 90° sch. 40 PVC 3/4"	3 unités	Bouchon PVC 2"	8 unités
Raccord T sch.40 PVC 4"	4 unités	Sable	1036 kg
Réducteur sch.40 PVC 4"x3/4"	3 unités	Bentonite	843.5 kg
Tuyau PVC 6"	32 m	Ciment	210 kg
Tuyau crépiné PVC 6"	13.2 m		
Équipements			
Pompe à déplacement positif d'air (dans le puits) (130m ³ /d)	3	Compresseur 2.2 kW	3
Roulotte 3 x 6 m	1	Séparateur eau/huile 0.4 kW	1
Réservoir à huile (PVC) 9.1 m ³	1	Charbon activé en barils de 189 L/année	26

La figure B16 présente un schéma de puits de pompage et traitement avec ses dimensions.

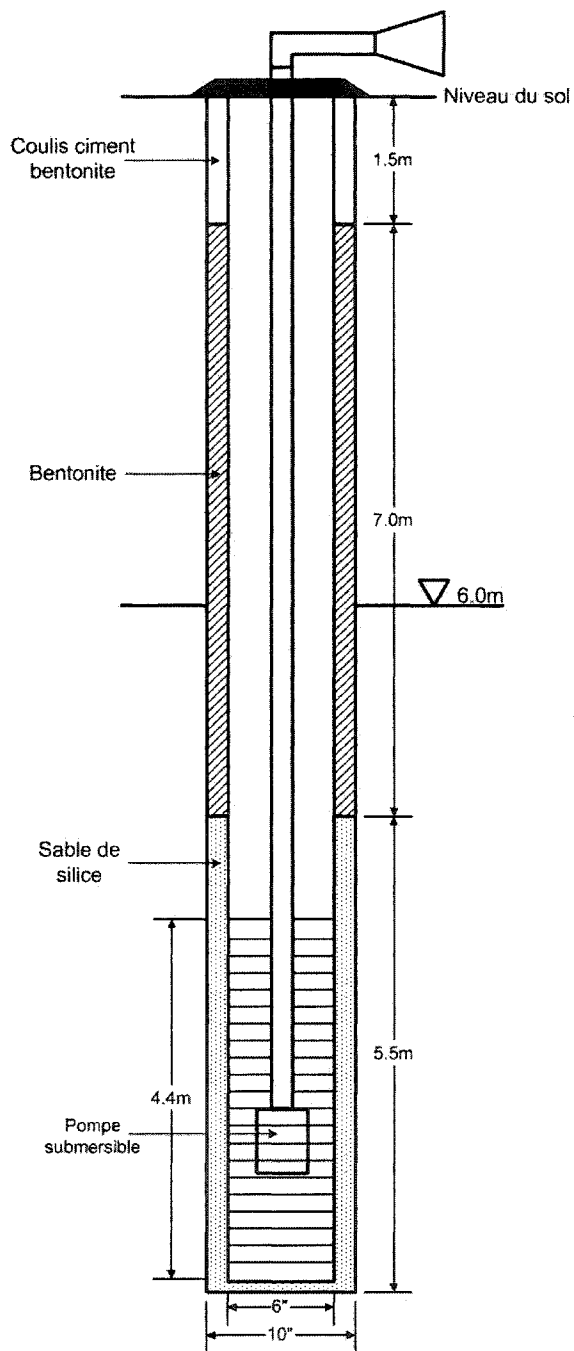


Figure B16 : Schéma d'un puits de pompage et traitement. (schéma non à l'échelle)

La figure B17 présente la carte du site avec la position des puits de pompage et traitement.

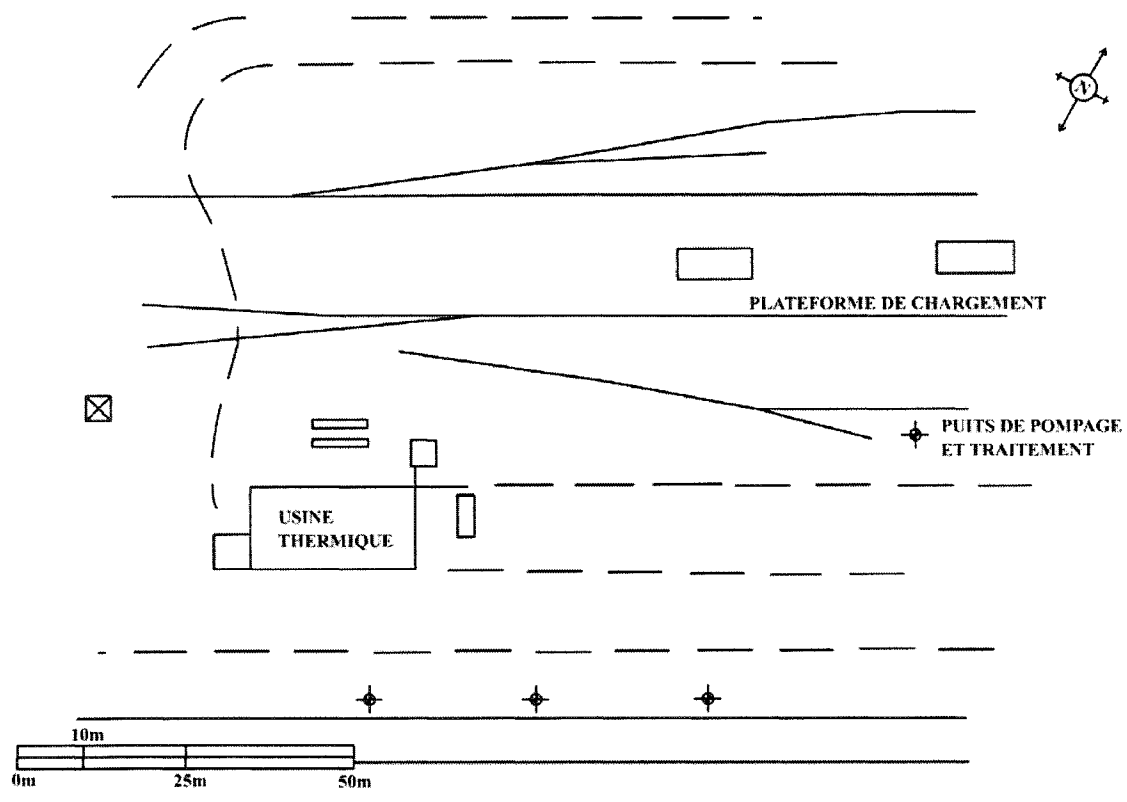


Figure B17 : Emplacement des puits de pompage et traitement sur le site. (carte non à l'échelle)

Annexe B.9 : Description de l'oxydation chimique

Tableau B9 : Liste des matériaux et équipements de l'oxydation chimique

Matériaux			
Tuyau sch. 40 PVC 3/8"	15 m	Bouchon PVC 2"	16 unités
Tuyau sch. 40 PVC 1/2"	45 m	Sable	352 kg
Tuyau acier 3/8"	1100 m	Bentonite	1676 kg
Tuyau acier 2"	1156.3 m	Ciment	210 kg
Tuyau crépiné acier 2"	94 m	Gravier	5117 kg
Coude 90° acier 3/8"	125 unités	CH ₃ COOH 50%wt	2280 kg
Bouchon acier 2"	125 unités	H ₂ O ₂ 50%wt	4406 tonnes
Tuyau PVC 2"	40 m	FeSO ₄ sec	9844 tonnes
Tuyau crépiné PVC 2"	32 m	Eau distillée	9844 m ³
Équipements			
Pompe 1.5 kW	1	Pompe 0.2 kW	1
Pompe 0.1 kW	1	Compresseur 1.5 kW	1
Réservoirs de mélange 2m ³	2	Agitateurs avec moteur 0.4kW	2

La figure B18 présente un schéma de puits d'oxydation chimique avec ses dimensions.

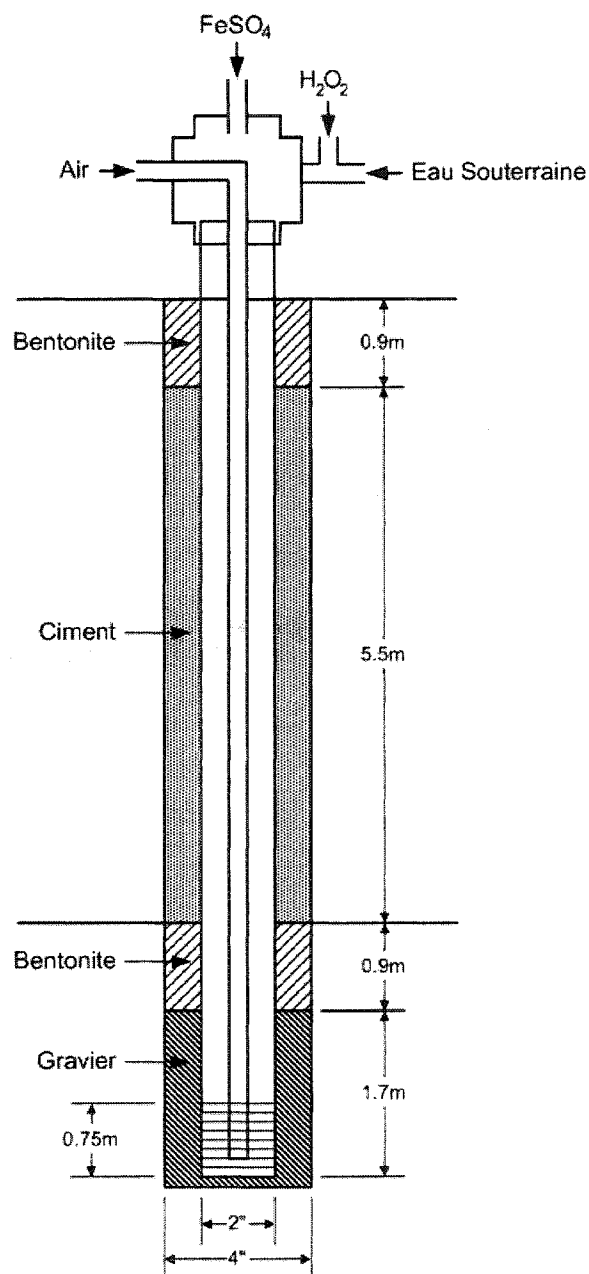


Figure B18 : Schéma d'un puits d'oxydation chimique. (schéma non à l'échelle)

La figure B19 présente la carte du site avec la position des puits d'oxydation chimique.

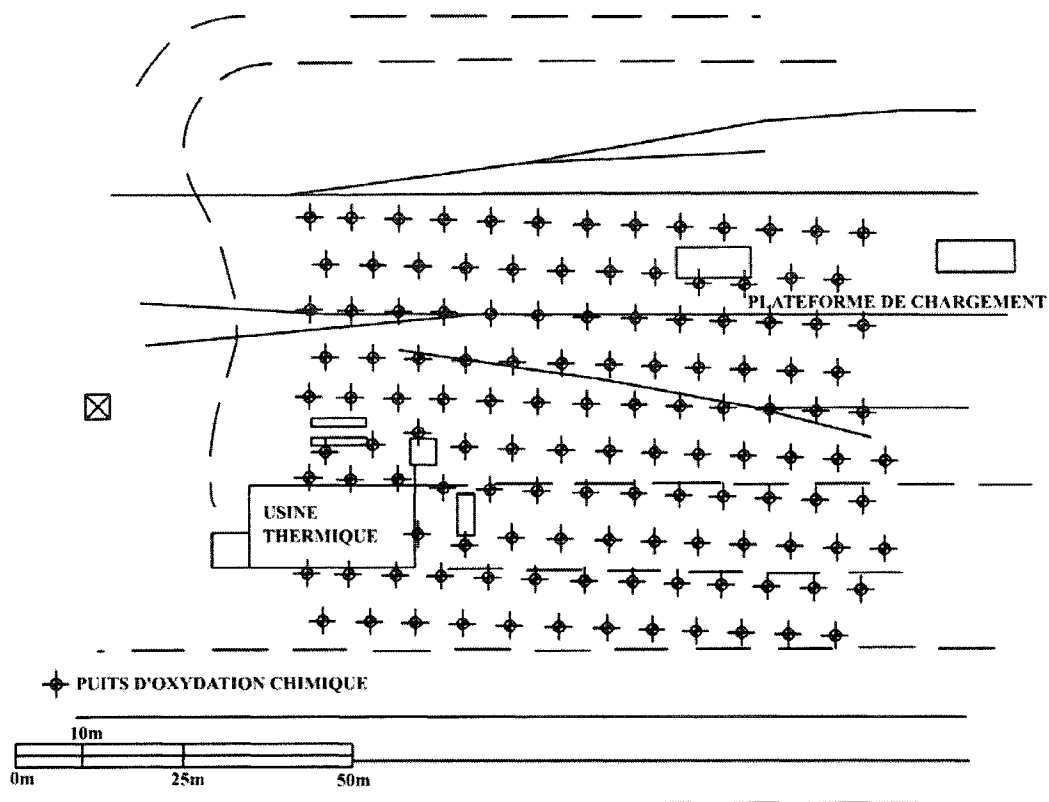


Figure B19 : Emplacement des puits d'oxydation chimique sur le site. (carte non à l'échelle)

ANNEXE C :
CALCULS DES ÉMISSIONS AVEC LES MODÈLES GABI 3 ET NONROAD

Annexe C.1 : Calculs des émissions selon le modèle GABI 3

Le modèle utilisé pour calculer les émissions des transports routiers est le modèle du logiciel Gabi 3. Ce modèle permet de déterminer tout d'abord la quantité de diesel nécessaire pour permettre au transporteur de parcourir une certaine distance avec une certaine charge, puis les émissions associées.

Calcul de la quantité de diesel

L'équation C1 permet de calculer la quantité totale de diesel utilisée par un transporteur.

Diesel total =

$$a \times tua^b \times dist.aller \times charge\ max \times tua + a \times tur^b \times dist.retour \times charge\ max \times tur$$

équation C1

où a et b sont fonction du type de camion et du type de route,

tua : taux d'utilisation allée (max 100% min 10%),

dist.aller : distance parcourue à l'allée (km),

charge max : charge maximale du camion (tonne),

tur : taux d'utilisation au retour (max 100% min 10%),

dist.retour : distance parcourue au retour (km).

Type de camions

Il existe 8 types de camions dans le modèle Gabi 3. Ces types de camions sont :

- Petit transporteur/charge totale 3.5t/charge payante 2t
- Camion/ charge totale 7.5t/charge payante 4.7t
- Camion moyen/charge totale 13t
- Camion remorque/charge totale 15t/charge payante 9.3t
- Camion/charge totale 16t/charge payante 10.3t
- Camion /charge totale 22t/charge payante 14.5t
- Camion remorque/charge totale 38t/charge payante 26t
- Semi-remorque/charge totale 38t/charge payante 26t

La charge payante est utilisée comme charge maximale du camion.

Type de route

Le modèle Gabi 3 fait la différence entre les routes de longue distance (autoroute) et les routes locales (autres que autoroute).

Taux d'utilisation

Le taux d'utilisation correspond au pourcentage de la charge payante utilisée à l'aller et au retour. Ce taux peut être au maximum de 100% et au minimum de 10%. L'utilisateur du modèle détermine la charge utilisée à l'aller et au retour.

$$\text{Taux d'utilisation} = \text{charge utilisée} / \text{charge payante} \times 100 \%$$

La quantité de diesel utilisée pour transporter une certaine charge est ensuite calculée de cette façon :

$$\text{Diesel par kg tonnage} = \frac{\text{diesel.total}}{(\text{tonnage.aller} + \text{tonnage.retour}) \times 1000 \text{ kg / tonne}}$$

équation C2

$$\text{Consommation diesel (kg)} = \text{charge à transporter (kg)} \times \text{diesel par kg tonnage}$$

équation C3

Calcul des émissions

Les émissions sont calculées pour la charge à transporter. Le modèle Gabi 3 permet de calculer les émissions de sept substances : CO, CH₄, NMVOC, NO_x, SO₂, particules et CO₂. Chaque substance a un facteur d'émission associé en kg de substance par kg de diesel qui est fonction du type de camion et du type de route. La charge à transporter est appelée cargo dans le modèle. L'équation C4 permet de calculer la quantité d'émissions lors du transport de la charge voulue.

$$\text{Émissions} = \text{facteur d'émission} \times \text{diesel par kg tonnage} \times \text{charge à transporter}$$

équation C4

où émissions : quantité totale d'une substance émise lors du transport de la charge à transporter (kg),

facteur d'émission (kg substance/kg diesel): fonction du type de route et du type de camion,

diesel par kg tonnage : kg diesel /kg charge payante utilisée à l'allée et au retour,

charge à transporter (kg) : masse de l'équipement ou des matériaux à transporter.

Exemple de calcul

Lors de la préparation de site du pompage et rabattement, 378.25 kg de ciment étaient nécessaires. Le fournisseur était situé à 900 km du site. Le transporteur de charge payante 2t a été sélectionné. Puisque la distance à parcourir était importante, le type de route choisie était la longue distance. L'hypothèse utilisée pour le calcul était que le camion était rempli au maximum de sa charge payante (100%) pour aller au site et revenait vide (10%) à son point de départ initial.

Quantité de diesel :

Selon l'équation C1:

a :	0.0716	charge max :	2 tonnes
b :	-0.926	dist.aller :	900 km
tua :	100%	dist.retour :	900 km
tur :	10%,	Diesel total :	237.57 kg

Selon l'équation C2 :

tonnage aller : 2 tonnes tonnage retour : 0

Diesel par kg tonnage : 0.1188 kg diesel/kg tonnage

Puis selon l'équation C3, la consommation totale de diesel nécessaire pour transporter cette masse de ciment est 44.93 kg.

