

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

**Décontamination à l'échelle pilote des sols pollués par des métaux,
du pentachlorophénol et des dioxines et furanes**

Par
Sabrine Metahni

Mémoire présenté pour l'obtention du grade de
Maître ès sciences (M.Sc.) en Sciences de l'eau

Jury d'évaluation

Examineur externe	Jean-Sébastien Dubé École de technologie supérieure
Examinatrice interne et présidente de jury	Satinder K. Brar INRS-ETE
Codirecteur de recherche	Simon Besner IREQ
Codirecteur de recherche	Guy Mercier INRS-ETE
Directeur de recherche	Jean-François Blais INRS-ETE



REMERCIEMENTS

Ce travail de maîtrise n'aurait pas pu aboutir sans le soutien d'un certain nombre de personnes, que je souhaite remercier ici.

J'adresse mes plus vifs remerciements à Jean François Blais, Guy Mercier et Simon Besner mes directeurs et codirecteurs de recherche. Je vous remercie de m'avoir accepté au sein de votre équipe. Merci pour votre encadrement et vos conseils avisés qui m'ont permis de mener ce projet de recherche dans les meilleures conditions.

Je souhaite remercier infiniment Myriam Chartier pour sa disponibilité, son aide et son soutien indéfectible.

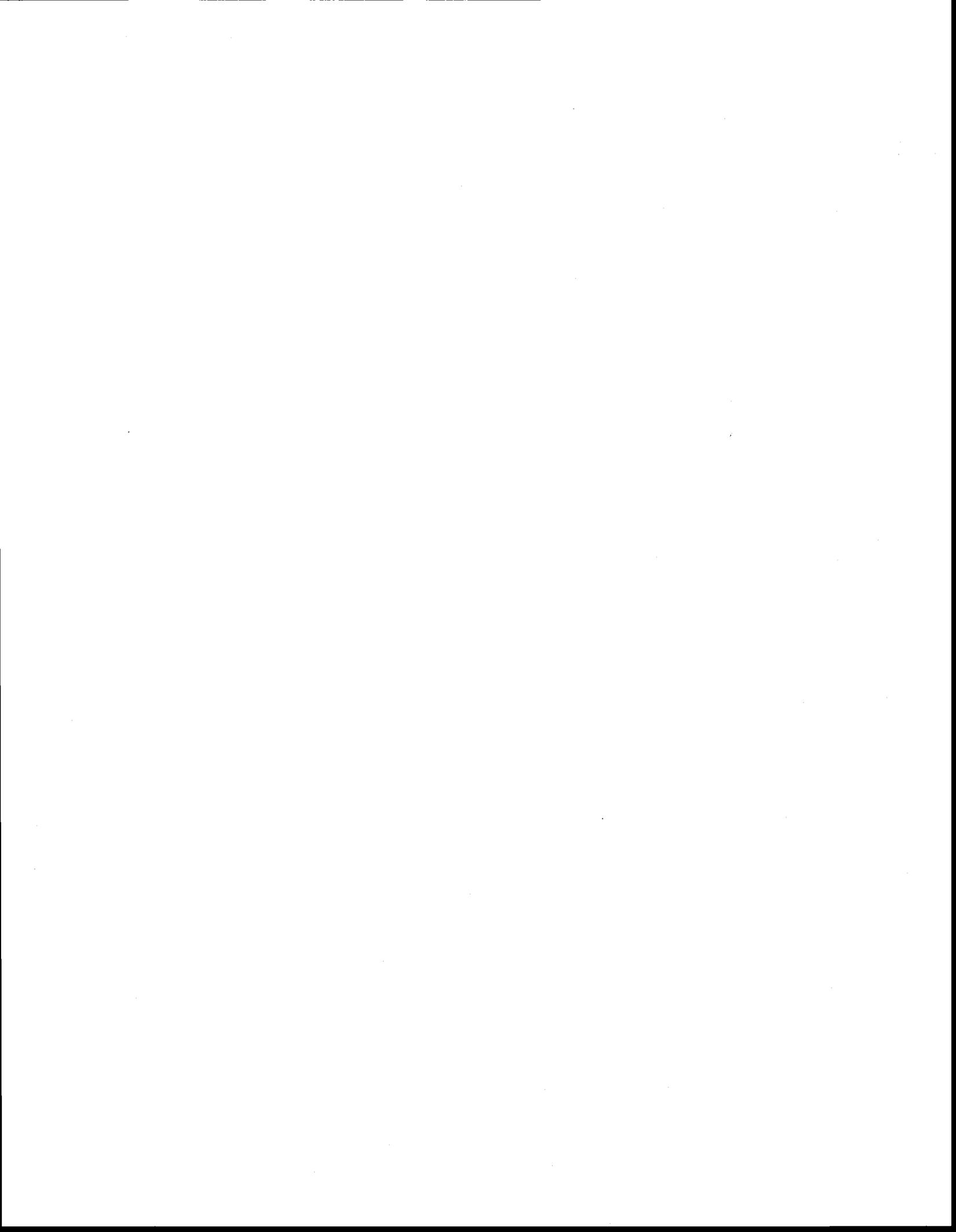
Je souhaite également remercier tous ceux qui m'ont apporté leur aide au cours de cette maîtrise, un grand merci à Lan Huong Tran, Lucie Coudert, Nicolas Reynier et à Dileep Palakkeel- Veetil pour leur aide au laboratoire et leurs conseils avisés.

Un grand merci à tous mes collègues de laboratoires et amis avec qui j'ai passé les moments les plus agréables : Ikbel Mouedhen, Karima Gmiza, Malika Bendouz, Vincent Taillard, Guillaume Nielsen, Michel Plourde et Philippe Jobin.

Je souhaite remercier ma famille, en particulier mes parents et mes grands-parents qui m'ont encouragée à poursuivre mes études au Québec.

Finalement, je remercie mon conjoint Hatem Bahri pour son soutien et sa patience dans les moments les plus difficiles.

Je tiens également à remercier les membres du jury et à leur exprimer ma reconnaissance pour l'attention qu'ils m'ont témoignée à la lecture de ce travail.



RÉSUMÉ

Il existe dans le monde de nombreux sites de stockage de bois traité présentant une problématique de contamination mixte à la fois par des contaminants organiques (pentachlorophénol (PCP), dioxines et furanes (PCDDF) et des contaminants inorganiques (As, Cr, Cu). Ces sites sont potentiellement pollués et dangereux pour la santé humaine. Les procédés les plus communs pour traiter ce type de sol sont basés sur les technologies de solidification/stabilisation, l'excavation et l'enfouissement des sols contaminés, ou encore, la désorption thermique suivi de l'incinération des vapeurs.

Récemment, un procédé innovateur a été développé au sein des laboratoires de l'INRS-ETE par Nicolas Reynier dans le cadre de sa thèse doctorale, permettant de solubiliser de façon conjointe les métaux et les polluants organiques par lixiviation chimique en présence d'un surfactant.

Les travaux de pilotage du présent projet ont permis d'appliquer et d'améliorer le procédé de décontamination des sols en traitant quatre différents lots de sols provenant de sites de stockage de bois traité. Les teneurs initiales en polluants mesurées dans ces quatre sols se situent dans les gammes suivantes : 65 à 142 mg As/kg, 156 à 188 mg Cr/kg et 90 à 215 mg Cu/kg, 11 à 35 mg PCP/kg et 1 210 à 13 100 ng TEQ-PCDDF/kg.

Le procédé peut être résumé comme suit. Toutes les fractions des sols sont passées sur des tamis de 12 mm, 4 mm, 1 mm et 0,125 mm. La fraction > 12 mm ne nécessite pas de traitement car les teneurs en As, Cr, Cu et PCP au niveau de cette fraction sont inférieures aux limites du règlement québécois et l'analyse des PCDDF sur des roches grossières n'est pas envisageable. Cette fraction est alors simplement rincée à l'eau. Les fractions de 4 à 12 mm, de 1 à 4 mm et de 0,125 à 1 mm sont traitées par attrition. Finalement, la fraction < 0,125 mm est traitée par lixiviation chimique.

Les conditions opératoires de l'attrition et de la lixiviation chimique ont été optimisées afin d'améliorer l'enlèvement simultané des métaux et des polluants organiques. Pour l'attrition, différents essais ont été réalisés sur les fractions > 0,125 mm avec un nombre d'attrition allant

de 1 à 5 étapes, avec surfactant (Cocamidopropylbétaine (BW) et Tween 80 (TW 80)) ou sans surfactant et avec un pourcentage de pulpe allant de 20 et de 40% de solides totaux (ST).

La lixiviation a été réalisée sur la fraction < 0,125 mm en présence d'hydroxyde de sodium à différentes molarités (1,0 à 1,5 M) et avec l'ajout de différentes quantités de surfactant BW (0,5% à 3,0% p/v).

Les conditions optimales retenues sont les suivantes. L'attrition est effectuée sans surfactant avec 2 kg de sol (trois étapes d'attrition, 40% ST) et la lixiviation chimique est effectuée sur 2 kg de sol en présence d'hydroxyde de sodium (1,0 M) et de surfactant BW (3,0% p/v). Le procédé de lixiviation basique comprend trois étapes de lixiviation (t = 2 h, T = 80°C) et une étape de rinçage (t = 15 min, T = 20°C).

La recomposition de la fraction > 0,125 mm après traitement par attrition a permis d'avoir des pourcentages d'enlèvement variant de 22 à 43% pour l'As, de 0 à 13% pour le Cr, de 23 à 46% pour le Cu, de 0 à 85% pour le PCP et de 17 à 64% pour les PCDDF. Ces rendements d'enlèvement sont modérés, mais sont souvent suffisants pour la décontamination de la fraction > 0,125 mm des quatre sols. Cette fraction représente de 86 à 96% du sol.

La lixiviation basique des fractions < 0,125 mm, quant à elle, a permis de solubiliser de 87 à 95% d'As, de 50 à 72% de Cr, de 73 à 84% de Cu, de 52 à 99,9% de PCP et de 26 à 74% de PCDDF. Cette fraction représente de 4 à 14% du sol.

Pour réduire les coûts du procédé de lixiviation chimique, des essais de remédiation ont été réalisés en mode contre-courant avec recirculation des effluents. Le premier lixiviat de chaque boucle a été traité par précipitation-coagulation en présence de chlorure ferrique et d'acide sulfurique (pH = 7,0) avant d'être recirculé. Ces essais se sont révélés opérationnels pour au moins trois ou quatre boucles, mais nécessiteraient par la suite un changement complet des eaux de procédé. La remédiation des sols en mode contre-courant permet de réduire les coûts de remédiation du sol SJB3 de 500 \$ par tonne de sol traité (tst) à 183 \$/tst pour une usine traitant 100 tonnes de sol par jour.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ.....	V
TABLE DES MATIÈRES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	XI
LISTE DES ÉQUATIONS.....	XIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XV
INTRODUCTION.....	1
1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
1.1 REGLEMENTATION SUR LES SOLS POLLUES AU QUEBEC.....	3
1.2 TERRAINS CONTAMINÉS AU QUEBEC.....	4
1.3 SOURCES ET TYPES DE CONTAMINANTS.....	5
1.3.1 Contaminants organiques.....	6
1.3.2 Contaminants inorganiques.....	13
1.4 MOBILITÉ DES CONTAMINANTS.....	16
1.5 DIFFÉRENTES TECHNIQUES POUR LA RÉMÉDIATION DES SOLS CONTAMINÉS.....	18
1.5.1 Techniques de stabilisation/immobilisation.....	18
1.5.2 Techniques de séparation.....	21
1.5.3 Techniques de destruction.....	29
1.6 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	30
1.7 PROBLÈME ET OBJECTIFS DE RECHERCHE.....	37
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	39
2.1 CARACTÉRISATION DES SOLS.....	39
2.2 TRAITEMENT DES SOLS PAR ATTRITION.....	40
2.2.1 Effet du nombre d'attrition.....	42
2.2.2 Effet du surfactant.....	42
2.2.3 Effet du pourcentage de pulpe.....	42
2.2.4 Effet de la masse de sol.....	42
2.3 TRAITEMENT DES SOLS PAR LIXIVIATION CHIMIQUE.....	43
2.3.1 Optimisation de la concentration d'hydroxyde de sodium.....	44
2.3.2 Optimisation de la concentration en surfactant.....	44
2.4 TRAITEMENT DES EFFLUENTS PAR PRÉCIPITATION.....	45
2.5 RÉMÉDIATION DES SOLS EN CONTRE-COURANT AVEC RECIRCULATION DES EFFLUENTS.....	46

2.6	ANALYSE DES CONTAMINANTS	48
2.6.1	<i>Analyse des métaux</i>	48
2.6.2	<i>Analyse du PCP</i>	48
2.6.3	<i>Dérivation des composés phénoliques</i>	50
2.6.4	<i>Analyse des PCDDF</i>	51
2.6.5	<i>Détermination du pH et des solides totaux</i>	54
3	RÉSULTATS ET DISCUSSION	55
3.1	CARACTERISATION DES SOLS.....	55
3.2	OPTIMISATION DE L'ATTRITION.....	61
3.3	ESSAIS PRELIMINAIRES DE LIXIVIATION	69
3.4	ESSAIS DE LIXIVIATION EN MODE CONTRE-COURANT.....	71
3.4.1	<i>Évolution des teneurs en contaminants inorganiques dans les effluents du sol SJB3 (D)</i>	71
3.4.2	<i>Évolution des teneurs en métaux dans les sols en fonction des boucles de décontamination</i>	74
3.5	ESSAIS COMPLETS DE DECONTAMINATION DES SOLS	77
3.6	ÉTUDE TECHNICO-ECONOMIQUE DU PROCEDE DE DECONTAMINATION DES SOLS	83
3.6.1	<i>Schéma de procédé</i>	83
3.6.2	<i>Définition des conditions opératoires et d'exploitation</i>	84
3.6.3	<i>Bilans massiques et volumiques</i>	94
3.6.4	<i>Bilan des coûts de revenus totaux d'exploitation du procédé</i>	97
3.6.5	<i>Analyse de flux monétaire</i>	102
4	CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	105
5	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	107
6	ANNEXES.....	117
	ANNEXE 1	119
	ANNEXE 2	133
	ANNEXE 3	137

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1-1	GRILLE DES CRITERES GENERIQUES POUR LES SOLS (MDDEP, 1999; MDDEP, 2001)	4
TABLEAU 1-2	FACTEURS D'EQUIVALENCE TOXIQUE (TEF) POUR LES PCDDF (ADEME, 2005)	9
TABLEAU 1-3	PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DU PCP (DUPONT, 1996 ; INERIS, 2011 ; WHO, 1987)	11
TABLEAU 1-4	OPTIONS DE REMEDIATION DES SOLS POLLUES	18
TABLEAU 1-5	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DE LA STABILISATION/SOLIDIFICATION (S/S) (COLOMBANO ET AL., 2010 ; LECOMTE, 1998)	20
TABLEAU 1-6	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES TECHNIQUES DE SEPARATION PHYSIQUE DES PARTICULES (COLOMBANO ET AL., 2010 ; DERMONT ET AL., 2010)	23
TABLEAU 1-7	AVANTAGES ET INCONVENIENTS DES DIFFERENTES TECHNIQUES DE REMEDIATION DES SOLS CONTAMINES	31
TABLEAU 1-8	EFFICACITE DES METHODES SEPARATIVES ET DESTRUCTIVES SUR L'ENLEVEMENT DES PCDDF, DU PCP, DE L'As, DU CR ET DU CU (REYNIER, 2012; USEPA, 1992)	35
TABLEAU 1-9	EFFICACITE DE SOLUBILISATION DE L'As, DU CR, DU CU, DU PCP ET DES PCDDF AUX NIVEAUX DES SOLS ET DES DECHETS DE BOIS TRAITE PAR LIXIVIATION CHIMIQUE	36
TABLEAU 2-1	CONDITIONS OPERATOIRES UTILISEES LORS DE L'ANALYSE PAR CHROMATOGRAPHIE EN PHASE GAZEUSE DU PCP	51
TABLEAU 3-1	GRANULOMETRIE ET CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DES QUATRE SOLS ETUDIES	56
TABLEAU 3-2	CLASSE GRANULOMETRIQUE DES QUATRE SOLS (FRACTION < 0,125 MM)	57
TABLEAU 3-3	CONCENTRATIONS DES CONTAMINANTS DANS LES DIFFERENTES FRACTIONS DES SOLS	59
TABLEAU 3-4	COMPARAISON DU NOMBRE D'ETAPES D'ATTRITION SUR L'ENLEVEMENT DES POLLUANTS DANS LES SOLS SJB3 ET G2-9	63
TABLEAU 3-5	EFFETS DE L'ATTRITION ET DU SURFACTANT SUR L'ENLEVEMENT DES POLLUANTS DANS LE SOL SJB1	65
TABLEAU 3-6	COMPARAISON DE LA CONCENTRATION DE SOLIDES SUR L'ENLEVEMENT DES POLLUANTS DANS LE SOL SJB3	66
TABLEAU 3-7	COMPARAISON DE LA MASSE INITIALE DE SOL ATTRITE SUR L'ENLEVEMENT DES POLLUANTS DANS LE SOL SJB3	68
TABLEAU 3-8	ESSAIS PRELIMINAIRES DE LIXIVIATION BASIQUE SUR LES SOLS DRUM, SJB1, G2-9 ET SJB3	70
TABLEAU 3-9	BILAN DE DECONTAMINATION DU SOL DRUM(B)	79
TABLEAU 3-10	BILAN DE DECONTAMINATION DU SOL G2-9(B)	80
TABLEAU 3-11	BILAN DE DECONTAMINATION DU SOL SJB1(A)	81
TABLEAU 3-12	BILAN DE DECONTAMINATION DU SOL SJB3(C)	82
TABLEAU 3-13	CONDITIONS OPERATOIRES DU MODELE ECONOMIQUE DE TRAITEMENT DU SOL SJB3(C)	91
TABLEAU 3-14	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE POUR CHAQUE ETAPE DU PROCEDE SUR LE SOL SJB3(C) AVEC LB	95
TABLEAU 3-15	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE SUR LE SOL SJB3 (AVEC LB)	100
TABLEAU 3-16	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL SJB3 AVEC LB	104
TABLEAU 6-1	BILAN MASSIQUE DU SOL SJB3 SANS LB	139

TABLEAU 6-2	BILANS MASSIQUES ET VOLUMIQUES DU SOL DRUM AVEC LB.....	140
TABLEAU 6-3	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE DU SOL DRUM SANS LB.....	143
TABLEAU 6-4	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE DU SOL G2-9 AVEC LB	144
TABLEAU 6-5	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE DU SOL G2-9 SANS LB	147
TABLEAU 6-6	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE DU SOL SJB1 AVEC LB.....	148
TABLEAU 6-7	BILANS MASSIQUE ET VOLUMIQUE DU SOL SJB1 SANS LB.....	151
TABLEAU 6-8	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE DU SOL SJB3 SANS LB.....	152
TABLEAU 6-9	BILAN D'EXPLOITATION DU PROCEDE DU SOL DRUM AVEC LB.....	154
TABLEAU 6-10	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE SUR LE SOL DRUM SANS LB.....	156
TABLEAU 6-11	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE DU SOL G2-9 AVEC LB	158
TABLEAU 6-12	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU SOL G2-9 SANS LB	160
TABLEAU 6-13	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE DU SOL SJB1 AVEC LB.....	162
TABLEAU 6-14	BILAN DES COUTS D'EXPLOITATION DU PROCEDE DU SOL SJB1 SANS LB.....	164
TABLEAU 6-15	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL SJB3 SANS LB	166
TABLEAU 6-16	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL DRUM AVEC LB.....	167
TABLEAU 6-17	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL DRUM SANS LB.....	168
TABLEAU 6-18	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DE G2-9 AVEC LB.....	169
TABLEAU 6-19	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL G2-9 SANS LB.....	170
TABLEAU 6-20	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL SJB1 AVEC LB	171
TABLEAU 6-21	ANALYSE DE FLUX MONETAIRE DU SOL SJB1 SANS LB	172

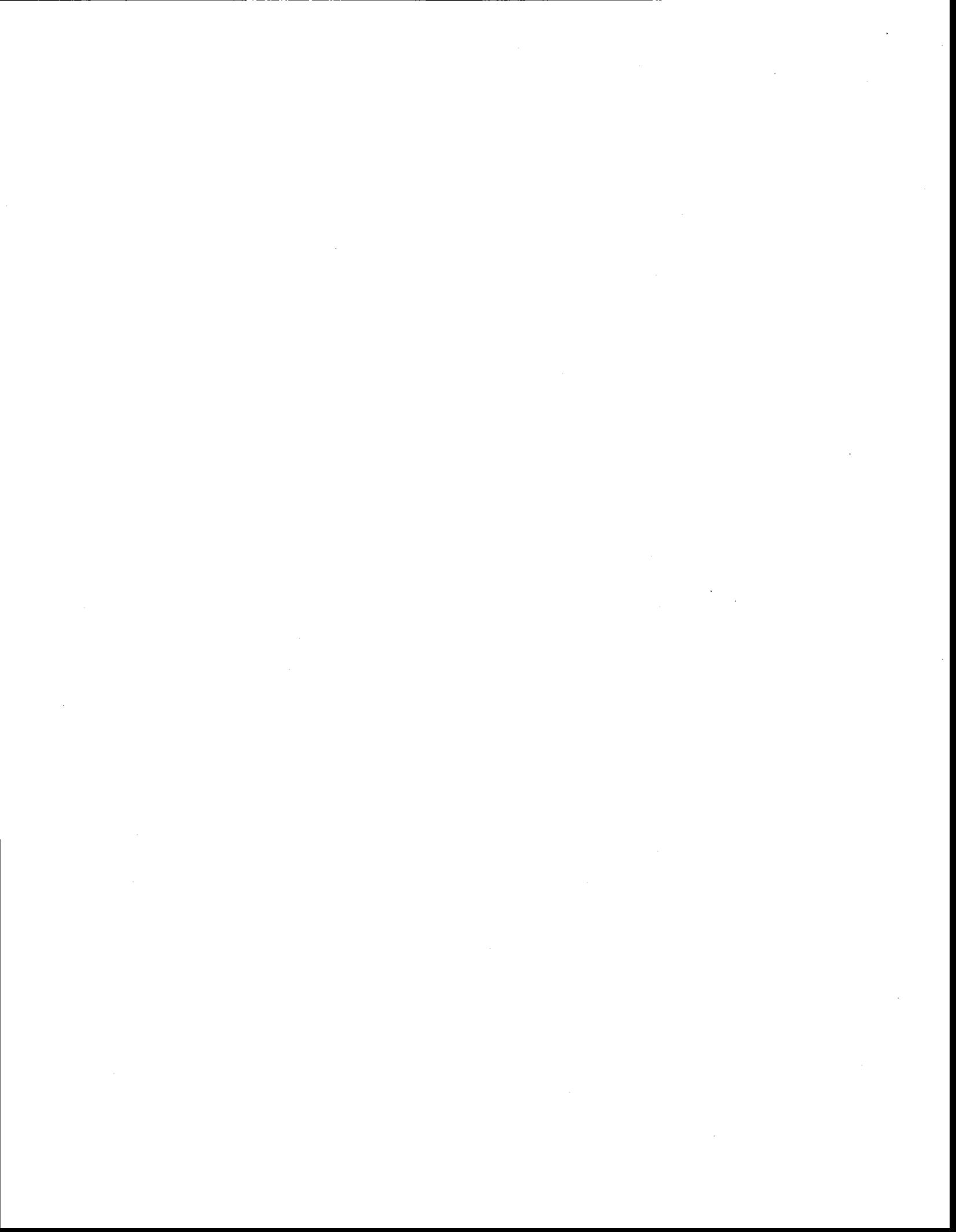
LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.1	STRUCTURE CHIMIQUE DES PCDDF ET DES BPC (KULKARNI <i>ET AL.</i> , 2008)	7
FIGURE 1.2	(A) PHYTOEXTRACTION, (B) PHYTOSTABILISATION (PADMAVATHIAMMA <i>ET AL.</i> , 2007)	28
FIGURE 2.1	PHOTOGRAPHIE DU DISPOSITIF D'ATTRITION UTILISE LORS DES ESSAIS	41
FIGURE 2.2	PHOTOGRAPHIE DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL UTILISE POUR LA LIXIVIATION BASIQUE	43
FIGURE 2.3	DECONTAMINATION PAR LIXIVIATION BASIQUE : TAMISAGE DES SOLS < 0,125 MM (A), LIXIVIATION DES SOLS (B), DECANTATION DU MELANGE PENDANT UNE 1 H (C)	44
FIGURE 2.4	SCHEMA DU PRINCIPE DE DECONTAMINATION DES SOLS CONTAMINES EN MODE CONTRE-COURANT AVEC RECIRCULATION DES EFFLUENTS ISSUS LA LIXIVIATION 1 APRES PRECIPITATION-COAGULATION	47
FIGURE 2.5	MONTAGE DE L'EXTRACTION AU SOXHLET S/L DU PCP PRESENT DANS LES SOLS	49
FIGURE 2.6	SCHEMA DE LA COLONNE DE PURIFICATION DE SILICES MULTICOUCHES	53
FIGURE 3.1	DISTRIBUTION GRANULOMETRIQUE DETERMINEE PAR GRANULOMETRIE LASER DES QUATRE SOLS AVANT TRAITEMENT (FRACTION < 0,125 MM)	58
FIGURE 3.2	CONCENTRATION EN AS DANS LES EAUX DE LAVAGE ET DE RINÇAGE DU SOL SJB3(D)	72
FIGURE 3.3	CONCENTRATION EN CR DANS LES EAUX DE LAVAGE ET DE RINÇAGE DU SOL SJB3(D)	73
FIGURE 3.4	CONCENTRATION EN CU DANS LES EAUX DE LAVAGE ET DE RINÇAGE DU SOL SJB3(D)	74
FIGURE 3.5	TENEURS FINALES EN METAUX POUR LE SOL SJB3(D) APRES TRAITEMENT EN CONTRE-COURANT	75
FIGURE 3.6	RENDEMENTS D'ENLEVEMENT DES METAUX POUR LE SOL SJB3(D) APRES TRAITEMENT EN CONTRE-COURANT	76
FIGURE 3.7	DIAGRAMME DU PROCEDE DE DECONTAMINATION DE SOL PAR ATTRITION DES FRACTIONS > 0,125 µM	86
FIGURE 3.8	DIAGRAMME DU PROCEDE DE DECONTAMINATION PAR LIXIVIATION DES FRACTIONS < 125 µM DES SOLS	88
FIGURE 6.1	GRANULOMETRIE LASER DU SOL DRUM AVANT ET APRES LB (FRACTION < 0,125 MM)	135
FIGURE 6.2	GRANULOMETRIE LASER DU SOL G2-9 AVANT ET APRES LB (FRACTION < 0,125 MM)	135
FIGURE 6.3	GRANULOMETRIE LASER DU SOL SJB3 AVANT ET APRES LB (FRACTION < 0,125 MM)	136
FIGURE 6.4	GRANULOMETRIE LASER DU SOL SJB1 AVANT ET APRES LB (FRACTION < 0,125 MM)	136



LISTE DES ÉQUATIONS

ÉQUATION 1.1	$\bar{E}T_{\text{TOTAL}} = \sum (C_i * F\bar{E}T_i)$	8
ÉQUATION 1.2	$X-O-H + M^{n+} \leftrightarrow XO- M^{n-1} + H^+$	16
ÉQUATION 1.3	$M^{z+} + z OH^- \leftrightarrow M(OH)_z \downarrow$	25



LISTE DES ABRÉVIATIONS

2,3,7,8-PCDD	Polychlorodibenzo-p-dioxine substituée en positions 2, 3, 7 et 8
ACC	Arséniate de cuivre chromaté
ADEME	Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie
As ₂ O ₃	Trioxyde d'arsenic
As ₂ S ₃	Orpiment
AsH ₃	Arsine
AsS	Réalgar
BPC, PCB	Biphényles polychlorés
BW	Cocamidopropylbétaine
CAS	Cocamidopropylhydroxysultaine
CCME	Conseil canadien des ministres de l'environnement
CIRC	Centre international de recherche sur le cancer
CMC	Concentration micellaire critique
CO ₂	Dioxyde de carbone
COV	Composés organiques volatils
Cu ₃ AsS ₄	Énargite
DJA	Dose journalière admissible
DP	Densité de pulpe
EDTA	Acide éthylènediaminetétraacétique
FeAsS	Arsénopyrite
FeCr ₂ O ₄	Chromite
FET, TEF	Facteur d'équivalence toxique
GC	Chromatographie en phase gazeuse
GC-MS	Gas chromatography- mass spectrometry
GTC	Gestion des terrains contaminés
H ₃ AsO ₃	Acide arsénieux
H ₃ AsO ₄	Acide arsénique
HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques
INERIS	Institut national de l'environnement industriel et des risques
INRS	Institut national de la recherche scientifique
Kow	Coefficient de partage octanol/eau
LB	Lixiviation basique
L/L	Séparation liquide/liquide
MDDEFP	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs
MEE	Ministère de l'environnement et de l'énergie
MO	Matière organique
MRD	Matières résiduelles dangereuses
NaOH	Hydroxyde de sodium
Na-PCP	Pentachlorophénate de sodium

OCDD	Octachlorodibenzodioxine
OCDF	Octachlorodibenzofurane
OMS	Organisation mondiale de la santé
PCDD	Polychloro-dibenzodioxines (dioxines)
PCDDF	Dioxines et furanes
PCDF	Polychloro-dibenzofuranes (furanes)
PCP	Pentachlorophénol
PCPL	Laurate de sodium
PNUE	Programme des nations unies pour l'environnement
POPs	Polluants organiques persistants
PVC	Polychlorure de vinyle
S/L	Séparation solide/liquide
S/S	Solidification/stabilisation
SDS	Dodécyl succinate de sodium
SS	Sans surfactant
ST	Solides totaux
TCDD	Tétrachlorodioxines
TCP	Trichlorophénol
TEQ	Équivalence toxique totale
tst	Tonne de sol traité
TW 80	Tween 80
UE	Union européenne
USEPA	Agence de protection environnementale des États-Unis
VME	Valeur moyenne d'exposition
WHO	World health organisation

INTRODUCTION

La mauvaise gestion et disposition des bois traités durant ces dernières décennies a conduit à la contamination de nombreux sites de stockage de bois traité au Canada comme à l'étranger. Ces sites présentent souvent une problématique de contamination mixte à la fois par des polluants organiques et des polluants inorganiques. Cette contamination anthropique est due aux poteaux de bois qui sont imprégnés par des agents de préservation et qui sont disposés directement sur le sol nu des sites de stockage et soumis aux intempéries. Ces substances chimiques sont utilisées afin d'allonger la durée de vie du bois et de retarder sa dégradation qui peut être causée par les insectes, les champignons, ainsi que les rayons UV du soleil. Parmi les agents de préservation du bois les plus répandus dans le monde, on peut citer le pentachlorophénol (PCP), ainsi que l'arséniate de cuivre chromaté (ACC).

Les principaux contaminants retrouvés sur les sites de stockage de bois traité sont du PCP, des dioxines et furanes (PCDDF) provenant des impuretés et des produits de dégradation des PCP, de l'As, du Cr et du Cu. Il n'existe pas à ce jour de technologies à l'échelle industrielle permettant de traiter efficacement, dans un même réacteur, ce type de contamination mixte à un coût raisonnable. Cependant, un procédé innovateur a été récemment développé par l'équipe d'assainissement du centre INRS-ETE. Ce procédé est basé sur le lavage des sols en milieu basique en présence de surfactant qui permet de solubiliser à la fois les contaminants organiques et inorganiques.

Cette étude vise donc à démontrer l'applicabilité, à l'échelle pilote, ainsi que l'intérêt technico-économique de ce procédé développé à l'échelle laboratoire permettant la dépollution de sols contaminés. Cette recherche vise également à démontrer l'applicabilité du traitement en mode contre-courant avec recirculation des effluents, dans le but de réduire les coûts de décontamination. L'éventuelle perte d'efficacité du procédé de décontamination au cours des différentes boucles de traitement sera également étudiée.