Émissions :

Les facteurs d'émissions dans ce cas-ci sont :

CO : 0.01596 kg/kg diesel	SO ₂ : 0.003 kg/kg diesel
CH ₄ : 0.00026813 kg/kg diesel	Particules : 0.002519 kg/kg diesel
NMVOC : 0.0079819 kg/kg diesel	CO ₂ : 3.1249 kg/kg diesel
NO _x : 0.028241 kg/kg diesel	

En utilisant l'équation C4, les émissions pour le transport de 378.25 kg de ciment sont :

CO : 0.717 kg	SO ₂ : 0.135 kg
CH ₄ : 0.012 kg	Particules : 0.113 kg
NMVOC : 0.359 kg	CO ₂ : 140.4 kg
NO _x : 1.269 kg	

Annexe C.2 : Calculs des émissions selon le modèle NONROAD

Les équations C5 à C16 permettent de calculer la consommation totale de diesel par un équipement ainsi que les émissions rejetées. Les équations C17 à C19 permettent de calculer certains paramètres nécessaires au calcul des émissions.

$$\text{Consommation totale de diesel (g)} = \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \times \text{EF}_{\text{diesel}} \quad \text{équation C5}$$

$$\text{Particules (g)} = \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \times \text{EF}_{\text{particules}} \times \text{DF} \quad \text{équation C6}$$

$$\text{NO}_x \text{ (g)} = \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \times \text{EF}_{\text{NO}_x} \times \text{DF} \quad \text{équation C7}$$

$$\text{CO (g)} = \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \times \text{EF}_{\text{CO}} \times \text{DF} \quad \text{équation C8}$$

$$\text{THC (g)} = \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \times \text{EF}_{\text{THC}} \times \text{DF} \quad \text{équation C9}$$

$$\text{CO}_2 \text{ (g)} = \text{EF}_{\text{diesel}} \times 0.87 \times (44/12) \times \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \quad \text{équation C10}$$

$$\text{SO}_2 \text{ (g)} = [\text{EF}_{\text{diesel}} \times (1-0.22) - \text{EF}_{\text{THC}}] \times 0.0033 \times 2 \times \text{POP} \times \text{P} \times \text{A} \times \text{LF} \quad \text{équation C11}$$

$$\text{TOG (g)} = \text{THC} \times 1.07 \quad \text{équation C12}$$

$$\text{NMOG (g)} = \text{THC} \times 1.054 \quad \text{équation C13}$$

$$\text{NMHC (g)} = \text{THC} \times 0.984 \quad \text{équation C14}$$

$$\text{VOC (g)} = \text{THC} \times 1.053 \quad \text{équation C15}$$

$$\text{CH}_4 \text{ (g)} = \text{THC} - \text{NMHC} \quad \text{équation C16}$$

$$\text{DF} = 1 - a \times \text{AF}^b \quad \text{équation C17}$$

$$\text{AF} = \text{heures totales d'utilisation} \times \text{LF} / \text{durée de vie} \quad \text{équation C18}$$

$$\text{Heures totales d'utilisation} = (\text{année actuelle} - \text{année de fabrication}) \times \text{activité annuelle} \quad \text{équation C19}$$

Les paramètres utilisés dans les différentes équations sont maintenant définis.

Puissance P (hp)

10 classes de puissance sont répertoriées dans Nonroad. Elles sont :

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 de l'équipement et il est défini pour chaque classe d'équipement.

Activité A (h)

L'activité représente le nombre d'heures d'utilisation de l'équipement qui a été nécessaire pour réaliser le travail.

Facteur d'Émissions EF (g/hp*h)

Le facteur d'émissions est donné seulement pour le diesel (BSFC), les particules, les oxydes d'azote (NOx), les hydrocarbures totaux (THC) et le monoxyde de carbone (CO).

Facteur de Détérioration DF

Le facteur de détérioration fait intervenir l'âge de l'équipement utilisé et son niveau d'utilisation pendant sa durée de vie. Il est calculé en faisant intervenir un facteur d'âge (AF). Les coefficients a et b dans l'équation C17 sont fonction de l'émission et de la distribution technologique de l'équipement.

Population POP

La population représente la quantité d'un même équipement utilisé. Pour excaver un certain volume de sol, 5 excavatrices pourraient être demandées.

Durée de vie (h)

Il s'agit de la durée de vie du moteur si l'équipement est chargé complètement. La durée de vie est fonction de la classe de puissance.

Activité annuelle (h/an)

L'activité annuelle est le nombre d'heures d'utilisation d'une classe d'équipement pendant un an.

Le tableau C.1 présente plus en détail les calculs des émissions rejetées par les équipements utilisés.

Tableau C.1 : Calculs des émissions rejetées par les équipements utilisés

Fonction	Équipement et modèle	Travail	Travail à l'heure ^a	Activité (h)	Puissance (hp)	BSFC (g/hp*h)	LF
Excaver sol naturel ¹	Chargeuse pelleteuse 416D CAT	1298 m ³	8.64 m ³ /h	150	73	209.1	0.55
Étendre remblai (gravier) ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	1159 m ³	72.54 m ³ /h	16	73	209.1	0.55
Niveler remblai ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	3650 m ²	11300 m ² /h	0.32	73	209.1	0.55
Compacter remblai ¹	rouleau compresseur CB-434D CAT	3650 m ²	1200 m ² /h	3.04	78	185.1	0.56
Étendre asphalte ¹	paving equipment AP-800C CAT	3650 m ²	893 m ² /h	4.09	107	166.5	0.53
Compacter asphalte ¹	rouleau compresseur CB-434D CAT	3650 m ²	1200 m ² /h	3.04	78	185.1	0.56
Excaver sols contaminés et sols propres ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	21240 m ³	8.64 m ³ /h	2458	73	209.1	0.55
Remblayage sols propres ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	13320 m ³	8.64 m ³ /h	1542	73	209.1	0.55
Mise en place des sols contaminés ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	9900 m ³	72.54 m ³ /h	136.5	73	209.1	0.55
Brassage des sols ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	9900 m ³	72.54 m ³ /h	136.5	73	209.1	0.55
Remblayage ¹	Chargeuse-pelleteuse 416D CAT	9900 m ³	72.54 m ³ /h	136.5	73	209.1	0.55
Enlèvement asphalte ¹	recycleuse de chaussée RM-350B CAT	3650 m ²	3588 m ³ /h	1.02	462	166.5	0.73

Tableau C.1 : Calculs des émissions rejetées par les équipements utilisés (suite)

Remblayage sol naturel ¹	Chargeuse- pelleteuse 416D CAT	1298 m ³	72.54 m ³ /h	17.9	73	209.1	0.55
Nivelage terrain ¹	Chargeuse- pelleteuse 416D CAT	3650 m ³	11300 m ³ /h	0.32	73	209.1	0.55
Forer trou 4", 18ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	0.33 ^b	380	214.6	0.75
Forer trou 4", 30ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	0.67 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 4", 46 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	3.0 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 8", 18ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	1.0 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 8", 30 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	2.5 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 8", 46 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	4.5 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 10", 18 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	1.5 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 10", 30 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	3.8 ^b	380	214.6	0.75
forer trou 10", 46 ft	Foreuse T3W de Ingersoll	-	-	5.5 ^b	380	214.6	0.75

^a Le travail à l'heure a été obtenu par Hewitt, fournisseur d'équipement Caterpillar, communication téléphonique avec M. Orova

^b L'activité a été donnée directement par un technicien de Forage Technic-eau.

¹ Ces étapes font partie du traitement de la zone vadose par excavation et traitement en biopiles.

ANNEXE D :

**MÉTHODE AMÉRICAINE DE CARACTÉRISATION DES IMPACTS TRACI,
DÉTERMINATION DES FACTEURS MINIMUM ET MAXIMUM DES
SUBSTANCES AGRÉGÉES ET CALCUL DES FACTEURS DE
NORMALISATION CANADIENS**

Annexe D.1 : Méthode d'impacts TRACI

La méthode américaine TRACI qui signifie en anglais : « Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other environmental Impacts » (outil pour la réduction et l'analyse des substances chimiques et autres impacts environnementaux) a été développée par l'agence de protection de l'environnement américaine (U.S EPA). La méthode utilise des modèles d'analyse d'impacts reflétant le potentiel relatif des agents stressants à un point milieu commun dans la chaîne cause à effet.

Les catégories d'impacts traitées par la méthode TRACI et utilisées dans cette étude sont présentées au tableau D.1 et une brève description de chacune est présentée dans les paragraphes suivants.

Tableau D.1 : Catégories d'impacts environnementaux de la méthode TRACI

Catégorie	Milieu touché	Indicateurs	Type d'impact
Réchauffement global	air	CO ₂ équivalents /kg émission	Global
Épuisement de l'ozone	air	CFC-11 équivalents /kg émission	Global
Acidification	air	moles H ⁺ déposées équivalentes /kg émission	États-Unis
Eutrophisation	air, eau	N équivalents /kg émission	États-Unis
Smog photochimique	air	g NO _x équivalents / kg emission	États-Unis
Écotoxicité	air, eau	2,4-D équivalents /kg émission	États-Unis
Effets cancérigènes chez l'humain	air, eau	C ₆ H ₆ équivalents /kg émission	États-Unis
Effets non cancérigènes chez l'humain	air, eau	C ₆ H ₈ équivalents /kg émission	États-Unis
Critère de santé humaine	air	DALYs /tonne émission	États-Unis

Réchauffement global (GW)

La méthodologie utilisée pour élaborer les facteurs est celle du panel international sur les changements climatiques (IPCC). Cette méthode permet de calculer le potentiel des gaz à effet de serre par rapport au CO₂. L'horizon de temps utilisé est de 100 ans. L'indicateur de réchauffement global indique la contribution potentielle au réchauffement global.

$$\text{Indicateur GW} = \sum_i e_i \times GWP_i \quad (\text{équation D1})$$

où e_i est l'émission d'une substance i (kg) et GWP_i est le potentiel de réchauffement global de la substance i .

Épuisement de l'ozone stratosphérique (OD)

La méthodologie utilisée pour élaborer les facteurs est celle de l'Organisation Mondiale de Météorologie. Cette méthode caractérise les substances chimiques par rapport au CFC-11. L'indicateur de l'épuisement de l'ozone indique la contribution potentielle à l'épuisement de l'ozone stratosphérique.

$$\text{Indicateur GW} = \sum_i e_i \times ODP_i \quad (\text{équation D2})$$

où e_i est l'émission d'une substance i (kg) et ODP_i est le potentiel d'épuisement de l'ozone de la substance i .

Acidification

Le modèle utilisé par TRACI pour caractériser l'acidification est un modèle de transport et chimie atmosphérique empirique calibré pour estimer le nombre total d'équivalents H⁺ déposé sur la croûte terrestre en Amérique du Nord par les émissions de NO_x et SO₂, en tant qu'émissions locales (Norris 2002).

Eutrophisation

Le facteur de caractérisation estime le potentiel d'eutrophisation d'une substance chimique contenant de l'azote (N) ou du phosphore (P) relâchée à l'air ou dans l'eau, par

kilogramme de substances chimiques relâchées, par rapport à 1kg d'azote relâché directement dans des eaux de surface (Norris 2002).

Formation d'oxydant photochimique (smog)

L'approche utilisée par TRACI pour caractériser le smog incorpore quatre composantes :

1) l'influence relative de composés organiques volatils (COV) individuels sur la formation du smog, 2) l'influence relative des concentrations de NO_x versus des mélanges moyens de COV sur la formation du smog, 3) l'impact des émissions sur la concentration par état et 4) méthodes pour l'agrégation des effets parmi les états récepteurs.

L'influence des émissions de NO_x sur les niveaux ambiants régionaux a été modélisée en utilisant des matrices sources/récepteurs qui relient la quantité d'émissions NO_x saisonnières dans une région source donnée aux changements de concentrations de NO_x dans chaque région réceptrice de l'Amérique du Nord. Les matrices sont le résultat de simulations à l'aide du modèle « Advanced Statistical Trajectory Regional Air Pollution ». Les impacts des émissions de COV sur les concentrations de O₃ régionales ont été assumés comme ayant la même distribution spatiale que les impacts de concentrations de NO_x ambiants (Norris 2002).

Écotoxicité

La méthode TRACI utilise une mesure de danger pour comparer l'importance relative des polluants. Le potentiel écotoxicologique (ETP) est une mesure quantitative qui exprime le danger écologique potentiel d'une quantité unitaire d'une substance chimique relâchée dans un environnement évalué. Le ETP inclut un ratio de concentration générique à la source pour les émissions de polluants (CSR) et un ratio impact-concentration (ICR). Les émissions dans l'air et dans les eaux de surface sont considérées séparément. (Bare et al., 2003)

Effets cancérigènes et non cancérigènes chez l'humain

Les facteurs de caractérisation des effets cancérigènes et non cancérigènes chez l'humain proposés par la méthode TRACI ont été calculés à l'aide de la version 2.2 de CalTOX.

Critère de santé humaine

Le critère de santé humaine caractérise les symptômes respiratoires et les taux de mortalité. La méthode utilisée par TRACI est une méthode à 3 niveaux. Le premier niveau utilise les données sortantes d'un modèle de transport atmosphérique pour estimer les changements espérés dus à l'exposition des particules de diamètre inférieur à 2.5 microns (PM_{2.5}). Le deuxième niveau s'appuie sur les études épidémiologiques pour fournir des fonctions concentration-réponse (C-R) utilisées pour faire le lien entre les changements d'exposition et les changements dans les taux de mortalité et aux effets morbides. Le troisième niveau traduit les différents effets mortels et morbides en une simple mesure d'années de vie corrigée du facteur invalidité (DALYs).

La mesure DALY combine les années de vie perdues et les années vécues avec invalidité. Le nombre annuel de DALY perdu peut être calculé de cette façon :

$$DALY = N \times D \times S \quad (\text{équation D3})$$

Où N est le nombre de cas, D est la durée moyenne de réponse, incluant la perte d'espérance de vie due à la mortalité prématurée et S est le facteur d'actualisation des conditions de santé défavorables.

Référence

NORRIS, GREGORY A. 2002. «Impact Characterization in the Tool for the Reduction and Assessment of Chemical and other Environmental Impacts: Methods for the Acidification, Eutrophication and Ozone Formation». *Journal of Industrial Ecology*. 6:3&4. 79-101.

Annexe D.2 : Détermination des facteurs de caractérisation des substances agrégées

Afin de considérer les substances importantes de l'analyse de l'inventaire dans l'analyse des impacts, le diesel et l'huile non spécifiée devaient être caractérisés. Puisque la méthode TRACI n'offrait pas de facteurs de caractérisation pour les substances agrégées et ne permettait pas non plus d'en calculer, des facteurs minimum et maximum ont été déterminés. Cette méthode permet de considérer le meilleur et le pire cas.

Puisque les émissions de diesel et d'huile non spécifiée se retrouvaient dans l'eau et dans le sol, seules les catégories d'impacts : écotoxicité, effets toxiques cancérigènes et non cancérigènes pour l'humain ont nécessité de nouveaux facteurs. Puisque l'huile est non spécifiée, les facteurs de caractérisation déterminés pour le diesel allaient être utilisés pour cette substance également.

De toutes les substances caractérisées par TRACI pour les trois catégories mentionnées, seuls les facteurs de caractérisation des substances appartenant à des familles de composés chimiques entrant dans la composition du diesel ont été retenus pour déterminer le facteur minimum et maximum.

Les tableaux D.2 à D.4 présentent les substances caractérisées par TRACI faisant partie de la composition du diesel. Pour chaque catégorie, les facteurs minimum et maximum sont indiqués en gras.

Tableau D.2 : Substances caractérisées par TRACI pour la catégorie écotoxicité dans l'eau utilisées pour déterminer le facteur minimum et maximum du diesel et de l'huile non spécifiée. Les unités des facteurs sont le 2,4-D équivalents/kg émission.

1,3-Butadiène	0.038	Fluoranthène	330
11,12-Benzofluoranthène	5400	Formaldéhyde	45
Anthracène	23	Indeno(1,2,3-C,D)Pyrène	4400
Benzène	0.0052	m-Xylène	0.18
Benzo(A)Anthracène	27000	Naphtalène	280
Benzo(A)Pyrène	53000	o-Xylène	0.16
Benzo[Ghi]Pérylène	33000	Phénanthrène	10
Chrysène	4.5	p-Xylène	0.00044
Éthyl Benzène	0.53	Styrène	0.0021
Éthylène	0.00016	Toluène	0.0097

Tableau D.3 : Substances caractérisées par TRACI pour la catégorie effets toxiques cancérogènes pour l'humain dans l'eau utilisées pour déterminer le facteur minimum et maximum du diesel et de l'huile non spécifiée. Les unités des facteurs sont le benzène équivalents/kg émission.

1,3-Butadiène	11.851728	Benzo(B)Fluoranthène	471.35406
11,12-Benzofluoranthène	19048.489	Chrysène	0.9876827
Benzène	0.8481676	Dibenz(A,H)Anthracène	2145.062
Benzo(A)Anthracène	0.5543673	Ndeno(1,2,3-C,D)Pyrène	7257.5268
Benzo(A)Pyrène	10.655953		

Tableau D.4 : Substances caractérisées par TRACI pour la catégorie effets toxiques non cancérogènes pour l'humain dans l'eau utilisées pour déterminer le facteur minimum et maximum du diesel et de l'huile non spécifiée. Les unités des facteurs sont le toluène équivalents/kg émission.

1,2,4-Trimethylbenzène	842.2572	Hexane	17.529698
1,3-Butadiène	43.339725	m-Xylène	0.9063118
Acénaphthène	6.5370104	Naphtalène	33.977211
Anthracène	0.0202071	o-Xylène	1.0663489
Benzène	14.060599	Propylène	0.0743368
Biphényl	8.5514564	p-Xylène	1.0618904
Cumène	0.8590123	Pyrène	0.593319
Cyclohexane	0.4147053	Styrène	0.7509625
Éthyl Benzène	0.797236	Toluène	1.331796
Fluoranthène	19.615015	Xylène	0.5499513
Fluorène	41.336986		

Il est à noter que puisque la méthode TRACI n'a pas de facteurs de caractérisation pour les émissions dans le sol, les facteurs de caractérisation des émissions dans l'eau ont servi à caractériser les émissions dans le sol. Cette caractérisation des émissions dans le sol était permise puisque les émissions dans le sol finiront dans l'eau à un certain moment donné. Donc les facteurs minimum et maximum déterminés plus haut sont les mêmes dans l'eau et dans le sol.

D'autres facteurs de caractérisation minimum et maximum ont été déterminés, mais cette fois-ci pour la catégorie smog photochimique. Le tableau D.5 présente les substances agrégées ayant un facteur minimum et maximum de caractérisation pour la catégorie smog photochimique.

Tableau D.5 : Substances agrégées caractérisées par des facteurs minimum et maximum dans la catégorie smog photochimique. Les unités des facteurs sont les g NO_x-équivalents / kg émission.

Substances agrégées caractérisées	Facteur minimum	Facteur maximum
Hydrocarbones, aliphatiques, alcanes, cycliques	0.02766	0.6423
Hydrocarbones, aliphatiques, alcanes, non spécifiés	0.003675	0.5742
Hydrocarbones, aliphatiques, non saturés	0.3037	5.228
Hydrocarbones, aromatiques	0.1091	3.146
Hydrocarbones, totaux (THC)	0.003675	5.228
Aldéhydes, non spécifiés	-0.1236	2.661

La méthode utilisée pour calculer les impacts caractérisés des substances agrégées était de multiplier la masse totale de la substance agrégée par le facteur de caractérisation minimum et de refaire le même exercice avec le facteur maximum. De cette façon, une hypothèse était induite que la substance agrégée était considérée totalement comme la substance ayant fournie le facteur minimum ou comme celle ayant fournie le facteur maximum. La valeur moyenne d'un impact caractérisé était simplement la moyenne entre l'impact caractérisé minimum et maximum.

Annexe D.3 : Calcul des facteurs de normalisation canadiens

Les facteurs de normalisation canadiens ont été calculés dans le but de pouvoir additionner tous les impacts de chaque catégorie. Les facteurs de normalisation canadiens ont été calculés à l'aide de l'équation D4 selon la méthode IMPACTS 2002+.

$$FN_i = \frac{\sum_j (FC_j \times \text{émissions}_j)}{\text{Population Canadienne}} \quad (\text{équation D4})$$

où FN_i : facteur de normalisation pour une catégorie d'impacts donnée,

FC_j : facteur de caractérisation de TRACI d'une substance j ,

Émissions j : émissions au Canada de la substance j en 2001,

Population Canadienne : 31 946 316 personnes.

Le tableau D.6 présente les facteurs de normalisation canadiens calculés.

Tableau D.6 : Facteurs de normalisation canadiens calculés

Facteur de normalisation par catégorie d'impacts	Valeurs	Unités
Réchauffement global	1891793.09	CO ₂ équivalents / personne année
Épuisement de l'ozone	0.015150422	CFC-11 équivalents / personne année
Acidification	6830.9458	moles H ⁺ déposées équivalentes / personne année
Eutrophisation	3.31146	N équivalents / personne année
Smog photochimique	108.33	g NO _x équivalents / personne année
Écotoxicité	132.2734	2,4-D équivalents / personne année
Effets cancérigènes chez l'humain	1.4387 e 10	C ₆ H ₆ équivalents / personne année
Effets non cancérigènes chez l'humain	5254005.18	C ₆ H ₈ équivalents / personne année
Critère de santé humaine	1.2789	DALYs / personne année

Le facteur de normalisation, ainsi calculé à l'aide de l'équation D4, allait permettre de calculer des impacts normalisés. Pour se faire, il s'agissait de diviser les impacts caractérisés dans l'air, l'eau et le sol d'une catégorie d'impact par le facteur de normalisation de cette catégorie. Ainsi, des impacts normalisés pour chaque catégorie étaient obtenus. Puisque ces impacts normalisés avaient tous les mêmes unités, il était possible de les additionner. Les impacts normalisés ont été calculés à l'aide de l'équation D.5.

$$\text{Impact_normalisé}_{i,j} = \frac{\text{Impact_caractérisé}_{i,j}}{\text{Facteur_normalisation}_i} = \frac{\text{Facteur_caractérisation}_{i,j} \times \text{Substance}_j}{\text{Facteur_normalisation}_i}$$

(équation D.5)

où Impact_normalisé_{i,j} : impact normalisé pour une substance j et une catégorie d'impact i;

Impact_caractérisé_{i,j} : impact caractérisé pour une substance j et une catégorie d'impact i;

Facteur_normalisation_i : facteur de normalisation pour une catégorie d'impact i tel que calculé par l'équation D.4;

Facteur_caractérisation_{i,j} : facteur de caractérisation pour une substance j et une catégorie d'impact i tel que présenté par la méthode TRACI;

Substance_j : substance jugée importante par l'analyse de l'inventaire.

ANNEXE E :
RÉSULTATS DE L'ANALYSE DE L'INVENTAIRE ET
RÉSULTATS CARACTÉRISÉS PAR CATÉGORIE D'IMPACTS

Annexe E.1 : Résultats de l'analyse de l'inventaire

Les tableaux E.1 à E.4 présentent les résultats de l'analyse de l'inventaire par étapes de chaque technologie composant le scénario. La dernière colonne présente la somme des entrants et sortants pour le scénario global. Les substances émises doivent se lire par colonne et milieu. Par exemple, pour le CO₂ bio, du scénario 1 à l'étape de préparation du site, 4.34% des substances émises dans l'air à cette étape sont du CO₂ biogénique. Il est à noter que seules les émissions à plus de 1% sont répertoriées. Les émissions radioactives et d'énergie n'ont pas été considérées lors de l'étude.

Tableau E.1 : Résultats de l'analyse de l'inventaire pour le scénario 1. Les entrants massiques sont présentés par étape et les substances émises sont présentées en pourcentage des émissions totales dans un milieu et par étape.

Types		Pompage et rabattement				Atténuation naturelle zone vadose		Pompage et traitement				Globalement, année 302 ^d
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Recyclage de l'huile ^{b,c}	Préparation de site	Traitement *	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Recyclage de l'huile ^{b,c}	
Entrants	Matériaux et Substances											
	Milieu											
	Diesel (machinerie) (kg)	1557.2	1080.3	-	-	122.3	-	1172	988.55	-	-	5.7 m ³
	Ciment (kg)	378.26	-	-	-	-	-	210.14	-	-	-	588.4
	Bentonite (kg)	742.72	-	-	-	301.55	-	843.41	-	-	-	1887.7
	Sable (kg)	1583	-	-	-	70.05	-	1035.8	-	-	-	2688.9
	Gravier (kg)	-	-	-	-	31.27	-	-	-	-	-	31.27
	PVC (kg)	545.39	-	-	-	-	-	459.1	-	-	-	1004.5
	HDPE (kg)	289	-	-	-	-	-	-	-	-	-	289
	Charbon activé (kg)	884.5	-	-	-	-	-	-	-	530700	-	531585
	Electricité (GJ)	-	-	79.83	-	-	-	-	-	67010	-	67090
	Sol propre (kg)	-	2845.8	-	-	-	-	-	2245	-	-	5090.8
	Diesel (transport) (kg)	1038.7	514.7	0.0016	-	184.2	549	743.2	136.48	68267	-	82.5 m ³

Tableau E.1 (suite)

Sortants	Sol	de substances émises pour le traitement puisque les % de substances émises ne varient pratiquement pas.									
		Huiles biogéniques (%)	3.42	-	-	-	-	-	-	-	8.04
		Huiles non spécifiées (%)	65	-	-	71.77	-	88.9	71.32	83.22	39.72
		Magnésium (%)	1.17	-	-	-	-	-	-	-	2.16
		Manganèse (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	1.21
		Potassium (%)	1.53	-	-	-	-	-	-	-	3.38
		Silicium (%)	2.15	-	-	-	-	-	-	-	5.01
		Sodium (%)	1.6	-	-	1.05	-	1.15	2.97	1.73	-
		Zinc (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
		Déchets solides (Kg)	47.66	863.7	5.9E4	5.9E4	5.63	10.1	7.0E3	35.2	7.5E5
											2.2E5
											5.4E5

^a Le % des substances émises pour le traitement est celui de la dernière année de traitement puisque les % de substances émises ne varient pratiquement pas.

^b Le % des substances évitées (non émises) pour le recyclage de l'huile est celui de la dernière année de recyclage puisque les % ne varient pas. La quantité de déchets augmente avec les années.

^c Les Kg de déchets à l'étape de recyclage de l'huile sont des crédits environnementaux. C'est-à-dire que grâce au recyclage de l'huile, cette quantité de déchets est évitée.

^d La masse volumique du diesel utilisée est 866 kg/m³.

Tableau E.2 : Résultats de l'analyse de l'inventaire pour le scénario 2. Les entrants massiques sont présentés par étape et les substances émises sont présentées en pourcentage des émissions totales dans un milieu et par étape.

Types	Milieu	Bioaspiration				Bioventilation				Biobarbotage				Globalement, année 38 ^d
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Recyclage de l'huile ^{b,c}	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a			
Entrants														

Tableau E.2 (suite)

Entrants	Eau													
	Gravier (kg)	62.54	-	-	-	62.54	-	-	-	-	-	-	-	125.1
PVC (kg)	967	967	-	-	-	198.6	-	-	-	1814.4	-	-	-	2980
HDPE (kg)	1044.2	1044.2	-	-	-	79	-	-	-	-	-	-	-	1123.2
Charbon actif (kg)	221	221	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	221
Biofiltre (kg)	616.8	616.8	-	-	-	203.03	-	-	812.12	-	-	-	-	1632
Électricité (GJ)	-	-	-	695.6	-	-	-	-	173.6	-	-	-	951	1820.2
Sol propre (kg)	-	1951.3	-	-	-	-	-	-	93.31	-	-	6412.6	-	8457.2
Diesel _(transport) (kg)	1003.1	396.8	0.0056	-	-	279.7	139.13	17.78	729.4	136.8	433.74	3.62m ³	-	-
Latex (kg)	-	-	-	-	-	-	-	1.41	-	-	14.98	16.39	-	-
Verre (kg)	-	-	-	-	-	-	-	108	-	-	1503.4	1611.4	-	-
Diesel _{à recycler} (m ³)	-	-	-	-	144	-	-	-	-	-	-	144	-	-
CO ₂ biogénique (%)	2.8	-	18.61	-	-	4.05	-	33.6	-	-	14.37	10.38	-	-
CO ₂ fossile (%)	94.66	97.74	80.01	96.21	93.57	97.99	97.31	64.76	97.31	97.69	84.1	89.19	-	-
MNVOC (%)	-	-	-	1.84	-	-	-	-	-	-	-	-1.86	-	-
NO _x (%)	-	1.0	-	-	1.05	1.09	-	-	-	1.02	-	1.33	-	-
Sulfate (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-1.01	-	-
Aluminium (%)	-	-	2.94	-	-	-	-	2.68	-	-	2.48	3.87	-	-
BOD ₅ (%)	1.48	-	1.37	-	2.68	-	-	1.73	-	-	2.04	3.91	-	-
Carbonate (%)	2.71	-	-	-	3.08	-	-	-	2.51	-	-	3.94	-	-
Carbone organique dissous (%)	1.02	-	-	-	1.38	-	-	-	-	-	-	2.15	-	-
Carbone organique total (%)	1.03	-	-	-	1.39	-	-	-	-	-	-	2.17	-	-
Chlorate (%)	1.15	-	-	-	1.31	-	-	-	1.07	-	-	1.67	-	-
Chlorure (%)	31.11	3.19	9.57	3.19	37.81	3.19	3.19	11.7	28.49	3.19	14.25	54.85	-	-
COD (%)	3.27	2.17	1.6	2.17	4.37	2.17	2.17	2.1	2.05	2.17	2.49	2.76	-	-
Fer (%)	-	-	3.96	-	-	-	-	3.5	-	-	3.26	4.43	-	-
Huiles non spécifiées (%)	16.26	2.02	12.38	2.02	2.74	2.02	2.02	12.79	31.18	2.02	10.5	48.07	-	-
Ions calcium (%)	2.16	-	11.79	-	2.64	-	-	12.17	1.68	-	11.66	17.41	-	-
Ions magnésium (%)	-	-	1.78	-	-	-	-	1.6	-	-	1.5	2.1	-	-
Ions sodium (%)	19.26	-	2.68	-	23.28	-	-	3.2	17.34	-	3.56	31.58	-	-
Ions zinc (%)	-	-	-	-	-	-	-	1.07	-	-	1.01	1.51	-	-
Silicium (%)	2.13	-	26.43	-	2.13	-	-	23.43	1.55	-	22	31.92	-	-
Solides dissous (%)	11.62	86.89	0.72	86.89	10.91	86.89	86.89	0.83	7.94	86.89	1.38	-136.48	-	-

Sortants (Emissions)

Air

Tableau E.2 (suite)

Sortants	Solides inorganiques (%)													
	Solides en suspension (%)	-	-	4.17	-	-	1.97	1.64	1.97	-	4.27	-	-	4.83
	Sulfate (%)	2.38	2.56	17.05	2.56	2.39	2.56	2.39	2.56	16.04	1.7	2.56	15.76	18.56
	Calcium (%)	3.43	-	2.48	-	2.42	-	2.42	-	2.79	2.38	-	2.43	2.58
	Carbone (%)	2.81	-	1.94	-	2.19	-	2.19	-	3.6	2.96	-	2.53	2.73
	Chlorure (%)	10.47	-	12.53	-	3.5	-	3.5	-	14.03	13.27	-	13.39	12.52
	Fer (%)	2.37	-	5.48	-	1.7	-	1.7	-	5.31	2.47	-	3.93	3.18
	Glyphosate (%)	-	-	2.27	-	-	-	-	-	1.58	-	-	1.38	-
	Huiles non spécifiées (%)	74.23	-	71.77	-	86.6	-	86.6	-	68.05	72.66	-	71.53	72.81
	Sodium (%)	2.24	-	1.05	-	1.2	-	1.2	-	1.53	2.83	-	2.07	2.28
	Déchets solides (Kg)	63.32	2.7E3	1.2E5	1.3E5	10.37	483.9	1.0E3	82.25	1.9E3	89.56	4.3E3		

^a Le % des substances émises pour le traitement est celui de la dernière année de traitement puisque les % de substances émises ne varient pratiquement pas.

^b Le % des substances évitées (non émises) pour le recyclage de l'huile est celui de la dernière année de recyclage puisque les % ne varient pas. La quantité de déchets augmente avec les années.

^c Les Kg de déchets à l'étape de recyclage de l'huile sont des crédits environnementaux. C'est-à-dire que grâce au recyclage de l'huile, cette quantité de déchets est évitée.

^d La masse volumique du diesel utilisée est 866 kg/m³.

Tableau E.3 : Résultats de l'analyse de l'inventaire pour le scénario 3. Les entrants massiques sont présentés par étape et les substances émises sont présentées en pourcentage des émissions totales dans un milieu et par étape.

Types	Milieu	Bioaspiration				Bioventilation			Oxydation Chimique			Globalement, année 1 ^d
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Recyclage de l'huile ^{b,c}	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	
	Matériaux et Substances											
	Diesel _(machinerie) (kg)	2445.9	2201.3	-	-	285.4	40.77	-	5421.8	5421.8	-	18.3m ³
	Ciment (kg)	1059.1	-	-	-	12.61	-	-	5117.2	-	-	6189

Tableau E.3 (suite)

Entrants													
Bentonite (kg)	1010.7	-	-	-	-	611.7	-	-	-	1676	-	-	3298.4
Sable (kg)	2514.5	-	-	-	-	218.3	-	-	-	351.8	-	-	3084.6
Gravier (kg)	62.54	-	-	-	-	62.54	-	-	-	2076.4	-	-	2201.5
PVC (kg)	967	-	-	-	-	198.6	-	-	-	512.6	-	-	1678.2
HDPE (kg)	1044.2	-	-	-	-	79	-	-	-	-	-	-	1123.2
Acier (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10534	-	-	10534
Charbon activé (kg)	221	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	221
Biofiltre (kg)	616.8	-	-	-	-	203.03	-	-	812.12	-	-	-	1614
Électricité (GJ)	-	-	-	695.6	-	-	-	-	173.6	-	-	165.66	1034.9
Sol propre (kg)	-	1951.3	-	-	-	-	-	93.31	-	-	10153	-	12198
Diesel (transport) (kg)	1003.1	396.8	0.0056	-	-	279.7	139.13	17.78	184.65	2369	2.3 E5	272 m³	
Latex (kg)	-	-	-	-	-	-	-	1.41	-	-	-	1.7	3.11
Verre (kg)	-	-	-	-	-	-	-	108	-	-	-	167	275
Diesel à recycler (m³)	-	-	-	-	144	-	-	-	-	-	-	-	144
CH ₃ COOH (kg)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2279.5	2279.5
H ₂ O ₂ (tonnes)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4406.1	4406.1
Fe ₂ SO ₄ (tonnes)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9843.7	9843.7
Eau distillée (tonnes)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	9843.7	9843.7
CO ₂ biogénique (%)	2.8	-	18.61	-	-	4.05	-	33.6	-	-	-	5.03	5.02
CO ₂ fossile (%)	94.66	97.74	80.01	96.21	93.57	97.99	64.76	85.73	97.68	93.6	93.53	-	-
Fer (%)	-	-	-	-	-	-	-	11.01	-	-	-	-	-
MNVOC (%)	-	-	-	1.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO _x (%)	-	1.0	-	-	1.05	1.09	-	-	1.01	-	-	-	-
BOD ₅ (%)	1.48	-	1.37	-	2.68	-	1.73	6.61	-	4.0	4.04	-	-
Carbonate (%)	2.71	-	-	-	3.08	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbone organique dissous (%)	1.02	-	-	-	1.38	-	-	3.17	-	2.31	2.33	-	-
Carbone organique total (%)	1.03	-	-	-	1.39	-	-	3.17	-	2.94	2.95	-	-
Chlorate (%)	1.15	-	-	-	1.31	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorure (%)	31.11	3.19	9.57	3.19	37.81	3.19	11.7	5.31	3.19	13.94	13.89	-	-
COD (%)	3.27	2.17	1.6	2.17	4.37	2.17	2.1	8.22	2.17	8.32	8.32	-	-
Fer (%)	-	-	3.96	-	-	-	3.5	-	-	3.57	3.54	-	-
H ₂ O ₂ (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.24	1.22	-	-
Huiles non spécifiées (%)	16.26	2.02	12.38	2.02	2.74	2.02	12.79	10.58	2.02	2.14	2.25	-	-
Sortants (Emissions)													
Air													
CO ₂ biogénique (%)	2.8	-	18.61	-	-	4.05	-	33.6	-	-	-	5.03	5.02
CO ₂ fossile (%)	94.66	97.74	80.01	96.21	93.57	97.99	64.76	85.73	97.68	93.6	93.53	-	-
Fer (%)	-	-	-	-	-	-	-	11.01	-	-	-	-	-
MNVOC (%)	-	-	-	1.84	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO _x (%)	-	1.0	-	-	1.05	1.09	-	-	1.01	-	-	-	-
BOD ₅ (%)	1.48	-	1.37	-	2.68	-	1.73	6.61	-	4.0	4.04	-	-
Carbonate (%)	2.71	-	-	-	3.08	-	-	-	-	-	-	-	-
Carbone organique dissous (%)	1.02	-	-	-	1.38	-	-	3.17	-	2.31	2.33	-	-
Carbone organique total (%)	1.03	-	-	-	1.39	-	-	3.17	-	2.94	2.95	-	-
Chlorate (%)	1.15	-	-	-	1.31	-	-	-	-	-	-	-	-
Chlorure (%)	31.11	3.19	9.57	3.19	37.81	3.19	11.7	5.31	3.19	13.94	13.89	-	-
COD (%)	3.27	2.17	1.6	2.17	4.37	2.17	2.1	8.22	2.17	8.32	8.32	-	-
Fer (%)	-	-	3.96	-	-	-	3.5	-	-	3.57	3.54	-	-
H ₂ O ₂ (%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.24	1.22	-	-
Huiles non spécifiées (%)	16.26	2.02	12.38	2.02	2.74	2.02	12.79	10.58	2.02	2.14	2.25	-	-