1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 Réglementation sur les sols pollués au Québec

La *Politique de réhabilitation des terrains contaminés* qui a été mise en place par le gouvernement québécois en 1998 (MDDEP, 1999) tient compte de quatre principes fondamentaux. On peut citer le principe de prévention et le principe de réhabilitation-valorisation qui visent non seulement à protéger et à prévenir la contamination des sols et des eaux souterraines, mais aussi à réhabiliter et à revaloriser des terrains qui ont subis des dommages suite à des erreurs du passé et dont les générations futures doivent se préoccuper. Le principe de pollueur-payeur, quant à lui, se base sur le fait que chaque pollueur doit assumer la responsabilité de ses actes, et donc payer les frais nécessaires à la caractérisation et à la restauration du bien commun qu'il a pu dégrader. Le principe d'équité permet aux individus et aux entreprises qui appliquent de bonne foi les politiques de prévention et de réhabilitation de leurs terrains de ne pas être désavantagés par rapport à ceux qui ne le feront pas.

La gestion des terrains contaminés repose actuellement sur le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains contaminés* qui fixe des valeurs seuils à une gamme de contaminants inorganiques et organiques. Ces valeurs limites ont été introduites au Québec en 1985 et ont été officialisées en 2003. Tous les sols contaminés au-dessus du critère générique doivent être traités jusqu'à l'obtention d'une concentration inférieure à la valeur du critère générique, ou excavés et gérés de façon sanitaire. Le **critère A** définit les teneurs maximales acceptables pour des terrains à vocation agricole, le **critère B** représente les seuils acceptables pour un terrain à vocation résidentielle, récréative et institutionnelle, ou encore les terrains à vocation commerciale mais qui sont situés dans des zones résidentielles, et le **critère C** représente les terrains à vocation industrielle ou à vocation commerciale mais qui sont situés dans un secteur non résidentiel. Le Tableau 1.1 montre les différentes teneurs des trois niveaux de critères génériques A, B et C associés aux principaux contaminants visés par la présente étude.

Tableau 1.1 Grille des critères génériques pour les sols (MDDEP, 1999; MDDEP, 2001)

Contaminants	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDDF (ng TEQ/kg)
Critère A	6	85	40	0,1	-
Critère B	30	250	100	0,5	15
Critère C	50	800	500	5	750
Critère D	250	4000	2500	74	5000

En plus des critères génériques, un *Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés* a été mis en vigueur le 27 mars 2003. Ce règlement interdit l'enfouissement des sols fortement contaminés sans traitement préalable en vue de réduire considérablement les volumes de sols fortement contaminés enfouis au Québec. Les valeurs du critère nommé **D**, présentées au Tableau 1.1, constituent les concentrations maximales permises pour l'enfouissement des sols, au-delà de ce seuil les sols doivent normalement (sauf dérogation du Ministre) être gérés comme des matières résiduelles dangereuses (MRD) ou décontaminés pour atteindre l'un des critères génériques A, B ou C.

1.2 Terrains contaminés au Québec

Au Québec, 5 125 terrains contaminés ont été répertoriés en 2001 dans le système de gestion des terrains contaminés (Système GTC) à cause de leur niveau de contamination qui est supérieur au critère générique B (MDDEFP, 2002). Le système GTC comprenait, au 29 juillet 2013, 9 154 dossiers de terrains contaminés. La région de Montréal compte, à elle seule, 20% des terrains contaminés, soit 1 849 terrains contaminés (> critère B (MDDEFP, 2013)).

1.3 Sources et types de contaminants

On peut rencontrer au Québec des sites contaminés par des polluants organiques, qui sont essentiellement dus aux activités humaines, tels que les hydrocarbures pétroliers (C₁₀ à C₅₀), les composés organiques volatils (COV), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les biphényles polychlorés (BPC), le pentachlorophénol (PCP) et les dioxines et furanes (PCDDF), ainsi que des sites contaminés par des polluants inorganiques (métaux ou métalloïdes), qui sont naturellement présents dans la croûte terrestre ou peuvent provenir de sources industrielles tels que l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn) (MDDEFP, 2002). Il peut y avoir également une contamination mixte des sites. En effet, les métaux lourds et les polluants organiques peuvent contaminer simultanément un terrain. La restauration de ces sites présentant une contamination mixte est problématique faute de manque de connaissances fondamentales sur les interactions possibles entre les contaminants. On peut rencontrer ce type de contamination sur les sites d'entreposage de bois traité et les zones de traitement du bois. La contamination des sols de ces sites peut être à la fois par des composés organiques, soit le PCP et les PCDDF, ainsi que par des polluants inorganiques, soit l'arsenic, le chrome et le cuivre. Cette contamination provient des agents de préservation de bois traité (PCP et ACC) qui permettent d'allonger la durée de vie de ces bois de 20 à 50 ans, en les protégeant contre les attaques des champignons, des insectes ou des conditions climatiques (humidité, ensoleillement) (Janin, 2009; Reynier, 2012). Cependant, la manipulation et le stockage de ces produits concentrés, ainsi que leur transport et l'entreposage du bois fraîchement traité sur des sols nus, sont les principales causes de contamination de ces sites.

1.3.1 Contaminants organiques

1.3.1.1 Dioxines et furanes

1.3.1.1.1 Chimie des dioxines et furanes

Les polychloro-dibenzodioxines (PCDD) et les polychloro-dibenzofuranes (PCDF), communément appelés dioxines et furanes (Du *et al.*, 2011), sont deux groupes de composés aromatiques polychlorés oxygénés qui suscitent actuellement le plus grand débat en tant que polluants de l'environnement. Ils ont été connus pour la première fois suite à la catastrophe de Seveso qui s'est produite le 10 juillet 1976 dans l'usine ICEMESA au nord de l'Italie (Wilson, 1982) et qui a déposé ces produits chimiques sur une superficie de 2,8 km². La chloracné a touché 0,6% des habitants de cette zone, essentiellement des enfants (Carle, 2010). Ces groupes de molécules ont des propriétés physico-chimiques semblables (MDDEP, 2011). On dénombre 75 congénères de PCDD et 135 congénères de PCDF qui diffèrent par leur nombre d'atomes de chlore et leur position sur les cycles aromatiques (Falcy *et al.*, 2004).

Un sous-groupe de 12 BPC comprend de la dioxine et est très toxique. Ces BPC ont des propriétés semblables à celles des PCDD et c'est la raison pour laquelle ils sont qualifiés « de composés apparentés aux dioxines » (Kulkarni *et al.*, 2008) (Figure 1.1). Seuls 17 des 210 congénères de PCDDF suscitent un intérêt particulier (sept congénères des PCDD et 10 congénères des PCDF). Ces congénères contiennent au moins quatre atomes de chlore aux positions 2, 3, 7 et 8 (Kulkarni *et al.*, 2008) et présentent une toxicité élevée proche de la dioxine de Seveso (2,3,7,8-TCDD) qui est la molécule la plus toxique.

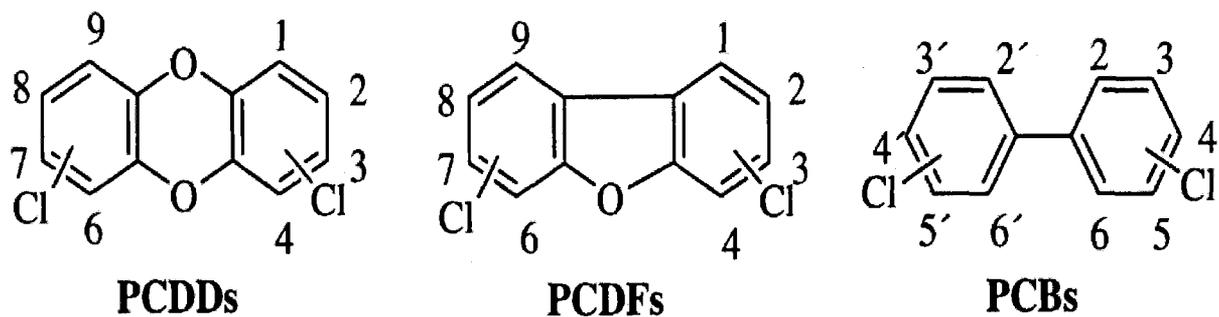


Figure 1.1 Structure chimique des PCDDF et des BPC (Kulkarni *et al.*, 2008)

Les PCDDF font partie du groupe de polluants organiques persistants (POPs) et ont la particularité d'être très stables dans l'environnement, car ils possèdent une grande stabilité thermique (stabilité jusqu'à 800°C), chimique et résistent à la dégradation biologique. Ils sont aussi peu volatils, car les valeurs de tension de vapeur des PCDDF sont d'autant plus faibles que le degré de chloration est élevé. Ils sont également peu solubles dans l'eau. La solubilité diminue quand le nombre d'atome de chlore augmente. De plus, ils ont une durée de demi-vie d'environ de 12 ans (Pène, 2005). Au Québec, la demi-vie des PCDDF peut aller jusqu'à 20 ans, car la biodégradation naturelle des PCDDF sera arrêtée la moitié de l'année, durant laquelle les sols québécois seront gelés (Fouchécourt *et al.*, 2001).

1.3.1.1.2 Sources des PCDDF

Les PCDDF ne sont pas produits de manière intentionnelle, ce sont des sous-produits indésirables de certaines activités. Les principales sources à partir desquelles les PCDDF peuvent pénétrer dans l'environnement sont les produits chimiques, la combustion, les sources industrielles et les sources naturelles (Boddington *et al.*, 1990 ; Kulkarni *et al.*, 2008). En effet, un grand nombre de produits chimiques commerciaux contiennent des PCDDF sous forme d'impuretés, tel que le PCP qui est utilisé pour la préservation du bois.

Comme deuxième source chimique de PCDDF, on peut citer certains pesticides dont le chlorophénol ou le 2,4,5-T et, finalement, les BPC qui constituent une source potentielle de PCDDF (Boddington *et al.*, 1990). Parmi les sources de combustion les plus préoccupantes qui

sont à l'origine des émissions des PCDDF, on trouve les incinérateurs municipaux, qui font appel à des procédés faisant intervenir de fortes températures pour incinérer différents types de déchets industriels, ménagers ou médicaux, la combustion du bois, les véhicules à moteurs essence et les combustibles fossiles (Niranth, 1985). Plusieurs usines sont à l'origine de rejets de PCDDF dans les effluents, tels que les papetières qui utilisent le chlore pour le blanchissement (ceci est moins vrai au Québec, car le chlore a été remplacé par le peroxyde d'hydrogène pour éviter ce problème) ou encore, les industries textiles qui font appel au PCP pour traiter leur coton (INERIS, 2006b). Les PCDDF peuvent également provenir de sources naturelles, tels que les feux de forêt, ou encore, les éruptions volcaniques (Boddington *et al.*, 1990; INERIS, 2006b).

1.3.1.1.3 Toxicité des PCDDF

Les PCDDF sont présents dans l'environnement sous forme de mélanges de congénères (PNUE, 1999). La concentration de ce mélange (ÉT_{total}) est exprimée comme étant la somme des 17 congénères de PCDDF pondérés d'un facteur d'équivalence toxique (TEF) qui est évalué par rapport à la TCDD, dont le TEF est égal à 1 (ADEME, 2005). Le calcul de la concentration du mélange peut se faire à l'aide de l'Équation 1.1. Les TEF des 17 congénères de PCDDF proposés par l'OMS (1997) sont présentés au Tableau 1.2. Le terme C_i représente les quantités de chaque composé toxique qui sont multipliées par leur facteur d'équivalence toxique respectif (FÉTI) pour être ensuite additionnées.

Équation 1.1
$$\text{ÉT}_{\text{total}} = \sum_{i=1}^n (C_i * \text{FÉTI})$$

Tableau 1.2 Facteurs d'équivalence toxique (TEF) pour les PCDDF (ADEME, 2005)

Congénères		TEF
Dioxines	2,3,7,8-tétraCDD	1
	1,2,3,7,8-pentaCDD	1
	1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,01
	OCDD	0,001
Furanes	2,3,7,8-TCDF	0,1
	1,2,3,7,8-pentaCDF	0,05
	2,3,4,7,8-penta-CDF	0,5
	1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,1
	1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,1
	1,2,3,7,8,9-hexaCDF	0,1
	2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,1
	1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	0,01
	1, 2, 3, 4, 7, 8,9-heptaCDF	0,01
	OCDF	0,0001

Les PCDDF sont présents dans toutes les composantes des écosystèmes, y compris l'eau, l'air et le sol qui constitue le puits le plus important de PCDDF (Boddington *et al.*, 1990). Les vents dominants jouent en effet un rôle primordial dans la contamination du milieu naturel et ceci par le transport des PCDDF par le biais de la matière organique dissoute ou des fines particules du sol qui sont déposées par la suite sur les sédiments et les sols (PNUE, 1999).

Les PCDDF provoquent une gamme d'effets toxiques chez les animaux et les êtres humains. Parmi les effets aigus et chroniques observés sur la santé humaine on trouve la chloracné. Cet effet dermatologique a été observé suite à des relargages qui se sont produits accidentellement à partir de quelques unités de production industrielle et qui ont exposé des populations humaines à la molécule la plus toxique qui est la 2,3,7,8-TCDD. On peut citer, par exemple, l'accident industriel de Seveso en 1976 en Italie, ou encore, celui qui s'est produit en Allemagne en 1953 dans unité de production de trichlorophénol (TCP) (Fouchécourt *et al.*, 2001 ; INERIS, 2006b).

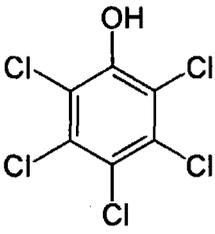
On peut observer également chez l'homme certaines formes de cancers, une toxicité respiratoire, cardio-vasculaire, gastro-intestinale, hépatique, rénale, endocrinienne, neurologique, une déficience du système immunitaire, ou encore, du système de reproduction. Quant aux animaux, des symptômes de morbidité se manifestent suite à une exposition à des doses toxiques de PCCDF, tels que la perte de poids, des affections cutanées, des problèmes de reproduction et de malformations congénitales, l'apparition de lésions du système immunitaire qui peut entraîner, dans certains cas, la mort de l'animal (Fouchécourt *et al.*, 2001; Gaétan, 1991 ; INERIS, 2006b ; MEE, 1997 ; Niranth, 1985).

1.3.1.2 Pentachlorophénol

1.3.1.2.1 Chimie du pentachlorophénol

Le PCP est un organochloré d'origine anthropique qui a été largement utilisé pour la préservation du bois et pour le traitement de quelques bâtiments d'intérêt historique et culturel. Il est également employé dans l'imprégnation de fibres et textiles et comme agent de transformation ou de synthèse dans des procédés industriels (INERIS, 2011). Le PCP est de couleur brunâtre à blanc lorsqu'il est pur. Il se présente sous forme de cristaux, de paillettes ou bien de grains. Le PCP industriel contient des impuretés de l'ordre de 15%, tels que l'hexachlorobenzène, les PCDDF, les polychlorophénoxyphénols et les polychlorobiphényléthers (INERIS, 2005c, 2011). Le PCP est un acide faible pratiquement insoluble dans l'eau, surtout à pH légèrement acide ($pK_a = 4,7$), tandis qu'à pH basique, sa solubilité augmente sous sa forme de sel de sodium (Na-PCP) (WHO, 1987). Il peut être synthétisé, soit par hydrolyse alcaline de l'hexachlorobenzène, ou bien, par chloration catalytique du phénol et ne peut être décomposé qu'à une température supérieure à 200°C (INRS, 1997). Les propriétés physico-chimiques du PCP sont représentées au Tableau 1.3.

Tableau 1.3 Paramètres physico-chimiques du PCP (Dupont, 1996 ; INERIS, 2011 ; WHO, 1987)

PCP	
Formule chimique	
	
C_6HOCl_5	
N° CAS	87-86-5
Masse molaire (g/mole)	266,4
Point d'ébullition	310°C
Point de fusion	191°C
Densité	1,978 g/cm ³
Solubilité dans l'eau	20 mg/L (30°C)
pK _a	4,7
Pression de vapeur (Pa)	2×10^{-3} à 20°C – $1,47 \times 10^{-2}$ à 25°C
Log Kow	5,10

1.3.1.2.2 Sources du PCP

Les principales sources du PCP se trouvent dans le bois traité qui est imprégné et disposé à l'air libre. Le vent, la température et l'humidité agissent sur les propriétés d'évaporation du PCP qui est libéré dans l'atmosphère. Le lessivage des sols contaminés provenant des sites d'entreposage du bois traité et les dépôts du PCP de provenance atmosphérique contribuent à la contamination des cours d'eau qui sont à proximité. À un degré moindre, on peut citer comme source de PCP l'incinération de déchets contenant des produits chlorés, l'utilisation de cuir ou de textiles importés d'autres pays qui n'ont pas interdit l'emploi du PCP et ses dérivés (NaPCP, PCPL), le blanchissement au chlore d'une pâte chimique, ou encore, l'utilisation du chlore pour le traitement des eaux potables municipales (Dupont, 1996 ; INERIS, 2005c). Les feux de forêt, quant à eux, représentent une source naturelle d'émission de PCP dans l'atmosphère.

1.3.1.2.3 Toxicité du PCP

Suite à sa toxicité, le PCP a été interdit dans de nombreux pays et son utilisation a été sévèrement réglementée. L'adsorption du PCP chez l'homme peut se faire par inhalation, ingestion, ou bien, par voie cutanée (INRS, 1997). Une exposition de l'homme à de fortes doses de PCP peut être mortelle, le décès résulte souvent d'une hyperthermie. Les symptômes d'intoxication chronique chez l'homme sont diffus et multiples, on peut citer par exemple l'apparition de troubles digestifs, une fatigue continue, des maux de tête, une anorexie, une sudation excessive, des douleurs abdominales, ou encore, des spasmes pulmonaires. Le PCP est classé comme étant « potentiellement » cancérigène chez l'homme, ces effets n'ont pas encore été mis en évidence faute de manque d'informations relatives à sa toxicité (INERIS, 2011). Chez les animaux, les effets toxiques s'exercent essentiellement au niveau du foie, des reins, de la rate et du système nerveux. Des effets sur la reproduction et des effets fœtotoxiques ont également été observés chez le rat. La France a fixé une valeur limite moyenne d'exposition (VME) de $0,5 \text{ mg/m}^3$ dans l'air des locaux de travail où le travailleur est amené à travailler une journée entière sans danger (INRS, 1997).

1.3.2 Contaminants inorganiques

1.3.2.1 Chimie de l'arsenic, du chrome et du cuivre

L'arsenic (As) est un métalloïde de masse molaire 74,922 g/mol et de numéro atomique 33, il sera communément appelé métal pour des raisons de simplicité. Il est présent dans l'environnement sous différentes formes d'oxydation : -III, 0, +III et +V (Henke, 2009). L'As peut être présent dans les eaux sous les états de valence (+5, +3, 0 ou -3), alors que dans les sols il existe principalement sous forme trivalent «Arsénite As(III)» ou pentavalent «Arséniate As(V)» (INERIS, 2006a). Les espèces inorganiques d'As(III) incluent : H_3AsO_3 (acide arsénieux), H_2AsO_3^- , HAsO_3^{2-} , tandis que les espèces inorganiques d'As(V) incluent : H_3AsO_4 (acide arsénique), H_2AsO_4^- , HAsO_4^{2-} (Coudert, 2013 ; Janin, 2009 ; Reynier, 2012). L'arsenic existe également sous forme gazeuse AsH_3 (arsine). L'arsénite et l'arsine sont relativement plus toxiques que l'arséniate. Il est habituel de rencontrer pour des potentiels oxydants et à pH alcalins, la forme d'As pentavalente, alors que pour des potentiels plus réducteurs, c'est le degré d'oxydation de l'As(III) qui prédomine. Il peut y avoir également la formation d'arsine, un gaz extrêmement toxique, dans des conditions très réductrices.

Le chrome (Cr) est un métal de transition, de numéro atomique 24 et de masse atomique 51,996 g/mol (Avudainayagam *et al.*, 2003). Il existe sous différents états d'oxydation 0, +II, +III, +IV, +VI et sous deux formes de valence prépondérantes : le chrome trivalent Cr(III) et le chrome hexavalent Cr(VI). Le Cr trivalent est plus stable et moins toxique que le chrome pentavalent (INERIS, 2006a). Les espèces de Cr(III) incluent : CrOH^{2+} , Cr(OH)_2^+ , Cr(OH)_3 , Cr(OH)_4^- , CrCl_3 , Cr_2O_3 , $\text{Cr(NO}_3)_3$, alors que les espèces de Cr(VI) incluent : HCrO_4^- , CrO_4^{2-} , H_2CrO_4 , CrO_3 , CrO_2Cl_2 , $(\text{NH}_4)_2\text{CrO}_4$, $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ (Janin, 2009).

Le cuivre (Cu) est un métal de transition, de numéro atomique 29 et de masse atomique 63,146 g/mol. Il existe sous différents états d'oxydation (0, +I et +II). Le Cu (I) est moins stable en solution aqueuse que le Cu(II). Le Cu se rencontre souvent sous forme d'oxydes (CuO , Cu_2O) et sous forme de sulfures (CuS , Cu_2S). Il peut également former des composés halogénés (CuCl , CuCl_2 , CuBr , CuBr_2), des composés azotés ($\text{Cu(NO}_3)_2$, $\text{Cu(NH}_3)_6^{2+}$) ou bien réagir avec des espèces organiques comme l'acide humique et l'acide fulvique (Coudert, 2013 ; Janin, 2009).

1.3.2.2 Sources des métaux

L'arsenic est présent dans la nature, on le trouve principalement dans les roches sous formes de minerais (INERIS, 2010). Parmi les minéraux les plus exploités pour l'extraction de l'As, on peut citer l'arsénopyrite (FeAsS), l'orpiment (As_2S_3), le réalgar (AsS) et l'énargite (Cu_3AsS_4) (INERIS, 2006a). L'arsenic et ses composés minéraux ont été utilisés pour diverses applications industrielles et agricoles, principalement dans le traitement de bois sous forme d'arséniate de cuivre chromaté (ACC). Ces métaux sont très susceptibles à la lixiviation et donc à la contamination des sols et des eaux souterraines (Janin, 2009). L'arsenic atmosphérique provient majoritairement des fumées produites par les industries productrices du trioxyde d'arsenic (As_2O_3) et de la combustion de différents produits fossiles contenant une proportion problématique d'arsenic. Il peut également provenir de sources naturelles, tels que les feux de forêt, ou encore, les éruptions volcaniques (INERIS, 2010).

Le chrome est présent naturellement dans les roches magmatiques. Parmi les roches les plus riches en chrome, on peut citer la dunite, la serpentinite, ou encore, la péridotite. Cet élément provient principalement de la chromite (FeCr_2O_4) (INERIS, 2006a). Dans ces sols, on trouve principalement du chrome trivalent issus de la roche mère, tandis que l'origine du chrome hexavalent dans l'environnement est principalement due aux activités industrielles, telles que les industries chimiques, les industries productrices de ciment, ou encore, les industries utilisant le chrome et ses composés. La combustion du charbon, de l'huile ou du gaz naturel, le dépôt et l'entraînement des fines particules du chrome peuvent également conduire à la contamination des sols et des eaux de ruissellement (INERIS, 2005b).

Le cuivre est présent naturellement dans l'environnement sous forme de minerais. Une grande partie se trouve dans la chalcopryrite (CuFeS_2). Le cuivre a été largement utilisé à cause de sa conductivité électrique et thermique. La présence du cuivre dans l'environnement peut être issue de sources naturelles, telles que les feux de forêt, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales et les aérosols marins, ou bien, de sources anthropiques telles que les industries de bois et du cuivre, l'agriculture (la fabrication de fertilisants), la combustion de charbon, d'huile et d'essence, ou encore, l'incinération des ordures ménagères (INERIS, 2005a).

1.3.2.3 Toxicité des métaux

L'arsenic a été reconnu par l'Agence de protection environnementale des États-Unis (USEPA), l'union européenne (UE) et le centre international de la recherche sur le cancer (CIRC), comme étant un produit chimique cancérigène. Il peut provoquer des cancers de la peau, de la vessie, des reins, des poumons ou du foie (INERIS, 2010). Une exposition chronique à l'arsenic peut entraîner des effets sur la peau, des problèmes cardiovasculaires, neurologiques, gastro-intestinaux ou respiratoires. Les effets de l'arsenic sur le développement et la reproduction chez l'homme ont très peu été étudiés, tandis que chez les animaux, seuls des effets sur le développement ont été observés (INERIS, 2010).

Le chrome hexavalent a été classé comme étant un composé cancérigène d'après Environnement Canada (1994). Une exposition orale à de fortes doses de Cr(VI) induit généralement des diarrhées hémorragiques, des douleurs abdominales, des vertiges et des sensations de soif. Cela peut conduire dans certains cas au coma, suivi par la mort. Une exposition cutanée aux dérivés du Cr(VI) peut être également mortelle pour l'homme. Chez les animaux, les principaux organes touchés lors de l'ingestion du Cr(VI) sont le foie, les reins, la rate et les poumons (INERIS, 2005b).

Le cuivre est un élément essentiel et indispensable chez l'homme, les animaux et les plantes. Une exposition de l'être humain à des quantités excessives de cuivre peut toutefois entraîner d'importants problèmes de santé, tels que des irritations aux niveaux des yeux, de la bouche et du nez, des vertiges, des maux de tête et d'estomac, des vomissements et des diarrhées. De fortes doses de cuivre peuvent aller jusqu'à endommager le foie et les reins. Aucun effet mutagène, neurotoxique ou cancérigène n'a été rapporté chez les humains (INERIS, 2005a).

1.4 Mobilité des contaminants

L'évaluation de la mobilité des contaminants dans des terrains présentant une contamination mixte est, en effet, problématique car il existe encore un manque de connaissance sur les interactions possibles entre les contaminants ayant une nature physico-chimique différente. La spéciation des contaminants permet alors de mieux gérer et de mieux comprendre la biodisponibilité et la mobilité de ces contaminants. De nombreux paramètres peuvent influencer la mobilité de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCCDF dans les sols, tels que la nature et la texture du sol, son pH, sa température, sa composition et la quantité de la matière organique, son activité microbienne et sa capacité d'échange ionique (Evlard, 2013). D'autres phénomènes peuvent également affecter la migration de ces contaminants dans les sols et les eaux souterraines, tels que l'adsorption et la désorption, la précipitation, la co-précipitation, la complexation aqueuse, avec des colloïdes, ou encore, l'activité microbienne (INERIS, 2006a).

Les teneurs en As, Cr et Cu aux niveaux des sites de stockage de bois traité sont très élevées à proximité de la source de pollution et diminuent rapidement avec la profondeur (Lespagnol, 2003). Selon Chirenje *et al.* (2003), les teneurs en Cr et en Cu sont limitées aux 15 premiers centimètres à partir de la surface du sol, alors que celles de l'arsenic semblent se disséminer jusqu'aux 30 premiers centimètres du sol. Les propriétés du sol jouent en effet un rôle très important sur la fixation, la transformation et la lixiviation de ces métaux. L'arsenic est principalement lixivié sous sa forme pentavalente As(V), le cuivre est lixivié sous la forme de cation divalent, alors que le chrome est lixivié sous sa forme hexavalente Cr(VI), mais il est rapidement réduit en Cr trivalent par la matière organique du sol et le Fe(II) (Lespagnol, 2003). L'adsorption de ces métaux sur les différentes phases solides rencontrées peut se faire soit par la formation d'une liaison covalente entre le métal et les groupes hydroxydes (-OH) terminaux des surfaces solides ou bien par des échanges d'ions avec les argiles (INERIS, 2006a). L'Équation 1.2 représente l'adsorption d'un métal sur une surface solide.



L'arsenic est principalement fixé sous sa forme pentavalente par les fractions résiduelles du sol (Zagury *et al.*, 2008), ce qui explique le fait que l'As(III) est beaucoup plus mobile que l'As(V). Il peut également réagir avec les oxydes de fer, d'aluminium, ou de manganèse. Les oxydes de fer sont les plus réactifs avec cet élément (Lespagnol, 2003). Des études réalisées par Gräfe *et al.* (2008) ont révélé que l'arsenic est davantage séquestré par le cuivre sous la forme d'arséniate de cuivre, que par des hydroxydes de fer et de manganèse. La mobilité du chrome, quant à elle, est très réduite par le phénomène de précipitation et d'adsorption sur des oxydes de fer et de manganèse et sur des minéraux argileux, idem pour le cuivre, qui est rendu peu soluble à des valeurs de pH supérieures à 5 suite à son adsorption sur la matière organique (MO), les oxydes, les carbonates, etc. (Lespagnol, 2003).

Selon Subramanian (2007), la contamination des sols par du PCP peut s'étendre jusqu'aux 60 premiers centimètres de la surface du sol. Le PCP est un contaminant hydrophobe et bioaccumulable. Son coefficient de partage octanol/eau (K_{ow}) indique sa forte adsorption sur les groupements carboxyliques (-COOH) et sur la MO du sol, ainsi que sa forte interaction avec les acides organiques des sols (Doyle, 2008 ; Subramanian, 2007). Les études entreprises par Arcand *et al.* (1995), montrent les effets que peut avoir le pH sur la solubilité du PCP dans une solution aqueuse. Une augmentation du pH entraîne une augmentation de la solubilité du PCP dans l'eau (Solubilité de 14 mg/L (milieu acide) à 330g/L (milieu basique)). Ceci est expliqué par le fait qu'à pH basique le PCP se trouve essentiellement sous forme de phénolates qui interagissent moins avec les composants intrinsèques du sol et rendent donc le PCP plus soluble dans l'eau.

Les PCDDF sont des contaminants organiques très stables dans l'environnement à cause de leur faible pression de vapeur, ainsi que de leur quasi-insolubilité dans l'eau. Leur présence dans l'eau est principalement due aux dépôts atmosphériques. Ils sont essentiellement associés aux particules en suspension, aux sédiments, ou bien à la matière organique dissoute (INERIS, 2006). La migration verticale des PCDDF est très faible, 90% des PCDDF sont présents dans les 10 premiers centimètres du sol (INSERM, 2000). Ceci a été démontré lors de l'explosion de Seveso qui s'est produite en Italie où on avait retrouvé les PCDDF aux niveaux des 8 premiers centimètres du sol. Au-delà de cette profondeur, on avait retrouvé seulement un dixième des

quantités retrouvés aux niveaux des 8 premiers centimètres. Ces faibles quantités lessivées sont sans doute associées aux particules organiques ou colloïdales du sol (INERIS, 2006). Parmi les voies de dégradation des PCDDF, on peut citer la photodégradation qui permet d'éliminer par réaction chimique les PCDDF de l'environnement et la biodégradation qui se fait à l'aide de bactéries, de champignons et de levures (INERIS, 2006).

1.5 Différentes techniques pour la remédiation des sols contaminés

1.5.1 Techniques de stabilisation/immobilisation

Les différentes techniques de remédiation des sols contaminés peuvent être classées en trois groupes : les techniques de stabilisation/immobilisation, les techniques de séparation et les techniques de destruction. Le Tableau 1.4 regroupe les différentes options de décontamination des sols pollués.

Tableau 1.4 Options de remédiation des sols pollués

Techniques de stabilisation/immobilisation	Techniques de séparation	Techniques de destruction
<ul style="list-style-type: none"> • Excavation • Solidification et stabilisation physico-chimique • Vitrification • Phytostabilisation • Bioimmobilisation 	<ul style="list-style-type: none"> • Séparation physique • Séparation par taille des particules • Séparation gravimétrique • Séparation magnétique • Flottation • Attrition • Lavage par des agents chimiques • Lavage par des tensioactifs • Phytoremédiation • Désorption thermique 	<ul style="list-style-type: none"> • Incinération • Déchloration • Biorémédiation • Oxydation chimique

1.5.1.1 Excavation

L'excavation est une méthode simple et facile à mettre en œuvre. Elle permet la gestion et la suppression radicale d'une source de pollution sur un site. Néanmoins, cette méthode présente certains désavantages. Il faut en effet prévoir le devenir de ces sols excavés qui peuvent être soit traités dans un centre spécialisé, envoyés vers un centre d'enfouissement sanitaire ou bien traités sur le site et remis en place. Il peut y avoir également des difficultés lors de la réalisation de l'excavation lorsque la pollution est très étendue. Cela nécessite dans certains cas l'intervention de sociétés spécialisées. Il ne faut pas oublier aussi le risque de dispersion du matériel contaminé lors de l'excavation (Lecomte, 1998).

1.5.1.2 Solidification et stabilisation physico-chimique

Il existe différentes stratégies qui permettent de freiner la migration d'une pollution à l'endroit où elle s'est répandue et ceci afin de protéger l'écosystème et la population vivant autour de ces sites contaminés. La solidification/stabilisation (S/S) est une des techniques fréquemment employées aux États-Unis (rarement au Québec) pour réduire la mobilité de contaminants présents dans des sols contaminés ou autres matières résiduelles dangereuses. La solidification consiste à mélanger un produit polluant à différents adjuvants pour en faire un produit peu perméable, non réactif et peu mobile. La migration des contaminants est alors restreinte par une barrière physique créée par la matrice de liaison. Parmi les agents de liaison les plus utilisés on peut citer le ciment, la chaux, ou encore, les cendres volantes (Lecomte, 1998). La stabilisation, quant à elle, consiste à transformer à l'aide de réactions chimiques (précipitation/dissolution, oxydation, réduction ou sorption thermique) un produit soluble en un composé moins soluble, immobile et moins toxique (Rémillard, 2012). Les avantages et les inconvénients de cette technique sont présentés au Tableau 1.5.

Tableau 1.5 Avantages et inconvénients de la stabilisation/solidification (S/S) (Colombano et al., 2010 ; Lecomte, 1998)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Suppression des risques de migration des polluants • Adjuvants utilisés pour la solidification peu onéreux et accessibles sur le marché 	<ul style="list-style-type: none"> • Méthode non destructive des polluants • Ajout des produits inertants causant une augmentation du volume de matériau • Gestion à long terme des matériaux solidifiés • Surveillance de l'intégrité structurale des monolithes pouvant être détériorée suite à l'exposition aux intempéries • Approche de stabilisation basée sur le ciment non efficace pour les composés organiques • Surveillance continue de la lixivibilité des métaux

1.5.1.3 Vitrification

La vitrification est une méthode de traitement thermique qui fait appel à des températures extrêmes (de 1 600 à 2 000°C) afin de transformer les sols en un matériau fondu qui sera vitrifié au moment du refroidissement. Le matériau se retrouve alors sous une forme stable. Les métaux lourds seront incorporés au verre alors que les composés organiques seront volatilisés. Cette technique est très fiable et adaptable aux contaminants toxiques non combustibles. Cependant, c'est une technique de remédiation non destructive et très dispendieuse du fait qu'elle nécessite une consommation énergétique importante (Lecomte, 1998).

1.5.1.4 Phytostabilisation

La phytostabilisation est une technique d'immobilisation *in situ*. Il s'agit d'une technique en développement, non éprouvée à l'échelle réelle. Elle s'applique dans des cas de sites vastement contaminés (Panfili, 2004). Cette technique permet de réduire la concentration en métaux dans les sols par le biais d'une culture végétale tolérante et qui a la capacité de séquestrer les métaux aux niveaux de ces cellules racinaires. Ceci limite le risque de dispersion des contaminants dans l'environnement et évite la contamination des nappes phréatiques (Evlard, 2013). Dans certains cas, pour atteindre les objectifs d'immobilisation et pour limiter la phytotoxicité du substrat, des amendements organiques ou minéraux sont ajoutés lors de

l'installation du couvert végétal (Panfili, 2004). Cependant, le désavantage majeur de cette technique réside dans le fait que la contamination reste aux niveaux des sols, contrairement à la phytoextraction qui permet d'extraire les contaminants des sols. Le danger de lixiviation de ces métaux est alors encore possible et présente toujours des risques pour la santé humaine et pour l'environnement (Lopareva-Pohu, 2011). Il faut donc constamment surveiller la dynamique des métaux dans le système sol-eau-plante et considérer la phytostabilisation comme étant une mesure de stabilisation temporaire avant la remédiation finale des terrains contaminés.

1.5.1.5 Bioimmobilisation

La bioimmobilisation est une technique de décontamination qui met en œuvre des microorganismes afin d'immobiliser et de neutraliser les effets toxiques des métaux. Cette technique est spécifique dans le cas d'une contamination des sols par du Cr(VI). En effet, à l'aide de certaines bactéries, le Cr(VI) est réduit par bioimmobilisation aérobie en Cr(III). Le chrome est alors rendu moins toxique et quasi insoluble dans l'eau à des valeurs de pH inférieures à 5 (ADEME, 2009), cependant des sols à un pH inférieur à 5 sont relativement rares. Il est vrai que cette technique permet de diminuer la toxicité des polluants, voire de neutraliser totalement leurs effets néfastes sur l'environnement mais cela ne réduit en rien leurs concentrations dans le milieu pollué.

1.5.2 Techniques de séparation

1.5.2.1 Séparation physique

La séparation physique est généralement appliquée lorsque les contaminants métalliques sont sous forme particulaire (idéalement libéré) (Dermont *et al.*, 2008). Ces techniques de séparation font appel aux procédés minéralurgiques pour la séparation physique du minerai dans le but d'obtenir un rejet et un concentré contenant la majeure fraction des minéraux (Bergeron *et al.*, 1999). La séparation physique des particules se base sur différents critères dont la taille, la densité, les propriétés magnétiques et l'hydrophobicité des particules (Bisone, 2012 ; Duchesne *et al.*, 2003). La séparation granulométrique peut se faire par tamisage, elle permet de séparer les sols contaminés en fonction de la grosseur des particules, ou encore, à

l'aide d'un hydrocyclone qui utilise la force centrifuge pour la séparation des particules (Bergeron *et al.*, 1999 ; Mercier *et al.*, 2007). La séparation gravimétrique, quant à elle, exploite la différence de densité entre les particules qui doit être égale ou supérieure à 1 g/cm^3 entre les matériaux à séparer (Bergeron *et al.*, 1999 ; Mercier *et al.*, 2007 ; Weiss, 1985). Le jig, la spirale et la table de Wilfley (table à secousses) sont parmi les équipements de concentration gravimétrique les plus utilisés (Bergeron *et al.*, 1999 ; Laporte-Saumure *et al.*, 2010 ; Mercier *et al.*, 2007). Les particules peuvent être également séparées à l'aide de séparateurs magnétiques tels que l'aimant ou encore l'électro-aimant qui exploitent les propriétés magnétiques des matériaux (Bergeron *et al.*, 1999 ; Mercier *et al.*, 2007), ou encore, par flottation à l'aide d'une cellule de flottation, ou bien, d'une colonne de flottation. Cette technique de séparation se base sur les propriétés hydrophobes et hydrophiles des surfaces des solides (Bergeron *et al.*, 1999 ; Taillard, 2010). L'attrition est également une technique de séparation mécanique qui permet de détacher les fines particules de la surface des grosses particules suite à l'éclatement des agrégats provoqué par une forte agitation (Dermont *et al.*, 2008 ; Mercier *et al.*, 2007 ; Strazisar *et al.*, 1999). Les avantages et les inconvénients des techniques de séparation physique des particules sont présentés au Tableau 1.6.

Tableau 1.6 Avantages et inconvénients des techniques de séparation physique des particules (Colombano *et al.*, 2010 ; Dermont *et al.*, 2010)

Avantages	Inconvénients
<ul style="list-style-type: none"> • Traitement d'une grande quantité de polluants • Réduction des volumes des sols contaminés • Adaptation d'un traitement ultérieur plus efficace suite à une séparation granulométrique • Possibilité de traiter à la fois des contaminants organiques et inorganiques • Le métal récupéré par séparation magnétique peut être recyclé • Systèmes de traitement facilement modulables et disponibles à grande échelle • Moins onéreuses que les techniques de remédiation chimique 	<ul style="list-style-type: none"> • Ne sont pas des techniques destructives des polluants • La séparation physique est souvent utilisée comme prétraitement • La consommation en eau est importante et nécessite un traitement • Nécessité de grands équipements pour le traitement des sols • Techniques rentables seulement avec de grands volumes • La gestion des matières résiduelles est généralement coûteuse

1.5.2.2 Lavages des sols

Le lavage des sols est une technique de traitement qui peut être utilisé sur des polluants organiques et inorganiques provenant de sols contaminés, de sédiments ou bien de boues (Rivero-Huguet *et al.*, 2011). Cette technique permet d'extraire les contaminants des sols par dissolution et ceci, à l'aide de divers agents d'extraction parmi lesquels on peut citer les acides et les bases, les solvants organiques, l'eau seule, les agents tensioactifs, etc. (ADEME, 2009).

La lixiviation chimique est, en effet, une technique de plus en plus employée dans le cas d'une contamination mixte (Reynier, 2012). L'acide chlorhydrique, l'acide sulfurique et l'acide nitrique ont été parmi les acides les plus étudiés pour la solubilisation des métaux et des métalloïdes au niveau des sols et des bois traités à l'ACC (Coudert, 2013 ; Dermont *et al.*, 2008 ; Janin, 2009 ; Janin *et al.*, 2011 ; Lafond *et al.*, 2012 ; Levasseur *et al.*, 2003 ; Mouton *et al.*, 2009 ; Reynier *et al.*, 2013 ; Taillard, 2010). L'efficacité de certains acides organiques a été également prouvée comme efficace pour la complexation de certains métaux et composés organiques, tels que l'acide citrique, l'acide lactique, ou encore, l'acide éthylènediaminetétraacétique (EDTA) (Pociecha *et al.*, 2012 ; Voglar *et al.*, 2013 ; Zhang *et al.*, 2007). Les solutions alcalines, quant à elles, sont moins utilisées mais se sont montrées particulièrement efficaces dans le traitement

d'un mélange de cendres de chaudières et d'électrofiltres d'incinérateurs de déchets municipaux contaminés par du cadmium et du plomb (Levasseur *et al.*, 2003), mais aussi dans le traitement des résidus de contrôle de pollution de l'air d'incinérateurs de déchets municipaux (Hammy *et al.*, 2005, 2006). Reynier (2012) a également démontré l'efficacité de la lixiviation basique en présence d'hydroxyde de sodium (NaOH) et de surfactant (BW) sur des sols présentant une contamination mixte, organique (PCP, PCDDF) et inorganique (As, Cr, Cu).

Plusieurs techniques utilisant les solvants organiques ont fait l'objet d'études. Il existe différents types de solvants tels que l'éthanol, le méthanol, le toluène, l'hexane ou l'acétone (Jonsson *et al.*, 2010 ; Li *et al.*, 2012 ; Ye *et al.*, 2013). Ces solvants permettent d'augmenter le pouvoir solubilisant de la phase aqueuse et sont particulièrement efficaces pour le traitement des polluants organiques (Colombano *et al.*, 2010). L'efficacité d'extraction des contaminants dans les sols pollués avec des solvants est de l'ordre de 95% dans des conditions normales (Dufresne, 2013). Cependant, le prix et la toxicité de ces solvants doivent être pris en considération pour que le projet puisse aboutir par la suite à une échelle industrielle et pour que les traces résiduelles de solvant dans la matrice des sols ne présentent pas un éventuel danger pour l'environnement.

Le lavage des sols avec de l'eau pure représente la solution la moins coûteuse. Cependant, l'utilisation de l'eau seule n'est pas suffisante pour une solubilisation efficace des contaminants. L'ajout d'additifs peut alors s'avérer nécessaire pour l'amélioration du lavage.

Le lavage des sols est de plus en plus réalisé à l'aide d'agents tensioactifs appelés aussi surfactants. Certains de ces agents sont des amphiphiles, car ils possèdent à la fois une partie hydrophile polaire et une partie hydrophobe apolaire (Taillard, 2010). Ces molécules ont la capacité de réduire les tensions inter-faciales entre une ou deux phases de polarité différentes, telles que l'eau et l'huile (Bisone, 2012). Il existe quatre familles de surfactants : des surfactants anioniques (charges négatives), cationiques (charges positives), non ioniques (pas de charges) ou amphotères qui peuvent agir en tant qu'espèces anioniques, cationiques ou neutres en fonction du pH (Lecomte, 1998). Les surfactants amphotères ont la capacité d'extraire aussi bien les composés organiques, que les composés inorganiques (Reynier, 2012). Au-delà d'une

concentration micellaire critique (CMC), les tensioactifs s'agrègent pour former des micelles. Le contaminant est alors absorbé à l'intérieur des micelles.

1.5.2.2.1 Traitement des effluents

La lixiviation des sols produit généralement un sol décontaminé (phase solide) et des eaux de procédé (phase liquide). Les deux phases sont généralement séparées par des méthodes usuelles telles que la décantation, la filtration, ou encore, la centrifugation. Les effluents doivent être par la suite traités et neutralisés avant d'être rejetés dans les égouts. Parmi les techniques existantes pour le traitement des effluents, on peut citer la précipitation/coagulation (Coudert *et al.*, 2013; Djedidi *et al.*, 2009; Janin, 2009; Meunier *et al.*, 2006; Poulin *et al.*, 2008; Reynier *et al.*, 2013), l'échange d'ions (Coudert *et al.*, 2013; Janin, 2009; Reynier, 2012), l'électrodéposition (Coudert *et al.*, 2013; Janin, 2009) et l'adsorption (Reynier, 2012). La précipitation-coagulation demeure l'approche la plus économique et la plus utilisée pour le traitement des effluents. Les métaux peuvent être précipités sous forme d'oxydes/hydroxydes, de carbonates, de sulfures ou de phosphates (Blais *et al.*, 2008). La précipitation des métaux sous forme d'hydroxydes peut se faire à l'aide de différents agents alcalins tels que NaOH, NH₄OH, Mg(OH)₂, CaO et Ca(OH)₂ comme l'indique l'Équation 1.3.



L'ajout de coagulant pour l'enlèvement des métaux présents dans les effluents a fait l'objet de plusieurs études. Coudert (2013) a étudié divers procédés chimiques de traitement des effluents dont le traitement par précipitation-coagulation en présence de chlorure ferrique et d'hydroxyde de sodium à pH = 7. Ce traitement s'est avéré efficace et a permis d'obtenir des teneurs en arsenic inférieures à 1 mg/L et des teneurs en chrome et en cuivre inférieures à 5 mg/L. Janin (2009), quant à elle, a exploré différentes options pour extraire à la fois de l'arsenic, du chrome et du cuivre des effluents métalliques issus de la remédiation chimique du bois traité à l'ACC. La technique de précipitation-coagulation avec du chlorure ferrique et de

l'hydroxyde de sodium à pH = 7 combiné au polymère anionique (Magnafloc 10) s'est avérée efficace et a permis d'extraire simultanément ces trois métaux avec un pourcentage d'enlèvement de 99%. Reynier (2012) a montré l'efficacité de la précipitation-coagulation avec du sulfate ferrique et de l'acide sulfurique à pH = 7 sur l'enlèvement de l'arsenic, du chrome et du cuivre et du PCP à partir d'effluents provenant de la lixiviation basique de sols contaminés. L'adsorption sur charbon actif constitue une technique de récupération économique pour les contaminants organiques des eaux de lavage, tels que le PCP et les PCDDF (Chi *et al.*, 2006). Selon Reynier (2012), le traitement par échange ionique avec une résine fortement cationique suivi par une adsorption sur charbon actif permettrait l'élimination de plus de 99% du PCP au niveau des effluents. Néanmoins, ce type de traitement demeure plus onéreux que le traitement par précipitation-coagulation.

1.5.2.2.2 *Recirculation des effluents*

Il faut savoir que la consommation en eau pour la lixiviation chimique est parfois importante, il faut donc envisager la recirculation de ces eaux afin de réduire les coûts des procédés de lavage chimique. Divers essais en mode contre-courant ont été réalisés afin de diminuer la consommation en eau et en réactifs au niveau des procédés de décontamination chimique. Reynier (2012) a réalisé des essais en contre-courant afin de réduire les coûts de son procédé qui permet d'extraire simultanément de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF de sols contaminés et ceci par lixiviation basique couplé à l'ajout d'un surfactant (BW). Les résultats ont montré l'applicabilité d'un tel procédé en contre-courant sans perte d'efficacité qui a permis de réduire les coûts de traitement de 500 \$/tst à 292 \$/tst avec une usine ayant une capacité de traitement annuelle de 63 000 tst/an. Coudert (2013) a également pu réduire les coûts de son procédé de décontamination de déchets de bois traité à base de composés cuivrés à 270 \$/tst, soit une réduction de 68 % pour une usine ayant une capacité de traitement de 317 tst/j en employant le mode contre-courant sans perte d'efficacité au niveau du procédé de décontamination.

1.5.2.3 Techniques physico-chimique

Comme la lixiviation chimique est plus onéreuse que les techniques de remédiation physique, il est préférable d'utiliser les techniques de séparation physique avant de passer à la lixiviation chimique. Une filière de traitement comprenant du tamisage, du tri gravimétrique par spirale et par hydrocyclone, suivie par une dissolution chimique a été développée par Mercier *et al.* (2007). Bisone (2012) a aussi développé un procédé pour le traitement des sols contaminés par des HAP, du Cu et du Zn. Ce procédé comprend des techniques physiques, tels que le concassage, l'attrition et les séparations gravimétriques. Les fractions granulométriques les plus fines, quant à elles, sont traitées par lixiviation avec de l'acide sulfurique et l'attrition a été réalisée à l'aide d'un surfactant pour l'extraction des HAP. Taillard (2010) a également amélioré et appliqué le procédé Métox à l'échelle pilote qui a permis de décontaminer des sols pollués à la fois par du Pb et des HAP. Ce procédé comprend du tamisage et de l'attrition suivis par une flottation dans un milieu acide et salin combiné avec le surfactant cocamidopropylhydroxysultaine (CAS).

1.5.2.4 Phytoremédiation

La phytoremédiation est une technique biologique qui permet de décontaminer des sols et des eaux souillées par des métaux lourds, des polluants organiques ou bien par des composés radioactifs (Dabouineau *et al.*, 2005). Cette technique fait appel aux végétaux afin de lutter contre les risques liés aux polluants. Le terme phytoremédiation regroupe en fait différentes techniques qui permettent l'extraction, la volatilisation, l'accumulation, la stabilisation, la transformation ou la dégradation d'un agent polluant (Dabouineau *et al.*, 2005 ; Padmavathiamma *et al.*, 2007 ; Raskin *et al.*, 1997). La phytoextraction (Figure 1.2a) est une technique qui permet d'extraire les métaux lourds des sols pollués à l'aide de plantes hyper-accumulatrices et très tolérantes aux métaux. Ces plantes ont la capacité d'accumuler près de 1% de leur matière sèche en métaux (Dabouineau *et al.*, 2005). La phytovolatilisation (Figure 1.2b) est une technique qui transforme et relâche les polluants essentiellement organiques sous des formes volatiles (Evlard, 2013). La phytoaccumulation permet l'absorption des polluants et leur accumulation dans les tissus des racines et les parties aériennes des

végétaux. La phytostabilisation, quant à elle, consiste à isoler et à stabiliser les contaminants organiques ou inorganiques (Doyle, 2008). La phytotransformation favorise la dégradation des contaminants organiques complexes en composés plus simples (Lecomte, 1998), alors que la phytodégradation métabolise les polluants organiques qui sont assimilés et dégradés par la plante à l'aide des enzymes nitroréductases et déhalogénases en H_2O , CO_2 et en d'autres sous-produits plus au moins toxiques (Evlard, 2013). La phytoremédiation est perçue comme une technologie verte et comme étant la moins dispendieuse des technologies d'assainissement de sols (Doyle, 2008). Cependant ceci n'est pas bien démontré. Et le fait que, cette technique requiert énormément de temps, ceci ne fait pas d'elle l'une des techniques de dépollution la moins coûteuse. Il faut en effet prévoir en moyenne une dizaine d'années pour une bonne dépollution des sols contaminés (Dabouineau *et al.*, 2005).

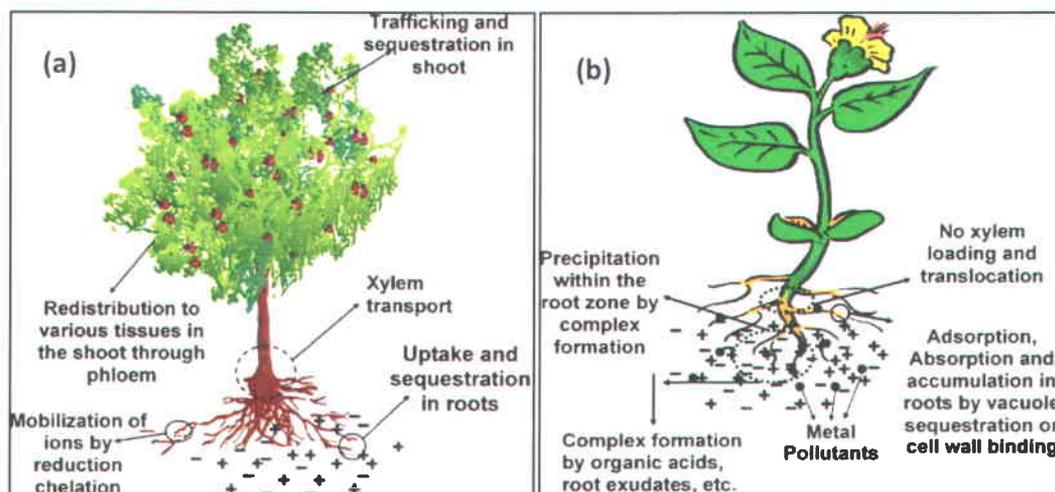


Figure 1.2 (a) Phytoextraction, (b) Phytostabilisation (Padmavathiamma *et al.*, 2007)

1.5.2.5 Désorption thermique

La désorption thermique est une technique de remédiation non destructive. Elle constitue une option moins lourde à mettre en place que l'incinération. Cette technique fait appel à des températures de l'ordre de 250 à 450°C pour évaporer, séparer et concentrer les contaminants

(Lecomte, 1998). Cette méthode permet de réduire le volume de déchets à gérer. Cependant, elle s'est avérée très efficace pour les polluants organiques mais inefficace pour les polluants inorganiques (US Congress, 1995). La désorption thermique suivie de l'incinération représente la seule option de décontamination thermique au Québec qui soit autorisée pour le traitement de sols contaminés. Ce procédé est utilisé à Sainte-Ambroise par Récupère-Sol afin de traiter les composés organiques chlorés tels que les PCDDF, le PCP et les BPC à l'aide d'un équipement nommé MARK IV. Cet équipement permet de dissocier les contaminants organiques chlorés ou non chlorés en des éléments inoffensifs tels que l'oxygène, l'eau et le gaz carbonique, il permet de traiter 12,5 t/h, soit 100 000 t/an (Plante, 2005 ; Récupère-Sol, 2012).

1.5.3 Techniques de destruction

1.5.3.1 Incinération

Contrairement à la désorption thermique, l'incinération est une technique destructive. Cette technique peut être employée aussi bien pour le traitement des sols contaminés que pour les produits solides contaminés du milieu naturel. Cette technique fait appel à de fortes températures allant de 900 à 1 300°C afin de détruire tous les composés organiques. Les molécules carbonées sont décomposées en H₂O et CO₂, elles sont donc rendues inoffensives. Cette méthode est très efficace pour les polluants organiques mais ne détruit évidemment pas les métaux (Lecomte, 1998). Selon Isoaari (2004), l'incinération de sols fortement contaminés avec des PCDDF à plus de 1 000°C permettrait d'avoir un pourcentage d'enlèvement de plus de 99%. Néanmoins, ce procédé nécessite une importante consommation en énergie ce qu'il le rend très onéreux.

1.5.3.2 Déchloration

La déchloration est une réaction chimique qui permet d'éliminer les atomes de chlore des polluants, tels que le PCP et les PCDDF. La déchloration des PCDDF dans l'environnement se fait par photolyse. Cette technique permet d'éliminer majoritairement les atomes de chlores situés aux positions 1, 4, 6 et 9 (INERIS, 2006). La dégradation des PCDDF peut être également réalisée à l'aide d'un traitement mécano-chimique. Il permettrait selon Nomura *et al.* (2005), d'éliminer

par déchloration plus de 99% des OCDD et des OCDF. Il est vrai que la chloration est très efficace pour le traitement des PCDDF, mais il faut savoir que, dans certains cas, la déchloration des PCDDF peut engendrer des produits de dégradation telle que la 2,3,7,8-TCDD qui est 10 000 fois plus toxique que l'OCDD. On obtient alors à la fin du traitement un milieu plus toxique que celui du départ (INSERM, 2000).

1.5.3.3 Biorémédiation

La biorémédiation est une technique qui fait appel aux microorganismes afin de décomposer les contaminants toxiques en composés inertes tels que le CO₂, le H₂O, le méthane, ou encore, en éléments utiles à l'environnement du sol. Le traitement biologique peut se faire à l'aide de champignons, de bactéries ou de levures. Les bactéries sont les plus sollicitées pour ce type de traitement (Reynier, 2012). Il existe plusieurs techniques qui permettent de stimuler la microflore bactérienne du sol et d'améliorer ses conditions aérobies telles que la bioventilation et la biostimulation. Ces techniques consistent à apporter au niveau du site contaminé l'oxygène et les éléments nutritifs nécessaires au développement de la microflore bactérienne et ceci par l'injection d'air, par ajouts de composts et d'engrais, ou par un simple travail du sol (Doyle, 2008).

1.6 Synthèse bibliographique

Le Tableau 1.7 présente les avantages et les inconvénients des différentes techniques de remédiation des sols contaminés.

L'incinération et la désorption thermique semblent être les techniques les mieux adaptées pour l'enlèvement des PCDDF et le PCP, mais elles sont inefficaces pour l'enlèvement des polluants inorganiques. La déchloration représente également une méthode destructive efficace pour les PCDDF mais qui peut générer des produits de dégradation 10 000 fois plus toxique que l'OCDD. Le lavage des sols, quant à lui, demeure la meilleure alternative pour des sols présentant une contamination mixte à la fois par des polluants organiques (PCP, PCDD) et par des polluants inorganiques (As, Cr, Cu) (Tableau 1.8).

Tableau 1.7 Avantages et inconvénients des différentes techniques de remédiation des sols contaminés

Techniques de remédiation	Avantages	Inconvénients	Références
Excavation et enfouissement	Simple et facile à mettre en œuvre Suppression radicale d'une source de pollution sur un site	Difficultés lors de la réalisation de l'excavation lorsque la contamination est étendue Risque de dispersion du matériel contaminé	Lecomte (1998)
Solidification et stabilisation (S/S)	Suppression des risques de migration des polluants Adjuvants utilisés pour la solidification peu onéreux et accessibles sur le marché	Méthode non destructive des polluants Ajout des produits inertants causant une augmentation du volume de matériau Gestion à long terme des matériaux solidifiés Surveillance de l'intégrité structurale des monolithes pouvant être détériorée suite à l'exposition aux intempéries Approche de stabilisation basée sur le ciment non efficace sur les composés organiques Surveillance continue de la lixivibilité des métaux	Colombano et al (2010) Lecomte (1998)
Vitrification	Très fiable Adaptable aux contaminants toxiques non combustibles	Technique de remédiation non destructive Très dispendieuse	Lecomte (1998)
Phytostabilisation	S'applique sur des sites vastement contaminés Réduit la concentration en métaux dans les sols Limite le risque de dispersion des contaminants dans l'environnement	La contamination reste aux niveaux des sols Danger de lixiviation des métaux Mesure de stabilisation temporaire	Panfili (2004) Elvard (2013) Lopareva-Pohu (2011)
Bioimmobilisation	Diminue la toxicité des polluants	Ne réduit pas la concentration des contaminants dans le milieu pollué	ADEME (2009)

Tableau 1.7 (suite) Avantages et inconvénients des différentes techniques de remédiation des sols contaminés

Techniques de remédiation	Avantages	Inconvénients	Références
Séparation physique	<p>Traitement d'une grande quantité de polluants</p> <p>Réduction des volumes des sols contaminés</p> <p>Adaptation d'un traitement ultérieur plus efficace suite à une séparation granulométrique</p> <p>Possibilité de traiter à la fois des contaminants organiques et inorganiques</p> <p>Le métal récupéré par séparation magnétique peut être recyclé</p> <p>Systèmes de traitement facilement modulables et disponibles à grande échelle</p> <p>Moins onéreuse que les techniques de remédiation chimique</p>	<p>Ne sont pas des techniques destructives des polluants</p> <p>La séparation physique est souvent utilisée comme prétraitement</p> <p>La consommation en eau est importante et nécessite un traitement</p> <p>Nécessité de grands équipements pour le traitement des sols</p> <p>Techniques rentables seulement avec de grands volumes</p> <p>La gestion des matières résiduelles est généralement coûteuse</p>	<p>Colombano et al (2010)</p> <p>Dermont et al (2010)</p>
Lavage des sols à l'eau	<p>Peu coûteux</p>	<p>Pour augmenter l'efficacité de traitement à l'eau, il est souvent nécessaire d'ajouter des agents chélatants, et des surfactants à la solution liquide, de même que des acides et des bases</p>	<p>Dufresne (2013)</p>
Lavage avec des solvants organiques, avec des agents chélatants	<p>Les solvants augmentent le pouvoir solubilisant de la phase aqueuse et sont particulièrement efficace pour le traitement des polluants organiques</p> <p>Les agents chélatants sont efficaces pour la complexation de certains métaux et composés organiques</p>	<p>Très dispendieux</p> <p>Très toxiques et néfastes pour l'environnement</p>	<p>Colombano et al (2010)</p> <p>Dufresne (2013)</p>

Tableau 1.7 (suite) Avantages et inconvénients des différentes techniques de remédiation des sols contaminés

Techniques de remédiation	Avantages	Inconvénients	Références
Lavage acide	Efficace pour la solubilisation des métaux et métalloïdes	Moyennement onéreux Affecte les propriétés physico-chimiques et biologiques des sols Génère des effluents nécessitant un traitement	Coudert (2013) Lafond et <i>al</i>
Lavage basique	Particulièrement efficace en présence d'hydroxyde de sodium (NaOH) et de surfactant (BW) sur des sols présentant une contamination mixte, organique (PCP, PCDDF) et inorganique (As, Cr, Cu)	Génère des effluents nécessitant un traitement	Reynier (2012)
Phytoremédiation, biorémédiation	Technique biologique	Requiert énormément de temps (une dizaine d'années pour une bonne dépollution)	Dabouineau et <i>al</i> (2005)
Désorption thermique	Réduit le volume de déchets à gérer Efficace pour les polluants organiques	Technique de remédiation non destructive Inefficace pour les polluants inorganiques	US Congress (1995)
Incinération	Technique destructive Efficace pour les polluants organiques	Très onéreuse Inefficace pour les polluants inorganiques	Lecomte (1998)
Déchloration	Efficace pour le traitement des PCDDF	Une mauvaise déchloration peut générer des produits de dégradation 10 000 fois plus toxique que l'OCDD	INSERM (2000)



Tableau 1.8 Efficacité des méthodes séparatives et destructives sur l'enlèvement des PCDDF, du PCP, de l'As, du Cr et du Cu (Reynier, 2012; USEPA, 1992)

Contaminants	Méthodes destructives			Méthodes séparatives		
	Incinération	Déchloration	Biorémédiation	Lavage	Extraction	Désorption
PCDDF	√	√	×	±	±	√
PCP	√	±	±	±	±	√
As Cr Cu	×	×	×	√	×	±
	± = effet potentiel		×	× = sans effet		√ = effet démontré

L'utilisation de l'acide sulfurique est considérée comme étant une technique des plus performantes pour la solubilisation des métaux des sols et des déchets de bois traité (Coudert, 2013; Janin, 2009; Lafond *et al.*, 2012; Reynier, 2012). Les solutions alcalines, quant à elles, sont moins utilisées mais se sont montrées particulièrement efficaces pour l'enlèvement simultané de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF en présence d'hydroxyde de sodium et du surfactant BW (Reynier, 2012). En effet, l'utilisation de surfactants amphotères, tels que le CAS, le BW, ou encore le Brij 98 sont de plus en plus étudiés, car ils possèdent des propriétés qui leur permettent d'extraire à la fois les composés inorganiques et les composés organiques, tel que le PCP, l'As, le Cr et le Cu (Reynier, 2012; Rivero-Huguet *et al.*, 2011). Le Tableau 1.9 résume différentes études qui ont été réalisées par lixiviation chimique sur des sols et des déchets de bois traité à l'ACC.