Tableau E.3 (suite)

Sortants (Emissions)															
Eau															
Ions aluminium (%)	-	-	2.94	-	-	-	-	-	-	2.68	-	-	-	9.28	9.2
Ions calcium (%)	2.16	-	11.79	-	-	2.64	-	-	-	12.17	2.96	-	-	8.71	8.67
Ions magnésium (%)	-	-	1.78	-	-	-	-	-	-	1.6	-	-	-	1.34	1.33
Ions sodium (%)	19.26	-	2.68	-	-	23.28	-	-	-	3.2	1.6	-	-	5.97	5.95
Ions zinc (%)	-	-	1.2	-	-	-	-	-	-	1.07	-	-	-	-	-
Silicium (%)	2.13	-	26.43	-	-	2.13	-	-	-	23.43	42.5	-	-	19.31	19.61
Solides dissous (%)	11.62	86.89	0.72	86.89	10.91	86.89	86.89	6.6	86.89	0.83	6.6	86.89	1.58	1.39	1.39
Solides inorganiques (%)	-	-	4.17	-	-	-	-	-	-	4.27	-	-	-	1.7	1.68
Solides en suspension (%)	2.18	1.97	-	1.97	1.64	1.97	1.97	-	1.97	-	-	1.97	-	-	-
Sulfate (%)	2.38	2.56	17.05	2.56	2.39	2.56	2.56	5.96	2.56	16.04	5.96	2.56	9.69	9.67	9.67
Calcium (%)	3.43	-	2.48	-	2.42	-	-	2.43	-	2.79	2.43	-	3.75	3.74	3.74
Carbone (%)	2.81	-	1.94	-	2.19	-	-	2.38	-	3.6	2.38	-	2.52	2.52	2.52
Chlorure (%)	10.47	-	12.53	-	3.5	-	-	10.36	-	14.03	10.36	-	6.67	6.69	6.69
Fer (%)	2.37	-	5.48	-	1.7	-	-	8.03	-	5.31	8.03	-	4.49	4.51	4.51
Glyphosate (%)	-	-	2.27	-	-	-	-	3.53	-	1.58	3.53	-	1.39	1.4	1.4
Huiles non spécifiées (%)	74.23	-	71.77	-	86.6	-	-	68.56	-	68.05	68.56	-	76	75.96	75.96
Sodium (%)	2.24	-	1.05	-	1.2	-	-	1.96	-	1.53	1.96	-	1.5	1.5	1.5
Déchets solides (Kg)	63.32	2.7E3	1.2E5	1.3E5	10.37	483.9	1.1E4	143.1	4.2E3	1.0E3	143.1	1.1E4	4.2E3	1.8E4	1.8E4

^a Le % des substances émises pour le traitement est celui de la dernière année de traitement puisque les % de substances émises ne varient pratiquement pas.

^b Le % des substances évitées (non émises) pour le recyclage de l'huile est celui de la dernière année de recyclage puisque les % ne varient pas. La quantité de déchets augmente avec les années.

^c Les Kg de déchets à l'étape de recyclage de l'huile sont des crédits environnementaux. C'est-à-dire que grâce au recyclage de l'huile, cette quantité de déchets est évitée.

^d La masse volumique du diesel utilisée est 866 kg/m³.

Tableau E.4 : Résultats de l'analyse de l'inventaire pour le scénario 4. Les entrants massiques sont présentés par étape et les substances émises sont présentées en pourcentage des émissions totales dans un milieu et par étape.

Types	Milieu	Bioaspiration				Biopiles							Atténuation naturelle zone saturée			Globalement, année 8 ^d
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	Recyclage de l'huile ^{b,c}	Préparation de site	Excavation des sols	Mise en pile des sols	Fermeture du site	Recyclage de l'asphalte	Traitement ^a	Remplissage du site	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a	
Entrants	Matériaux et Substances (%)															
	Diesel (machinerie) (kg)	2446	2201	-	-	1485.9	33583	1145.8	210.05	-	2291.6	1146	244.6	244.6	-	52 m ³
	Ciment (kg)	1059	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	336.23	-	-	1395
	Bentonite (kg)	1011	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	660.2	-	-	1671
	Sable (kg)	2515	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1407.1	-	-	3922
	Gravier (tonnes)	0.063	-	-	-	1787.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1788
	Bitume (tonnes)	-	-	-	-	500.63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	500.6
	PVC (kg)	967	-	-	-	-	-	3714.2	-	-	654.1	-	257.1	-	-	5592
	HDPE (kg)	1044	-	-	-	-	-	-	-	-	782.51	-	-	-	-	1827
	LDPE (kg)	-	-	-	-	2944	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2944
	Acier (kg)	-	-	-	-	2801.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2802
	Charbon activé (kg)	221	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	221
	Biofiltre (kg)	616.8	-	-	-	-	-	-	-	-	3212.5	-	-	-	-	3829
	Électricité (GJ)	-	-	695.6	-	-	-	-	-	-	268.04	-	-	-	-	963.6
	Urée (kg)	-	-	-	-	-	-	16118	-	-	-	-	-	-	-	16118
	Phosphate diammonium (kg)	-	-	-	-	-	-	3520.6	-	-	-	-	-	-	-	3521

Tableau E.4 (suite)

Sortants (Emissions)	Eau																	Sol																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																	
	Ions magnésium	Ions potassium	Ions sodium	Ions zinc	Silicium	Solides dissous	Solides inorganiques	Solides en suspension	Sulfate	Calcium	Carbone	Chlorure	Fer	Glyphosate	Huiles non spécifiées	Sodium	Déchets solides (Kg)																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																																		

^a Le % des substances émises pour le traitement est celui de la dernière année de traitement puisque les % de substances émises ne varient pratiquement pas.

^b Le % des substances évitées (non émises) pour le recyclage de l'huile est celui de la dernière année de recyclage puisque les % ne varient pas. La quantité de déchets augmente avec les années.

^c Les Kg de déchets à l'étape de recyclage de l'huile sont des crédits environnementaux. C'est-à-dire que grâce au recyclage de l'huile, cette quantité de déchets est évitée.

^d La masse volumique du diesel utilisée est 866 kg/m³.

Les tableaux E.5 à E.8 présentent les proportions de chaque étape dans l'émission d'une substance. Les substances présentées sont les substances répertoriées lors de l'analyse de l'inventaire présentée aux tableaux E.1 à E.4. Il faut lire le tableau par ligne de substance. Par exemple, la préparation de site du pompage et rabattement au scénario 1 émet 0.17% des émissions de CO biogénique.

Tableau E.5 : Proportion de chaque étape dans l'émission des substances représentatives du scénario 1.

Types	Milieu	Pompage et rabattement				Atténuation naturelle zone vadose		Pompage et traitement				Globalement, année 302	
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement	Recyclage de l'huile	Préparation de site	Traitement	Préparation de site	Démantèlement	Traitement	Recyclage de l'huile		
Sortants (Emissions)	Air	CO biogénique	0.17	0	0	0	0	0	0	99.85	0	100	
		CO ₂ biogénique	0.13	0	0.03	-0.01	0	0.04	0.003	0	99.85	-0.04	100
		CO ₂ fossile	1.62	0.84	0.08	-3.13	0.17	0.74	1.36	0.59	109.25	-11.52	100
		CH ₄ fossile	0.18	0	0.003	0	0	0.02	0.01	0	99.79	0	100
		NM VOC	-7.21	-3.52	-0.04	98.75	-0.81	-2.39	-5.56	-2.02	-340.6	363.42	100
	Eau	NO _x	2.98	1.61	0.04	-1.92	0.41	0.84	2.52	1.19	99.42	-7.08	100
		Aluminium	0.1	0	0.11	0	0.001	0.22	0.06	0	99.5	0	100
		BOD ₅	0.54	0	0.08	0	0.11	2.13	0.45	0	96.69	0	100
		Carbonate	49.32	0	0.01	0	0	0.2	41.4	0	9.06	0	100
		Carbone organique dissous	0.85	0	0.08	0	0.09	2.54	0.67	0	95.77	0	100
		Carbone organique total	0.85	0	0.09	0	0.09	2.53	0.67	0	95.78	0	100
	Chlorate	50.3	0	0.01	0	0.001	0.89	42.32	0	6.5	0	100	
	Chlorure	1.73	0.02	0.09	-0.56	0.05	2.35	1.45	0.01	96.94	-2.07	100	
	COD	1.03	0.06	0.09	-2.24	0.11	2.52	0.8	0.04	105.83	-8.24	100	
	Fer	0.02	0.001	0.11	-0.02	0.001	0.14	0.01	0	99.82	-0.09	100	
	Huiles non spécifiées	0.55	0.01	0.11	-0.34	0.01	0.25	0.31	0.01	100.35	-1.26	100	

Tableau E.5 (suite)

Sortants (Émissions)	Eau													Sol
	Ions calcium	0.11	0	0.11	0	0.003	0.79	0.08	0	98.9	0	100		
	Ions magnésium	0.04	0	0.11	0	0.004	0.22	0.02	0	99.6	0	100		
	Ions sodium	3.39	0	0.08	0	0.08	1.63	2.85	0	91.98	-0.001	100		
	Ions zinc	0.04	0	0.11	0	0.001	0.21	0.02	0	99.63	-0.01	100		
	Silicium	0.05	0	0.11	0	0.002	0.18	0.03	0	99.62	0	100		
	Solides dissous	-1.77	-0.93	-	33.78	-0.18	-0.35	-1.32	-0.65	-52.88	124.31	100		
	Solides inorganiques	0.01	0	0.11	0	0.001	1.47	0.002	0	98.41	0	100		
	Solides en suspension	9.57	1.02	0.2	-37.02	0.32	5.7	5.0	0.72	250.73	-136.24	100		
	Sulfate	0.09	0.01	0.11	-0.31	0.003	0.55	0.06	0.01	100.61	-1.14	100		
	Aluminium	0.25	0	0.02	0	0.51	0.09	0.09	0	99.1	0	100		
	Carbone	0.49	0	0.05	0	0.06	2.38	0.31	0	96.72	0	100		
	Calcium	0.2	0	0.01	0	0.01	0.18	0.03	0	99.58	0	100		
	Chlorure	0.31	0	0.05	0	0.01	1.8	0.14	0	97.68	0	100		
	Fer	0.23	0	0.06	0	0.02	0.94	0.12	0	98.63	0	100		
	Glyphosate	0.12	0	0.11	0	0.01	0.89	0.07	0	98.8	0	100		
	Huiles biogéniques	0.17	0	0.001	0	0	0.04	0.002	0	99.79	0	100		
	Huiles non spécifiées	0.64	0	0.08	0	0.13	2.45	0.52	0	96.17	0	100		
	Magnésium	0.22	0	0.01	0	0.01	0.29	0.05	0	99.42	0	100		
	Manganèse	0.17	0	0.002	0	0.001	0.04	0.01	0	99.78	0	100		
	Potassium	0.18	0	0.003	0	0.004	0.09	0.02	0	99.71	0	100		
	Silicium	0.17	0	0.002	0	0.001	0.04	0.005	0	99.78	0	100		
	Sodium	0.95	0	0.07	0	0.11	6.17	0.66	0	92.05	0	100		
	Déchets solides	0.01	0.16	10.86	-10.89	0.001	0.002	0.01	1.28	138.66	-40.09	100		

¹ Les % négatifs signifient qu'il y a un évitement d'émissions à cet endroit.

Tableau E.6 (suite)

	Solides dissous	-4.02	-2.45	-0.22	117.52	-0.68	-0.17	-0.07	-5.53	-3.66	-0.72	100
	Solides inorganiques	0.22	0	30.05	0	0.04	0	8.9	0.42	0	60.36	100
	Solides en suspension	-87.17	-6.43	-6.63	308.82	-11.83	-0.45	-2.4	-65.59	-9.63	-18.68	100
	Sulfate	6.05	0.53	37.64	-25.49	1.1	0.04	10.25	8.72	0.79	60.37	100
	Calcium	20.64	0	8.59	0	2.98	0	3.96	39.41	0	24.42	100
	Carbone	15.95	0	6.34	0	2.54	0	4.8	46.32	0	24.05	100
	Chlorure	12.99	0	8.95	0	0.89	0	4.09	45.33	0	27.75	100
	Fer	11.57	0	15.38	0	1.7	0	6.09	33.19	0	32.08	100
	Glyphosate	6.93	0	21.97	0	0.39	0	6.24	26.65	0	38.82	100
	Huiles non spécifiées	15.84	0	8.81	0	3.77	0	3.41	42.67	0	25.49	100
	Sodium	15.26	0	4.12	0	1.67	0	2.45	53.02	0	23.49	100
	Déchets solides	1.48	62.74	2929.1	-2978	0.24	11.35	23.81	1.93	44.85	2.1	100

¹ Les % négatifs signifient qu'il y a un évitement d'émissions à cet endroit.

Tableau E.7 : Proportion de chaque étape dans l'émission des substances représentatives du scénario 3.

Types		Bioaspiration			Bioventilation			Oxydation Chimique			
	Milieu	Préparation de site	Démantèlement	Traitement	Recyclage de l'huile	Préparation de site	Démantèlement	Traitement	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a
	Substances (%)										Globalement, année 11
Air	CO ₂ biogénique	0.14	0	0.32	-0.03	0.03	0	0.2	0.04	0	99.3
	CO ₂ fossile	0.25	0.14	0.07	-0.69	0.04	0.01	0.02	0.61	0.3	99.24
	Fer	0.01	0	0.06	0	0	0	0.02	14.79	0	85.13
	MNVOC	0.72	0.36	0.03	-15.45	0.13	0.03	0.01	1.28	0.71	112.18
	NO _x	0.75	0.47	0.05	-0.72	0.14	0.04	0.02	1.59	1.03	96.63
											100

Tableau E.7 (suite)

		Eau										Sol									
		BOD ₅	0.03	0	0.02	0	0.01	0	0.01	1.8	0	0	0	0.01	1.8	0	0	0	0	0	0
	Carbonate	4.49	0	0	0	0	0.92	0	0	2.37	0	0	0	0	2.37	0	0	0	0	0	0
	Carbone organique dissous	0.04	0	0.02	0	0.01	0.01	0	0.01	1.5	0	0	0	0.01	1.5	0	0	0	0	0	0
	Carbone organique total	0.03	0	0.01	0	0.01	0.01	0	0.01	1.18	0	0	0	0.01	1.18	0	0	0	0	0	0
	Chlorate	6.34	0	0	0	0	1.3	0	0	3.4	0	0	0	0	3.4	0	0	0	0	0	0
	Chlorure	0.18	0	0.05	-0.07	0.04	0.04	0	0.02	0.42	0	0	0	0.02	0.42	0	0	0	0	0	0
	COD	0.03	0	0.01	-0.08	0.01	0.01	0	0.01	1.08	0	0	0	0.01	1.08	0	0	0	0	0	0
	Fer	0	0	0.08	0	0	0	0	0.02	0.23	0	0	0	0.02	0.23	0	0	0	0	0	0
	H ₂ O ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Huiles non spécifiées	0.59	0.01	0.39	-0.29	0.02	0.02	0	0.12	5.16	0.01	0	0	0.12	5.16	0.01	0	0	0	0	0
	Ions aluminium	0	0	0.02	0	0	0	0	0.01	0.04	0	0	0	0.01	0.04	0	0	0	0	0	0
	Ions calcium	0.02	0	0.1	0	0	0	0	0.03	0.37	0	0	0	0.03	0.37	0	0	0	0	0	0
	Ions magnésium	0.01	0	0.09	0	0	0	0	0.02	0.12	0	0	0	0.02	0.12	0	0	0	0	0	0
	Ions sodium	0.26	0	0.03	0	0.06	0.06	0	0.01	0.29	0	0	0	0.01	0.29	0	0	0	0	0	0
	Ions zinc	0.01	0	0.13	0	0	0	0	0.03	0.93	0	0	0	0.03	0.93	0	0	0	0	0	0
	Silicium	0.01	0	0.1	0	0	0	0	0.02	2.38	0	0	0	0.02	2.38	0	0	0	0	0	0
	Solides dissous	0.69	0.42	0.04	-20.05	0.12	0.12	0.03	0.01	5.22	0.9	0.03	0.01	0.01	5.22	0.9	0.03	0.01	0.01	0.01	0.01
	Solides inorganiques	0	0	0.18	0	0	0	0	0.05	0.14	0	0	0	0.05	0.14	0	0	0	0	0	0
	Solides en suspension	0.22	0.02	0.02	-0.78	0.03	0.03	0	0.01	0.31	0.04	0	0	0.01	0.31	0.04	0	0	0	0	0
	Sulfate	0.02	0	0.13	-0.08	0	0	0	0.03	0.68	0	0	0	0.03	0.68	0	0	0	0	0	0
	Calcium	0.06	0	0.03	0	0.01	0.01	0	0.01	0.29	0	0	0	0.01	0.29	0	0	0	0	0	0
	Carbone	0.08	0	0.03	0	0.01	0.01	0	0.02	0.42	0	0	0	0.02	0.42	0	0	0	0	0	0
	Chlorure	0.11	0	0.08	0	0.01	0.01	0	0.03	0.69	0	0	0	0.03	0.69	0	0	0	0	0	0
	Fer	0.04	0	0.05	0	0.01	0.01	0	0.02	0.79	0	0	0	0.02	0.79	0	0	0	0	0	0
	Glyphosate	0.02	0	0.07	0	0	0	0	0.02	1.13	0	0	0	0.02	1.13	0	0	0	0	0	0
	Huiles non spécifiées	0.07	0	0.04	0	0.02	0.02	0	0.01	0.4	0	0	0	0.01	0.4	0	0	0	0	0	0
	Sodium	0.1	0	0.03	0	0.01	0.01	0	0.02	0.58	0	0	0	0.02	0.58	0	0	0	0	0	0
	Déchets solides	0.36	15.1	704.95	-716.6	0.06	0.06	2.73	5.73	0.81	62.91	23.98	0	62.91	0.81	23.98	0	0	0	0	0

¹ Les % négatifs signifient qu'il y a un évitement d'émissions à cet endroit.

Tableau E.8 : Proportion de chaque étape dans l'émission des substances représentatives du scénario 4.

Types	Milieu	Bioaspiration				Biopiles							Atténuation naturelle zone saturée					
		Préparation de site	Démantèlement	Traitement	Recyclage de l'huile	Préparation de site	Excavation des sols	Mise en pile des sols	Fermeture du site	Recyclage de l'asphalte	Traitement	Remplissage du site	Préparation de site	Démantèlement	Traitement ^a			
Sortants (Emissions)	Air	Substances (%)	CO fossile	3.47	2.23	0.3	-7.26	34.36	54.33	8.15	6.52	-8.74	3.66	1.85	0.8	0.29	0.04	100
			CO ₂ biogénique	10.81	0.05	24.82	-2.35	15.39	0.63	6.72	0.43	-4.28	47.34	0.02	0.21	0.01	0.2	100
			CO ₂ fossile	4.74	2.67	1.38	-13.1	58.69	34.48	18.61	1.34	-14.81	3.43	1.18	0.93	0.39	0.08	100
			Fer	0.07	0	0.47	0	74.69	0	5.16	33.54	-14.21	0.22	0	0.03	0	0.01	100
			MNVOC	-88.7	-44.8	-3.53	1914	-1281	-515.5	-93.57	-15.67	327.95	-53.49	-17.59	-20.08	-6.78	-1.14	100
	Eau		NO _x	6.92	4.35	0.5	-6.69	48.81	46.73	7.48	1.37	-17.15	3.85	1.59	1.5	0.67	0.07	100
			BOD ₅	0.05	0	0.04	0	126.76	0	1.54	0.8	-29.25	0.04	0	0.02	0	0.01	100
			Carbonates	17.18	0	0.02	0	1.06	0	65.72	0.01	-0.18	11.64	0	4.54	0	0	100
			Carbone organique dissous	0.11	0	0.05	0	125.51	0	1.87	1.21	-28.87	0.09	0	0.03	0	0.01	100
			Carbone organique total	0.11	0	0.05	0	125.48	0	1.88	1.21	-28.87	0.09	0	0.03	0	0.01	100
		Chlorate	17.01	0	0.01	0	1.82	0	65.54	0.03	-0.46	11.51	0	4.52	0	0.01	100	
		Chlorure	0.35	0	0.09	-0.14	126.05	0.04	3.11	0.14	-30.02	0.26	0	0.1	0	0.01	100	
		COD	0.11	0.01	0.05	-0.29	126.3	0.08	1.78	0.96	-29.12	0.08	0	0.03	0	0.01	100	
		Fer	0.36	0.01	9.28	-0.5	87.12	0.13	15.4	7.19	-22.98	3.84	0	0.08	0	0.07	100	
		Huiles non spécifiées	1.55	0.02	1.02	-0.75	118.12	0.2	5.3	1.71	-28.28	0.6	0.01	0.48	0	0.01	100	

Tableau E.8 (suite)

Sortants (Emissions)		Eau														Sol													
		1.54	0	8.0	0	85.77	0	18.81	3.75	-22.59	4.32	0	0.3	0	0.09	100													
		Ions aluminium	Ions calcium	Ions magnésium	Ions potassium	Ions sodium	Ions zinc	Silicium	Solides dissous	Solides inorganiques	Solides en suspension	Sulfate	Calcium	Carbone	Chlorure	Fer													
		0.07	0	0.34	0	23.47	0	81.14	0.34	-5.6	0.21	0	0.02	0	0.01	100													
		0.09	0	1.63	0	121.62	0	3.68	0.51	-28.27	0.69	0	0.03	0	0.02	100													
		1.14	0	0.54	0	118.75	0	5.43	0.23	-27.33	0.99	0	0.24	0	0.02	100													
		0.41	0	0.05	0	125.19	0	2.85	0.05	-28.95	0.29	0	0.11	0	0.01	100													
		0.45	0	5.33	-0.03	90.87	0.01	13.22	9.72	-21.9	2.15	0	0.14	0	0.06	100													
		0.33	0	3.51	0	61.03	0	21.42	23.11	-11.07	1.56	0	0.07	0	0.03	100													
		-7.91	-4.82	-0.42	231.5	-18.82	-62.33	-15.4	-12.85	1.26	-5.6	-2.13	-1.66	-0.71	-0.06	100													
		0.08	0	10.95	0	87.73	0	15.94	2.21	-22.21	4.39	0	0.03	0	0.88	100													
		1.01	0.07	0.08	-3.57	124.18	0.96	7.69	0.27	-31.61	0.74	0.03	0.12	0.01	0.01	100													
		0.05	0	0.3	-0.2	4.6	0.05	95.69	0.42	-1.08	0.15	0	0.01	0	0.01	100													
		0.09	0	0.04	0	128.01	0	2.09	0.05	-30.34	0.03	0	0.03	0	0.01	100													
		0.1	0	0.04	0	127.94	0	2.04	0.05	-30.28	0.07	0	0.03	0	0.01	100													
		0.3	0	0.2	0	122.39	0	6.34	0.17	-29.69	0.15	0	0.09	0	0.04	100													
		0.11	0	0.15	0	119.39	0	8.28	0.54	-28.64	0.12	0	0.04	0	0.01	100													
		0.33	0	1.05	0	47.39	0	57.66	4.41	-11.44	0.44	0	0.11	0	0.05	100													
		0.05	0	0.03	0	127.65	0	1.67	0.03	-29.47	0.02	0	0.02	0	0.01	100													
		0.12	0	0.03	0	127.89	0	2.02	0.04	-30.19	0.02	0	0.04	0	0.02	100													
	Déchets solides	0.49	20.71	966.91	-983	0.3	4.77	0.23	97.7	-17.71	7.21	0.16	0.1	2.04	0	100													

¹ Les % négatifs signifient qu'il y a un évitement d'émissions à cet endroit.

Annexe E.2 : Résultats caractérisés de l'analyse des impacts par catégories d'impacts

Le tableau E9 présente les impacts caractérisés par catégorie d'impacts du scénario 1, séparés par étape de traitement. La colonne en gris présente la somme des impacts normalisés par catégorie d'impacts.

Tableau E9 : Impacts caractérisés par catégorie d'impacts du scénario 1

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Acidification (moles H ⁺ équivalentes déposées)	PS_PR	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9	5260.9
	D_PR	0	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3	2697.3
	T_PR	59.33	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13	111.13
	RH_PR	-2.4E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3	-2.8E3
	PS_Anzv	0	0	653.5	653.5	653.5	653.5	653.5	653.5	653.5	653.5	653.5
	TANzv	0	0	7.41	14.83	22.24	29.7	44.5	59.3	66.7	266.9	2224.1
	PS_PT	0	0	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3	4.28e3
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2020.5
Total caractérisés	T_PT	0	0	6.75e2	1.35e3	2.03e3	2.70e3	4.05e3	5.40e3	6.08e3	2.52e4	2.09e5
	RH_PT	0	0	-33.75	-67.5	-101.3	-135	-202.5	-270	-303.8	-1.2e3	-1.01e4
		2.94e3	5.32e3	1.09e4	1.16e4	1.22e4	1.29e4	1.41e4	1.54e4	1.61e4	3.45e4	2.13e5
		0.43	0.78	1.60	1.69	1.79	1.88	2.07	2.26	2.36	5.06	31.25
Total normalisés (personne année)		55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02	55.02
	PS_PR	0	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47	1.47
	D_PR	0	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69	4.69
	T_PR	2.5	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6	-53.6
	RH_PR	-46.4	0	0.703	0.703	0.703	0.703	0.703	0.703	0.703	0.703	0.703
	PS_Anzv	0	0	0.1	0.19	0.29	0.39	0.58	0.77	0.87	3.48	29
Écotoxicité air (2,4-D équivalents)	TANzv	0	0	0.1	0.19	0.29	0.39	0.58	0.77	0.87	3.48	29

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Ecotoxicité_eau (2,4-D équivalents)	PS_PT	0	0	25	25	25	25	25	25	25	25	25
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.04
	T_PT	0	0	14.5	29	43.5	57.9	86.9	115.9	130.4	531.6	4349.8
	RH_PT	0	0	-0.66	-1.32	-1.97	-2.63	-3.95	-5.26	-5.92	-23.7	-197.3
	Total caractérisé	11.12	7.58	47.2	61.13	75.05	88.97	116.8	144.7	158.6	544.7	4215.9
	Total normalisés (personne année)	0.08	0.06	0.36	0.46	0.57	0.67	0.88	1.09	1.20	4.12	31.9
	PS_PR ¹	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5	2.78e5
	D_PR ¹	0	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3	4.74e3
	T_PR ¹	3.08e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4	5.78e4
	IP _{T_PR moy}	7.27e9	7.07e9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	RH_PR ¹	-1.49e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5	-1.72e5
	PS_Anzv ¹	0	0	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3	3.84e3
	TANzv ¹	0	0	4.17e2	8.34e2	1.25e3	1.67e3	2.50e3	3.34e3	3.75e3	1.50e4	1.25e5
	IP _{TANzv moy}	0	0	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.49e9	1.48e9
Total caractérisé sec.	PS_PT ¹	0	0	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5	1.59e5
	D_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.34e3
	T_PT ¹	0	0	1.69e5	3.38e5	5.07e5	6.76e5	1.01e6	1.35e6	1.52e6	6.21e6	5.07e7
	IP _{T_PT moy}	0	0	5.64e9	5.62e9	5.60e9	5.58e9	5.55e9	5.51e9	5.49e9	4.98e9	2.15e4
	RH_PT ¹	0	0	-2.11e3	-4.23e3	-6.34e3	-8.46e3	-1.27e4	-1.69e4	-1.90e4	-7.61e4	-6.34e5
Total caractérisé prim.		1.60e5	1.68e5	4.98e5	6.7e5	8.3e5	1.0e6	1.3e6	1.7e6	1.8e6	6.5e6	5.1e7
Total caractérisé prim.		7.27e9	7.07e9	7.13e9	7.11e9	7.09e9	7.07e9	7.04e9	7.00e9	6.98e9	6.47e9	1.48e9

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Ecotoxicité _{sol} (2,4-D équivalents)	Total normalisé sec. (personne année)	1.21e3	1.27e3	3.76e3	5.03e3	6.29e3	7.56e3	1.01e4	1.26e4	1.39e4	4.89e4	3.82e5
	Total normalisé prim. (personne année)	5.50e7	5.34e7	5.39e7	5.38e7	5.36e7	5.35e7	5.32e7	5.29e7	5.28e7	4.89e7	1.12e7
	PS_PR ¹	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4	1.38e4
	D_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_PR ¹	8.87e2	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3	1.66e3
	RH_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Anzv ¹	0	0	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3	2.91e3
	TANzv ¹	0	0	1.76e2	3.52e2	5.29e2	7.05e2	1.06e3	1.41e3	1.59e3	6.34e3	5.29e4
	PS_PT ¹	0	0	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4	1.13e4
	D_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.2e-13
Eutrophisation _{air} (N équivalents)	T_PT ¹	0	0	6.91e3	1.38e4	2.07e4	2.76e4	4.15e4	5.53e4	6.22e4	2.52e5	2.07e6
	RH_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Total caractérisé sec.	1.47e4	1.54e4	3.67e4	4.38e4	5.09e4	5.80e4	7.21e4	8.63e4	9.34e4	2.88e5	2.16e6
	Total normalisé sec. (personne année)	1.11e2	1.17e2	2.78e2	3.31e2	3.85e2	4.38e2	5.45e2	6.53e2	7.06e2	2.18e3	1.63e4
	PS_PR	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65	4.65
	D_PR	0	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51	2.51
	T_PR	0.030	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056	0.056
	RH_PR	-2.63	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04	-3.04
	PS_Anzv	0	0	0.641	0.641	0.641	0.641	0.641	0.641	0.641	0.641	0.641
	TANzv	0	0	4.48e3	8.95e3	1.34e-2	1.79e-2	2.69e-2	3.58e-2	4.03e-2	1.61e-1	1.34

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Eutrophisation_sol (N équivalents)	RH_PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Anzv	0	0	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4	2.62e-4
	TANzv	0	0	2.21e-5	4.43e-5	6.64e-5	8.85e-5	1.33e-4	1.77e-4	1.99e-4	7.97e-4	6.64e-3
	PS_PT	0	0	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3	1.13e-3
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5.2e-20
	T_PT	0	0	0.03	0.06	0.09	0.12	0.18	0.24	0.27	1.06	8.85
	RH_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total caractérisé sec.		0.0159	0.016	0.047	0.076	0.11	0.14	0.19	0.25	0.28	1.08	8.88
Total normalisé sec. (personne année)		4.79e-3	4.83e-3	0.014	0.023	0.032	0.041	0.059	0.077	0.085	0.326	2.68
Réchauffement global (CO ₂ équivalents)	PS_PR	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4	1.15e4
	D_PR	0	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3	5.69e3
	T_PR	3.63e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2	6.81e2
	RH_PR	-1.90e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4	-2.19e4
	PS_Anzv	0	0	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3	1.16e3
	TANzv	0	0	1.74e1	3.48e1	5.22e1	6.96e1	1.04e2	1.39e2	1.57e2	6.26e2	5.22e3
	PS_PT	0	0	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3	9.25e3
Total caractérisé sec.	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.01e3
	T_PT	0	0	3.77e3	7.54e3	1.13e4	1.51e4	2.26e4	3.02e4	3.39e4	1.39e5	1.15e6
	RH_PT	0	0	-2.69e2	-5.37e2	-8.06e2	-1.07e3	-1.61e3	-2.15e3	-2.42e3	-9.67e3	-8.06e4
	Total caractérisé sec.	-7.13e3	-4.06e3	9.87e3	1.34e4	1.69e4	2.04e4	2.75e4	3.45e4	3.80e4	1.36e5	1.08e6
Total normalisé sec. (personne année)		-3.8e-3	-2.1e-3	5.2e-3	7.1e-3	8.9e-3	0.011	0.015	0.018	0.020	0.072	0.573

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
	D_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.20e3
	T_PT ¹	0	0	6.07e4	1.21e5	1.82e5	2.43e5	3.64e5	4.86e5	5.47e5	2.23e6	1.82e7
	IP _{T_PT} moy	0	0	2.03e9	2.02e9	2.01e9	2.01e9	1.99e9	1.98e9	1.97e9	1.79e9	7.71e3
	RH_PT ¹	0	0	-7.60e2	-1.52e3	-2.28e3	-3.04e3	-4.56e3	-6.08e3	-6.84e3	-2.74e4	-2.28e5
Total caractérisé sec.		5.73e4	6.04e4	1.79e5	2.39e5	2.99e5	3.59e5	4.80e5	6.00e5	7.87e5	2.33e6	1.82e7
Total caractérisé prim.		2.61e9	2.54e9	2.56e9	2.56e9	2.55e9	2.54e9	2.53e9	2.52e9	2.51e9	2.33e9	5.33e8
Total normalisé sec. (personne année)		3.99e-6	4.20e-6	1.24e-5	1.66e-6	2.08e-5	2.50e-5	3.33e-5	4.17e-5	5.47e-5	1.62e-4	1.26e-3
Total normalisé prim. (personne année)		1.82e-1	1.77e-1	1.78e-1	1.78e-1	1.77e-1	1.77e-1	1.76e-1	1.75e-1	1.74e-1	1.62e-1	3.71e-2
Toxicité humaine cancérigène _sol (Benzène équivalents)	PS_PR ¹	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3	4.95e3
	D_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_PR ¹	3.19e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2	5.97e2
	RH_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Anzv ¹	0	0	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3	1.04e3
	TANzv ¹	0	0	6.33e1	1.27e2	1.90e2	2.53e2	3.80e2	5.07e2	5.70e2	2.28e3	1.90e4
	PS_PT ¹	0	0	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3	4.05e3
	D_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5e-13
		0	0	2.48e3	4.97e3	7.45e3	9.93e3	1.49e4	1.99e4	2.23e4	9.06e4	7.45e5
Total caractérisé sec.		5.27e3	5.55e3	1.32e4	1.57e4	1.83e4	2.08e4	2.59e4	3.10e4	3.36e4	1.04e5	7.75e5
Total normalisé sec. (personne année)		3.67e-7	3.86e-7	9.17e-7	1.09e-6	1.27e-6	1.45e-6	1.80e-6	2.16e-6	2.33e-6	7.20e-6	5.38e-5