La précipitation-coagulation demeure l'approche la plus économique et la plus utilisée pour le traitement des effluents industriels. Son efficacité pour la récupération de l'As, du Cr, du Cu et du PCP a été prouvée à travers plusieurs études (Coudert, 2013, Janin, 2009, Reynier, 2012).

Tableau 1.9 Efficacité de solubilisation de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF aux niveaux des sols et des déchets de bois traité par lixiviation chimique

Conditions opératoires	Teneurs initiales	Rendement d'extraction (%)	Références
Traitement de sols contaminés			
Flottation acide H ₂ SO ₄ , T = 60°C, t = 1 h, avec surfactant BW à 1%	[As] ₀ = 50 à 250 mg/kg [Cr] ₀ = 35 à 220 mg/kg [Cu] ₀ = 80 à 350 mg/kg [PCP] ₀ = 2 à 30 mg/kg [PCDD/F] ₀ = 1 300 à 6 500 ng TEQ /kg	As : 90% Cr : 51% Cu : 85% PCP : 62% PCDDF : 25%	Reynier (2012)
Lixiviation basique 0,5 M NaOH, T=80°C, t = 2 h, avec surfactant BW à 2%	[As] ₀ = 50 à 250 mg/kg [Cr] ₀ = 35 à 220 mg/kg [Cu] ₀ = 80 à 350 mg/kg [PCP] ₀ = 2 à 30 mg/kg [PCDD/F] ₀ = 1 300 à 6 500 ng TEQ /kg	As : 77% Cr : 32% Cu : 60% PCP : 87% PCDDF : 70%	Reynier (2012)
Ratio sol/solution = 1/20, [ac. lactique] = 100%, T = 25°C	[PCP] ₀ = 100 mg/kg [PCP] ₀ = 137 mg/kg	PCP : 70% PCP : 60%	Subramanian (2007)
Triton X-100 (non ionique) à 1%	[PCP] ₀ = 1 000 mg/kg	PCP : 85%	Mulligan <i>et al.</i> (2003)
JBR 425 (anionique) à 1%	[PCP] ₀ = 1 000 mg/kg	PCP: 60%	Mulligan <i>et al.</i> (2003)
[S,S]-EDDS à 0,1 M, Brij 98 à 2%, pH = 9, t = 20 min	[As] ₀ = 230 mg/kg [Cr] ₀ = 190 mg/kg [Cu] ₀ = 290 mg/kg [PCP] ₀ = 5 mg/kg	As: 70% Cr: 75% Cu: 80% PCP: 90%	Rivero-Huguet <i>et al.</i> (2011)
Traitement de déchets de bois traité à l'ACC			
Lavage acide 0,2 à 0,5 M H ₂ SO ₄ , T = 75°C, t = 2 h	[As] ₀ = 4 170 à 7 740 mg/kg [Cr] ₀ = 4 330 à 9 570 mg/kg [Cu] ₀ = 2 840 à 5 740 mg/kg	As: 87% Cr: 70% Cu: 76%	Coudert (2013)
Lavage acide 0,1 M H ₂ SO ₄ , T = 75°C, t = 2 h	[As] ₀ = 5 230 mg/kg [Cr] ₀ = 5 310 mg/kg [Cu] ₀ = 2 620 mg/kg	As: 99% Cr: 91% Cu: 99%	Janin (2009)

1.7 Problème et objectifs de recherche

Les sites d'entreposage de bois traité sont souvent sujets à des cas de contamination très particuliers en raison de la diversité des agents de préservation du bois (créosote, PCP, arséniate de cuivre chromaté). La mixité des contaminants à la fois organiques comme le PCP et les PCDDF et inorganiques comme l'As, le Cr et le Cu pose un énorme problème de gestion et de restauration de ces sites. Les approches qui sont généralement retenues pour ce genre de contamination sont l'enfouissement sanitaire et les techniques de remédiation thermique qui sont souvent onéreuses.

En raison de l'absence de technologies commercialisées pour la remédiation des sols provenant des sites de stockage de bois traité, des études ont été entreprises au niveau universitaire afin de développer un procédé qui serait à la fois efficace et économique pour le traitement des sols pollués par diverses teneurs en contaminants organiques (PCP, PCDDF) et inorganiques (As, Cr et Cu). Un procédé de lixiviation chimique a été récemment développé et breveté à l'INRS pour permettre l'enlèvement de ces polluants des sols et ce, afin de restaurer les sites d'entreposage de poteaux de bois traité et de dépolluer de nombreux sites industriels contaminés au Canada.

L'hypothèse de ce projet de recherche est qu'il est possible d'appliquer le procédé de décontamination développé au sein de l'INRS à plus grande échelle en utilisant des réacteurs de 20 litres au lieu de 1 litre sans perte d'efficacité du procédé concernant l'enlèvement des contaminants organiques (PCP, PCDDF) et des contaminants inorganiques (As, Cr, Cu). L'objectif principal de ce présent projet est de démontrer l'applicabilité de ce procédé à l'échelle pilote. Ce procédé a été développé en laboratoire par Nicolas Reynier dans le cadre de sa thèse doctorale (Reynier, 2012). Ce projet de recherche vise également à optimiser ce procédé de traitement chimique à l'échelle du 20 litres en mode d'opération contre-courant et il sera appliqué aux fractions fines des sols pollués (fractions < 0,125 mm). Ce projet vise aussi à intégrer à ce procédé une filière de traitement physique par attrition qui permettra de traiter les fractions > 0,125 mm des sols pollués et ce, afin de répondre à la problématique de gestion des sites d'entreposage de poteaux de bois traité.

Les objectifs spécifiques de ce projet de maîtrise sont :

- De caractériser les quatre différents lots de sols contaminés ;
- D'intégrer une filière de traitement physique qui permettra de décontaminer les fractions $> 0,125$ mm des différents sols. Dans le cas présent, il s'agira d'étudier l'effet de l'attrition sur l'enlèvement de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF aux niveaux des sols ;
- D'optimiser le procédé de lixiviation chimique qui sera appliqué aux fractions $< 0,125$ mm des sols ;
- De déterminer le potentiel de réutilisation en continu des eaux du procédé de lixiviation chimique pour la décontamination des sols à l'échelle pilote en mode contre-courant ;
- De réaliser une analyse technico-économique du procédé.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Caractérisation des sols

Les quatre sols utilisés au cours de ces travaux, nommés G2-9, DRUM, SJB1 et SJB3, ont été échantillonnés à l'automne 2009 et à l'automne 2012 dans des sites de stockage de bois traité dans la province de Québec sur une profondeur de 0 à 30 cm (profondeur d'échantillonnage définie d'après la caractérisation de la zone contaminée par la compagnie) et ont été entreposés dans des barils. Le sol G2-9 a été caractérisé trois fois suite à trois tamisages qui ont été effectués à des dates différentes (G2-9(A), G2-9(B), G2-9(C)). Le sol DRUM a été caractérisé deux fois (DRUM(A), DRUM(B)), le sol SJB1 (SJB1(A)) a été caractérisé une fois et le sol SJB3 a été caractérisé quatre fois (SJB3(A), SJB3(B), SJB3(C), SJB3(D)). Les sols ont été tamisés sur différentes grosseurs de tamis Sweco™ : 0,125 mm, 1 mm et 4 mm.

Les fractions > 4 mm ont été passées par la suite sur une grille de 12 mm ou de 25 mm pour enlever les fractions grossières. Le tamisage a été effectué par voie humide et a permis de récupérer cinq fractions (> 12mm, 4-12 mm, 1-4 mm, 0,125-1 mm, < 0,125 mm) ou quatre fractions (4-25 mm, 1-4 mm, 0,125-1 mm, < 0,125 mm). Après digestion, les échantillons de sols ont été analysés pour déterminer le contenu élémentaire en métaux et autres éléments (Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni, P, S et Zn) par plasma à couplage inductif avec détection par spectrométrie d'émission atomique (ICP-AES) après avoir subi une digestion partielle selon la méthode 6010B (APHA, 1999).

2.2 Traitement des sols par attrition

Les fractions > 0,125 mm ont été décontaminées par attrition. Seules les fractions > 12 mm ne nécessitent pas de traitement, car les teneurs initiales en As, Cr, Cu et PCP de ces fractions sont inférieures aux limites du Règlement québécois et l'analyse des PCDDF sur des roches grossières n'est pas envisageable. Les essais d'attrition à l'eau ont été réalisés sur les fractions 4 à 12 mm, 1 à 4 mm et 0,125 à 1 mm avec un nombre d'attrition allant de 1 à 5 étapes, avec surfactants (cocamidopropylbétaine (BW) ou Tween 80 (TW 80)) ou sans surfactant, avec un pourcentage de pulpe variant de 20 à 40% (p/p) et une quantité de sol de 2 et 6 kg. Le cocamidopropylbétaine est un tensioactif amphotère (BW Chembetaine, LV LOMAS, Montréal, Québec, Canada) alors que le Tween 80 est un surfactant non ionique (CAS 9005-65-6 (C₆ H₁₂₄ O₂₆), Sigma Aldrich, Milwaukee, USA).

Les essais finaux d'attrition ont été effectués sans surfactant avec des masses de 2 kg de sol. Chaque fraction a été attritée à trois reprises pendant 20 min. Le dispositif expérimental qui a été utilisé pour l'attrition est présenté à la Figure 2.1. Il est constitué d'un réacteur en plastique de 10 L muni d'un agitateur mécanique (Light EV1 P25, AXFLOW, New York, NY, États-Unis) et d'une hélice en acier inoxydable de type axiale (diamètre 6 cm) tournant à 1 300 rotations par minute. Trois chicanes en bois sont placées au niveau du réacteur.

Le protocole d'attrition se déroulait comme suit : des masses de 2 kg de sol de la fraction 4-12 mm ont été attritées trois fois avec de l'eau sans surfactant pendant 20 min. Entre chaque étape d'attrition, la fraction a été passée sur un tamis de 2 mm et arrosée avec 4 L d'eau. La fraction a alors été récupérée pour subir une 2^{ième} attrition, puis une 3^{ième} attrition. Lors de la 3^{ième} attrition, au lieu que la fraction 4 à 12 mm soit arrosée avec 4 L d'eau, elle a été placée dans un réacteur en plastique de 8 L pour subir un lavage avec un appareil de nettoyage à l'eau sous pression (karcher, pulvérisateur électrique, 2000 lb/po², Québec, Canada) avec 4 L d'eau, puis a été passée sur le tamis de 2 mm pour être arrosée avec 2 L d'eau. La fraction a par la suite été récupérée pour être quantifiée et analysée.

La fraction finale a été pesée humide et un prélèvement d'échantillons a été effectué par un échantillonnage composite (prélèvement de différentes masses de sol à différents endroits dans le baril et recombinaison des fractions puis homogénéisation) et chaque échantillon a été identifié (nom du sol, date, traitement, fraction). En général, pour chaque échantillonnage, la masse prélevée est de 100 g de sol. Les échantillons ont par la suite été séchés et les solides totaux ont été calculés.

Les eaux de lavage ont été récupérées dans des chaudières. Une fois la décantation faite, les eaux de lavage et les boues d'attrition ont été séparées. Les boues d'attrition représentent les fines particules qui ont été détachées de la surface des grosses particules suite à l'éclatement des agrégats provoqué par l'attrition. Les boues d'attrition ont alors été quantifiées et séchées et les solides totaux déterminés.

L'attrition des fractions de 1 à 4 mm a été effectuée de la même façon que pour la fraction 4 à 12 mm, à l'exception qu'après chaque étape d'attrition, les fractions ont été passées sur un tamis de 0,5 mm. De même, pour les fractions de 0,125 à 1 mm, lesquelles ont été passées sur un tamis de 0,125 mm.

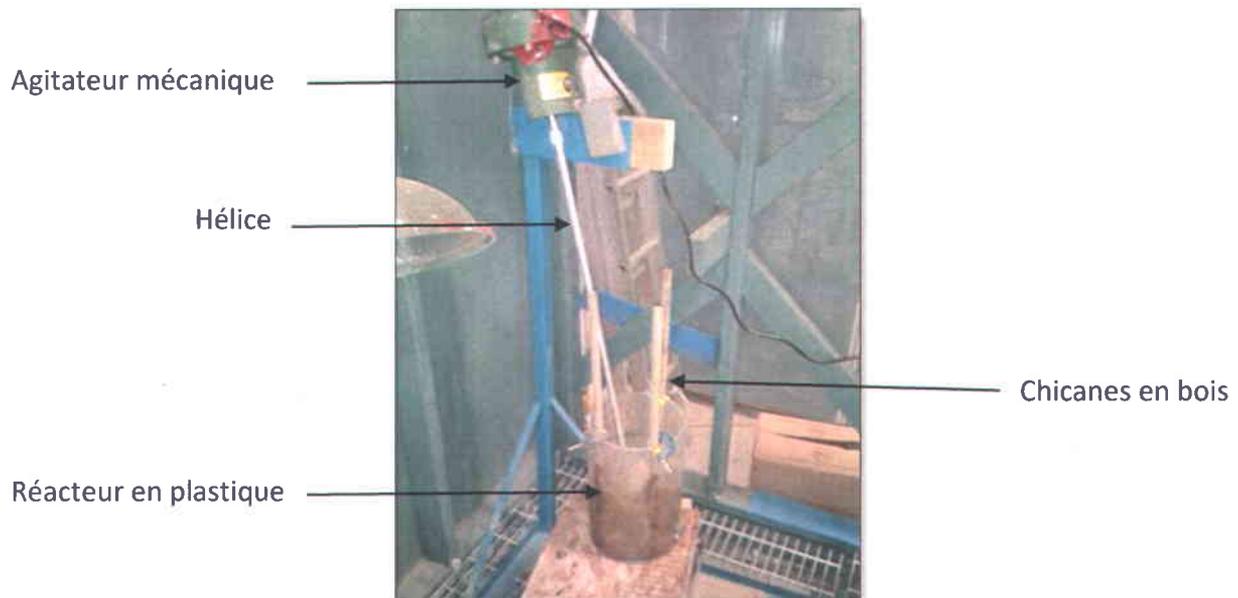


Figure 2.1 Photographie du dispositif d'attrition utilisé lors des essais

2.2.1 Effet du nombre d'attrition

L'efficacité de l'attrition avec du surfactant BW et du TW 80 sur l'enlèvement des contaminants organiques et inorganiques a été évaluée avec différents nombres d'attrition allant de 1 à 5 étapes.

2.2.2 Effet du surfactant

Des essais d'attrition avec de l'eau ont été réalisés en présence de surfactant BW ou TW 80 et en absence de surfactant pour étudier l'effet des surfactants sur la solubilisation des métaux et des polluants organiques, notamment pour l'enlèvement des PCDDF qui sont moins solubles en milieu basique. Les surfactants sont des composés constitués d'une tête hydrophile et d'une longue chaîne carbonée hydrophobe. L'ajout de surfactant facilite donc la solubilisation des PCDDF, composés hydrophobes, qui ont une forte affinité pour les longues chaînes carbonées hydrophobes du surfactant.

2.2.3 Effet du pourcentage de pulpe

Des essais d'attrition avec de l'eau ont été réalisés avec différents pourcentages de pulpe (20 et 40% ST p/p) pour étudier l'effet du pourcentage de pulpe sur l'enlèvement des contaminants organiques et inorganiques.

2.2.4 Effet de la masse de sol

Une fois l'attrition optimisée, des essais d'attrition à l'eau ont été réalisés avec 6 kg de sol et une concentration de pulpe de 40%.

2.3 Traitement des sols par lixiviation chimique

La décontamination des sols par lavage chimique a été effectuée uniquement sur la fraction < 0,125 mm. Les sols ont donc été tamisés à l'aide d'un tamis Sweco™ de 0,125 mm, puis laissés à l'air libre. Le procédé de décontamination des sols par lavage en milieu basique comprenait quatre étapes : trois étapes de lixiviation de 2 h et une étape de rinçage de 15 min. Les étapes de lixiviation ont été réalisées dans un réacteur en acier inoxydable d'une capacité de 25 L muni de 4 chicanes (étapes de lixiviation) et du même agitateur qui a été utilisé pour les étapes d'attrition (étape de rinçage), avec 2,0 kg de sol et 18 L d'une solution basique (Figure 2.2). Cette solution basique était composée d'hydroxyde de sodium (NaOH, laboratoires MAT, Québec, Québec, Canada) à 1,0 M et de surfactant amphotère cocamidopropylbétaine (BW) à 3% (p/v), la température a été fixée à $80 \pm 7^\circ\text{C}$ à l'aide d'une plaque chauffante (Thermo Scientific Remote-Control Hotplates, Model Extra large 240 volts, Montréal, Québec, Canada) et un contrôle régulier de la température de la pulpe a été effectué.



Figure 2.2 Photographie du dispositif expérimental utilisé pour la lixiviation basique

Après la première étape de lixiviation, le mélange a été séparé dans un décanteur lamellaire (Fibre de verre, longueur 23 cm, largeur 21 cm, hauteur 32 cm, 14 lamelles, surface totale de décantation 0,44 m², volume total 20 L) pendant 1 h (Figure 2.3). Les lamelles du décanteur sont disposées parallèlement et de façon oblique afin d'augmenter la surface de décantation et afin de permettre le glissement des matières sédimentées vers le fond du décanteur. Le sol traité a été séparé de la solution lixiviante pour subir une 2^{ème}, puis une 3^{ème} étape de lixiviation dans des conditions similaires. Après les trois étapes de lixiviation, le sol a été mélangé avec 5 L d'eau à température ambiante. Le sol a ensuite été décanté pendant une 1 h à l'aide du décanteur lamellaire, puis récupéré et séché dans le four à 60°C.

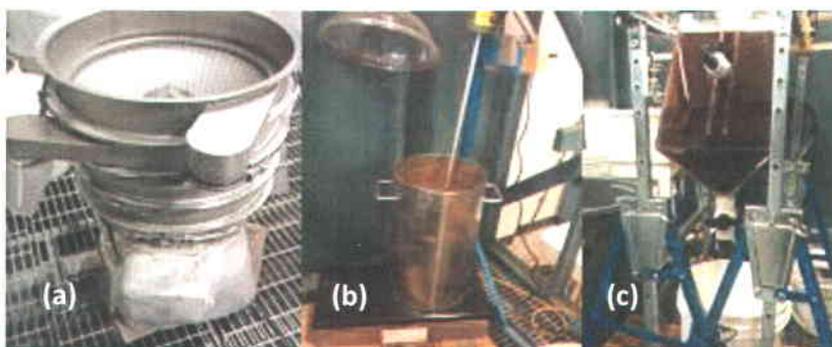


Figure 2.3 Décontamination par lixiviation basique : tamisage des sols < 0,125 mm (a), lixiviation des sols (b), décantation du mélange pendant une 1 h (c)

2.3.1 Optimisation de la concentration d'hydroxyde de sodium

Le procédé de lixiviation basique a été réalisé en présence de différentes concentrations d'hydroxyde de sodium (1,0 M et 1,5 M) avec du surfactant BW à 3%.

2.3.2 Optimisation de la concentration en surfactant

Après avoir optimisé la concentration d'hydroxyde de sodium, des essais de lixiviation ont été menés avec différentes concentrations de surfactant (BW à 0,5% et 3,0%).

2.4 Traitement des effluents par précipitation

En raison de la forte contamination des lixiviats en métaux, en PCP et en PCDDF, des essais de précipitation ont été menés sur les lixiviats issus de la remédiation des sols SJB1 et SJB3, afin de réduire les teneurs en contaminants inorganiques et, afin de permettre, soit le rejet des effluents à l'égout, ou bien leur recirculation. Un agent coagulant, le sulfate ferrique, a été ajouté afin d'améliorer la précipitation de l'arsenic sous forme d'arséniate de fer $\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ou par adsorption de l'arsenic sur les hydroxydes de fer formés. L'ajout de coagulant permet également d'améliorer l'enlèvement du Cr et du Cu qui précipitent sur forme d'hydroxydes par adsorption de ces métaux sur les hydroxydes de fer formés. Les essais d'optimisation de la concentration en sulfate ferrique comme coagulant ont été réalisés avec des volumes de 1 L de solution lixivante placés dans des cônes de décantation de 1 L. Le pH a été ajusté à l'aide d'une solution d'acide sulfurique (93%, CHEMCO inc, Saint Augustin-De-Desmaures, Québec, Canada). La quantité d'acide sulfurique ajoutée variait et ce, de manière à ce que le pH final soit compris entre 6 et 7 pour éviter la remise en solution des métaux et du PCP lors de l'ajout de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ qui acidifie le milieu. Les concentrations ajoutées de la solution de sulfate ferrique commerciale (CHEMCO inc, Saint Augustin de Desmaures, Québec, Canada, concentration en fer de 9,65% p/p) étaient de 2,95 g/L et de 4,3 g/L. Les surnageants ont ensuite été prélevés pour analyse des métaux par ICP-AES, l'analyse des contaminants organiques (PCP, PCDDF) n'a pas été réalisée sur les lixiviats. L'effet du temps de décantation sur la récupération des métaux a également été étudié sur le sol SJB3. Des échantillons des lixiviats précipités ont été prélevés à $t = 1 \text{ h}$ et à $t = 12 \text{ h}$.

2.5 Remédiation des sols en contre-courant avec recirculation des effluents

L'objectif de cette partie de l'étude était d'évaluer l'applicabilité du procédé de décontamination des sols en mode contre-courant à l'échelle pilote. Le lavage basique des sols comprenait trois étapes de lixiviation « *Lixiviation 1* », « *Lixiviation 2* » et « *Lixiviation 3* » de 2 h chacune et une étape de rinçage « *Rinçage 1* » de 15 min. Le contre-courant a été réalisé pour un total de dix boucles. Chaque boucle traite un lot de sol de 2 kg. Les essais ont été effectués avec 10 lots de 2 kg de sol du sol SJB3 de granulométrie inférieure à 0,125 mm. La solution basique a tout d'abord été chauffée à 80°C. Le sol et le surfactant ont, par la suite, été introduits dans le réacteur de 20 L et agités pendant 2 h. Après avoir décanté le sol pendant 1 h, le surnageant a été récupéré dans une chaudière, les volumes ont été mesurés et ajustés avec les eaux de rinçage ou bien de l'eau fraîche.

Dans le cadre de recirculation d'une boucle de décontamination vers une autre, l'effluent de la « *Lixiviation 3* » de la boucle X a été réutilisé pour la « *Lixiviation 2* » de la boucle X+1 après réajustement du volume à 20 L avec de la solution de « *Rinçage 1* » de la boucle X. L'effluent de la « *Lixiviation 2* » a été réutilisé pour la « *Lixiviation 1* » de la boucle suivante après réajustement du volume à 20 L avec une solution de lixiviation fraîche. L'effluent issu de la « *Lixiviation 1* » a été traité par précipitation-coagulation en présence de sulfate ferrique (4,3 g de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ pour 1 L de lixiviat pour les boucles 1 et 2 ; 8,6 g de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ pour les boucles 3, 4 et 5 ; et 10 g de $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ pour les boucles 6 à 10 pour être réutilisé pour la « *Lixiviation 3* » de la boucle suivante. Pour le « *Rinçage 1* » de chaque boucle, des volumes de 5 L d'eau fraîche ont été utilisés (Figure 2.4).

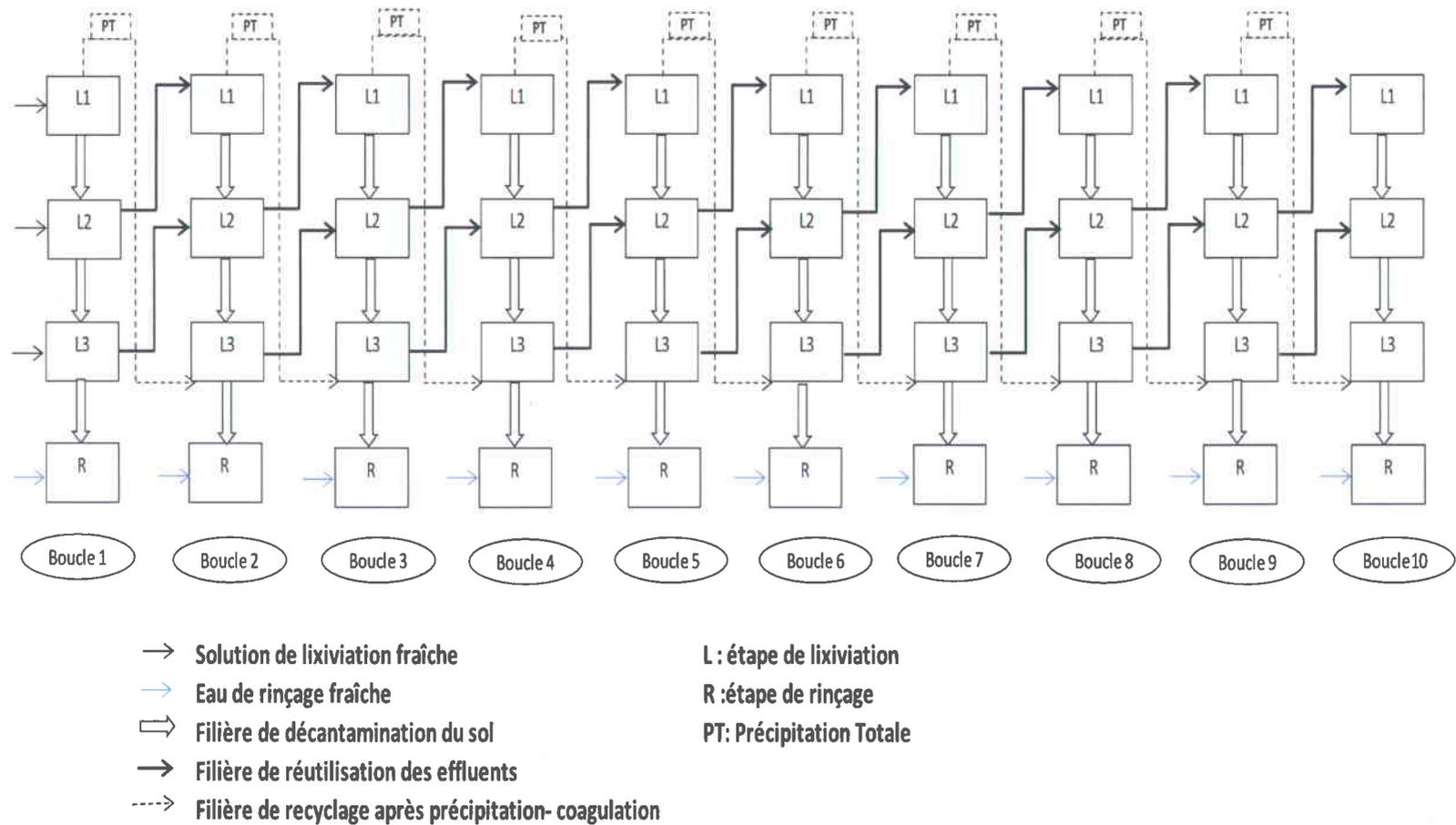


Figure 2.4 Schéma du principe de décontamination des sols contaminés en mode contre-courant avec recirculation des effluents issus la *Lixiviation 1* après précipitation-coagulation

2.6 Analyse des contaminants

2.6.1 Analyse des métaux

L'analyse des métaux présents dans les sols a été effectuée par ICP-AES après digestion des échantillons de sol par la méthode 3030I décrite dans APHA (1999). Des masses de 0,5 g de sol ont été placées dans des tubes à essais auxquels ont été ajoutés des volumes de 1,5 mL d'acide nitrique concentré (Fisher Scientific, Montréal, Québec, Canada). Les mélanges ont été laissés en réaction pendant 2 h à température ambiante, puis des volumes de 4,5 mL d'acide chlorhydrique concentré (Fisher Scientific, Montréal, Québec, Canada) ont été ajoutés, puis les mélanges ont été laissés en réaction pendant 1 h à température ambiante. Les mélanges ont ensuite été chauffés à 90°C pendant une nuit, jusqu'à ce que le liquide soit évaporé. Le lendemain, les tubes ont été récupérés et des volumes de 0,5 mL de HNO₃ et 1,5 mL de HCl ont été ajoutés, puis les parois des tubes ont été rincées avec 10 mL d'eau distillée. Les tubes ont été remis de nouveau sur le bloc chauffant pendant 1 h à 90°C. Après la minéralisation, les mélanges ont été transférés dans des tubes de 50 mL, puis complétés jusqu'au trait avec de l'eau distillée. Parallèlement, pour chaque série de digestion, un sédiment de référence CRM a également été digéré (CNS 392-050, PQ-1, lot # 7110C513, CANMET, Canadian Certified Reference Materials Project (CCRMP)). Des blancs de digestion ont également réalisés afin de contrôler les risques de contamination tout au long du processus de digestion. Les digestats obtenus ont été analysés peu de temps après par ICP-AES selon la méthode 6010B (APHA, 1999). Des contrôles de qualité ont été effectués en analysant des échantillons liquides certifiés (Multi-elements standard, Catalogue No.C00-061-403, SCP Science, Lasalle, QC, Canada).

2.6.2 Analyse du PCP

L'analyse du PCP dans les sols et les effluents a été effectuée selon le protocole du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec (CEAEQ, 2008) par chromatographie en phase gazeuse (GC-MS, marque Perkin Elmer, modèle Clarus 500, avec colonne de type RX₁-17 30 m x 0,25 mm x 0,25 µm) après extraction au Soxhlet (cas des sols) et dérivation en présence d'anhydride acétique.

2.6.2.1 Préparation des échantillons pour l'analyse du PCP

Une extraction solide/liquide (S/L) de type Soxhlet a été réalisée afin de solubiliser le PCP. Pour cela, des masses d'environ 20 g de sol sec à analyser ont été pesées précisément dans des cartouches en cellulose, puis placées dans un extracteur situé au-dessus des ballons de 300 mL contenant du dichlorométhane (CH_2Cl_2). Le principe du montage de l'extraction au Soxhlet (Figure 2.5) consiste à évaporer le solvant présent dans le ballon. Les vapeurs se condensent dans une colonne à réfrigération et retombent dans la cartouche contenant le sol.

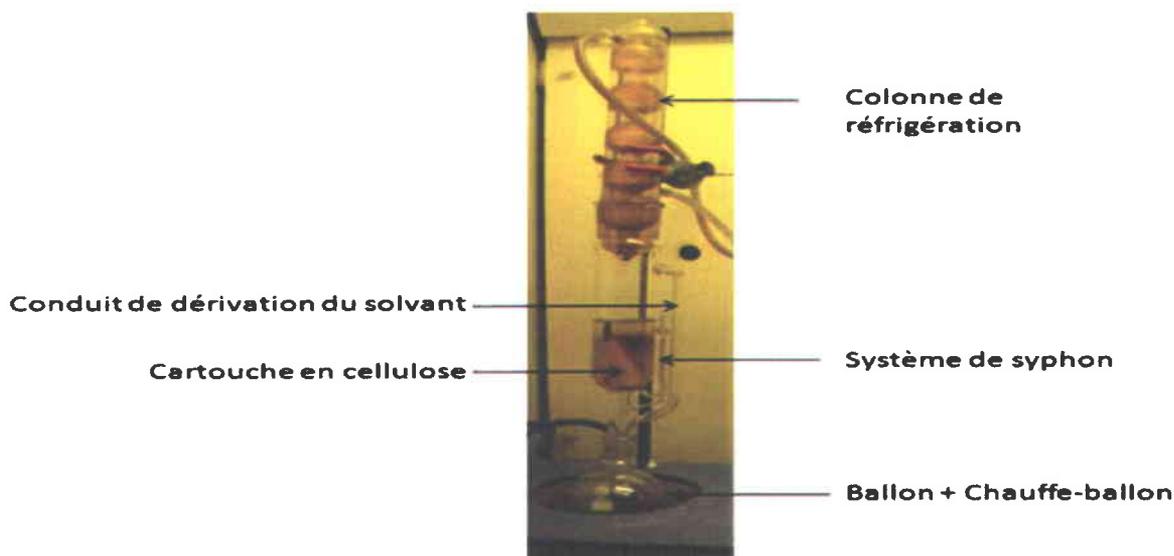


Figure 2.5 Montage de l'extraction au Soxhlet S/L du PCP présent dans les sols

Le contact du sol avec le solvant permet l'extraction du PCP en le solubilisant. Le dichlorométhane passe ensuite dans un siphon avant de retomber dans le ballon, le cycle est alors achevé. L'extraction au Soxhlet se déroulait pendant 6 à 8 h à raison de quatre cycles par heure. Une fois le nombre de cycles atteint, le chauffage a été arrêté et le système a été laissé à refroidir. Le dichlorométhane contenu dans l'extracteur et dans le siphon a été transféré dans le ballon. Les cartouches étaient alors retirées et l'ensemble du montage était lavé une ou deux fois avec du dichlorométhane de manière à récupérer les traces de PCP pouvant s'y trouver. Le

contenu du ballon a ensuite été évaporé à l'aide d'un évaporateur rotatif jusqu'à l'obtention d'un volume de 3-5 mL. Les concentrats ont ensuite été transférés dans des béchers de 250 mL afin d'effectuer une extraction liquide/liquide (L/L). Le ballon a été rincé plusieurs fois avec du dichlorométhane et les rinçages ont été ajoutés au bécher. Des volumes de 20 mL d'une solution de NaOH à 20 g/L ont ensuite été ajoutés dans des béchers pour réaliser l'extraction L/L et permettre au PCP de passer en phase aqueuse, afin de pouvoir effectuer la dérivation à l'anhydride acétique par la suite. Le dichlorométhane et la soude ont été fortement agités à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 15-30 min. Le liquide a ensuite été transféré dans une ampoule à décantation. La phase organique (située en dessous) a été récupérée pour subir une seconde extraction L/L comme précédemment. La phase aqueuse (située au-dessus) a été récupérée dans des tubes en plastique de 50 mL. Après les deux extractions L/L, les tubes ont été complétés à 50 mL avec la solution de NaOH à 20 g/L. Les échantillons étaient alors prêts pour effectuer la dérivation des composés phénoliques.

Remarque : Aucune étape préalable à la dérivation des composés phénoliques n'est nécessaire pour l'analyse du PCP contenu dans les échantillons liquides.

2.6.3 Dérivation des composés phénoliques

Pour la dérivation du PCP, des volumes de 5 mL d'échantillon ont été prélevés à l'aide d'une pipette graduée et transférés dans des vials bruns de 15 mL. Des volumes de 1 mL d'une solution de carbonate de potassium (K_2CO_3) à 75% (p/v) et 1 mL d'anhydride acétique ($CH_3COOCOCH_3$) ont ensuite été ajoutés aux échantillons à analyser. Le carbonate de potassium joue le rôle de catalyseur de la réaction, il permet également de retirer le CO_2 en solution et de s'assurer que le milieu réactionnel est basique afin que le PCP soit sous forme anionique pour faciliter la réaction d'estérification. La réaction d'estérification se produisant entre le PCP et l'anhydride acétique permettait de rendre le PCP plus volatil et, par conséquent, plus facile à analyser par chromatographie en phase gazeuse, en le transformant en ester : l'acétate de PCP. Les vials sont refermés hermétiquement, puis sont agités légèrement pour permettre le mélange des réactifs. La réaction d'estérification est assez violente et exothermique, les vials sont donc ré-ouverts pour permettre au CO_2 de s'échapper. Après une période de 1 h, des

volumes de 5 mL de dichlorométhane ont été ajoutés pour effectuer une extraction L/L permettant à l'ester de PCP de passer en phase organique afin de pouvoir l'analyser au GC. Les phases aqueuses et organiques ont été mélangées à environ 150 rpm pendant une nuit pour permettre à la totalité du PCP de passer de la phase aqueuse vers la phase organique. Les deux phases ont ensuite été transférées dans une ampoule à décantation et la phase organique (située en dessous) a été récupérée, puis séchée avec du sulfate de sodium anhydre (Na_2SO_4) pour éliminer toute trace d'eau. Des volumes de 500 μL de la phase organique ont ensuite été prélevés à l'aide d'une seringue, puis transférés dans des micro-vials de 2 mL, dans lesquels un étalon interne, le phénantrène- D_{10} , a ensuite été ajouté (10 μL). Les échantillons de PCP ont été analysés par GC selon les conditions opératoires décrites au Tableau 2.1.

Tableau 2.1 Conditions opératoires utilisées lors de l'analyse par chromatographie en phase gazeuse du PCP

Appareil	Gas chromatography-mass spectrometry (GC-MS)
Injection	Mode split (40% de l'échantillon est vaporisé dans la colonne, le reste part en déchet)
Gaz vecteur	Hélium
Colonne	Rxi 17 à polarité intermédiaire (groupements : 50% diphenyle + 50% diméthylpolysiloxane) Longueur : 30 m - Diamètre intérieur : 250 μm
Four	80°C pendant 1 min Augmentation de 80°C à 300°C à raison de 20°C/min
Détecteur	Spectromètre de masse Température de la source : 250°C Courant au niveau de la source : 2.55 V Délai de solvant : 4 min Scan des m/z entre 50 et 350 Selected Ion Resolution : 188.4 pour le Phénanthrène- D_{10} et 266.2 pour le PCP

2.6.4 Analyse des PCDDF

Les analyses de PCDDF dans les sols ont été réalisées par le laboratoire externe Wellington Laboratories Inc. (Guelph, ON) en suivant la méthode d'analyse du CEAEQ - *Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofuranes polychlorés : dosage par chromatographie*

en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (Méthode MA.400-DF.1.0). Afin d'analyser les dioxines et furanes contenus dans les sols entre 15 et 20 g de sol ont été pesés précisément. Par la suite, une extraction au Soxhlet à l'aide de toluène pur a été effectuée pendant une nuit à raison de 3 à 5 cycles par heure, afin de solubiliser les PCDDF. L'extrait obtenu a ensuite été évaporé à sec dans le but de faire un échange de solvant. Une fois l'évaporation terminée, l'ajout de 20 mL d'hexane a été effectué. L'hexane qui contient les dioxines et furanes a été évaporé à sec, puis un nouvel ajout de 20 mL d'hexane a été effectué, puis évaporé à sec. Les échantillons ont, par la suite, été repris dans 2-4 mL d'hexane hautement pur et transférés dans des vials bruns avant d'être passés sur les colonnes de purification.

La préparation des colonnes de purification se faisait comme suit. La première colonne de purification de 20 mm de diamètre intérieur était constituée d'une couche de laine de verre qui permettait de retenir les autres couches de la colonne. La seconde couche, quant à elle, était composée de sulfate de sodium anhydre (Na_2SO_4) pour éliminer toutes traces d'eau qui pouvait provenir des différentes couches de silice imprégnée. Les couches suivantes étaient constituées en alternance de silice pure et de silice imprégnée à l'aide des différents produits chimiques. Les couches de silice jouaient non seulement le rôle de filtre pour retenir les impuretés, mais servaient également à la séparation des couches de silice imprégnées. La couche de silice imprégnée de nitrate d'argent (10% p/p qui avait préalablement subi un conditionnement à l'étuve à 115°C pendant une nuit) permettait de fixer la totalité des composés soufrés présents dans l'échantillon. La couche de silice imprégnée d'hydroxyde de sodium 1,0 M permettait, quant à elle, de retenir les composés acides présents dans les échantillons, tels que les acides humique ou fulvique. La couche de silice imprégnée d'acide sulfurique (44% p/p) servait, quant à elle, à retenir les composés basiques, tel que le PCP. La dernière couche de sulfate de sodium permettait d'éliminer toute trace d'eau présente dans l'échantillon. Ces différentes couches sont montrées à la Figure 2.6. Les PCDDF n'étaient pas retenues sur cette colonne, mais étaient plutôt fixées sur la seconde colonne.

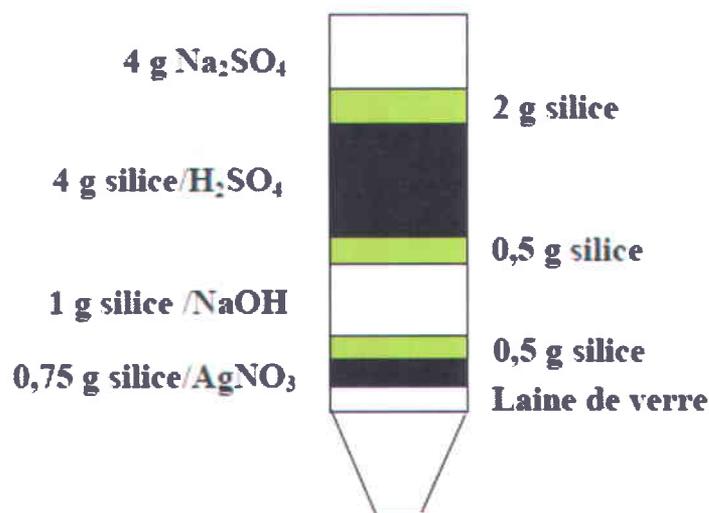


Figure 2.6 Schéma de la colonne de purification de silices multicouches

La seconde colonne de purification de 6 - 7 mm de diamètre intérieur était constituée d'une couche de laine de verre et d'une couche d'alumine basique (Al_2O_3) qui avait été préalablement activée à 600°C. L'alumine activée servait à retenir principalement les PCDDF.

Les colonnes devaient par la suite être conditionnées avec de l'hexane, afin qu'il n'y ait pas de bulles d'air entre les couches. Il était important que celles-ci ne soient jamais asséchées durant la purification. Les échantillons concentrés et repris dans 2-4 mL d'hexane étaient passés sur la première, puis la seconde colonne de purification. Le rinçage des vials devait être effectué une à deux fois, afin de récupérer toute trace de PCDDF. Le liquide était déposé sur la colonne de purification. L'élution de la première colonne était effectuée avec de l'hexane pur. Les éluats étaient recueillis puis passés sur la seconde colonne de purification. L'élution de celles-ci était effectuée dans un premier temps avec un mélange d'hexane pur, puis avec un mélange d'hexane et de dichlorométhane à 1-2% (v/v), de manière à éluer toutes les impuretés présentes dans les échantillons. Les PCDDF étaient par la suite élués à l'aide d'un mélange de dichlorométhane et d'hexane à 50%. Les éluats étaient conservés dans des micro-vials bruns. Ils étaient évaporés à sec sous jet d'azote. Des volumes de 50 μL d'étalon interne et des composés analogues marqués C_{13} ont été ajoutés par la suite. Les échantillons ont finalement été analysés

par GC/MS. Tous les certificats d'analyse des laboratoires Wellington sont présentés en Annexe 1.

2.6.5 Détermination du pH et des solides totaux

Les mesures de pH ont été réalisées à l'aide d'un pH-mètre Fisher Acumet (modèle 915) muni d'une électrode de Cole Parmer avec une cellule de référence Ag/AgCl. Les solides totaux (ST), quant à eux, ont été mesurés selon la méthode 2540 D de l'APHA (1999).

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Caractérisation des sols

Les quatre sols qui ont été étudiés (G2-9, DRUM, SJB1 et SJB3) proviennent de quatre sites de stockage de bois traité. Le Tableau 3.1 présente la granulométrie et les caractéristiques physico-chimiques des quatre sols (G2-9(A), DRUM(C), SJB1(A) et SJB3(D)). La répartition des différentes fractions granulométriques des sols montre que ce sont les fractions $> 0,125$ mm qui constituent la plus grande partie des sols avec un pourcentage variant de 81 à 96%, alors que les fractions fines $< 0,125$ mm, constituent seulement 4 à 19% des sols.

Les résultats des analyses indiquent que les teneurs en métaux, en PCP et en PCDDF aux niveaux de ces sols sont très différentes et variables selon les critères génériques de la Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés du Québec. Les fractions $< 0,125$ mm des sols G2-9(B) et SJB1(A) sont fortement contaminées en As et en PCDDF, avec des teneurs supérieures au critère D du Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés du MDDEP et des teneurs en Cu et en PCP supérieures au critère C. La fraction fine ($< 0,125$ mm) du sol DRUM(B) est fortement contaminée en As et en PCDDF (valeurs supérieures au critère D) et présente une teneur en Cu supérieure au critère C. La fraction $< 0,125$ mm du sol SJB3(C) présente des teneurs en As, PCP et PCDDF supérieures au critère D et une teneur en Cu supérieure au critère C.

Ce tableau montre également que les pourcentages d'argile (particules du sol dont le diamètre est < 2 μm) varient entre 0,81 et 3,79% aux niveaux des quatre sols, ceux de limon (particules du sol dont le diamètre est compris entre 2 et 50 μm) varient entre 23,6 et 44,2%, et ceux du sable (particules > 50 μm) varient entre 54,5 et 72,6%. Ces pourcentages d'argiles, de limons et de sables ont été déduits de la Figure 3.1 et peuvent nous renseigner sur la texture des quatre sols. Le sol DRUM(B) présente une texture sableuse, alors que les sols G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C) sont qualifiés de limons sableux (Lano, 2013).

Tableau 3.1 Granulométrie et caractéristiques physico-chimiques des quatre sols étudiés

Sols	DRUM(B)	G2-9(B)	SJB1(A)	SJB3(C)	Critère C*
Granulométrie					
% > 12 mm	22,8	15,3	22,7	15,6	
4 > % > 12 mm	23,8	26,8	21,0	23,4	
1 > % > 4 mm	22,5	19,4	39,2	27,9	
0,125 > % > 1 mm	19,2	19,2	13,4	24,3	
% < 0,125 mm	11,7	19,2	3,70	8,74	
Caractéristiques physico-chimiques					
Humidité (%)	6,32	7,60	1,46	7,43	
Éléments (mg/kg) (fraction < 0,125 mm)					
As	286 ± 22	776 ± 6	554 ± 80	664 ± 8	50
Cr	374 ± 44	575 ± 8	401 ± 59	509 ± 29	800
Cu	559 ± 73	956 ± 7	681 ± 111	830 ± 11	500
PCP (ng/kg)	4,43	<u>5,95</u>	<u>54,7</u>	191	5
PCDDF (ng/kg)	11 300	16 000	10 500	45 800	750
Argile(%)	3,79	1,47	0,81	1,84	
Sable(%)	72,6	54,5	54,9	59,3	
Limon (%)	23,6	43,9	44,2	38,8	
Classe texturale	Sable	Sable limoneux	Sable limoneux	Sable limoneux	

Le Tableau 3.2 présente les analyses effectuées à l'aide du granulomètre laser sur la fraction < 0,125 mm des sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C). Il faut noter que 50% des particules du sol DRUM(B) sont inférieures à 18 µm, alors que 50% des particules des sols G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C) sont inférieures respectivement à 36 µm, 38 µm et 31 µm.

Tableau 3.2 Classe granulométrique des quatre sols (fraction < 0,125 mm)

Caractéristiques	Unités	DRUM(B)	G2-9(B)	SJB1(A)	SJB3(C)
Taille de 10% des particules	µm	3	6	8	6
Taille de 50% des particules	µm	18	36	38	31
Taille de 90% des particules	µm	95	146	127	128

La Figure 3.1 représente le diamètre des particules des quatre sols avant traitement versus le pourcentage de particules cumulées et ceci pour les fractions < 0,125 mm. Les tailles moyennes respectives des sols G2-9(B), SJB1(A), SJB3(C) et DRUM(B) sont de 59 µm, 55 µm, 52 µm et 36 µm.

La répartition granulochimique de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF a été analysée pour les quatre sols et est présentée au Tableau 3.3. On remarque tout d'abord la présence de variation dans la répartition granulochimique des différents lots tamisés d'un même sol.

On remarque par la suite que les contaminants sont concentrés majoritairement dans les fractions les plus fines (fractions < 0,125 mm). En effet, les teneurs en As des fractions < 0,125 mm des quatre sols sont toutes supérieures au critère D, mis à part le sol SJB3(B), pour lequel la teneur en As est inférieure au critère D. La contamination des fractions > 0,125 mm des différents sols, quant à elle, est très hétérogène. Si on prend le cas du sol SJB1(A), on remarque que les teneurs en As se situent dans la plage C-D uniquement dans la fraction 0,125 à 1 mm du sol, alors que les teneurs en PCP se situent dans la plage C-D dans toutes les fractions > 0,125 mm du sol, mis à part dans la fraction de 4 à 12 mm. L'analyse granulochimique montre que les fractions fines des quatre sols sont plus contaminées en métaux et en PCP que les fractions grossières. Toutes les autres fractions devront être traitées,

mis à part les fractions grossières supérieures à 12 mm, lesquelles pourront être retournées directement sur site sans traitement préalable en raison de leurs faibles niveaux de contamination.

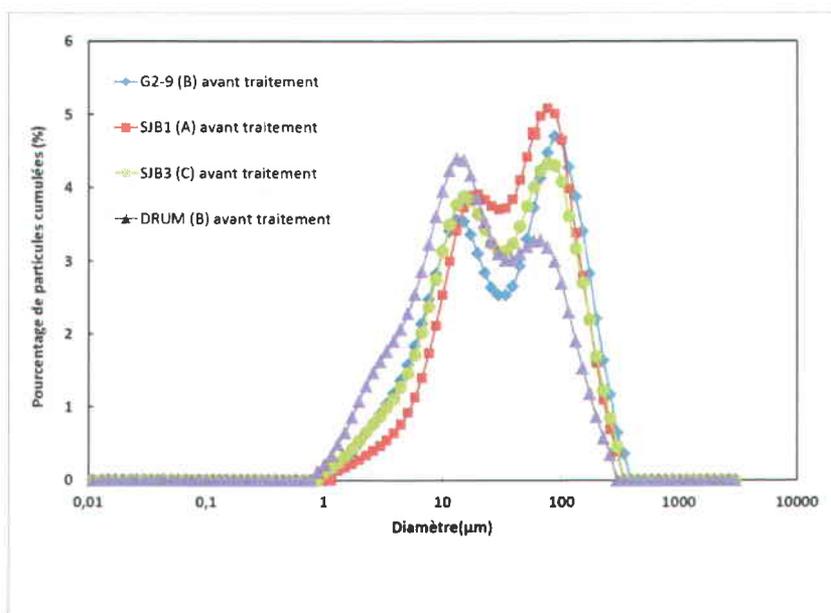


Figure 3.1 Distribution granulométrique déterminée par granulométrie laser des quatre sols avant traitement (fraction < 0,125 mm)

Tableau 3.3 Concentrations des contaminants dans les différentes fractions des sols

Sol	Fraction	As mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	PCP mg/kg
DRUM(A)	4-25 mm	16,6	56,0	5,00	0,02
	1-4 mm	<u>51,2</u> ± 2,3	420 ± 3	271 ± 5	0,00
	0,125-1 mm	<u>84,0</u> ± 0,1	247 ± 3	271 ± 5	1,54
	< 0,125 mm	400 ± 13	564 ± 17	<u>1 030</u> ± 40	4,23
DRUM(B)	> 12 mm	38,4	26,0	50,0	0,36
	4-12 mm	37,2	134	61,0	0,04
	1-4 mm	19,6 ± 1,6	183 ± 4	88,0 ± 3,4	0,04
	0,125-1 mm	45,3 ± 4,8	143 ± 9	136 ± 6	0,23
	< 0,125 mm	286 ± 22	374 ± 44	<u>559</u> ± 73	4,43
Critère B		30	250	100	0,5
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>
Critère D		250	4 000	2 500	74

Sol	Fraction	As mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	PCP mg/kg
G2-9(A)	4-25 mm	23,8	10,0	33,0	4,66
	1-4 mm	43,9 ± 6,7	27,0 ± 5,6	83,0 ± 21,0	<u>30,7</u>
	0,125-1 mm	<u>91,9</u> ± 0,2	69,0 ± 1,6	168 ± 5	<u>31,5</u>
	< 0,125 mm	520 ± 87	520 ± 60	<u>663</u> ± 119	<u>46,1</u>
G2-9(B)	4-25 mm	<u>52,2</u>	24,0	98,0	0,15
	1-4 mm	<u>70,5</u> ± 3,5	75,0 ± 2,8	134 ± 8	0,95
	0,125-1 mm	<u>83,8</u> ± 5,3	153 ± 8	168 ± 8	0,13
	< 0,125 mm	776 ± 6	575 ± 8	<u>956</u> ± 7	<u>5,95</u>
G2-9(C)	> 12 mm	39,8	19,0	64,0	2,49
	4-12 mm	49,1	22,0	78,0	4,74
	1-4 mm	<u>66,4</u> ± 5,1	106 ± 13	123 ± 10	0,73
	0,125-1 mm	<u>98,6</u> ± 3,0	290 ± 6	192 ± 6	<u>9,79</u>
	< 0,125 mm	527 ± 35	432 ± 29	<u>625</u> ± 42	<u>22,0</u>
Critère B		30	250	100	0,5
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>
Critère D		250	4 000	2 500	74

Tableau 3-3 (Suite) Concentrations des contaminants dans les différentes fractions des sols

Sol	Fraction	As mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	PCP mg/kg
SJB1(A)	>12 mm	41,8	17,0	60,0	<u>5,03</u>
	4 mm-12 mm	37,0	16,0	53,0	1,89
	1- 4 mm	34,1 ± 0,9	258 ± 2	67,0 ± 1,4	<u>6,17</u>
	0,125-1 mm	<u>52,2 ± 1,7</u>	247 ± 8	89,0 ± 0,1	<u>8,56</u>
	< 0,125 mm	544 ± 80	401 ± 59	<u>681 ± 111</u>	<u>54,7</u>
Critère B		30	250	100	0,5
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>
Critère D		250	4 000	2 500	74

Sol	Fraction	As mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	PCP mg/kg
SJB3(A)	> 4 mm	26,1	13,0	33,0	<u>12,9</u>
	1-4 mm	25,7 ± 0,7	266 ± 1,5	55,0 ± 1,6	<u>36,4</u>
	0,125-1 mm	30,1 ± 0,7	198 ± 1,3	62,0 ± 2,5	<u>64,0</u>
	< 0,125 mm	297 ± 8,1	303 ± 7,0	403 ± 14	131
SJB3(B)	> 4 mm	13,0	7,00	13,0	<u>8,03</u>
	1-4 mm	27,0 ± 1,3	134 ± 5,9	49,0 ± 2,3	<u>11,0</u>
	0,125-1 mm	33,2 ± 0,6	128 ± 0,0	59,0 ± 0,2	<u>16,1</u>
	< 0,125 mm	<u>134 ± 15</u>	108 ± 12	202 ± 22	144
SJB3(C)	>12 mm	7,33	7,00	27,0	2,10
	4 mm-12 mm	7,05	7,00	25,0	<u>8,40</u>
	1-4 mm	7,19 ± 0,4	7,19 ± 0,2	7,05 ± 0,3	<u>18,4</u>
	0,125-1 mm	<u>75,0 ± 4,3</u>	66,0 ± 3,6	135 ± 8,0	<u>21,3</u>
	< 0,125 mm	664 ± 7,8	509 ± 29	<u>830 ± 11</u>	191
SJB3(D)	>12 mm	3,64	2,00	10,0	<u>8,52</u>
	4 mm-12 mm	5,77	5,00	17,0	3,35
	1-4 mm	17,7 ± 0,6	8,00 ± 0,9	41,0 ± 2,6	<u>17,1</u>
	0,125-1 mm	27,0 ± 2,1	11,0 ± 1,2	58,0 ± 2,6	<u>19,5</u>
	< 0,125 mm	636 ± 0,7	521 ± 0,3	<u>937 ± 0,7</u>	115
Critère B		30	250	100	0,5
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>
Critère D		250	4 000	2 500	74

3.2 Optimisation de l'attrition

Le Tableau 3.4 présente les résultats d'attrition sur les fractions > 4 mm, 1 à 4 mm et 0,125 à 1 mm du sol SJB3(A) après une étape et trois étapes d'attrition en présence du surfactant BW à 1% avec une densité de pulpe (DP) de 40% ST (p/p). Il présente également les résultats d'attrition des fractions 1 à 4 mm et de 0,125 à 1 mm du sol G2-9(C) après trois attritions et cinq attritions réalisées sans surfactant et avec un pourcentage de pulpe de 40%.

Ainsi, l'attrition des fractions > 0,125 mm du sol SJB3(A) avec du surfactant BW après une étape d'attrition a permis l'enlèvement de 3 à 27% de l'As, de 0 à 13% du Cr, de 7 à 57% du Cu et de 42 à 84% du PCP, alors qu'après trois attritions, des pourcentages d'enlèvement variant de 0 à 26% pour l'As, de 5 à 39% pour le Cr, de 0 à 24% pour le Cu et de 86 à 94% pour le PCP ont été obtenus. Les variations des rendements d'enlèvement de l'As et du Cu observées dans le sol SJB3(A) après une et trois étapes d'attrition peuvent être expliquées par un manque d'homogénéité de la répartition des contaminants présents dans le sol. Les teneurs en As, Cr et Cu après une étape d'attrition se situent sous la norme du critère C du MDDEP, alors que les teneurs en PCP sont restées légèrement supérieures au critère C. Les trois étapes d'attrition ont permis d'extraire davantage de PCP et d'obtenir des teneurs en As, en Cr, en Cu et en PCP en dessous du critère générique C pour le sol SJB3(A). Pour le sol G2-9(C), trois étapes d'attrition à l'eau sur les fractions de 0,125 à 4 mm ont permis d'obtenir des pourcentages d'enlèvement variant de 47 à 75% pour l'As, de 0 à 87% pour le Cr, de 45 à 67% pour le Cu et de 0 à 87% pour le PCP. Les résultats obtenus suite à cinq étapes d'attrition sur le sol G2-9(C) ont permis d'avoir des pourcentages d'enlèvement de 60 à 61% pour l'As, de 75 à 91% pour le Cr, de 52 à 55% pour le Cu et de 0 à 88% pour le PCP. Les teneurs en Cr, Cu et PCP après trois attritions des fractions du sol G2-9(C) se situent sous la norme du critère C, l'As est demeuré légèrement supérieur au critère C. Cinq étapes d'attrition ont permis d'atteindre des teneurs en As, Cr, Cu et PCP en dessous du critère C dans le cas du sol G2-9(C).



Tableau 3.4 Comparaison du nombre d'étapes d'attrition sur l'enlèvement des polluants dans les sols SJB3 et G2-9

Sol	Fraction	Traitement	As		Cr		Cu		PCP	
			mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
SJB3 (A)	> 4 mm	Non attrité	26,1		13,0		33,0		<u>12,9</u>	
	1-4 mm	Non attrité	25,7 ± 0,7		266 ± 2		55,0 ± 1,6		<u>36,4</u>	
	0,125 - 1 mm	Non attrité	30,1 ± 0,7		198 ± 1		62,0 ± 2,5		<u>64,0</u>	
SJB3 (A)	> 4 mm	Attrité 1x	21,9	16	23,6	0	23,8	38	<u>7,49</u>	42
	1-4 mm	(BW 1%, ST = 40%)	18,8 ± 1,3	27	231 ± 15	13	34,5 ± 1,9	57	<u>7,96</u>	78
	0,125-1 mm		29,3 ± 1,0	3	279 ± 0	0	58,0 ± 1,3	7	<u>10,2</u>	84
SJB3 (A)	> 4 mm	Attrité 3x	35,7	0	11,0	15	42,7	0	1,38	89
	1-4 mm	(BW 1%, ST = 40%)	18,9 ± 0,6	26	253 ± 13	5	42,0 ± 1,3	24	<u>5,03</u>	86
	0,125-1 mm		22,3 ± 0,5	26	121 ± 4	39	53,5 ± 1,0	13	3,87	94
G2-9(C)	1-4 mm	Non traité	<u>66,4 ± 5,1</u>		106 ± 13		123 ± 9		0,73	
	0,125-1 mm	Non traité	<u>98,6 ± 3,0</u>		290 ± 6		192 ± 6		<u>9,79</u>	
G2-9(C)	1-4 mm	Attrité 3x	16,9 ± 0,6	75	131 ± 6,1	0	40,2 ± 1,7	67	2,28	0
	0,125-1 mm	(SS, ST = 40%)	<u>51,8 ± 2,2</u>	47	37,7 ± 1,5	87	105 ± 6	45	1,32	87
G2-9(C)	1-4 mm	Attrité 5x, sans surfactant	26,4 ± 0,8	60	27,2 ± 1,3	75	54,6 ± 0,6	55	1,04	0
	0,125-1 mm	(SS, ST = 40%)	38,2 ± 0,4	61	27,1 ± 1,1	91	93,0 ± 0,4	52	1,19	88
Critère B			30		250		100		0,5	
Critère C			<u>50</u>		<u>800</u>		<u>500</u>		<u>5</u>	
Critère D			250		4 000		2 500		74	

Trois étapes d'attrition sans surfactant représentent un bon compromis entre l'efficacité de la solubilisation et le coût de procédé par rapport à cinq étapes d'attrition. Ainsi, trois attritions sans surfactant seront suffisantes pour traiter de manière efficace la fraction > 0,125 mm des quatre sols.

Le Tableau 3.5 présente les résultats des essais d'attrition sur le sol SJB1(A) qui ont été effectués avec trois étapes d'attrition, en présence de surfactant (BW ou TW80) à 1% ou sans surfactant (SS) avec un pourcentage de pulpe de 40%.

Les résultats d'attrition sans surfactant ont montré des rendements d'enlèvement de 3 à 71% pour l'As, de 0 à 81% pour le Cr, de 0 à 52% pour le Cu et de 75 à 96% pour le PCP. D'un autre côté, les résultats d'attrition avec 1% de surfactant BW ont révélé des pourcentages d'enlèvement variant de 9 à 62% pour l'As, de 0 à 80% pour le Cr, de 4 à 47% pour le Cu et de 12 à 97% pour le PCP.

Le surfactant TW 80 à 1%, quant à lui, a permis l'enlèvement de 9 à 58% de l'As, de 0 à 68% du Cr, de 15 à 46% du Cu et de 82 à 93% du PCP. Il a été décidé de poursuivre les essais d'attrition avec trois étapes d'attrition sans surfactant, car il ne semble pas y avoir l'ajout de surfactant ne semble pas avoir d'influence sur les rendements d'enlèvement des contaminants inorganiques (As, Cr et Cu) ou organique (PCP).

Le Tableau 3.6 présente les résultats d'attrition sans surfactant (trois étapes d'attrition) du sol SJB3(C) avec des pourcentages de pulpe 20 et 40%. L'attrition avec 40% de ST permet d'obtenir des pourcentages d'enlèvement de 0 à 59% pour l'As, de 43 à 74% pour le Cr, de 0 à 84% pour le Cu et de 37 à 62% pour le PCP. L'attrition avec 20% de ST, quant à elle, permet d'obtenir des rendements d'enlèvement allant de 1 à 66% pour l'As, de 56 à 76% pour le Cr, de 0 à 68% pour le Cu et de 17 à 60% pour le PCP. Il n'y a donc pas une très grande différence dans les rendements d'enlèvements du PCP et des métaux entre 20 et 40% de ST. Le pourcentage qui représente donc le meilleur compromis entre le volume requis du réacteur et le rendement d'enlèvement est donc de 40%. La poursuite des essais a donc été réalisée avec trois étapes d'attrition sans surfactant et avec un pourcentage de pulpe de 40%.