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Particules dans l'air (DALYs)	PS_PR	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54	1.54
	D_PR	0	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376	0.376
	T_PR	0.13	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252	0.252
	RH_PR	-0.659	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762	-0.762
	PS_Anzv	0	0	0.124	0.124	0.124	0.124	0.124	0.124	0.124	0.124	0.124
	TANzv	0	0	0.004	0.008	0.012	0.016	0.024	0.032	0.036	0.145	1.212
	PS_PT	0	0	1.099	1.099	1.099	1.099	1.099	1.099	1.099	1.099	1.099
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.265
	T_PT	0	0	0.924	1.848	2.772	3.696	5.544	7.392	8.316	33.907	278.363
	RH_PT	0	0	-0.009	-0.019	-0.028	-0.037	-0.056	-0.075	-0.084	-0.336	-2.80
Total caractérisé sec.		1.02	1.41	3.55	4.47	5.39	6.31	8.15	9.98	10.90	36.35	279.67
Total normalisé sec. (personne année)		0.80	1.10	2.78	3.50	4.22	4.93	6.37	7.81	8.53	28.42	218.68
Toxicité humaine non cancérogène _air (toluènes équivalents)	PS_PR	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4	8.13e4
	D_PR	0	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22	311.22
	T_PR	7.56e4	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5	1.42e5
	RH_PR	-9.80e3	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4	-1.13e4
	PS_Anzv	0	0	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4	1.95e4
	TANzv	0	0	1.43e3	2.87e3	4.30e3	5.73e3	8.60e3	1.15e4	1.29e4	5.16e4	4.30e5
	PS_PT	0	0	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4	6.28e4
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.20e2
	T_PT	0	0	4.26e5	8.52e5	1.28e6	1.70e6	2.56e6	3.41e6	3.83e6	1.56e7	1.28e8
	RH_PT	0	0	-1.39e2	-2.78e2	-4.17e2	-5.56e2	-8.33e2	-1.11e3	-1.25e3	-5.00e3	-4.17e4

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Toxicité humaine non cancérogène (toluènes équivalents)	D_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_PR ¹	14.61	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36	27.36
	RH_PR ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Anzv ¹	0	0	46.38	46.38	46.38	46.38	46.38	46.38	46.38	46.38	46.38
	TANzv ¹	0	0	3.42	6.83	10.25	13.66	20.49	27.33	30.74	122.97	1024.73
	PS_PT ¹	0	0	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2	1.90e2
	D_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.1e-15
	T_PT ¹	0	0	1.23e2	2.46e2	3.69e2	4.92e2	7.37e2	9.83e2	1.11e3	4.48e3	3.69e4
Toxicité humaine non cancérogène (CFC-II équivalents)	RH_PT ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Total caractérisé sec.	258.26	271.01	634.15	760.46	886.78	1013.1	1265.7	1518.4	1644.7	5111.	3.84e4
	Total normalisé sec. (personne année)	4.92e-5	5.16e-5	1.21e-4	1.45e-4	1.69e-4	1.93e-4	2.41e-4	2.89e-4	3.13e-4	9.73e-4	7.31e-3
	PS_PR	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5	3.18e-5
	D_PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_PR	8.67e-6	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5	1.62e-5
	RH_PR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Anzv	0	0	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6	8.39e-6
Destruction de la couche d'ozone (CFC-II équivalents)	TANzv	0	0	8.42e-7	1.68e-6	2.53e-6	3.37e-6	5.05e-6	6.74e-6	7.58e-6	3.03e-5	2.53e-4
	PS_PT	0	0	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5	2.77e-5
	D_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_PT	0	0	5.41e-5	1.08e-4	1.62e-4	2.16e-4	3.25e-4	4.33e-4	4.87e-4	1.98e-3	1.62e-2
	RH_PT	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Total caractérisé sec.	4.05e-5	4.80e-5	1.39e-4	1.94e-4	2.49e-4	3.04e-4	4.14e-4	5.24e-4	5.79e-4	2.10e-3	1.66e-2

Tableau E9 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38	An 302
Total normalisé sec. (personne année)		2.67e-3	3.17e-3	9.18e-3	1.28e-2	1.64e-2	2.01e-2	2.73e-2	3.46e-2	3.82e-2	1.38e-1	1.09
Smog photochimique (CO₂ équivalents)	PS_PR ¹	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39	155.39
	D_PR ¹	0	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77	81.77
	T_PR ¹	0.83	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55	1.55
	RH_PR ¹	-77.62	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66	-89.66
	PS_Anzv ¹	0	0	19.30	19.30	19.30	19.30	19.30	19.30	19.30	19.30	19.30
	TANzv ¹	0	0	0.12	0.25	0.37	0.49	0.74	0.99	1.11	4.44	37.01
	PS_PT ¹	0	0	122.99	122.99	122.99	122.99	122.99	122.99	122.99	122.99	122.99
Total caractérisé sec.		78.59	149.04	321.19	351.05	380.91	410.77	470.48	530.20	560.06	1388.5	9492.5
Total normalisé sec. (personne année)		0.73	1.38	2.96	3.24	3.52	3.79	4.34	4.89	5.17	12.82	87.63

¹ Ces valeurs représentent les valeurs moyennes.

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Écotoxicité_eau (2,4-D équivalents)	T_Biov	0	0	1.34	2.77	4.11	5.54	8.32	11.09	11.44	11.44
	PS_Biob	0	0	119.14	119.14	119.14	119.14	119.14	119.14	119.14	119.14
	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3.59
	T_Biob	0	0	3.05	6.10	9.16	12.21	16.95	20.33	22.02	67.63
	Total caractérisé	57.91	70.56	211.01	215.49	219.88	224.37	231.88	238.03	240.23	289.44
	Total normalisés (personne année)	0.44	0.53	1.60	1.63	1.66	1.70	1.75	1.80	1.82	2.19
	PS_Bioas ¹	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5
	D_Bioas ¹	0	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3
	T_Bioas ¹	2.69e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5
	IP _{T_Bioas} moy	5.6e9	5.30e9	0	0	0	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-3.42e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5
	PS_Biov ¹	0	0	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	5.35e2	5.35e2
	T_Biov ¹	0	0	1.57e4	3.68e4	5.25e4	7.35e4	1.10e5	1.47e5	1.51e5	1.51e5
	IP _{T_Biov} moy	0	0	1.3e9	1.2e9	9.82e8	8.12e8	4.73e8	1.33e8	9.9e7	9.9e7
Total caractérisé sec.	PS_Biob ¹	0	0	2.94e6	2.94e6	2.94e6	2.94e6	2.94e6	2.94e6	2.94e6	2.94e6
	D_Biob ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.15e4
	T_Biob ¹	0	0	3.50e4	7.01e4	1.05e5	1.40e5	1.93e5	2.30e5	2.48e5	7.41e5
	IP _{T_Biob} moy	0	0	3.68e9	3.58e9	3.47e9	3.37e9	3.16e9	2.95e9	2.84e9	2.15e4
	Total caractérisé sec.	6.88e5	9.02e5	3.92e6	3.97e6	4.02e6	4.08e6	4.17e6	4.24e6	4.27e6	4.77e6
Total caractérisé prim.		5.55e9	5.30e9	5.00e9	4.73e9	4.45e9	4.18e9	3.63e9	3.08e9	2.94e9	9.92e7

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Eutrophisation sol (N équivalents)	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov	0	0	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov	0	0	8.92e-5	2.00e-4	2.90e-4	4.01e-4	6.01e-4	8.02e-4	8.37e-4	8.37e-4
	PS_Biob	0	0	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3	8.57e-3
	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biob	0	0	2.24e-4	4.48e-4	6.72e-4	8.97e-4	1.27e-3	1.57e-3	1.72e-3	5.79e-3
Total caractérisé sec.		7.69e-3	8.72e-3	1.82e-2	1.85e-2	1.88e-2	1.92e-2	1.97e-2	2.02e-2	2.04e-2	2.45e-2
Total normalisé sec. (personne année)		2.32e-3	2.63e-3	5.49e-3	5.59e-3	5.69e-3	5.79e-3	5.96e-3	6.11e-3	6.17e-3	7.40e-3
Réchauffement global (CO ₂ équivalents)	PS_Bioas	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4
	D_Bioas	0	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3
	T_Bioas	3.17e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3
	RH_Bioas	-4.35e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4
	PS_Biov	0	0	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	6.37e2	6.37e2
	T_Biov	0	0	1.98e2	5.70e2	7.69e2	1.14e3	1.71e3	2.28e3	2.34e3	2.34e3
Total caractérisé sec.	PS_Biob	0	0	2.18e4	2.18e4	2.18e4	2.18e4	2.18e4	2.18e4	2.18e4	2.18e4
	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.39e4
	T_Biob	0	0	4.75e2	9.5e2	1.43e3	1.90e3	2.65e3	3.21e3	3.49e3	1.10e4
Total normalisé sec. (personne année)		-2.3e4	-1.5e4	1.0e4	1.1e4	1.2e4	1.3e4	1.4e4	1.5e4	1.6e4	3.8e4
Total normalisé sec. (personne année)		-1.2e-2	-7.8e-3	5.5e-3	6.0e-3	6.3e-3	6.8e-3	7.5e-3	8.1e-3	8.6e-3	2.0e-2

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Toxicité humaine cancérogène - air (Benzène équivalents)	PS_Bioas	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61
	D_Bioas	0	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
	T_Bioas	520.49	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88
	RH_Bioas	-5.48	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93
	PS_Biov	0	0	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0.009	0.009
	T_Biov	0	0	30.78	64.15	94.92	128.29	192.44	256.59	263.63	263.63
	PS_Biob	0	0	100.06	100.06	100.06	100.06	100.06	100.06	100.06	100.06
	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.18
	T_Biob	0	0	68.89	137.78	206.66	275.55	380.82	453.59	489.97	1472.3
Total caractérisé sec.		6.11e2	1.06e3	1.30e3	1.40e3	1.50e3	1.60e3	1.77e3	1.91e3	1.95e3	2.94e3
Toxicité humaine cancérogène - eau (Benzène équivalents)	Total normalisé sec. (personne année)	4.24e-8	7.40e-8	9.04e-8	9.75e-8	1.04e-7	1.11e-7	1.23e-7	1.33e-7	1.36e-7	2.04e-7
	PS_Bioas ¹	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5
	D_Bioas ¹	0	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3
	T_Bioas ¹	9.66e4	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5
	IP _{T_Bioas moy}	2.00e9	1.91e9	0	0	0	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-1.23e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5
	PS_Biov ¹	0	0	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	1.92e2	1.92e2
	T_Biov ¹	0	0	5.65e3	1.32e4	1.89e4	2.64e4	3.96e4	5.28e4	5.41e4	5.41e4
	IP _{T_Biov moy}	0	0	4.75e8	4.14e8	3.53e8	2.92e8	1.70e8	4.78e7	3.56e7	3.56e7

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Toxicité humaine cancérogène sol (Benzène équivalents)	PS_Biob ¹	0	0	1.06e6	1.06e6	1.06e6	1.06e6	1.06e6	1.06e6	1.06e6	1.06e6
	D_Biob ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.15e3
	T_Biob ¹	0	0	1.26e4	2.52e4	3.78e4	5.04e4	6.95e4	8.26e4	8.92e4	2.66e5
	IP _{T_Biob moy}	0	0	1.32e9	1.29e9	1.25e9	1.21e9	1.13e9	1.06e9	1.02e9	7.71e3
	Total caractérisé sec.	2.47e5	3.24e5	1.41e6	1.43e6	1.45e6	1.47e6	1.50e6	1.52e6	1.53e6	1.71e6
	Total caractérisé prim.	2.00e9	1.91e9	1.80e9	1.70e9	1.60e9	1.50e9	1.30e9	1.11e9	1.06e9	3.56e7
	Total normalisé sec. (personne année)	1.72e-5	2.25e-5	9.78e-5	9.92e-5	1.01e-4	1.02e-4	1.04e-4	1.06e-4	1.07e-4	1.19e-4
	Total normalisé prim. (personne année)	1.39e-1	1.32e-1	1.25e-1	1.18e-1	1.11e-1	1.04e-1	9.07e-2	7.69e-2	7.34e-2	2.48e-3
	PS_Bioas ¹	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3
	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Toxicité humaine cancérogène sol (Benzène équivalents)	T_Bioas ¹	2.78e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov ¹	0	0	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov ¹	0	0	2.22e2	4.80e2	7.01e2	9.59e2	1.44e3	1.92e3	2.01e3	2.01e3
	PS_Biob ¹	0	0	2.52e4	2.52e4	2.52e4	2.52e4	2.52e4	2.52e4	2.52e4	2.52e4
	D_Biob ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biob ¹	0	0	5.67e2	1.13e3	1.70e3	2.27e3	3.23e3	4.02e3	4.41e3	1.50e4
	Total caractérisé sec.	1.21e4	1.46e4	4.27e4	4.36e4	4.44e4	4.52e4	4.66e4	4.79e4	4.84e4	5.90e4
	Total normalisé sec. (personne année)	8.43e-7	1.01e-6	2.97e-6	3.03e-6	3.08e-6	3.14e-6	3.24e-6	3.33e-6	3.36e-6	4.10e-6

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Particules dans l'air (DALYs)	PS_Bioas	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
	D_Bioas	0	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62
	T_Bioas	1.17	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20
	RH_Bioas	-1.51	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64
	PS_Biov	0	0	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04	0.04
	T_Biov	0	0	0.07	0.14	0.21	0.29	0.43	0.57	0.59	0.59
	PS_Biob	0	0	6.76	6.76	6.76	6.76	6.76	6.76	6.76	6.76
Total caractérisé sec.	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.92
	T_Biob	0	0	0.16	0.32	0.49	0.65	0.90	1.08	1.16	3.56
Total normalisé sec. (personne année)		2.66	4.18	11.51	11.74	11.97	12.21	12.60	12.92	13.07	16.38
Toxicité humaine non cancérogène _air (toluènes équivalents)	PS_Bioas	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5
	D_Bioas	0	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2
	T_Bioas	6.59e5	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6
	RH_Bioas	-2.25e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4
	PS_Biov	0	0	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	3.51e1	3.51e1
	T_Biov	0	0	3.90e4	8.12e4	1.20e5	1.62e5	2.44e5	3.25e5	3.34e5	3.34e5
	PS_Biob	0	0	1.38e5	1.38e5	1.38e5	1.38e5	1.38e5	1.38e5	1.38e5	1.38e5
Total caractérisé sec.	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.58e2
	T_Biob	0	0	8.73e4	1.75e5	2.62e5	3.49e5	4.82e5	5.75e5	6.21e5	1.87e6

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Toxicité humaine non cancérigène (toluènes équivalents) _sol	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	127.29	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov ¹	0	0	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov ¹	0	0	10.67	23.28	33.95	46.56	69.84	93.11	97.98	97.98
	PS_Biob ¹	0	0	1335.73	1335.73	1335.73	1335.73	1335.73	1335.73	1335.73	1335.73
	D_Biob ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total caractérisé sec.		597.91	709.03	2183.0	2223.4	2261.9	2302.2	2373.1	2436.1	2460.8	2996.4
Total normalisé sec. (personne année)		1.14e-4	1.35e-4	4.15e-4	4.23e-4	4.30e-4	4.38e-4	4.52e-4	4.64e-4	4.68e-4	5.70e-4
Destruction de la couche d'ozone (CFC-II équivalents)	PS_Bioas	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5
	D_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas	7.55e-5	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4
	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov	0	0	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov	0	0	5.15e-6	1.10e-5	1.62e-5	2.20e-5	3.30e-5	4.40e-5	4.57e-5	4.57e-5
	PS_Biob	0	0	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4	1.00e-4
Total caractérisé sec.	D_Biob	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biob	0	0	1.24e-5	2.47e-5	3.71e-5	4.95e-5	6.95e-5	8.48e-5	9.24e-5	2.99e-4
Total caractérisé sec.		1.27e-4	1.93e-4	3.29e-4	3.47e-4	3.65e-4	3.83e-4	4.14e-4	4.40e-4	4.50e-4	6.56e-4

Tableau E10 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11	An 38
Total normalisé sec. (personne année)		8.41e-3	1.28e-2	2.17e-2	2.29e-2	2.41e-2	2.53e-2	2.73e-2	2.91e-2	2.97e-2	4.33e-2
Smog photochimique (CO ₂ équivalents)	PS_Bioas ¹	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40
	D_Bioas ¹	0	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79
	T_Bioas ¹	7.23	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54
	RH_Bioas ¹	-177.99	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7
	PS_Biov ¹	0	0	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	9.21	9.21
	T_Biov ¹	0	0	0.54	1.21	1.75	2.43	3.64	4.86	5.07	5.07
	PS_Biob ¹	0	0	268.83	268.83	268.83	268.83	268.83	268.83	268.83	268.83
	D_Biob ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0	217.80
	T_Biob ¹	0	0	1.53	3.07	4.60	6.14	8.76	10.92	12.01	41.42
Total caractérisé sec.		44.89	177.95	487.73	489.95	492.02	494.24	498.07	501.46	512.01	759.23
Total normalisé sec. (personne année)		0.41	1.64	4.50	4.52	4.54	4.56	4.60	4.63	4.73	7.01

¹ Ces valeurs représentent les valeurs moyennes.