Tableau 3.5 Effets de l'attrition et du surfactant sur l'enlèvement des polluants dans le sol SJB1

Sol	Fraction	Traitement	As		Cr		Cu		PCP	
			mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
SJB1(A)	4-12 mm	Non attrité	37,0		16,0		53,0		1,89	
	1-4 mm	Non attrité	34,1 ± 0,9		258 ± 2		67,0 ± 1,4		<u>6,17</u>	
	0,125-1 mm	Non attrité	<u>52,2 ± 1,7</u>		247 ± 8		89,0 ± 0,1		<u>8,56</u>	
SJB1(A)	4-12 mm	Attrité 3x	35,9	3	18,6	0	65,1	0	0,47	75
	1-4 mm	Sans surfactant (SS)	17,4 ± 1,0	49	324 ± 36	0	37,6 ± 2,9	43	0,28	96
	0,125-1 mm		15,2 ± 1,6	71	47,0 ± 0,7	81	43,3 ± 0,7	52	0,33	96
SJB1(A)	4-12 mm	Attrité 3x	33,7	9	13,7	13	51,1	4	1,66	12
	1-4 mm	(BW 1%, ST = 40%)	13,1 ± 0,5	62	379 ± 16	0	35,6 ± 2,7	46	0,19	97
	0,125-1 mm		21,6 ± 0,8	59	49,8 ± 3,4	80	46,9 ± 1,7	47	0,74	91
SJB1(A)	4-12 mm	Attrité 3x	33,6	9	11,1	31	44,9	15	0,25	87
	1-4 mm	(TW80 1%, ST = 40%)	18,7 ± 5,5	45	286 ± 3	0	35,9 ± 2,1	46	1,08	82
	0,125-1 mm		22,1 ± 1,7	58	78,2 ± 7,2	68	49,9 ± 4,5	44	0,60	93
Critère B		30		250		100		0,5		
Critère C		<u>50</u>		<u>800</u>		<u>500</u>		<u>5</u>		
Critère D		250		4 000		2 500		74		

Tableau 3.6 Comparaison de la concentration de solides sur l'enlèvement des polluants dans le sol SJB3

Sol	Fraction	Traitement	As		Cr		Cu		PCP	
			mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
SJB3(C)	4-12 mm	Non attrité	7,05		7,06		25,0		<u>8,40</u>	
	1-4 mm	Non attrité	27,0 ± 3,3		134 ± 2		49,0 ± 1,7		<u>18,4</u>	
	0,125-1 mm	Non attrité	<u>75,0 ± 4,3</u>		65,8 ± 3,6		135 ± 8		<u>21,3</u>	
SJB3(C)	4-12 mm	Attrité 3x	3,26	54	4,00	43	4,00	84	3,18	62
	1-4 mm	(Sans Surfactant (SS), ST = 40%)	26,9 ± 0,6	0	34,8 ± 0,6	74	50,6 ± 1,7	0	<u>7,37</u>	60
	0,125-1 mm		30,5 ± 0,4	59	30,0 ± 1,0	55	72,0 ± 0,9	47	<u>13,5</u>	37
SJB3(C)	4-12 mm	Attrité 3x	2,39	66	3,00	57	8,00	68	<u>6,77</u>	19
	1-4 mm	(Sans Surfactant (SS), ST = 20%)	26,6 ± 0,9	1	32,5 ± 0,7	76	56,0 ± 2,2	0	<u>15,2</u>	17
	0,125-1 mm		31,4 ± 0,6	58	29,3 ± 1,4	56	77,0 ± 3,0	43	<u>8,57</u>	60
Critère B			30		250		100		0,5	
Critère C			<u>50</u>		<u>800</u>		<u>500</u>		<u>5</u>	
Critère D			250		4 000		2 500		74	

Les rendements de solubilisation obtenus après traitement par attrition (une ou plusieurs étapes d'attrition) semblent variables d'un sol à un autre et d'une fraction granulométrique à l'autre. Les différences d'efficacité du procédé d'attrition observées entre les différentes fractions d'un même sol peuvent être dues à l'hétérogénéité de la contamination, principalement dans les fractions grossières. Les différences de performances du procédé d'attrition entre les différents sols étudiés peuvent être dues aux variations de composition ou de concentrations initiales de contaminants inorganiques ou organiques entre chacun des sols ainsi que des interactions sol-contaminants qui peuvent être plus fortes pour certains sols en raison de la durée de la contamination.

Une fois les paramètres d'attrition optimisés (nombre d'attrition, avec ou sans surfactant, densité de pulpe), les essais ont été réalisés avec trois étapes d'attrition à l'eau à 40% de ST avec 6 kg de sol au lieu de 2 kg. Les résultats d'attrition présentés au Tableau 3.7 avec 6 kg de sol ont montré des rendements d'enlèvement allant de 0 à 18% pour l'As et le Cr et de 0 à 66% pour le PCP. L'enlèvement du Cu dans ce cas est nul, cela est dû au fait que les teneurs en Cu après traitement sont supérieures à celles avant traitement. Ceci pourrait être expliqué par l'hétérogénéité du sol ou à un problème d'échantillonnage lors de l'analyse des métaux après digestion. Malgré que les rendements d'enlèvement soient modestes, les teneurs en As, Cr, Cu sont en dessous du critère C, alors que les teneurs en PCP sont demeurées légèrement au-dessus du critère C.

Tableau 3.7 Comparaison de la masse initiale de sol attrité sur l'enlèvement des polluants dans le sol SJB3

Sol	Fraction	Traitement	As		Cr		Cu		PCP	
			mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
SJB3(D)	4-12mm	Non attrité	5,77		4,97		17,3		3,35	
	1-4 mm	Non attrité	17,7 ± 2,1		8,00 ± 1,20		41,4 ± 2,6		<u>17,1</u>	
	0,125-1 mm	Non attrité	27,0 ± 0,7		11,0 ± 0,3		57,6 ± 0,7		<u>19,5</u>	
SJB3(D)	4-12 mm	Attrité 3 x	2,70	53	4,10	18	10,0	42	<u>8,60</u>	0
	1-4 mm	(2 kg de sol, Sans Surfactant)	17,3 ± 0,4	2	11,0 ± 0,1	0	55,0 ± 4,6	0	<u>8,44</u>	51
	0,125-1 mm		26,2 ± 3,7	3	12,0 ± 2,4	0	82,0 ± 1,9	0	<u>18,2</u>	7
SJB3(D)	4-12 mm	Attrité 3 x	21,7	0	18,0	0	73,0	0	3,57	0
	1-4 mm	(6 kg de sol, Sans Surfactant)	19,2 ± 7,4	0	14,0 ± 6,4	0	63,0 ± 2,0	0	<u>9,31</u>	46
	0,125-1 mm		22,2 ± 3,8	18	9,00 ± 4,10	18	83,0 ± 1,1	0	<u>6,60</u>	66
Critère B		30		250		100		0,5		
Critère C		<u>50</u>		<u>800</u>		<u>500</u>		<u>5</u>		
Critère D		250		4 000		2 500		74		

3.3 Essais préliminaires de lixiviation

Lors des premiers essais de lixiviation, des tests ont été réalisés sur les fractions inférieures à 0,125 mm des quatre sols en augmentant la concentration de NaOH de 1,0 à 1,5 M et la concentration en BW de 0,5 à 3,0%. Les résultats de solubilisation des contaminants sont présentés au Tableau 3.8.

On remarque qu'en utilisant des concentrations plus élevées en soude et en BW, la solubilisation des contaminants augmente dans les quatre sols étudiés. En effet, en augmentant la concentration en BW, le pourcentage d'enlèvement des contaminants dans les quatre sols varie de 78 à 91% pour l'As, de 39 à 66% pour le Cr, de 65 à 82% pour le Cu et de 52 à 99% pour le PCP. L'augmentation de la concentration de soude de 1,0 M à 1,5 M en présence de 3% de BW permet, quant à elle, d'obtenir des pourcentages d'enlèvement pour le sol SJB3(C) de 96% pour l'As, de 69% pour le Cr, de 88% pour le Cu et de 100% pour le PCP. Ces résultats sont conformes à ceux de Reynier (2013) qui avait remarqué une augmentation de la solubilisation de l'As, du Cr, du Cu, du PCP et des PCDDF dans les trois sols (SJB1, SJB3 et G2-9) suite l'augmentation de la concentration en NaOH de 0,5 à 0,75 M et de la concentration en BW de 2 à 3%. En effet, la lixiviation basique des sols à l'échelle laboratoire en présence de 3% de surfactant BW et de 0,75 M de NaOH permet de solubiliser l'As, le Cr, le Cu et les PCP avec des rendements moyens respectifs de 83, 42, 67 et 97%, versus des rendements d'enlèvements moyens dans les sols à l'échelle pilote de 80% pour l'As, de 48% pour le Cr, de 66% pour le Cu et de 98% pour les PCP avec 3% de surfactant BW et avec 1M de NaOH. La lixiviation chimique à 1 M de NaOH et en présence de surfactant BW à 3% a permis une bonne solubilisation de l'As. Cependant, les teneurs en As dans les sols G2-9(C), G2-9(A) et SJB3(C) sont restées supérieures au critère C en raison de la forte contamination initiale des sols en As. Seule la teneur en PCP du sol SJB1(A) est restée légèrement supérieure au critère C après traitement par lixiviation basique. Ceci pourrait être expliqué par un problème dans les analyses. Pour la réalisation des essais en mode contre-courant sur le sol SJB3, les conditions expérimentales ont été fixées à $t = 2$ h, $T = 80^{\circ}\text{C}$, $DP = 10\%$ (p/p), $[\text{NaOH}] = 1,0$ M, $[\text{BW}] = 3\%$; afin de solubiliser efficacement les métaux, le PCP et les PCDDF à un coût raisonnable.

Tableau 3.8 Essais préliminaires de lixiviation basique sur les sols DRUM, SJB1, G2-9 et SJB3

Sol	Fraction	Traitement	As		Cr		Cu		PCP	
			mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%	mg/kg	%
DRUM(A)	< 0,125 mm	Non traité	400 ± 13		564 ± 17		<u>1034 ± 44</u>		4,23	
		LB (1M NaOH, 0,5% BW)	<u>86,3 ± 0,3</u>	78	653 ± 8	0	<u>876 ± 12</u>	15	0,83	80
DRUM(B)	< 0,125 mm	Non traité	286 ± 22		374 ± 44		<u>559 ± 73</u>		4,43	
		LB (1M NaOH, 0,5% BW)	<u>78,2 ± 14</u>	73	240 ± 17	36	217 ± 16	61	0,62	86
		LB (1M NaOH, 3% BW)	29,8 ± 2,1	90	168 ± 10	55	149 ± 13	73	2,12	52
SJB1(A)	< 0,125 mm	Non traité	544 ± 80		401 ± 59		<u>681 ± 111</u>		<u>54,7</u>	
		LB (1M NaOH, 0,5% BW)	<u>50,6 ± 2,7</u>	91	137 ± 8	66	180 ± 8	74	1,95	96
		LB (1M NaOH, 3% BW)	33,7 ± 2,3	94	196 ± 6	51	174 ± 3	74	<u>5,48</u>	90
G2-9(C)	< 0,125 mm	Non traité	527 ± 35		432 ± 28		<u>625 ± 42</u>		<u>21,9</u>	
		LB (1M NaOH, 3% BW)	<u>115 ± 0</u>	78	263 ± 46	39	233 ± 35	63	0,09	100
G2-9(A)	< 0,125 mm	Non traité	520 ± 87		520 ± 60		<u>663 ± 119</u>		<u>46,1</u>	
		LB (1M NaOH, 3% BW)	<u>99,4 ± 0,2</u>	81	286 ± 20	45	234 ± 16	65	0,60	99
SJB3(B)	< 0,125 mm	Non traité	<u>134 ± 15</u>		108 ± 12		202 ± 22		144	
		LB (1M NaOH, 0,5% BW)	<u>96,5 ± 11,0</u>	28	222 ± 29	0	239 ± 35	0	1,26	99
SJB3(C)	< 0,125 mm	Non traité	664 ± 8		509 ± 29		<u>830 ± 11</u>		191	
		LB (1M NaOH, 3% BW)	<u>62,9 ± 3,9</u>	91	175 ± 7	66	146 ± 2	82	1,09	99
		LB (1,5 M NaOH, 3% BW)	28,2 ± 5,8	96	160 ± 12	69	98,0 ± 6,5	88	0,78	100
Critère B			30		250		100		0,5	
Critère C			<u>50</u>		<u>800</u>		<u>500</u>		<u>5</u>	
Critère D			250		4 000		2 500		74	

3.4 Essais de lixiviation en mode contre-courant

Afin d'évaluer la possibilité d'applicabilité du procédé de décontamination des sols en mode contre-courant sur la fraction < 0,125 mm avec recirculation des effluents après traitement, des essais ont été réalisés sur le sol SJB3(D) dont la contamination initiale est de 664 mg As/kg, 509 mg Cr/kg, 830 mg Cu /kg et 191 mg/ kg PCP. La décontamination en contre-courant avec recirculation des effluents consiste à réutiliser les effluents issus de la remédiation de la boucle X pour le traitement du sol de la boucle X+1 comme présenté dans la section 2.5. Étant donné que les effluents sont réintroduits dans le procédé pour une autre boucle de décontamination, une accumulation des contaminants dans les effluents ainsi qu'une perte d'efficacité d'extraction des contaminants dans ces sols peuvent être envisagées tout au long des 10 boucles de décontamination

3.4.1 Évolution des teneurs en contaminants inorganiques dans les effluents du sol SJB3 (D)

La Figure 3.2 illustre l'évolution des teneurs en arsenic dans les effluents issus des première, deuxième et troisième étapes de décontamination : *L1*, *L2* et *L3*, ainsi que de l'étape de rinçage du sol SJB3(D) en fonction des 10 boucles de remédiation. Cette figure met également en évidence les teneurs en arsenic après traitement (*L1P*) des effluents issus de la première étape de lixiviation (*L1*) par coagulation-précipitation à pH = 7, à l'aide du sulfate ferrique.

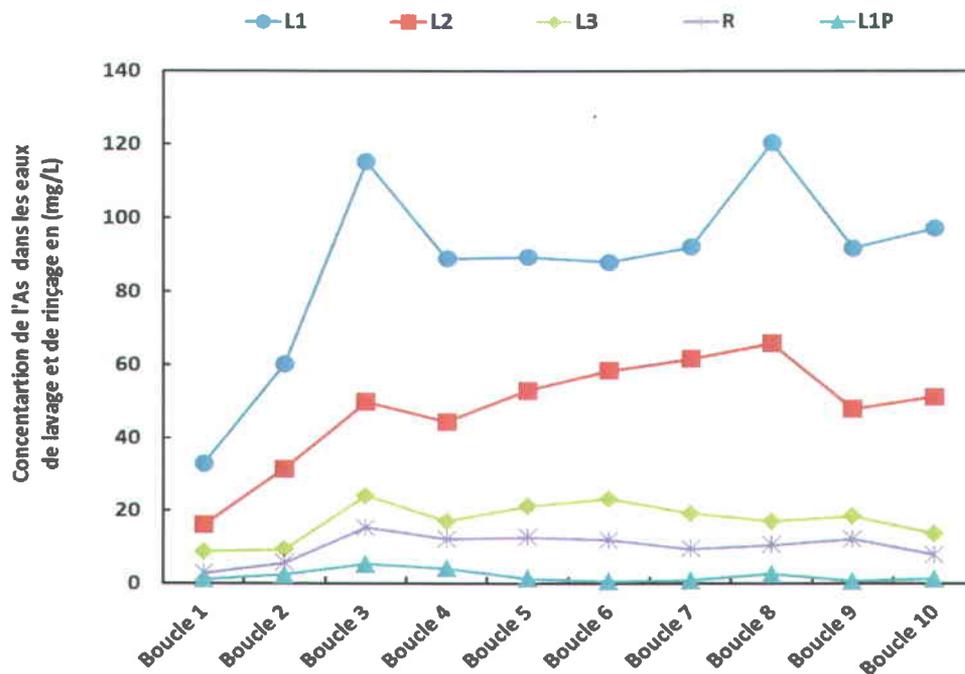


Figure 3.2 Concentration en As dans les eaux de lavage et de rinçage du sol SJB3(D)

Ces résultats mettent en évidence une accumulation de l'arsenic dans les trois lixiviats entre les boucles 1 et 10 avec des concentrations en arsenic variant respectivement de 33 à 120 mg/L (*L1*), de 16 à 65 mg/L (*L2*) et de 8 à 24 mg/L (*L3*). Le traitement par précipitation-coagulation des effluents issus des premières étapes de lixiviation, quant à lui, permet d'obtenir des concentrations en arsenic variant de 0 à 5 mg/L.

Des évolutions similaires sont observées concernant les concentrations en chrome (Figure 3.3) et en cuivre (Figure 3.4) pour *L1*, *L2*, *L3* et *R* entre les boucles 1 à 10 du sol SJB3(D). Les concentrations en chrome mesurées dans les *L1* précipités des 10 boucles varient de 0 à 4 mg/L, alors que celles du cuivre varient de 3 à 25 mg/L. Les résultats montrent que le traitement par coagulation-précipitation est efficace sur l'enlèvement de l'arsenic et du chrome pour les *L1* des boucles. Cependant, les teneurs finales en arsenic dans 8 des 10 boucles sont supérieures à la norme de rejet à l'égout de l'arsenic qui est de 1 mg/L, alors que le traitement

par coagulation s'est montré peu efficace dans l'enlèvement du cuivre avec des teneurs finales > 5 mg/L.

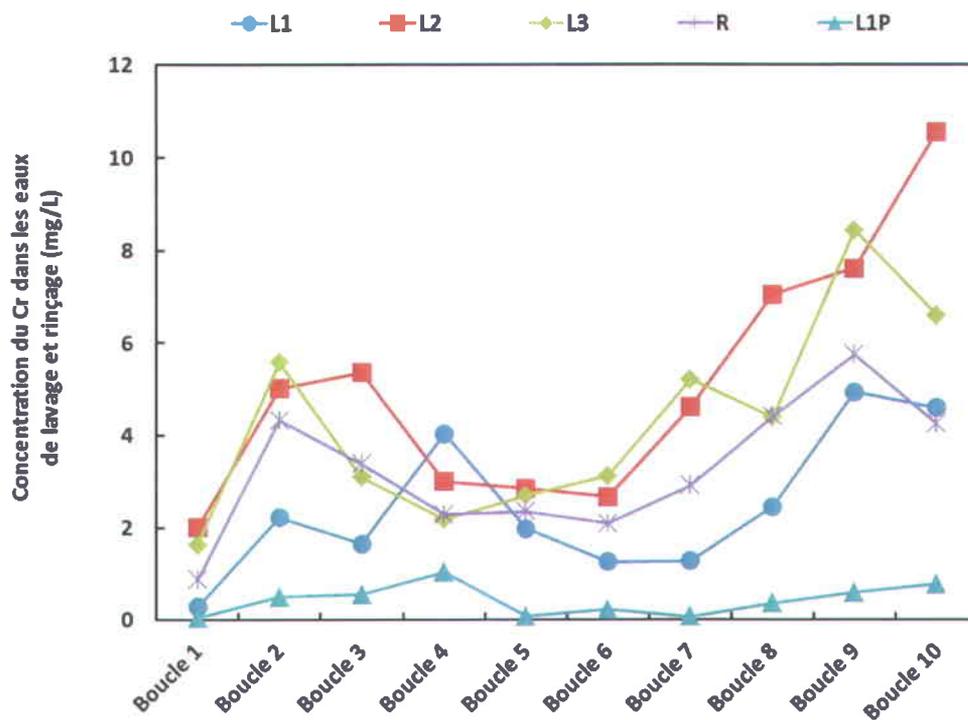


Figure 3.3 Concentration en Cr dans les eaux de lavage et de rinçage du sol SJB3(D)

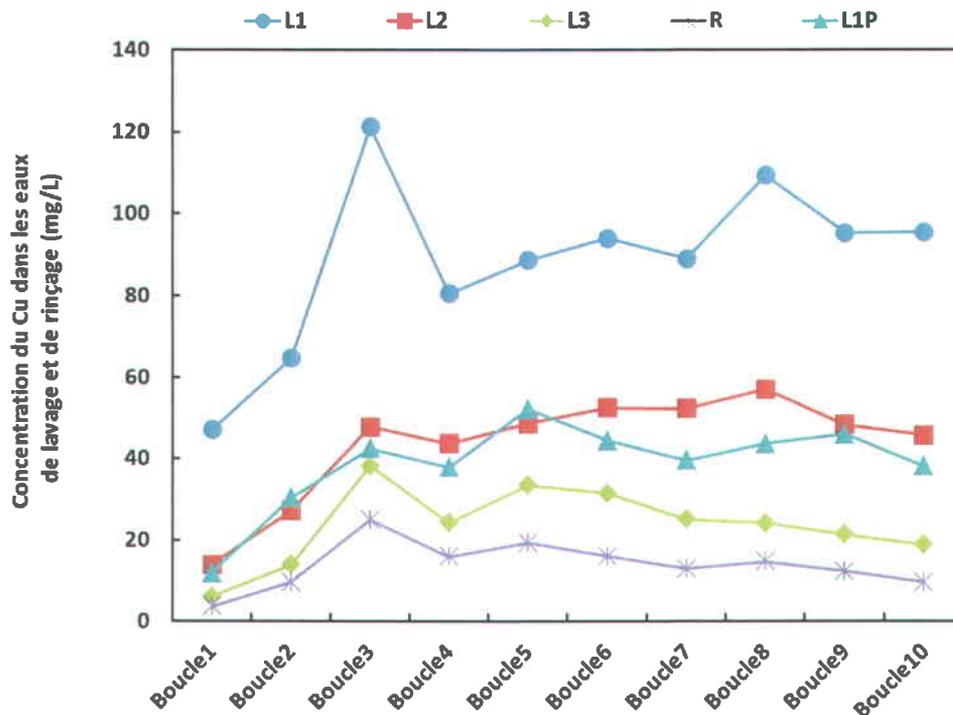


Figure 3.4 Concentration en Cu dans les eaux de lavage et de rinçage du sol SJB3(D)

3.4.2 Évolution des teneurs en métaux dans les sols en fonction des boucles de décontamination

La Figure 3.5 représente les teneurs résiduelles en métaux mesurées dans le sol SJB3(D) en fonction des boucles de décontamination. Les teneurs en contaminants métalliques semblent augmenter de façon progressive jusqu'à la 4^{ème} boucle, puis semblent se stabiliser lors des boucles qui suivent. On remarque une légère baisse des contaminants résiduels de la boucle 8 à la boucle 10. Cette baisse est expliquée par le fait que les L1 précipités des dernières boucles ont été dilués par 30% d'eau fraîche, ceci afin de démontrer qu'au fur et à mesure des boucles, les lixiviats devenaient très chargés en contaminants, ce qui a provoqué une perte d'efficacité d'extraction des contaminants du sol. Une simple dilution des effluents des L1 précipités

permettrait d'améliorer les rendements d'enlèvement au niveau du sol SJB3(D). On remarque, dans ce cas, que le mode contre-courant avec recirculation des eaux du sol SJB3 est opérationnel pour au moins trois ou quatre boucles, il nécessiterait par la suite un changement des eaux du procédé pour qu'il n'y ait pas de perte d'efficacité d'extraction des contaminants.

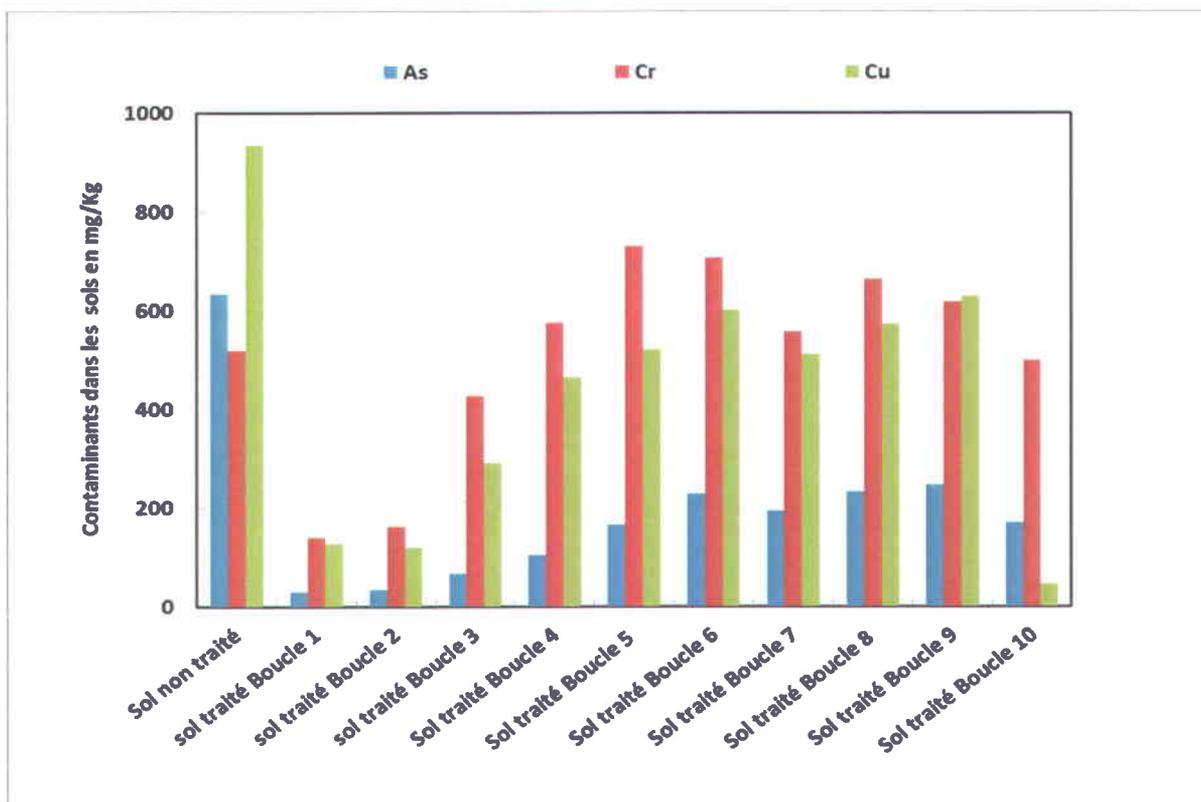


Figure 3.5 Teneurs finales en métaux pour le sol SJB3(D) après traitement en contre-courant

La Figure 3.6 représente les pourcentages d'enlèvement des métaux pour le sol SJB3 (D) en fonction des boucles de décontamination. Les pourcentages d'enlèvement de l'arsenic varient de 64 à 95% tout au long des 10 boucles, alors que ceux du cuivre varient de 38 à 95%. Les pourcentages d'enlèvement du chrome, quant à eux, deviennent nuls au bout de la 4^{ème} boucle,

mais cela ne représente pas un problème dans notre cas de contamination, car les teneurs en chrome au niveau sol SJB3(D) sont inférieures au critère C.

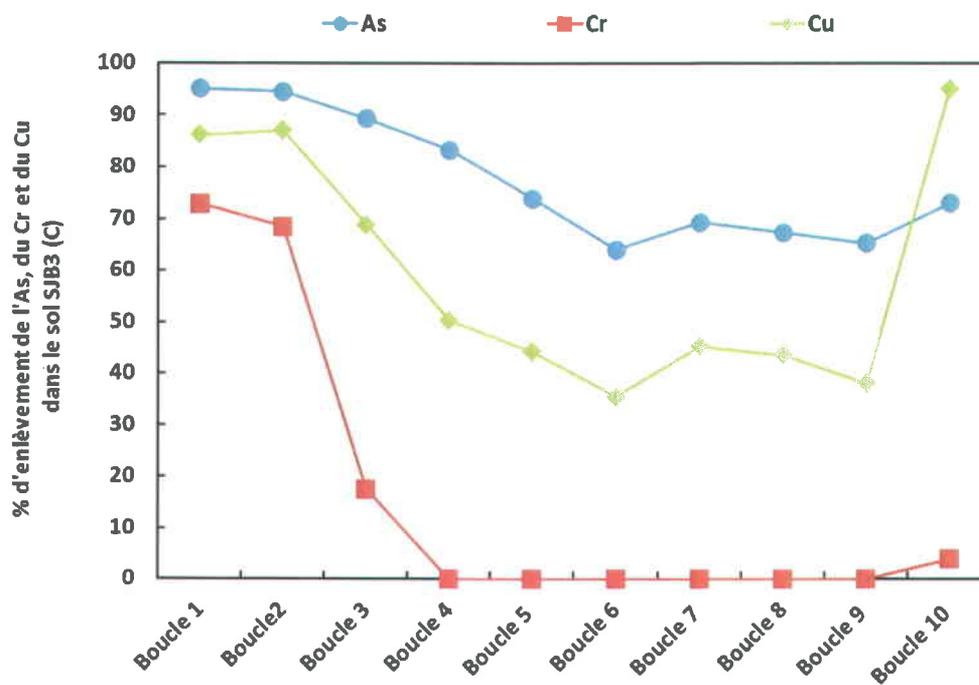


Figure 3.6 Rendements d'enlèvement des métaux pour le sol SJB3(D) après traitement en contre-courant

3.5 Essais complets de décontamination des sols

Des essais complets de décontamination ont été réalisés sur les sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C). Les fractions > 0,125 mm ont toutes été attritées trois fois sans surfactant à 40% (p/p), exceptées pour les fractions > 12 mm des sols qui ne nécessitaient pas de traitement préalable. Les fractions < 0,125 mm, quant à elles, ont subi une lixiviation chimique avec 1,0 M de NaOH en présence de surfactant BW à 3% avec une densité de pulpe fixée à 10% (p/p). Chaque lixiviation basique comprend trois étapes de lixiviation (t = 2 h, T = 80°C) et une étape de rinçage à l'eau (t = 15 min).

Le Tableau 3.9 représente le bilan de décontamination du sol DRUM(B). Les teneurs initiales en arsenic et en PCDDF de ce sol sont supérieures au critère C. On remarque dans ce cas que les teneurs en métaux et en contaminants organiques de la fraction > 0,125 mm qui représentent 77% de ce sol respectent le critère C avec ou sans étapes d'attrition. La fraction < 0,125 mm, quant à elle, présente des teneurs initiales en arsenic et en PCDDF > critère D. Cette fraction qui représente 12% est considérée comme étant une matière résiduelle dangereuse. À l'aide du procédé de décontamination complet, on obtient des teneurs en As, en Cr, en Cu et en PCP en dessous du critère C, mais les teneurs en PCDDF demeurent > au critère C. Les boues d'attrition et les boues de lixiviation générées par le procédé de décontamination représentent respectivement 12 et 4% du sol.

Le Tableau 3.10 représente le bilan de décontamination du sol G2-9(B). Les teneurs initiales en arsenic et en PCDDF de ce sol sont supérieures au critère C. La fraction > 0,125 mm représente dans ce cas 89% du sol, alors que la fraction < 0,125 mm représente 11% du sol. Le procédé au complet permet d'obtenir des teneurs en As, Cr, Cu et PCP < au critère C, alors que les teneurs en PCDDF demeure encore > au critère C. Les boues d'attrition et les boues de lixiviation générées par le procédé de décontamination représentent respectivement 33 et 3% du sol.

Le Tableau 3.11 montre le bilan de décontamination du sol SJB1(A). Les teneurs initiales en arsenic et en PCDDF de ce sol sont supérieures au critère C. La fraction > 0,125 mm représente dans ce cas 96% du sol, alors que la fraction < 0,125 mm représente seulement 4% du sol. Le procédé au complet permet d'obtenir des teneurs en As, Cr, Cu, PCP et en PCDDF en dessous du

critère C. Les boues d'attrition et les boues de lixiviation générées par le procédé de décontamination représentent respectivement 19% et 1% du sol.

Le Tableau 3.12 expose le bilan de décontamination du sol SJB3(C). Les teneurs initiales en arsenic et en PCP de ce sol sont supérieures au critère C, alors que les teneurs en PCDDF sont supérieures au critère D. La fraction > 0,125 mm représente dans ce cas 87% du sol, alors que la fraction < 0,125 mm représente 13% du sol. Le procédé de décontamination au complet abaisse les teneurs en PCP et en PCDDF en dessous du critère D. Les boues d'attrition et les boues de lixiviation générées par le procédé de décontamination représentent respectivement 12% et 4% du sol.

La recombinaison de la fraction > 0,125 mm des quatre sols après traitement par attrition a donc permis d'obtenir des pourcentages d'enlèvement variant de 22 à 43% pour l'As, de 0 à 13% pour le Cr, de 23 à 46% pour le Cu, de 0 à 85% pour le PCP et de 17 à 64% pour les PCDDF. Ces rendements d'enlèvement sont modérés, mais sont souvent suffisants pour la décontamination de la fraction > 0,125 mm des quatre sols. Cette fraction représente de 86 à 96% du sol.

La lixiviation basique des fractions < 0,125 mm accompagnée du surfactant BW, quant à elle, a montré de bons rendements sur l'enlèvement des contaminants des sols (87 à 95% pour l'As, 50 à 72% pour le Cr, 73 à 84% pour le Cu, 52 à 99,9% pour les PCP) pour l'ensemble des sols étudiés. Concernant les PCDDF, les performances d'enlèvements sont plus limitées avec des rendements de solubilisation variant de 26 à 74% pour l'ensemble des sols. Les PCDDF constituent, en effet, un défi important de décontamination car ceux sont les contaminants les plus difficiles à traiter pour l'ensemble des fractions, mais plus particulièrement dans les fractions fines des sols. Les rendements de solubilisation des contaminants pourront probablement être améliorés en modifiant certains paramètres de la lixiviation chimique, tels que le ratio solide/liquide, le nombre de lavages, le temps de lixiviation ou bien la quantité de soude ou de surfactant. Il serait également intéressant d'essayer d'autres surfactants qui pourraient peut-être avoir une influence sur l'enlèvement des PCDDF.

Tableau 3.9 Bilan de décontamination du sol DRUM(B)

Fraction	Traitement	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDDF (ng/kg)	Masse sèche (kg/tst)
> 12 mm	Non traité	38,0	26,0	50,0	0,36	-	230
0,125 - 12 mm	Non traité	34,0	153	92,0	0,09	520	650
< 0,125 mm	Non traité	286	374	<u>559</u>	4,43	11300	120
Initial		<u>65,0</u>	150	138	0,68	<u>1 690</u>	1 000
> 12 mm		38,0	26,0	50,0	0,36	-	230
0,125 -12 mm	AT 3 x 40% ST	26,0	133	63,0	0,05	332	535
<0,125 mm	LB (1 M NaOH, 60 g BW)	30,0	168	149	2,12	<u>7440</u>	79
Final (sol traité reconstitué)		30,0	107	67,0	0,33	<u>908</u>	845
Boues AT		<u>69,0</u>	247	229	0,31	<u>1 400</u>	115
Boues LB		975	<u>964</u>	<u>1 690</u>	<u>11,1</u>	23 400	33
Critère B		30	250	100	0,5	15	
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>	<u>750</u>	
Critère D		250	4 000	2 500	74	5 000	

Tableau 3.10 Bilan de décontamination du sol G2-9(B)

Fraction	Traitement	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDDF (ng/kg)	Masse sèche (kg/tst)
0,125-25 mm	Non traitée	<u>64,0</u>	67,0	123	0,36	<u>2 490</u>	890
< 0,125 mm		776	575	<u>956</u>	<u>5,95</u>	16 000	110
Initial		<u>142</u>	123	215	0,98	<u>3 980</u>	1 000
0,125 25 mm	AT 3 x, 40% ST	37,0	87,0	67,0	1,18	<u>2 060</u>	561
< 0,125 mm	LB (1 M NaOH, 60 g BW)	<u>99,0</u>	286	234	0,60	11 900	87
Final (sol traité recomposé)		45,0	114	90,0	1,11	<u>3 380</u>	648
Boues AT		<u>110</u>	32,0	219	0,00	<u>3 220</u>	329
Boues LB		2 550	<u>1 280</u>	2 820	<u>20,0</u>	24 200	30
Critère B		30	250	100	0,5	15	
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>	<u>750</u>	
Critère D		250	4 000	2 500	74	5 000	

Tableau 3.11 Bilan de décontamination du sol SJB1(A)

Fraction	Traitement	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDDF (ng/kg)	Masse sèche (kg/tst)
> 12 mm	Non traité	42,0	17,0	60,0	<u>5,03</u>	-	230
0,125 - 12 mm	Non traité	38,0	186	67,0	2,15	<u>1 080</u>	730
< 0,125 mm	Non traité	544	401	<u>681</u>	<u>55,0</u>	10 500	40
Initial		<u>59,0</u>	156	90,0	4,93	<u>1 210</u>	1 000
> 12 mm		42,0	17,0	60,0	<u>5,03</u>	-	230
0,125-12 mm	AT 3 x 40% ST	22,0	195	46,0	0,33	387	536
<0,125 mm	LB (1 M NaOH, 60 g BW)	33,0	196	174	<u>22,3</u>	<u>2 780</u>	30
Final (sol traité recomposé)		28,0	<u>144</u>	55,0	2,52	365	796
Boues AT		<u>84,0</u>	163	125	<u>7,18</u>	<u>3 000</u>	194
Boues LB		1 900	<u>930</u>	<u>2 020</u>	140	30 800	11
Critère B		30	250	100	0,5	15	
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>	<u>750</u>	
Critère D		250	4 000	2 500	74	5 000	

Tableau 3.12 Bilan de décontamination du sol SJB3(C)

Fraction	Traitement	As (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	PCP (mg/kg)	PCDDF (ng/kg)	Masse sèche (kg/tst)
> 12 mm	Non traité	7,00	7,00	27,0	4,32	-	90
0,125 - 12 mm	Non traité	28,0	25,0	53,0	<u>11,8</u>	8 900	776
< 0,125 mm	Non traité	664	509	<u>830</u>	191	45 800	134
Initial		111	88,0	155	<u>35,2</u>	13 100	1 000
> 12 mm		7,00	7,00	27,0	4,32	-	90
0,125-12 mm	AT 3 x 40% ST	19,0	22,0	41,0	<u>7,92</u>	<u>3 210</u>	655
<0,125 mm	LB (1 M NaOH, 60 g BW)	31,0	141	129	0,28	15 400	95
Final (sol traité recomposé)		19,0	34,0	49,0	<u>6,67</u>	<u>4 240</u>	839
Boues AT		<u>73,0</u>	42,0	119	<u>32,8</u>	39 620	121
Boues LB		2 350	<u>1 500</u>	2 710	699	128 000	37
Critère B		30	250	100	0,5	15	
Critère C		<u>50</u>	<u>800</u>	<u>500</u>	<u>5</u>	<u>750</u>	
Critère D		250	4 000	2 500	74	5 000	

3.6 Étude technico-économique du procédé de décontamination des sols

Un progiciel a été développé sur le logiciel Microsoft Excel afin d'évaluer les coûts d'exploitation de la filière de décontamination sous différentes conditions d'opération et de marché. Ce modèle comprend plus de 260 variables d'entrée permettant de définir les caractéristiques des sols à l'étude, les étapes de traitement à considérer, les paramètres de marché et d'exploitation, les paramètres de capitalisation, les paramètres opératoires, etc. Une fois définis, les paramètres d'entrée sont utilisés pour établir les bilans massiques et volumiques, le dimensionnement des équipements (unité mobile de décontamination), le coût d'acquisition des équipements, les coûts en capitaux, les coûts en main-d'œuvre, les coûts en produits chimiques, les coûts en électricité et en carburants, les coûts de gestion (transport et disposition) des sous-produits et extrants du procédé et les autres coûts directs (entretien et réparation, matériaux courants, frais de laboratoire, brevets et redevances, etc.). Les frais indirects et généraux (administration, avantages sociaux et marginaux, assurances et taxes, marketing et ventes, R&D) et les coûts du service de la dette (amortissement et remboursement des intérêts) sont également calculés par le modèle.

Ce progiciel a été utilisé pour évaluer quatre scénarios de décontamination correspondant au traitement des quatre sols à l'étude (DRUM, G2-9, SJB1 et SJB3). Selon les teneurs initiales en contaminants dans ces sols, les échantillons DRUM(A), G2-9(B) et SJB1(A) devraient être considérés comme étant des sols se situant entre les critères de qualité des sols C et D (C-D), alors que le sol SJB3 est contaminé au-delà du critère D (SJB3(C) >D).

3.6.1 Schéma de procédé

La première étape à réaliser lors d'une évaluation technico-économique d'une filière de traitement est d'élaborer un schéma de procédé complet décrivant l'ensemble des étapes de la filière et identifiant l'ensemble des intrants et des extrants. Les intrants comprennent le sol à traiter, les eaux du procédé, les produits chimiques, etc. Les extrants comprennent le sol traité, les effluents finaux, ainsi que les sous-produits de traitement (boues métalliques, etc.). Il est également important d'identifier sur le schéma les eaux du procédé recyclées à l'intérieur du

procédé de remédiation. La Figure 3.7 présente le schéma du procédé d'attrition sur le sol SJB3, alors que la Figure 3.8 représente le schéma du procédé de lixiviation basique sur le même sol.

3.6.2 Définition des conditions opératoires et d'exploitation

À des fins de comparaison, les scénarios de décontamination des quatre sols ont été considérés dans des conditions les plus similaires possibles et pour deux options de traitement; une avec traitement par lixiviation basique de la fraction < 0,125 mm et l'autre, sans traitement par lixiviation chimique. Tous les scénarios comprennent une séparation par tamisage humide des sols en trois fractions : > 12 mm, 0,125 à 12 mm, < 0,125 mm. La fraction grossière > 12 mm est considérée non-contaminée (critère B-C), alors que la fraction intermédiaire (0,125 à 12 mm) est traitée par attrition sans surfactant (3 x 20 min, ST = 40%). La fraction de sol traitée par attrition est considérée comme des sols B-C dans les cas des sols DRUM et SJB1 et comme des sols C-D dans les cas des sols G2-9 et SJB3 ce qui permet tout de même de diminuer fortement le coût de gestion. Les boues d'attrition sont placées dans la catégorie des matières résiduelles organiques dangereuses. La fraction fine (< 0,125 mm) est soit traitée par lixiviation chimique (3 x 120 min, ST = 10%, T = 80°C, 1,0 M NaOH (étape 3 seulement), 3 g BW/L (trois étapes) – 1 étape de rinçage de 15 min, ST = 20%), soit considérée comme des MRD organiques. Pour des fins de simplification, les sols traités par lixiviation chimique sont considérés comme étant dans la catégorie C-D, alors que les boues de précipitation sont placées dans la catégorie des MRD métalliques. La production de boues métalliques est estimée à 273 kg/tst de sol lixivié. Ces résidus sont séchés thermiquement à 95% ST avant leur transport et élimination.

En ce qui concerne les autres différences entre les scénarios, les paramètres suivants ont été utilisés lors des simulations : les proportions de sol > 12 mm étaient de 23,0%, 12,7%, 23,0% et 9,0% respectivement, pour les sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C). Les proportions de sol entre 0,125 et 12 mm étaient, quant à elles, de 65,0% (DRUM(B)), 76,3% (G2-9(B)), 73,0% (SJB1(A)) et 77,6% (SJB3(C)). Finalement, la fraction fine (< 0,125 mm) constituait 12,0%, 11,0%, 4,0% et 13,4% respectivement, des sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C). Les quantités de boues d'attrition produites variaient également selon les sols, soient 5,5%, 10,0%, 8,0% et 5,0% en masse sèche des sols attrités respectivement pour les sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et

SJB3(C) et ce, pour le total des trois étapes d'attrition considérées lors des simulations avec lixiviation chimique. Pour les scénarios sans lixiviation, les proportions de boues d'attrition sont plutôt de 11,5%, 21,0%, 12,0% et 10,5% respectivement, pour les sols DRUM(B), G2-9(B), SJB1(A) et SJB3(C).

Au niveau des paramètres d'exploitation de base, tous les scénarios tiennent compte d'une capacité de traitement de 100 tst sol/jr, ainsi que d'une période d'opération de 350 j/an à raison de 8 h/jr. Un facteur d'efficacité d'opération de 90% a été utilisé avec un facteur de sécurité sur le dimensionnement des équipements de 20%. Les paramètres de marché utilisés sont un taux d'inflation annuel de 2%, un taux d'intérêt annuel de 5%, un taux d'escompte annuel de 6%, un taux d'imposition sur les revenus de 30%, un taux d'échange de 1,00 \$Can/\$US et un indice d'actualisation *Chemical Engineering Plant Cost Index* de 568,3 (en date du 1 mars 2013). Les paramètres de capitalisation pris en compte sont une période d'amortissement et une durée de vie des équipements de 10 années et un fonds de roulement de 15% des coûts fixes en capitaux.

Le Tableau 3.13 montre un exemple de tableau comprenant les conditions opératoires du modèle économique de traitement du sol SJB3(C) incluant la lixiviation chimique de la fraction fine.

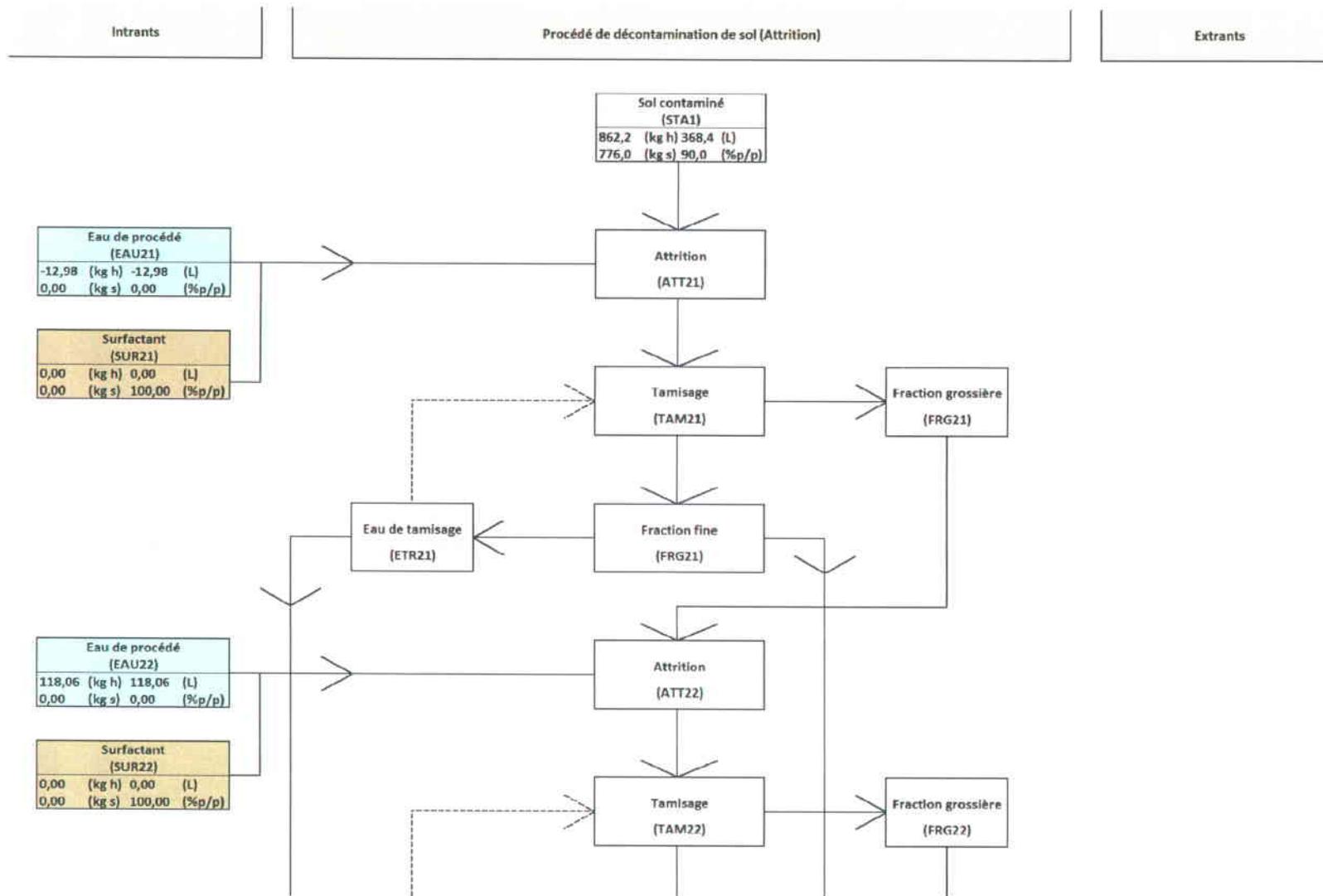


Figure 3.7 Diagramme du procédé de décontamination de sol par attrition des fractions > 0,125 µm

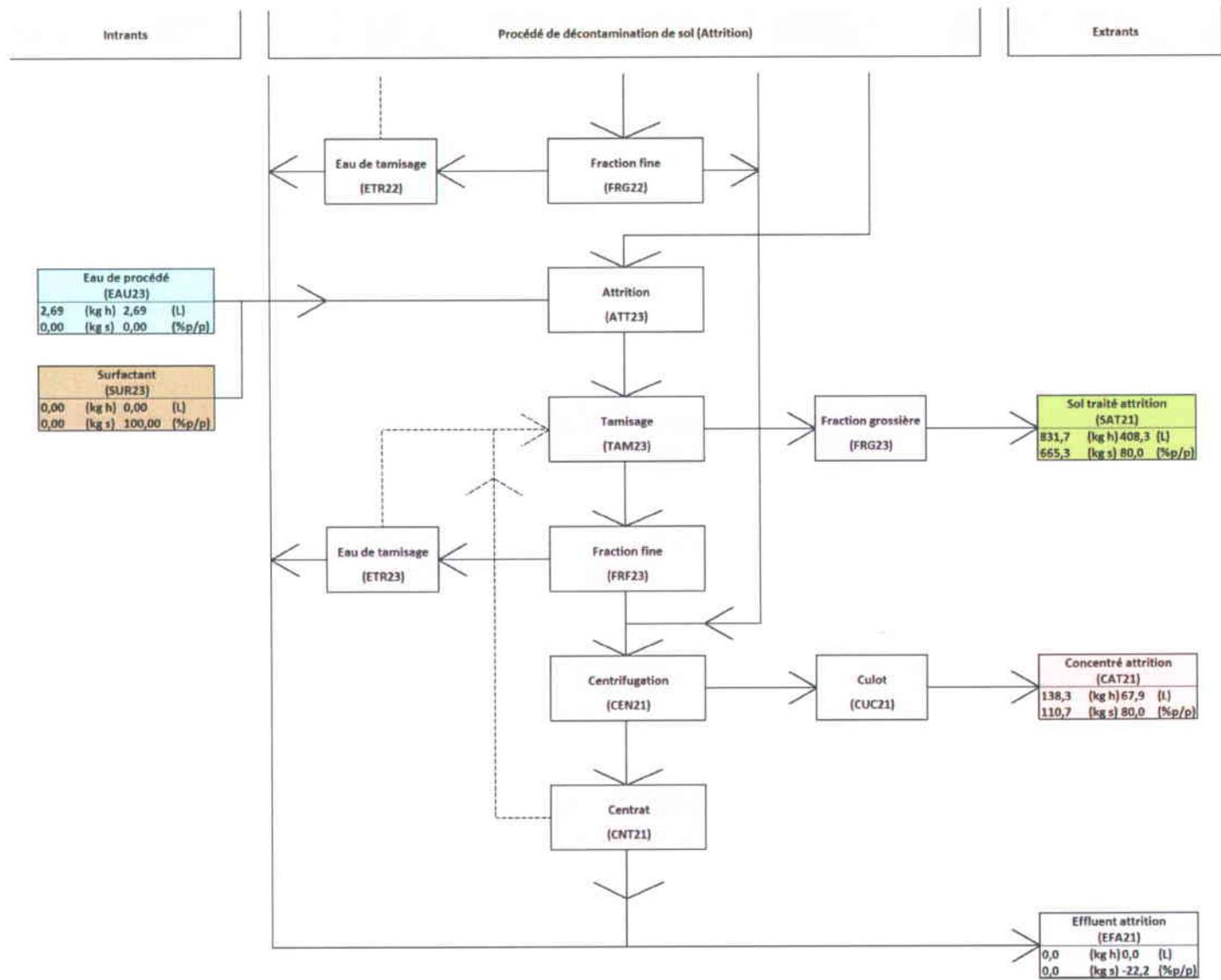


Figure 3.7 (Suite) Diagramme du procédé de décontamination de sol par attrition des fractions > 0,125 µm

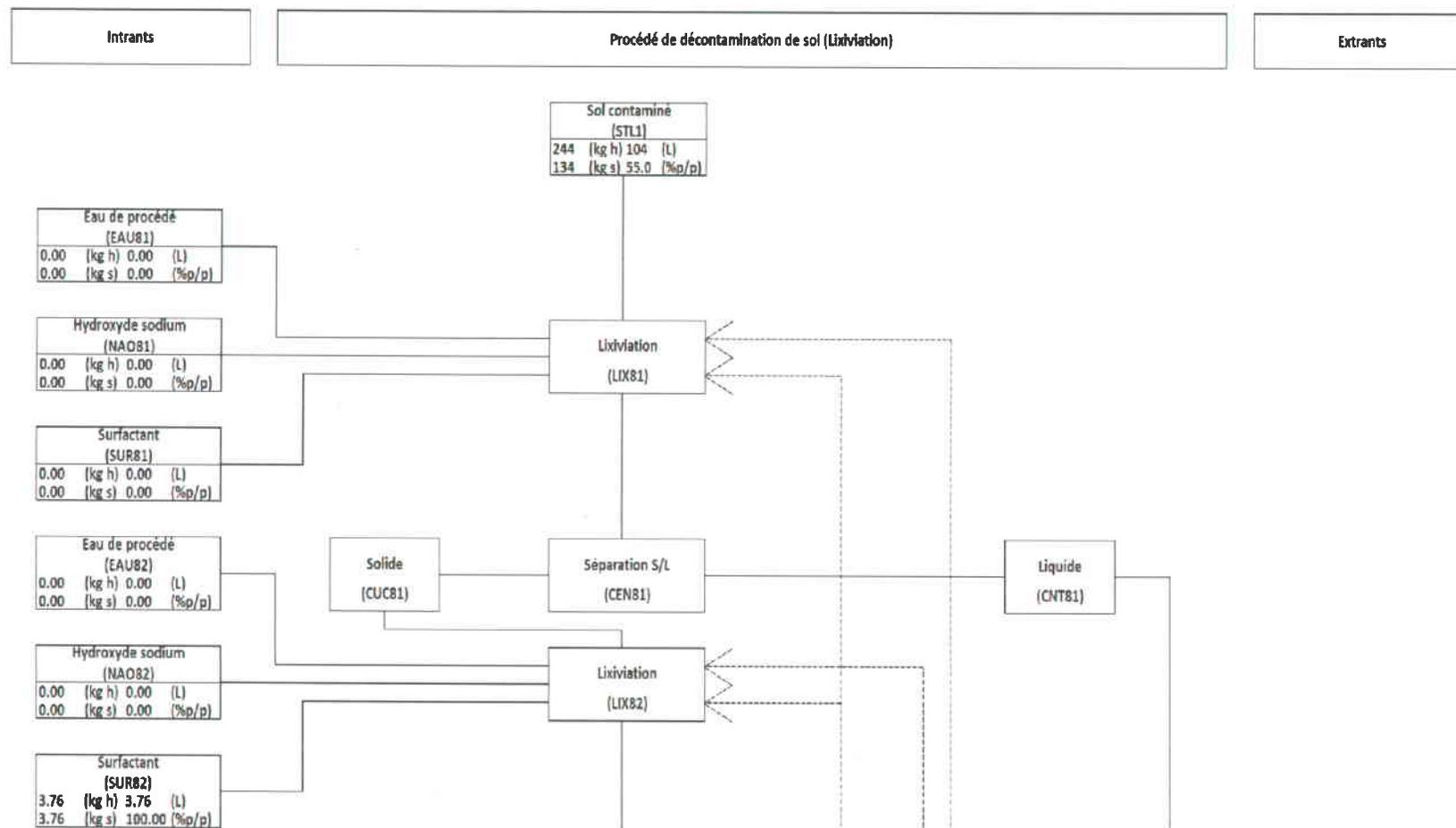


Figure 3.8 Diagramme du procédé de décontamination par lixiviation des fractions < 125 µm des sols

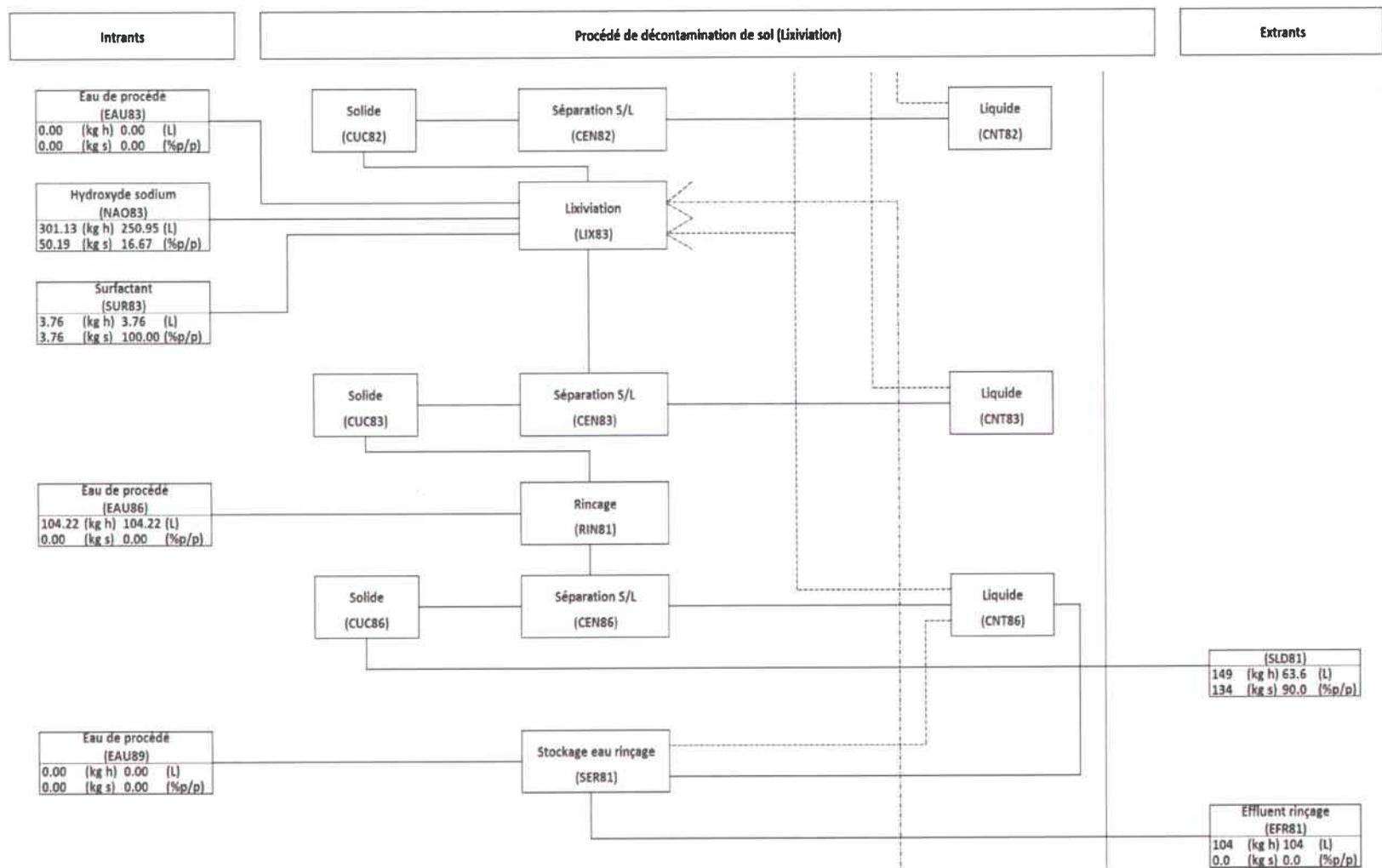


Figure 3.8 (suite) Diagramme du procédé de décontamination par lixiviation des fractions < 125 µm des sols

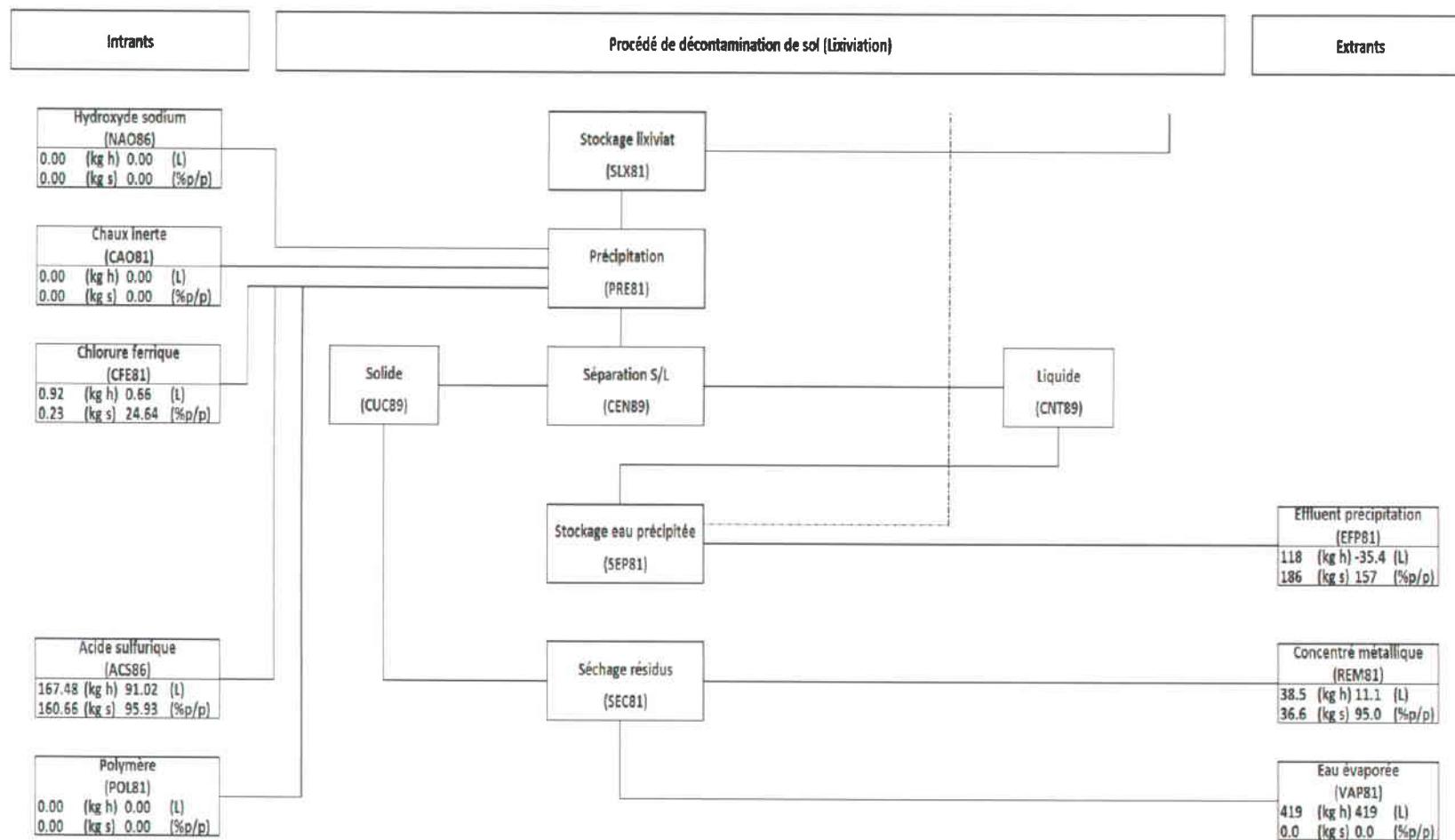


Figure 3.8 (suite) Diagramme du procédé de décontamination par lixiviation des fractions < 125 µm des sols

Tableau 3.13 Conditions opératoires du modèle économique de traitement du sol SJB3(C)

Étapes de traitement	Valeurs	Unités
Paramètres d'exploitation de base		
Site contaminé	SJB3	
Période d'opération	350	jrs/an
Capacité de traitement de l'usine	200	tst/jr
Période d'opération quotidienne	8	h/jr
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h
Facteur d'efficacité d'opération	90	%
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%
Revenus de traitement de sol	350	\$/tst
Paramètres de marché		
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an
Taux d'imposition sur le revenu	30	% des revenus bruts
Taux d'échange	1,00	\$/US/\$Can
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013
Paramètres de capitalisation		
Période d'amortissement	10	années
Durée de vie des équipements	10	années
Coûts directs		
Équipements		
<i>Installation et isolation des équipements</i>	20	% équipements livrés
<i>Instrumentation et contrôle</i>	5	% équipements livrés
<i>Conduites et tuyauterie</i>	10	% équipements livrés
<i>Système électrique</i>	10	% équipements livrés
Bâtiments de procédés et services	7,5	% équipements livrés
Aménagement du terrain	3	% équipements livrés
Facilités et services	15	% équipements livrés
Acquisition du terrain	0	% équipements livrés
Taxes sur les équipements	15	% équipements livrés
Coûts indirects		
Ingénierie et supervision	15	% équipements livrés
Dépenses de construction	10	% équipements livrés
Frais de gestion de construction	3	% capital (directs + indirects)
Frais contingents	10	% capital (directs + indirects)
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux

**Tableau 3.13 (Suite) Conditions opératoires du modèle économique de traitement du sol
SJB3(C)**

Étapes de traitement	Valeurs	Unités
Coûts directs d'opération		
Matériaux bruts (produits chimiques)		
Acide sulfurique (H ₂ SO ₄)	0,08	\$/kg
Surfactant	1,00	\$/kg
Hydroxyde de sodium (NaOH)	0,50	\$/kg
Chaux inerte (Ca(OH) ₂)	0,14	\$/kg
Sulfate ferrique	0,20	\$/kg Fe ₂ (SO ₄) ₃
Polymère	7,00	\$/kg
Agent moussant	2,00	\$/kg
Chlorure de sodium (NaCl)	0,05	\$/kg
Main d'œuvre d'opération		
Coût unitaire	25	\$/Can/h
Supervision	20	% M.O. opération
Utilités		
Coût unitaire de l'électricité	0,07	\$/Can/kWh
Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50	\$/Can/m ³
Coût unitaire du gaz naturel	3,50	\$/Can/M Btu
Gestion des sols et concentrés		
Coût unitaire de chargement des camions	2,5	\$/Can/t
Coût unitaire de transport par camion	0,15	\$/Can/t/km
Distance de transport		
<i>Déchets réguliers</i>	50	km
<i>Sol non-contaminé (<B)</i>	50	km
<i>Sol non-contaminé (B-C)</i>	50	km
<i>Sols contaminés (C-D)</i>	50	km
<i>Sols contaminés (>D)</i>	50	km
<i>Déchets dangereux organiques</i>	50	km
<i>Déchets dangereux métalliques</i>	50	km
Coût unitaire d'enfouissement ou traitement		
<i>Déchets réguliers</i>	60	\$/Can/t
<i>Sol non-contaminé (<B)</i>	0	\$/Can/t
<i>Sol non-contaminé (B-C)</i>	0	\$/Can/t
<i>Sols contaminés (C-D)</i>	120	\$/Can/t
<i>Sols contaminés (>D)</i>	500	\$/Can/t
<i>Déchets dangereux organiques</i>	500	\$/Can/t
<i>Déchets dangereux métalliques</i>	500	\$/Can/t
Entretien et réparation	2,00	% coûts fixes en capitaux/an
Matériaux courants	0,75	% coûts fixes en capitaux/an
Frais de laboratoire	20	% M.O. opération
Brevets et redevances	0,00	\$/Can/tst

Tableau 3.13 (Suite) Conditions opératoires du modèle économique de traitement du sol SJB3(C)

Étapes de traitement	Valeurs	Unités
Coûts indirects et généraux		
Dépenses administration	15	% M.O. opération et supervision
Avantages sociaux et marginaux	22	% M.O. opération et supervision
Frais généraux	30	% M.O. opération et supervision
Assurances et taxes	3,0	% coûts fixes en capitaux/an
Marketing et ventes	2,0	% coûts totaux
Recherche et développement	2,5	% coûts totaux

3.6.3 Bilans massiques et volumiques

L'étape suivante consiste à calculer les bilans massiques et volumiques pour chacun des intrants et des extrants du procédé de remédiation et ceci en préparant une table de bilan massique et volumique servant aux calculs des éléments suivants pour chacune des étapes du procédé :

- Volume (L) ;
- Masse humide (kg) ;
- Poids sec (kg) ;
- Solide totaux (% p/p) ;
- Densité (kg/L).