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Écotoxicité_eau (2,4-D équivalents)	T_Biov	0	0	1.34	2.77	4.11	5.54	8.32	11.09	11.44
	PS_OC	0	0	660.29	660.29	660.29	660.29	660.29	660.29	660.29
	D_OC	0	0	0	0	0	5.18	5.18	5.18	5.18
	T_OC	0	0	17457.44	34914.88	52372.32	64657.18	64657.18	64657.18	64657.18
	Total caractérisé	57.91	70.56	18206.54	35665.41	53124.19	65415.67	65418.44	65421.21	65421.72
	Total normalisés (personne année)	0.44	0.53	137.64	269.63	401.62	494.55	494.57	494.59	494.59
	PS_Bioas ¹	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5
	D_Bioas ¹	0	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3
	T_Bioas ¹	2.69e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5
	IP _{T_Bioas moy}	5.6e9	5.30e9	0	0	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-3.42e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5
	PS_Biov ¹	0	0	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4	2.31e4
Écotoxicité_eau (2,4-D équivalents)	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	5.35e2
	T_Biov ¹	0	0	1.57e4	3.68e4	5.25e4	7.35e4	1.10e5	1.47e5	1.51e5
	IP _{T_Biov moy}	0	0	1.3e9	1.2e9	9.82e8	8.12e8	4.73e8	1.33e8	9.9e7
	PS_OC ¹	0	0	6.64e6	6.64e6	6.64e6	6.64e6	6.64e6	6.64e6	6.64e6
	D_OC ¹	0	0	0	0	0	1.67e4	1.67e4	1.67e4	1.67e4
	T_OC ¹	0	0	3.27e7	6.54e7	9.81e7	1.21e8	1.21e8	1.21e8	1.21e8
	IP _{T_OC moy}	0	0	2.7e9	1.74e9	7.19e8	2.15e4	2.15e4	2.15e4	2.15e4
	Total caractérisé sec.	6.88e5	9.02e5	4.03e7	7.30e7	1.06e8	1.29e8	1.29e8	1.29e8	1.29e8
	Total caractérisé prim.	5.55e9	5.30e9	4.09e9	2.89e9	1.70e9	8.12e8	4.73e8	1.33e8	9.92e7

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Eutrophisation_sol (N équivalents)	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov	0	0	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4	5.79e-4
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov	0	0	8.92e-5	2.00e-4	2.90e-4	4.01e-4	6.01e-4	8.02e-4	8.37e-4
	PS_OC	0	0	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	D_OC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_OC	0	0	2.27	4.54	6.81	8.40	8.40	8.40	8.40
Total caractérisé sec.		0.008	0.009	2.30	4.57	6.84	8.44	8.44	8.44	8.44
Total normalisé sec. (personne année)		0.002	0.003	0.695	1.38	2.07	2.55	2.55	2.55	2.55
Réchauffement_global (CO ₂ équivalents)	PS_Bioas	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4
	D_Bioas	0	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3
	T_Bioas	3.17e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3
	RH_Bioas	-4.35e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4
	PS_Biov	0	0	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3	2.73e3
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	6.37e2
	T_Biov	0	0	1.98e2	5.70e2	7.69e2	1.14e3	1.71e3	2.28e3	2.34e3
Total caractérisé sec.	PS_OC	0	0	4.03e4	4.03e4	4.03e4	4.03e4	4.03e4	4.03e4	4.03e4
	D_OC	0	0	0	0	0	2.00e4	2.00e4	2.00e4	2.00e4
	T_OC	0	0	1.86e6	3.72e6	5.58e6	6.89e6	6.89e6	6.89e6	6.89e6
Total normalisé sec. (personne année)		-2.32e4	-1.47e4	1.89e6	3.75e6	5.61e6	6.93e6	6.94e6	6.94e6	6.94e6
Total normalisé sec. (personne année)		-0.012	-0.008	0.998	1.981	2.963	3.666	3.666	3.666	3.667

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Toxicité humaine cancérogène _ air (Benzène équivalents)	PS_Bioas	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61
	D_Bioas	0	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
	T_Bioas	520.49	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88
	RH_Bioas	-5.48	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93
	PS_Biov	0	0	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55	35.55
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0.009
	T_Biov	0	0	30.78	64.15	94.92	128.29	192.44	256.59	263.63
	PS_OC	0	0	1.68e5	1.68e5	1.68e5	1.68e5	1.68e5	1.68e5	1.68e5
	D_OC	0	0	0	0	0	2.67e-1	2.67e-1	2.67e-1	2.67e-1
Total caractérisé sec.	T_OC	0	0	2.74e5	5.49e5	8.23e5	1.02e6	1.02e6	1.02e6	1.02e6
		6.11e2	1.06e3	4.44e5	7.18e5	9.92e5	1.19e6	1.19e6	1.19e6	1.19e6
Total normalisé sec. (personne année)		4.24e-8	7.40e-8	3.08e-5	4.99e-5	6.90e-5	8.24e-5	8.24e-5	8.24e-5	8.24e-5
	PS_Bioas ¹	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5
	D_Bioas ¹	0	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3
Toxicité humaine cancérogène _ eau (Benzène équivalents)	T_Bioas ¹	9.66e4	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5
	IP _{T_Bioas moy}	2.00e9	1.91e9	0	0	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-1.23e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5
	PS_Biov ¹	0	0	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3	8.31e3
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	1.92e2
	T_Biov ¹	0	0	5.65e3	1.32e4	1.89e4	2.64e4	3.96e4	5.28e4	5.41e4
	IP _{T_Biov moy}	0	0	4.75e8	4.14e8	3.53e8	2.92e8	1.70e8	4.78e7	3.56e7

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
	PS_OC ¹	0	0	2.39e6	2.39e6	2.39e6	2.39e6	2.39e6	2.39e6	2.39e6
	D_OC ¹	0	0	0	0	0	5.99e3	5.99e3	5.99e3	5.99e3
	T_OC ¹	0	0	1.18e7	2.35e7	3.53e7	4.35e7	4.35e7	4.35e7	4.35e7
	IP _T _oC _{moy}	0	0	9.94e8	6.26e8	2.59e8	7.71e3	7.71e3	7.71e3	7.71e3
Total caractérisé sec.		2.47e5	3.24e5	1.45e7	2.62e7	3.80e7	4.63e7	4.63e7	4.63e7	4.63e7
Total caractérisé prim.		2.00e9	3.09e9	1.47e9	1.04e9	6.12e8	2.92e8	1.70e8	4.78e7	3.56e7
Total normalisé sec. (personne année)		1.72e-5	2.25e-5	1.01e-3	1.82e-3	2.64e-3	3.22e-3	3.22e-3	3.22e-3	3.22e-3
Total normalisé prim. (personne année)		0.14	0.21	0.10	0.07	0.04	0.020	0.012	0.003	0.002
Toxicité humaine cancérigène_sol (Benzène équivalents)	PS_Bioas ¹	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3
	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	2.78e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov ¹	0	0	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3	2.23e3
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov ¹	0	0	2.22e2	4.80e2	7.01e2	9.59e2	1.44e3	1.92e3	2.01e3
	PS_OC ¹	0	0	5.49e4	5.49e4	5.49e4	5.49e4	5.49e4	5.49e4	5.49e4
Toxicité humaine sec.		0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total caractérisé sec.		1.21e4	1.46e4	3.74e6	7.41e6	1.11e7	1.37e7	1.37e7	1.37e7	1.37e7
Total normalisé sec. (personne année)		8.43E-07	1.01E-06	2.60E-04	5.15E-04	7.70E-04	9.50E-04	9.50E-04	9.50E-04	9.50E-04

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Particules dans l'air (DALYs)	PS_Bioas	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
	D_Bioas	0	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62
	T_Bioas	1.17	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20
	RH_Bioas	-1.51	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64
	PS_Biov	0	0	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34	0.34
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0.04
	T_Biov	0	0	0.07	0.14	0.21	0.29	0.43	0.57	0.59
	PS_OC	0	0	21.40	21.40	21.40	21.40	21.40	21.40	21.40
Total caractérisé sec.		2.66	4.18	231.74	437.57	643.39	789.58	789.73	789.87	789.93
Total normalisé sec. (personne année)		2.08	3.27	181.20	342.14	503.08	617.39	617.50	617.62	617.66
Toxicité humaine non cancérogène _air (toluènes équivalents)	PS_Bioas	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5
	D_Bioas	0	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2
	T_Bioas	6.59e5	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6
	RH_Bioas	-2.25e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4	-2.4e4
	PS_Biov	0	0	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4	4.61e4
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	3.51e1
	T_Biov	0	0	3.90e4	8.12e4	1.20e5	1.62e5	2.44e5	3.25e5	3.34e5
	PS_OC	0	0	2.12e8	2.12e8	2.12e8	2.12e8	2.12e8	2.12e8	2.12e8
D_OC		0	0	0	0	0	1.09e3	1.09e3	1.09e3	1.09e3
T_OC		0	0	3.48e8	6.97e8	1.04e9	1.29e9	1.29e9	1.29e9	1.29e9

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Toxicité humaine non cancérigène (toluènes équivalents) sol	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	127.29	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov ¹	0	0	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78	99.78
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov ¹	0	0	10.67	23.28	33.95	46.56	69.84	93.11	97.98
	PS_OC ¹	0	0	2804.21	2804.21	2804.21	2804.21	2804.21	2804.21	2804.21
Toxicité humaine non cancérigène (toluènes équivalents) sol	D_OC ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_OC ¹	0	0	1.77e5	3.54e5	5.31e5	6.55e5	6.55e5	6.55e5	6.55e5
	T_OC ¹	0	0	1.88e5	3.65e5	5.42e5	6.66e5	6.66e5	6.67e5	6.67e5
Total caractérisé sec.		597.91	2127.10	1.77e5	3.54e5	5.31e5	6.55e5	6.55e5	6.55e5	6.55e5
Total normalisé sec. (personne année)		1.14e-4	4.05e-4	0.04	0.07	0.10	0.13	0.13	0.13	0.13
Destruction de la couche d'ozone (CFC-II équivalents)	PS_Bioas	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5
	D_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas	7.55e-5	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4
	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biov	0	0	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5	1.80e-5
	D_Biov	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_Biov	0	0	5.15e-6	1.10e-5	1.62e-5	2.20e-5	3.30e-5	4.40e-5	4.57e-5
Destruction de la couche d'ozone (CFC-II équivalents)	PS_OC	0	0	5.36e-4	5.36e-4	5.36e-4	5.36e-4	5.36e-4	5.36e-4	5.36e-4
	D_OC	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	T_OC	0	0	0.11	0.22	0.33	0.41	0.41	0.41	0.41
Total caractérisé sec.		1.27E-04	1.93E-04	0.11	0.22	0.33	0.41	0.41	0.41	0.41

Tableau E11 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8	An 10	An 11
Total normalisé sec. (personne année)		0.008	0.013	7.35	14.64	21.94	27.07	27.07	27.07	27.07
Smog photochimique (CO₂ équivalents)	PS_Bioas ¹	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40
	D_Bioas ¹	0	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79
	T_Bioas ¹	7.23	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54
	RH_Bioas ¹	-177.99	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7
	PS_Biov ¹	0	0	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69	38.69
	D_Biov ¹	0	0	0	0	0	0	0	0	9.21
	T_Biov ¹	0	0	0.54	1.21	1.75	2.43	3.64	4.86	5.07
	PS_OC ¹	0	0	461.47	461.47	461.47	461.47	461.47	461.47	461.47
	D_OC ¹	0	0	0	0	0	313.6	313.6	313.6	313.6
	T_OC ¹	0	0	6827.7	13655.4	20483.1	25287.8	25287.8	25287.8	25287.8
Total caractérisé sec.		44.64	177.02	7503.2	14331.6	21159.8	26278.9	26280.1	26281.3	26290.7
Total normalisé sec. (personne année)		0.41	1.63	69.3	132.3	195.3	242.6	242.6	242.6	242.7

¹ Ces valeurs représentent les valeurs moyennes.

Le tableau E12 présente les impacts caractérisés par catégorie d'impacts du scénario 4, séparés par étape de traitement. La colonne en gris présente la somme des impacts normalisés par catégorie d'impacts.

Tableau E12 : Impacts caractérisés par catégorie d'impacts du scénario 4

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Acidification (moles H ⁺ équivalentes déposées)	PS_Bioas	8.10e3	8.10e3	8.10e3	8.10e3	8.10e3	8.10e3	8.10e3
	D_Bioas	0	4.57e3	4.57e3	4.57e3	4.57e3	4.57e3	4.57e3
	T_Bioas	5.17e2	9.68e2	9.68e2	9.68e2	9.68e2	9.68e2	9.68e2
	RH_Bioas	-5.46e3	-5.9e3	-5.9e3	-5.9e3	-5.9e3	-5.9e3	-5.9e3
	PS_Biop	0	0	1.40E+05	1.40E+05	1.40E+05	1.40E+05	1.40E+05
	Exc_Biop	0	0	5.17E+04	5.17E+04	5.17E+04	5.17E+04	5.17E+04
	MP_Biop	0	0	6.03E+03	1.21E+04	1.81E+04	2.29E+04	2.29E+04
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	1.92E+03	1.92E+03
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-3.81E+04	-3.81E+04
	T_Biop	0	0	2.54E+03	3.74E+03	4.81E+03	5.29E+03	5.29E+03
	RS_Biop	0	0	4.64E+02	9.28E+02	1.39E+03	1.76E+03	1.76E+03
	PS_ANzs	0	0	1.56E+03	1.56E+03	1.56E+03	1.56E+03	1.56E+03
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	6.81E+02
	T_ANzs	0	0	19.3	38.72	58.08	77.44	116.15
Total caractérisés		3.16E+03	7.73E+03	2.10E+05	2.18E+05	2.25E+05	1.95E+05	1.96E+05
Total normalisés (personne année)		0.46	1.13	30.76	31.89	33.00	28.53	28.64
	PS_Bioas	142.49	142.49	142.49	142.49	142.49	142.49	142.49
	D_Bioas	0	2.40	2.40	2.40	2.40	2.40	2.40

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Écotoxicité _{air} (2,4-D équivalents)	T_Bioas	21.82	40.88	40.88	40.88	40.88	40.88	40.88
	RH_Bioas	-106.40	-115.21	-115.21	-115.21	-115.21	-115.21	-115.21
	PS_Biop	0	0	3016.35	3016.35	3016.35	3016.35	3016.35
	Exc_Biop	0	0	31.03	31.03	31.03	31.03	31.03
	MP_Biop	0	0	146.65	293.30	439.95	557.26	557.26
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	156.89	156.89
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-774.63	-774.63
	T_Biop	0	0	81.16	96.26	109.28	113.87	113.87
	RS_Biop	0	0	0.28	0.56	0.84	1.06	1.06
	PS_ANzs	0	0	15.64	15.64	15.64	15.64	15.64
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0.35
	T_ANzs	0	0	0.24	0.48	0.72	0.96	1.45
Total caractérisés		57.91	70.56	3361.92	3524.18	3684.37	3188.99	3189.83
Total normalisés (personne année)		0.44	0.53	25.42	26.64	27.85	24.11	24.12
Écotoxicité _{eau} (2,4-D équivalents)	PS_Bioas ¹	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5
	D_Bioas ¹	0	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3	7.72e3
	T_Bioas ¹	2.69e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5	5.03e5
	IP _{T_Bioas moy}	5.6e9	5.30e9	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-3.42e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5	-3.7e5
	PS_Biop ¹	0	0	5.80E+07	5.80E+07	5.80E+07	5.80E+07	5.80E+07
	Exc_Biop ¹	0	0	9.98E+04	9.98E+04	9.98E+04	9.98E+04	9.98E+04

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Écotoxicité_eau (suite) (2,4-D équivalents)	MP_Biop ¹	0	0	6.86E+05	1.37E+06	2.06E+06	2.61E+06	2.61E+06
	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	8.40E+05	8.40E+05
	RA_Biop ¹	0	0	0	0	0	-1.39E+07	-1.39E+07
	T_Biop ¹	0	0	1.39E+05	1.92E+05	2.43E+05	2.94E+05	2.94E+05
	IP_T_Biopuoy	0	0	3.88E+09	2.59E+09	1.30E+09	2.75E+08	2.75E+08
	RS_Biop ¹	0	0	8.96E+02	1.79E+03	2.69E+03	3.40E+03	3.40E+03
	PS_ANzs ¹	0	0	2.37E+05	2.37E+05	2.37E+05	2.37E+05	2.37E+05
	D_ANzs ¹	0	0	0	0	0	0	1.13E+03
	T_ANzs ¹	0	0	1.09E+03	2.18E+03	3.26E+03	4.35E+03	6.53E+03
	IP_T_ANzamooy	0	0	6.04E+07	5.99E+06	4.70E+06	3.41E+06	8.24E+05
Total caractérisé sec.		6.88E+05	9.02E+05	6.01E+07	6.08E+07	6.16E+07	4.91E+07	4.91E+07
Total caractérisé prim.		5.55E+09	5.30E+09	3.94E+09	2.60E+09	1.31E+09	2.78E+08	2.76E+08
Total normalisé sec. (personne année)		5.20E+03	6.82E+03	4.54E+05	4.60E+05	4.65E+05	3.71E+05	3.71E+05
Total normalisé prim. (personne année)		4.20E+07	4.01E+07	2.98E+07	1.96E+07	9.89E+06	2.10E+06	2.08E+06
Écotoxicité_sol (2,4-D équivalents)	PS_Bioas ¹	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5	7.62e5
	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	7.73e3	1.45e4	1.45e4	1.45e4	1.45e4	1.45e4	1.45e4
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biop ¹	0	0	6.49E+07	6.49E+07	6.49E+07	6.49E+07	6.49E+07
	Exc_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
MP_Biop ¹		0	0	2.23E+05	4.46E+05	6.70E+05	8.48E+05	8.48E+05

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Écotoxicité_sol (suite) (2,4-D équivalents)	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	1.63E+04	1.63E+04
	RA_Biop ¹	0	0	0	0	0	-1.50E+07	-1.50E+07
	T_Biop ¹	0	0	3.14E+03	4.65E+03	6.17E+03	7.68E+03	7.68E+03
	RS_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_ANzs ¹	0	0	1.14E+04	1.14E+04	1.14E+04	1.14E+04	1.14E+04
	D_ANzs ¹	0	0	0	0	0	0	0
	T_ANzs ¹	0	0	4.60E+02	9.20E+02	1.38E+03	1.84E+03	2.76E+03
Total caractérisé sec.		3.37E+04	4.05E+04	6.52E+07	6.54E+07	6.56E+07	5.08E+07	5.08E+07
Total normalisé sec. (personne année)		2.55E+02	3.06E+02	4.93E+05	4.94E+05	4.96E+05	3.84E+05	3.84E+05
Eutrophisation_air (N équivalents)	PS_Bioas	6.74	6.74	6.74	6.74	6.74	6.74	6.74
	D_Bioas	0	4.19	4.19	4.19	4.19	4.19	4.19
	T_Bioas	0.26	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49	0.49
	RH_Bioas	-6.03	-6.52	-6.52	-6.52	-6.52	-6.52	-6.52
	PS_Biop	0	0	47.65	47.65	47.65	47.65	47.65
	Exc_Biop	0	0	45.05	45.05	45.05	45.05	45.05
	MP_Biop	0	0	3.67	7.33	11.00	13.93	13.93
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	1.43	1.43
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-16.80	-16.80
	T_Biop	0	0	1.87	2.84	3.70	4.09	4.09
	RS_Biop	0	0	0.40	0.81	1.21	1.54	1.54

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
	PS_ANzs	0	0	1.45	1.45	1.45	1.45	1.45
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0.64
	T_ANzs	0	0	0.01	0.02	0.04	0.05	0.07
	Total caractérisé sec.	0.98	4.90	105.01	110.06	115.00	103.28	103.95
Eutrophisation_eau (N équivalents)	Total normalisé sec. (personne année)	0.30	1.48	31.71	33.23	34.73	31.19	31.39
	PS_Bioas	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84	0.84
	D_Bioas	0	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02
	T_Bioas	0.28	0.52	0.52	0.52	0.52	0.52	0.52
	RH_Bioas	-0.93	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00	-1.00
	PS_Biop	0	0	678.83	678.83	678.83	678.83	678.83
	Exc_Biop	0	0	0.27	0.27	0.27	0.27	0.27
	MP_Biop	0	0	121.06	242.11	363.17	460.02	460.02
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	9.68	9.68
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-156.06	-156.06
	T_Biop	0	0	0.42	0.59	0.73	0.79	0.79
	RS_Biop	0	0	0.002	0.005	0.007	0.009	0.009
	PS_ANzs	0	0	0.21	0.21	0.21	0.21	0.21
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0.003
	T_ANzs	0	0	0.01	0.02	0.03	0.04	0.06
Total caractérisé sec.		0.19	0.38	801.17	922.41	1043.62	994.16	994.19
Total normalisé sec. (personne année)		0.06	0.11	241.94	278.55	315.16	300.22	300.23

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Eutrophisation _sol (N équivalents)	PS_Bioas	6.51e-3	6.51e-3	6.51e-3	6.51e-3	6.51e-3	6.51e-3	6.51e-3
	D_Bioas	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas	1.18e-3	2.21e-3	2.21e-3	2.21e-3	2.21e-3	2.21e-3	2.21e-3
	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biop	0	0	5.82	5.82	5.82	5.82	5.82
	Exc_Biop	0	0	0	0	0	0	0
	MP_Biop	0	0	0.03	0.05	0.08	0.10	0.10
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	0.003	0.003
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-1.37	-1.37
	T_Biop	0	0	0.0006	0.0008	0.0010	0.0013	0.0013
	RS_Biop	0	0	0	0	0	0	0
	PS_ANzs	0	0	1.20E-03	1.20E-03	1.20E-03	1.20E-03	1.20E-03
Réchauffement global (CO ₂ équivalents)	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0
	T_ANzs	0	0	5.78E-05	1.16E-04	1.73E-04	2.31E-04	3.47E-04
	Total caractérisé sec.	0.008	0.009	5.86	5.88	5.91	4.56	4.56
	Total normalisé sec. (personne année)	0.002	0.003	1.77	1.78	1.78	1.38	1.38
	PS_Bioas	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4	1.71e4
	D_Bioas	0	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3	9.29e3
	T_Bioas	3.17e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3	5.93e3
	RH_Bioas	-4.35e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4	-4.7e4
	PS_Biop	0	0	2.05E+05	2.05E+05	2.05E+05	2.05E+05	2.05E+05

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Réchauffement global (suite) (CO ₂ équivalents)	Exc_Biop	0	0	1.20E+05	1.20E+05	1.20E+05	1.20E+05	1.20E+05
	MP_Biop	0	0	1.71E+04	3.42E+04	5.13E+04	6.50E+04	6.50E+04
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	4.71E+03	4.71E+03
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-5.18E+04	-5.18E+04
	T_Biop	0	0	7.54E+03	1.07E+04	1.35E+04	1.51E+04	1.51E+04
	RS_Biop	0	0	1.08E+03	2.15E+03	3.23E+03	4.09E+03	4.09E+03
	PS_ANzs	0	0	3.23E+03	3.23E+03	3.23E+03	3.23E+03	3.23E+03
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	1.35E+03
	T_ANzs	0	0	4.54E+01	9.08E+01	1.36E+02	1.82E+02	2.72E+02
Total caractérisé sec.		-2.32E+04	-1.47E+04	3.39E+05	3.61E+05	3.82E+05	3.51E+05	3.52E+05
Total normalisé sec. (personne année)		-0.012	-0.008	0.18	0.19	0.20	0.185	0.186
Toxicité humaine cancérogène _air (Benzène équivalents)	PS_Bioas	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61	95.61
	D_Bioas	0	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12
	T_Bioas	520.49	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88	974.88
	RH_Bioas	-5.48	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93	-5.93
	PS_Biop	0	0	1.01E+05	1.01E+05	1.01E+05	1.01E+05	1.01E+05
	Exc_Biop	0	0	1.60	1.60	1.60	1.60	1.60
	MP_Biop	0	0	1.77E+03	3.54E+03	5.30E+03	6.72E+03	6.72E+03
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	4.47E+04	4.47E+04
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-1.79E+04	-1.79E+04
T_Biop		0	0	145.87	241.04	336.11	430.80	430.80

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
	RS_Biop	0	0	0.01	0.03	0.04	0.05	0.05
	PS_ANzs	0	0	40.89	40.89	40.89	40.89	40.89
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0.02
	T_ANzs	0	0	2.91	5.82	8.72	11.63	17.45
Total caractérisé sec.		610.62	1064.68	1.04E+05	1.06E+05	1.08E+05	1.36E+05	1.36E+05
Total normalisé sec. (personne année)		4.24E-08	7.40E-08	7.22E-06	7.35E-06	7.48E-06	9.44E-06	9.44E-06
Toxicité humaine cancérigène - eau (Benzène équivalents)	PS_Bioas ¹	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5	2.74e5
	D_Bioas ¹	0	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3	2.77e3
	T_Bioas ¹	9.66e4	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5	1.81e5
	IP _T _Bioas moy	2.00e9	1.91e9	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-1.23e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5	-1.33e5
	PS_Biop ¹	0	0	2.09E+07	2.09E+07	2.09E+07	2.09E+07	2.09E+07
	Exc_Biop ¹	0	0	3.59E+04	3.59E+04	3.59E+04	3.59E+04	3.59E+04
	MP_Biop ¹	0	0	2.46E+05	4.93E+05	7.39E+05	9.37E+05	9.37E+05
	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	3.02E+05	3.02E+05
	RA_Biop ¹	0	0	0	0	0	-4.99E+06	-4.99E+06
	T_Biop ¹	0	0	5.01E+04	6.89E+04	8.75E+04	1.06E+05	1.06E+05
	IP _T _Biopmoy	0	0	1.39E+09	9.31E+08	4.69E+08	9.87E+07	9.87E+07
	RS_Biop ¹	0	0	3.22E+02	6.44E+02	9.66E+02	1.22E+03	1.22E+03
	PS_ANzs ¹	0	0	8.52E+04	8.52E+04	8.52E+04	8.52E+04	8.52E+04
	D_ANzs ¹	0	0	0	0	0	0	4.07E+02

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
	T_ANzs ¹	0	0	3.91E+02	7.82E+02	1.17E+03	1.56E+03	2.35E+03
	IP T_ANzsmoy	0	0	2.17E+07	2.15E+06	1.69E+06	1.23E+06	2.96E+05
Total caractérisé sec.		2.47E+05	3.24E+05	2.16E+07	2.19E+07	2.21E+07	1.77E+07	1.77E+07
Total caractérisé prim.		2.00E+09	1.91E+09	1.42E+09	9.33E+08	4.70E+08	1.00E+08	9.90E+07
Total normalisé sec. (personne année)		1.72E-05	2.25E-05	1.50E-03	1.52E-03	1.54E-03	1.23E-03	1.23E-03
Total normalisé prim. (personne année)		0.14	0.13	0.10	0.065	0.033	0.007	0.007
Toxicité humaine cancérogène _sol (Benzène équivalents)	PS_Bioas ¹	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3	9.35e3
	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	2.78e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3	5.20e3
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biop ¹	0	0	2.33E+07	2.33E+07	2.33E+07	2.33E+07	2.33E+07
	Exc_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
	MP_Biop ¹	0	0	8.02E+04	1.60E+05	2.41E+05	3.05E+05	3.05E+05
	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	5.87E+03	5.87E+03
	RA_Biop ¹	0	0	0	0	0	-5.38E+06	-5.38E+06
	T_Biop ¹	0	0	1.13E+03	1.67E+03	2.22E+03	2.76E+03	2.76E+03
	RS_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_ANzs ¹	0	0	4.09E+03	4.09E+03	4.09E+03	4.09E+03	4.09E+03
		0	0	0	0	0	0	0
		0	0	1.65E+02	3.31E+02	4.96E+02	6.61E+02	9.92E+02
Total caractérisé sec.		1.21E+04	1.46E+04	2.34E+07	2.35E+07	2.36E+07	1.83E+07	1.83E+07

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Total normalisé sec. (personne année)								
		8.43E-07	1.01E-06	1.63E-03	1.63E-03	1.64E-03	1.27E-03	1.27E-03
Particules dans l'air (DALYs)	PS_Bioas	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00	3.00
	D_Bioas	0	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62	0.62
	T_Bioas	1.17	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20	2.20
	RH_Bioas	-1.51	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64	-1.64
	PS_Biop	0	0	54.69	54.69	54.69	54.69	54.69
	Exc_Biop	0	0	10.89	10.89	10.89	10.89	10.89
	MP_Biop	0	0	3.16	6.32	9.48	12.01	12.01
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	3.67	3.67
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-14.37	-14.37
	T_Biop	0	0	0.87	1.35	1.79	2.09	2.09
	RS_Biop	0	0	0.10	0.20	0.29	0.37	0.37
	PS_ANzs	0	0	0.74	0.74	0.74	0.74	0.74
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0.09	0.09
	T_ANzs	0	0	0.01	0.02	0.03	0.04	0.06
Total caractérisé sec.		2.66	4.18	74.64	78.38	82.09	74.31	74.41
Total normalisé sec. (personne année)								
		2.08	3.27	58.36	61.29	64.19	58.10	58.19
	PS_Bioas	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5	1.32e5
	D_Bioas	0	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2	5.07e2
	T_Bioas	6.59e5	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6	1.23e6
	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Toxicité humaine non cancérogène _air (toluènes équivalents)	PS_Biop	0	0	1.27E+08	1.27E+08	1.27E+08	1.27E+08	1.27E+08
	Exc_Biop	0	0	6.55E+03	6.55E+03	6.55E+03	6.55E+03	6.55E+03
	MP_Biop	0	0	2.25E+06	4.50E+06	6.75E+06	8.55E+06	8.55E+06
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	5.63E+07	5.63E+07
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-2.26E+07	-2.26E+07
	T_Biop	0	0	1.90E+05	3.12E+05	4.33E+05	5.53E+05	5.53E+05
	RS_Biop	0	0	5.88E+01	1.18E+02	1.77E+02	2.24E+02	2.24E+02
	PS_ANzs	0	0	5.30E+04	5.30E+04	5.30E+04	5.30E+04	5.30E+04
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	7.43E+01
	T_ANzs	0	0	3.74E+03	7.48E+03	1.12E+04	1.50E+04	2.24E+04
Total caractérisé sec.		7.69E+05	1.34E+06	1.31E+08	1.34E+08	1.36E+08	1.72E+08	1.72E+08
Total normalisé sec. (personne année)		0.15	0.26	24.99	25.44	25.90	32.68	32.68
Toxicité humaine non cancérogène _eau (toluènes équivalents)	PS_Bioas ¹	2.08e4	2.08e4	2.08e4	2.08e4	2.08e4	2.08e4	2.08e4
	D_Bioas ¹	0	2.92e2	2.92e2	2.92e2	2.92e2	2.92e2	2.92e2
	T_Bioas ¹	5.70e3	1.07e4	1.07e4	1.07e4	1.07e4	1.07e4	1.07e4
	IP _{T_Bioas moy}	8.83e7	8.42e7	0	0	0	0	0
	RH_Bioas ¹	-1.30e4	-1.4e4	-1.4e4	-1.4e4	-1.4e4	-1.4e4	-1.4e4
	PS_Biop ¹	0	0	1.17E+06	1.17E+06	1.17E+06	1.17E+06	1.17E+06
	Exc_Biop ¹	0	0	3.78E+03	3.78E+03	3.78E+03	3.78E+03	3.78E+03
	MP_Biop ¹	0	0	1.10E+05	2.21E+05	3.31E+05	4.19E+05	4.19E+05

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Toxicité humaine non cancérogène (toluènes équivalents)	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	7.56E+04	7.56E+04
	RA_Biop ¹	0	0	0	0	0	-2.76E+05	-2.76E+05
	T_Biop ¹	0	0	7.67E+03	9.41E+03	1.10E+04	1.21E+04	1.21E+04
	IP_T_Biopmoy	0	0	6.16E+07	4.12E+07	2.07E+07	4.37E+06	4.37E+06
	RS_Biop ¹	0	0	3.39E+01	6.79E+01	1.02E+02	1.29E+02	1.29E+02
	PS_ANzs ¹	0	0	4.56E+03	4.56E+03	4.56E+03	4.56E+03	4.56E+03
	D_ANzs ¹	0	0	0	0	0	0	4.29E+01
	T_ANzs ¹	0	0	5.28E+01	1.06E+02	1.58E+02	2.11E+02	3.17E+02
	IP_T_ANzmoy	0	0	9.59E+05	9.53E+04	7.47E+04	5.42E+04	1.31E+04
	Total caractérisé sec.	1.36E+04	1.78E+04	1.31E+06	1.43E+06	1.54E+06	1.43E+06	1.43E+06
Total caractérisé prim.		8.83E+07	8.42E+07	6.26E+07	4.13E+07	2.08E+07	4.42E+06	4.38E+06
Total normalisé sec. (personne année)		2.58E-03	3.38E-03	2.50E-01	2.71E-01	2.93E-01	2.72E-01	2.72E-01
Total normalisé prim. (personne année)		16.80	16.03	11.91	7.85	3.96	0.84	0.83
Toxicité humaine non cancérogène sol (toluènes équivalents)	PS_Bioas ¹	470.62	470.62	470.62	470.62	470.62	470.62	470.62
	D_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas ¹	127.29	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41	238.41
	RH_Bioas ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biop ¹	0	0	1.03E+06				
	Exc_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
	MP_Biop ¹	0	0	3.69E+03	7.39E+03	1.11E+04	1.40E+04	1.40E+04
	FS_sRA_Biop ¹	0	0	0	0	0	2.89E+02	2.89E+02

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
Toxicité humaine non cancérigène, sol (toluènes équivalents)	RA_Biop ¹	0	0	0	- 0	0	-2.39E+05	-2.39E+05
	T_Biop ¹	0	0	5.62E+01	8.16E+01	1.07E+02	1.32E+02	1.32E+02
	RS_Biop ¹	0	0	0	0	0	0	0
	PS_ANzs ¹	0	0	1.98E+02	1.98E+02	1.98E+02	1.98E+02	1.98E+02
	D_ANzs ¹	0	0	0	0	0	0	0
	T_ANzs ¹	0	0	8.92E+00	1.78E+01	2.67E+01	3.57E+01	5.35E+01
	Total caractérisé sec.	5.98E+02	7.09E+02	1.04E+06	1.04E+06	1.05E+06	8.10E+05	8.10E+05
Total normalisé sec. (personne année)		1.14E-04	1.35E-04	1.98E-01	1.98E-01	1.99E-01	1.54E-01	1.54E-01
	PS_Bioas	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5	5.18e-5
Destruction de la couche d'ozone (CFC-II équivalents)	D_Bioas	0	0	0	0	0	0	0
	T_Bioas	7.55e-5	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4	1.41e-4
	RH_Bioas	0	0	0	0	0	0	0
	PS_Biop	0	0	0.18	0.18	0.18	0.18	0.18
	Exc_Biop	0	0	0	0	0	0	0
	MP_Biop	0	0	1.37E-03	2.75E-03	4.12E-03	5.22E-03	5.22E-03
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	1.05E-04	1.05E-04
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-4.56E-02	-4.56E-02
	T_Biop	0	0	2.57E-05	3.99E-05	5.42E-05	6.84E-05	6.84E-05
	RS_Biop	0	0	0	0	0	0	0
	PS_ANzs	0	0	2.50E-05	2.50E-05	2.50E-05	2.50E-05	2.50E-05
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	0

Tableau E12 (suite)

Catégorie	Étape	An 1	An 2	An 3	An 4	An 5	An 6	An 8
	T_ANzs	0	0	2.20E-06	4.40E-06	6.60E-06	8.79E-06	1.32E-05
Total caractérisé sec.		1.27E-04	1.93E-04	1.86E-01	1.88E-01	1.89E-01	1.45E-01	1.45E-01
Total normalisé sec. (personne année)		8.41E-03	1.28E-02	12.29	12.38	12.48	9.55	9.55
Smog photochimique (CO ₂ équivalents)	PS_Bioas	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40	215.40
	D_Bioas	0	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79	140.79
	T_Bioas	7.23	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54	13.54
	RH_Bioas	-177.99	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7	-192.7
	PS_Biop	0	0	1409.75	1409.75	1409.75	1409.75	1409.75
	Exc_Biop	0	0	1874.00	1874.00	1874.00	1874.00	1874.00
	MP_Biop	0	0	59.73	119.46	179.19	226.98	226.98
	FS_sRA_Biop	0	0	0	0	0	41.91	41.91
	RA_Biop	0	0	0	0	0	-480.21	-480.21
	T_Biop	0	0	53.17	91.13	125.24	140.48	140.48
	RS_Biop	0	0	16.83	33.65	50.48	63.94	63.94
	PS_ANzs	0	0	43.32	43.32	43.32	43.32	43.32
	D_ANzs	0	0	0	0	0	0	20.58
	T_ANzs	0	0	0.32	0.65	0.97	1.29	1.94
Total caractérisé sec.		185.43	177.02	3652.06	3767.50	3879.07	3515.97	3537.19
Total normalisé sec. (personne année)		1.7	1.63	33.71	34.78	35.81	32.46	32.65

Ces valeurs représentent les valeurs moyennes.