Le bilan est généralement généré pour un volume ou une masse spécifique de matrice traitée. Dans le cas de remédiation des sols, le bilan est généré pour une tonne sèche de sol à remédier. Ce chiffrer doit se terminer par un calcul du bilan des volumes, des masses humides et des poids secs afin de s'assurer que les valeurs obtenues sont comprises entre 85 et 115% .Une valeur de 100% est recherchée. Le Tableau 3.14 représente les bilans massiques et volumiques pour chaque étape du procédé de remédiation du sol SJB3(C) incluant la lixiviation chimique de la fraction fine.

Tableau 3.14 Bilans massique et volumique pour chaque étape du procédé sur le sol SJB3(C) avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1446	1940	776	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	-13,0	-13,0	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1446	1940	776	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	72,3	97,0	38,8	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	283	752	737	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1090	1090	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1373	1843	737	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	118	118	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100,0	1,00
Tamissage	TAM22	1373	1843	737	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	68,7	92,1	36,9	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	332	778	700	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	973	973	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1305	1751	700	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	2,69	2,69	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1305	1751	700	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	65,3	87,5	35,0	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	408	832	665	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	408	832	665	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	832	832	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	206	277	111	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	138	138	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	67,9	138	111	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	67,9	138	111	80,0	2,04
Effluent final d'attrition	EFA21	0,00	0,00	0,00	-22,2	1,00
Lixiviation	LIX81	1255	1340	134	10,0	1,068
Effluent de lixiviation	CNT82	1151	1096	54,3	4,95	0,953
Surfactant	SUR81	3,76	3,76	3,76	100	1,000
Séparation S/L	CEN81	1258	1344	138	10,2	1,068
Effluent de lixiviation	CNT81	1195	1195	3,76	0,32	1,000
Fraction solide de lixiviation	CUC81	63,6	149	134	90,0	2,34

Tableau 3.14 (Suite) Bilans massique et volumique pour chaque étape du procédé sur le sol SJB3(C) avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Lixiviation	LIX82	1255	1340	134	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT83	1191	1191	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR82	3,76	3,76	3,76	100	1,00
Séparation S/L	CEN82	1258	1344	138	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	1195	1195	3,76	0,32	1,00
Fraction solide de lixiviation	CUC82	63,6	149	134	90,0	2,34
Lixiviation	LIX83	1254	1340	134	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT84	1191	1191	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR83	3,76	3,76	3,76	100	1,00
Hydroxyde de sodium	NAO83	251	301	50,2	16,7	1,20
Chlorure de sodium	NAC83	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN83	1509	1645	188	11,4	1,09
Effluent de lixiviation	CNT83	1446	1496	53,9	3,61	1,03
Fraction solide de lixiviation	CUC83	63,6	149	134	90,0	2,34
Rincage	RIN81	585	670	134	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT87	417	417	0,00	0,00	1,00
Eau de procédé	EAU86	104	104	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN86	585	670	134	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT86	521	521	0,00	0,00	1,00
Fraction solide de rinçage	CUC86	64	149	134	90,0	2,34
Sol traité par lixiviation	SLD81	64	149	134	90,0	2,34
Effluent final de rinçage	EFR81	104	104	0,00	0,00	1,00
Effluent de lixiviation	SLX81	1195	1195	3,76	0,32	1,00
Précipitation	PRE81	1287	1363	166	12,0	1,06
Chlorure ferrique	CFE81	0,66	0,92	0,23	24,6	1,40
Acide sulfurique	ACS86	91,0	167	161	96,0	1,84
Séparation S/L	CEN89	1287	1363	165	12,0	1,06
Effluent de précipitation	CNT89	857	906	128	14,1	1,06
Fraction solide	CUC89	430	457	36,6	8,00	4,00
Effluent final	EFP81	-35,4	118	186	157	-3,34
Séchage des résidus	SEC81	430	457	36,6	8,00	1,06
Concentré métallique	REM81	11,0	38,5	36,6	95,0	3,48
Eau évaporée	VAP81	419	419	0,00	0,00	1,00

Tableau 3.14 (Suite) Bilans massique et volumique pour chaque étape du procédé sur le sol SJB3(C) avec LB

Bilan de masse			
Intrants	1041	1804	1222
Extrants	1041	1804	1222
E/I (%)	100	100	100

3.6.4 Bilan des coûts de revenus totaux d'exploitation du procédé

Pour les calculs économiques, les coûts unitaires suivants ont été considérés: eau de procédé: 0,05 \$/m³, NaOH: 0,50 \$/kg, Fe₂(SO₄)₃: 0,20 \$/kg, H₂SO₄: 0,08 \$/kg, surfactant BW: 1,00 \$/kg, main-d'œuvre : 25,0 \$/h, électricité : 0,07 \$/kWh, gaz naturel : 3,50 \$/MBtu, chargement des camions : 2,50 \$/tst, transport : 0,15 \$/tst.km. Une distance de transport de 50 km a été considérée pour toutes les fractions de sols et de déchets, alors que les coûts de disposition suivants ont été utilisés selon la nature des sols ou des déchets : 0 \$/tst sol <C, 120 \$/tst sol C-D et 500 \$/tst sol >D et déchets organiques et métalliques (boues d'attrition et de précipitation).

Les coûts totaux d'exploitation pour les scénarios sans lixiviation se situent entre 214 et 421 \$Can/tst, alors que les coûts des scénarios avec lixiviation chimique sont compris entre 300 et 455 \$Can/tst. Les principaux critères influençant les coûts du procédé de décontamination sont les performances du procédé, notamment l'enlèvement des PCDDF, ainsi que la quantité de déchets ultimes produite. En effet, si le procédé ne permet de rencontrer les critères C établis pour les teneurs en As, Cr, Cu, PCP et surtout en PCDDF, les fractions de sol considérées (généralement les fractions fines) devront être gérées comme des matières résiduelles dangereuses avec des coûts allant de 120 à 500 \$Can/tst en fonction des teneurs finales. Les quantités de boues d'attrition ou de boues de lixiviation produites au cours du procédé de décontamination impactent également les coûts de décontamination. En effet, les contaminants inorganiques et surtout organiques étant concentrés dans les boues, ces dernières doivent être considérées comme des MRD et disposées adéquatement avec des coûts de 500 \$Can / tst. Afin de réduire les coûts de décontamination, il serait intéressant de se pencher sur les moyens possibles pour diminuer la quantité de boues d'attrition produite.

Le coût de disposition des déchets organiques et métalliques constitue une proportion importante des coûts avec des valeurs se situant entre 75 et 145 \$/tst avec lixiviation et entre 148 et 277 \$/tst sans lixiviation de la fraction fine. Le coût du service de la dette (capital et intérêts) se situe entre 58 et 80 \$/tst pour les scénarios avec lixiviation et entre 22 et 29 \$/tst sans étape de lixiviation. Les scénarios sans lixiviation ne comprennent pas d'utilisation de produits chimiques, alors que ceux avec lixiviation chimique incluent des coûts en produits chimiques compris entre 15 et 49 \$/tst. Le séchage des résidus issus de la décontamination des sols implique également des coûts important en carburant, le coût unitaire du gaz naturel est de 3,50 \$/MBtu. Le Tableau 3.15 présente les coûts totaux du modèle de remédiation du sol SJB3(C) incluant la lixiviation chimique de la fraction fine. Ce tableau renseigne tout d'abord sur les principaux paramètres d'exploitation et de marché qui ont servi aux calculs des coûts totaux. Pour l'exploitation de ce procédé, un coût total de 393 \$/tst de sol traité a été estimé. Ce procédé développé permet de traiter le sol SJB3(C) dont la contamination initiale en PCDDF est supérieure au critère D et celles des PCP et de l'As est supérieure au critère C avec un déficit d'exploitation de 43 \$/tst. Nous avons dans notre cas fixé le prix d'élimination de ce sol comme étant une MRD dans un site d'enfouissement sécuritaire à 350 \$/tst, mais en réalité les revenus bruts pour le traitement des sols contaminés varient entre 300 et 600 \$/tst. Le déficit pourra alors se transformer en bénéfice si le prix d'élimination de ce sol comme une MRD est fixé à partir de 400 \$/tst. Un autre scénario de décontamination sans traitement par lixiviation chimique a été élaboré sur le même sol. On remarque qu'en adoptant le deuxième scénario sans lixiviation chimique, nous obtenons un profit d'exploitation de 28 \$/tst. Dans le cas du sol SJB3(C), il serait plus intéressant et plus rentable d'adopter le deuxième scénario sans LB de la fraction fine (< 0,125 mm).

Les bilans des coûts de revenus totaux d'exploitation ont également été effectués sur le reste des sols (DRUM(B), G2-9(B) et SJB1(A)) avec ou sans traitement de la fraction fine par lixiviation chimique. Dans le cas du sol DRUM(B) dont la contamination du sol initial est supérieure au critère C pour l'As et les PCDDF, on obtient un coût total de 305 \$/tst en utilisant le scénario de décontamination incluant la lixiviation chimique contre 214 \$/t pour le scénario de décontamination sans lixiviation chimique. Dans ce cas, il serait intéressant d'adopter le 2^{ème}

scénario sans LB car le procédé incluant la lixiviation basique permet d'avoir un enlèvement de PCCDF de 46%, mais cet enlèvement reste insuffisant pour faire baisser les teneurs en PCDDF en dessous du critère C faute d'une contamination initiale en PCCDF trop importante.

Dans le cas du sol G2-9(B) dont les teneurs initiales en As et en PCDDF sont supérieures au critère C. Le procédé incluant la lixiviation basique permet de décontaminer le sol avec déficit d'exploitation de 104 \$/tst, alors que le déficit avec le procédé sans LB est de 71\$/tst. Ce cas ressemble à celui du sol SJB3(C) où le déficit pourrait se transformer en profit si on augmente le coût de disposition de ce sol comme une MRD de 350 \$ à 450 \$. Dans le cas du sol SJB1(A), le profit est de 50 \$/t en employant un procédé avec LB contre un profit de 130 \$/t en employant un procédé sans LB. Le profit du procédé avec LB de la fraction 0 – 6 mm du même sol SJB1 déterminé à partir des essais réalisés par Reynier (2012) à l'échelle laboratoire était de 58 \$/t avec 0,5 M de NaOH et 2% de surfactant BW (Reynier, 2012). Pour ce sol, il serait plus adéquat d'adopter pour le 2^{ème} scénario sans LB, car dans ce cas, la fraction < 0,125 mm ne représente que 4% du sol. Le bilan du coût de revenus du procédé de traitement sans lixiviation chimique du sol SJB3(C), ainsi que son bilan massique et volumique et son flux monétaire sont représentés au niveau de l'Annexe 3. Idem pour le reste des bilans du procédé de traitement sans lixiviation chimique ou incluant la lixiviation chimique des trois autres sols.

Tableau 3.15 Bilan des coûts d'exploitation du procédé sur le sol SJB3 (avec LB)

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	200	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	63000	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	20 855 750	\$Can		
Fonds de roulement	3 128 363	\$Can		
Investissement total	23 984 113	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
Agent moussant	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Surfactant	11,3	1,000	(11,29) \$	(711 430) \$
Hydroxyde de sodium	50,2	0,500	(25,09) \$	(1 580 956) \$
Chlorure de sodium	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chaux inerte	0,0	0,140	- \$	- \$
Chlorure ferrique	0,2	0,200	(0,05) \$	(2 854) \$
Acide sulfurique	160,7	0,080	(12,85) \$	(809 750) \$
Polymère	0,00	7,000	- \$	- \$

3.6.5 Analyse de flux monétaire

En supposant que le procédé de traitement génère des bénéfices. La rentabilité du procédé de traitement peut être évaluée à l'aide d'une analyse du flux monétaire (flux de trésorerie ou *cash-flow analysis*). Dans le cadre du procédé de remédiation des sols contaminés, l'analyse du flux monétaire a été réalisée pour une période d'exploitation de 10 ans (Tableau 3.16).

Cette analyse comprend l'évaluation :

- des revenus d'exploitation ;
- des coûts d'opération ;
- des revenus bruts avant imposition ;
- de l'imposition ;
- des revenus nets après imposition ;
- des coûts en capitaux ;
- du flux monétaire net ;
- et des paramètres de performance économique.

Les coûts de financement au niveau de ce tableau correspondent au paiement annuel des intérêts composés pendant la période d'exploitation. Quant au montant inscrit au niveau de la ligne amortissement, il équivaut au montant total de l'investissement divisé par la période d'amortissement qui est de 10 ans.

On remarque dans le cas du scénario du procédé de décontamination du sol SJB3 avec lixiviation chimique et incluant des revenus bruts de 350 \$/tst, que le procédé de décontamination de ce sol n'est pas rentable. Le déficit net total de ce procédé sur 10 années d'exploitation est de 22,9 M\$Can avec un taux de rendement interne de 0%. Cependant, le procédé de décontamination du sol SJB3 avec lixiviation chimique serait rentable si on fixe les revenus bruts à partir de 400 \$/tst de sol traité. À ce moment-là, la période de remboursement

s'étalerait sur 8,18 années, le profit net total de ce procédé sur 10 années d'exploitation serait de 9 M\$Can avec des coûts globaux du procédé de 425 \$/tst. Le taux de rendement interne, quant à lui, serait de 6,9%.

Tableau 3.16 Analyse de flux monétaire du sol SJB3 avec LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	
Tonnage quotidien traité (FCAI)	(t/jr)	2 000	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	630 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		63 000	126 000	189 000	252 000	315 000	378 000	441 000	504 000	567 000	
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	241 441 348	22 050 000	22 491 000	22 940 820	23 399 636	23 867 629	24 344 982	24 831 881	25 328 519	25 835 089	26 351 791
Revenus totaux	(\$Can/an)	241 441 348	22 050 000	22 491 000	22 940 820	23 399 636	23 867 629	24 344 982	24 831 881	25 328 519	25 835 089	26 351 791
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(208 804 547)	(19 069 394)	(19 450 782)	(19 839 798)	(20 236 594)	(20 641 326)	(21 054 152)	(21 475 235)	(21 904 740)	(22 342 835)	(22 789 691)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(19 568 438)	(1 787 117)	(1 822 860)	(1 859 317)	(1 896 503)	(1 934 433)	(1 973 122)	(2 012 585)	(2 052 836)	(2 093 893)	(2 135 771)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(15 083 480)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)	(1 508 348)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(23 984 113)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)	(2 398 411)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(267 440 577)	(24 763 271)	(25 180 401)	(25 605 874)	(26 039 856)	(26 482 518)	(26 934 033)	(27 394 579)	(27 864 335)	(28 343 487)	(28 832 221)
Revenus bruts avant imposition (RBAi)	(\$Can/an)	(25 999 229)	(2 713 271)	(2 689 401)	(2 665 054)	(2 640 220)	(2 614 889)	(2 589 052)	(2 562 698)	(2 535 816)	(2 508 398)	(2 480 430)
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Impôts total	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Revenus nets totaux (RNAi)	(\$Can/an)	(25 999 229)	(2 713 271)	(2 689 401)	(2 665 054)	(2 640 220)	(2 614 889)	(2 589 052)	(2 562 698)	(2 535 816)	(2 508 398)	(2 480 430)
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(23 984 113)	(23 984 113)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	23 984 113	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411	2 398 411
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	3 128 363	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3 128 363
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(24 298 972)	(290 990)	(266 643)	(241 809)	(216 478)	(190 640)	(164 286)	(137 405)	(109 986)	3 046 344
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(24 298 972)	(24 589 962)	(24 856 605)	(25 098 414)	(25 314 892)	(25 505 532)	(25 669 819)	(25 807 224)	(25 917 210)	(22 870 866)
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	425										
Période de remboursement (PRI)	(années)	10,00										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	(22 870 866)										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	(22 453 619)										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	0,00										

4 CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les sols contaminés et les sites de stockage de bois traité retiennent de plus en plus notre attention, car ils présentent, non seulement des risques environnementaux graves, mais aussi des risques sur la santé humaine liés à la présence de contaminants organiques et inorganiques.

La réalisation de ce projet a permis d'appliquer, à l'échelle pilote, un procédé innovateur simple sur quatre différents sols provenant de sites de stockage de bois traité. Ce procédé permet d'extraire conjointement des métaux et des polluants organiques.

La première étape de ce projet consistait à étudier la filière de décontamination par attrition sur les fractions $> 0,125$ mm des sols en étudiant l'effet des principales conditions opératoires (type de surfactant, présence ou absence de surfactant, nombre d'attrition, % de pulpe).

Les rendements d'enlèvement des métaux et des contaminants organiques à l'aide de l'attrition se sont montrés modestes (22-43% pour l'As, 0-13% pour le Cr, 23-46% pour le Cu, 0-85% pour les PCP, 17-64% pour les PCDDF) mais étaient souvent suffisants pour décontaminer la fraction $> 0,125$ mm des quatre sols. On a pu constater un passage des contaminants des sols d'un critère supérieur à C à un critère inférieur à C, ou bien d'un critère supérieur à D à un critère inférieur à D. Il sera important d'optimiser l'étape d'attrition afin de traiter efficacement les fractions $> 0,125$ mm qui représentent 86 à 96% des sols, tout en essayant de diminuer les quantités de boues engendrées lors des essais d'attrition. Il serait également très intéressant d'étudier l'éventuelle possibilité de réutiliser les eaux d'attrition, cela diminuerait les coûts des eaux du procédé.

La seconde étape de ce projet consistait à étudier la lixiviation chimique sur la fraction $< 0,125$ mm. La lixiviation basique a montré de bons rendements sur l'enlèvement des contaminants des sols (87-95% pour l'As, 50-72% pour le Cr, 73-84% pour le Cu, 52-99.9% pour les PCP) excepté pour les PCDDF, pour lesquelles les performances d'enlèvement étaient limitées (26 à 74% pour les PCDDF).

La dernière étape du procédé consistait à réaliser des essais en contre-courant sur le sol SJB3(D) avec recirculation des effluents après traitement des effluents et ceci dans le but de réduire les

coûts de décontamination des sols. Le recyclage des effluents peut, en effet, entraîner une accumulation des contaminants ou de la matière organique, ce qui peut s'avérer problématique pour la décontamination des sols. Dans notre cas, c'est ce qui se produit au bout de trois ou quatre boucles de décontamination du sol (SJB3(D)). Les eaux du procédé doivent être changées après la troisième ou la quatrième boucle pour qu'il n'y ait pas de perte d'efficacité du procédé à contre-courant.

L'analyse économique du procédé quant à elle montre bien les avantages et les limites des différents scénarios de remédiation des sols avec et sans lixiviation basique. La remédiation des sols en mode contre-courant est en effet une avenue intéressante pour diminuer la quantité d'eau et de réactifs utilisés tout en réduisant les coûts de remédiation des sols de 500\$ par tonne de sol traité (tst) à des coûts de remédiation variant de 299 \$/tst à 455 \$/tst pour une usine traitant 100 tonnes par jour.

5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME (2005) TEQ : "Toxic Equivalent Quantity". Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers, France, 2 pages.
- ADEME (2009) Traitabilité des sols pollués : Guide méthodologique par la sélection des techniques et l'évaluation de leurs performances. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, Angers, France, 123 pages.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), et WPCF (Water Pollution Control Federation) (1999) Standards methods for examination of water and wastewaters. 20^{ième} éd., Washington, DC, États-Unis.
- Arcand Y, Hawari J & Guiot SR (1995) Solubility of pentachlorophenol in aqueous solutions : The pH effect. *Water Research* 29(1): 131-136.
- Avudainayagam S, Megharaj M, Owens G, Kookana R, Chittlebrought D & Naidu R (2003) Chemistry of chromium in soils with emphasis of tannery waste sites. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 178: 53-91.
- Bergeron M, Blackburn D & Gosselin A (1999) Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques. Ministère des travaux publics et services gouvernementaux du Canada, Québec, QC, Canada, 134 pages.
- Bisone S (2012) Décontamination de sols contaminés par du cuivre du zinc et des HAP provenant de déchets métallurgiques. Thèse de doctorat, Université de Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre Environnement, Québec, QC, Canada, 209 pages.
- Blais JF, Djedidi Z, Cheikh RB, Tyagi R, D & Mercier G (2008) Metals precipitation from effluents: Review. *Practice Periodical of Hazardous Toxic and Radioactive Waste Management*. 12(3): 135-149.

- Boddington M, Gilman A, Newhook R, Braune B, Hay D & Shantora V (1990) Loi canadienne sur la protection de l'environnement. Liste des substances d'intérêt prioritaire Rapport d'évaluation n°1 : Polychlorodibenzodioxines et polychlorodibenzofuranes. Gouvernement Canada, Environnement Canada et Santé Canada, ISBN 0-662-96003-3, Canada, 64 pages.
- Carle G (2010) Lignes directrices de contrôle de la qualité pour les dioxines et furanes dans des échantillons de sol. Maîtrise en génie de l'environnement, École de technologie supérieure, Montréal, Canada, 83 pages.
- Chi KH, Chang SH, Huang CH, Huang HC & Chang MB (2006) Partitioning and removal of dioxin-like congeners in flue gases treated with activated carbon adsorption. *Chemosphere* 64(9): 1489-1498.
- Chirenje T, Ma LQ, Clark C & Reeves M (2003) Cu, Cr and As distribution in soils adjacent to pressure-treated decks, fences and poles. *Environmental Pollution* 124(3): 407-417.
- Colombano S, Saada A, Guerin V, Bataillard P, Bellenfant G, Beranger S, Hube D, Blanc C, Zornig C & Girardeau I (2010) Quelles techniques pour quels traitements - Analyse coûts-bénéfices, Rapport final BRGM-RP-58609-FR. Bureau de recherches géologiques et minières, Orléans, France, 399 pages.
- Coudert L (2013) Décontamination de déchets de bois traité à base de composés cuivrés en vue de leur revalorisation. Thèse de doctorat, Université de Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau Terre Environnement, Québec, QC, Canada, 291 pages.
- Coudert L, Blais J-F, Mercier G, Cooper P, Gastonguay L, Morris P, Janin A & Reynier N (2013) Pilot-scale investigation of the robustness and efficiency of a copper-based treated wood wastes recycling process. *Journal of Hazardous Materials* 261: 277-285.
- Dabouineau L, Lamy Y & Collas P (2005) Phytoremédiation et phytorestoration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. *Le rôle de l'eau* 124: 8-15.
- Dermont G, Bergeron M, Mercier G & Richer-Lafleche M (2008) Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials* 152(1): 1-31.

- Dermont G, Bergeron M, Richer-Lafleche M & Mercier G (2010) Remediation of metal-contaminated urban soil using flotation technique. *Science of the Total Environment* 408(5): 1199-1211.
- Djedidi Z, Khaled JB, Cheikh RB, Blais JF, Mercier G & Tyagi RD (2009) Comparative study of dewatering characteristics of metal precipitates generated during treatment of monometallic solutions. *Hydrometallurgy* 95(1-2): 61-69.
- Doyle.C (2008) La phytoremédiation : une solution à la contamination des sites de traitement du bois? *Maîtrise en environnement, Université de Sherbrooke, Centre Universitaire de Formation en Environnement, Sherbrooke, QC, Canada, 85 pages.*
- Du Y, Chen T, Lu S, Yan J, Li X, Cen K, Nakamura M & Handa H (2011) Comparative analysis of PCDD/Fs in soil around waste incineration plants in China using CALUX bioassay and HRGC/HRMS. *Journal of Hazardous Materials* 192(3): 1729-1738.
- Duchesne J & Mercier G (2003) Établissement d'une méthode de caractérisation minéralogique décrivant les sols contaminés par le plomb. *Revue canadienne de géotechnique* 40(4): 731-741.
- Dufresne M (2013) Les technologies de traitement des sols contaminés : Lesquelles sont durables .*Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada, 61 pages.*
- Dupont I (1996) La biodégradation du pentachlorophénol contenu dans les bois. *Mémoire de Maîtrise, Université du Québec à Trois-Rivières, QC, Canada, 116 pages.*
- Environnement Canada (1994) Liste des substances d'intérêts prioritaires - Rapport d'évaluation : Le chrome et ses composés. N° Catalogue : En 49-215/39F, ISBN : 0-662-98806-5, Environnement Canada, Santé Canada, Canada, 65 pages.
- Evlard A (2013) Le potentiel du saule pour la phytostabilisation des sols pollués par les éléments-traces métalliques. *Thèse de doctorat en sciences, Faculté des sciences, Département des sciences et gestion de l'Environnement, Gembloux Agro Bio Tech, Laboratoire de Toxicologie Environnementale, Gembloux, Belgique, 189 pages.*

- Falcy M, Poisson N, Protois J & Dornier G (2004) Point des connaissances ED 5024 : Dioxines et Furanes. Institut national de la recherche scientifique. Institut national de recherche et de sécurité pour la prévention des accidents de travail et des maladies professionnelles, Paris, France, 4 pages.
- Fouchécourt MO & Beausoleil M (2001) Évaluation des impacts à long terme de l'utilisation agricole de matières résiduelles fertilisantes au Québec : Mise en contexte et risque à la santé associés à l'apport de cadmium et dioxines / furanes. ISBN : 2-550-37718-4. Direction des risques biologiques, environnementaux et occupationnels. Institut National de Santé Publique du Québec, Québec, Canada, 175 pages.
- Gaétan C (1991) Réponse de l'organisme humains aux BPC, dioxines et furanes et analyse des risques toxiques. ISBN : 2980106860 Le passeur, Québec, Canada, 484 pages.
- Gräfe M, Tappero RV, Marcus MA & Sparks DL (2008) Arsenic speciation in multiple metal environments: II. Micro-spectroscopic investigation of a CCA contaminated soil. *Journal of Colloid and Interface Science* 321(1): 1-20.
- Hammy F, Chartier M, Mercier G & Blais JF (2006) Décontamination des résidus de contrôle de la pollution de l'air (RCPA) d'incinérateur de déchets municipaux par lixiviation en milieu basique et adsorption sur tourbe. *Journal of Environmental Engineering and Science* 5: 335-348.
- Hammy F, Mercier G & Blais JF (2005) Removal of lead in APCR leachates from municipal solid waste incinerator using peat moss in a batch counter-current sorption process. *Hydrometallurgy* 80(4): 232-240.
- Henke KR (2009) Arsenic: Environmental chemistry, health threats and waste treatment. John Wiley and Sons Ltd, ISBN : 9780470027585, New Jersey, États Unis, 569 pages.
- INERIS (2005a) Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Cuivre et ses dérivés. INERIS –DRC-02-25590-02DF54.doc, France, 66 pages.
- INERIS (2005b) Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Chrome et ses dérivés. INERIS –DRC-01-05590-00DF253.doc, France, 80 pages.

- INERIS (2005c) Pentachlorophénol. Données technico-économiques sur les substances chimiques en France. INERIS –DRC-MECO, France, 14 pages.
- INERIS (2006a) Éléments traces métalliques - Guide méthodologique: Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. INERIS –DRC- 06-66246/ DESP - R01a, France, 119 pages.
- INERIS (2006b) Fiche des données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : Dioxines. INERIS –DRC-02-25590-02DF46.doc, France, 82 pages.
- INERIS (2010) Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques: Arsenic et ses dérivés inorganiques. INERIS- DRC-09-103112-11453A, France, 124 pages.
- INERIS (2011) Pentachlorophénol. Fiche des données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS –DRC-10-109974-00930A.doc, France, 62 pages.
- INRS (1997) Fiche toxicologique N°11: Pentachlorophénol et sel de sodium. Institut national de la recherche et de sécurité, France, 5 pages.
- Isosaari.P (2004) Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran contamination of sediments and photochemical decontamination of soil. ISBN 951-740-450-6, National Public Health Institute, Kopijyvä, Kuopio, Finlande, 95 pages.
- Janin A (2009) Développement d'un procédé chimique de décontamination de bois usagé traité à l'arséniate de cuivre chromaté. Thèse de doctorat, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement, Québec, QC, Canada, 205 pages.
- Janin A, Coudert L, Riche P, Mercier G, Cooper P & Blais JF (2011) Application of a CCA-treated wood waste decontamination process to other copper-based preservative-treated wood after disposal. *Journal of Hazardous Materials* 186(2–3): 1880-1887.
- Jonsson S, Lind H, Lundstedt S, Haglund P & Tysklind M (2010) Dioxin removal from contaminated soils by ethanol washing. *Journal of Hazardous Materials* 179(1–3): 393-399.
- Kulkarni PS, Crespo JG & Afonso CAM (2008) Dioxins sources and current remediation technologies — A review. *Environment International* 34(1): 139-153.

- Lafond S, Blais JF, Martel R & Mercier G (2013) Chemical leaching of antimony and other metals from small arms shooting range soil. *Water Air & Soil Pollution* 224 (1): 1371.
- LANO (2013) Laboratoire Agronomique de Normandie. Analyse granulométrique, http://www.lano.asso.fr/web/analyse_granulometrique.html, [Consulté en janvier 2013].
- Laporte-Saumure M, Martel R & Mercier G (2010) Evaluation of physicochemical methods for treatment of Cu, Pb, Sb, and Zn in Canadian small arm firing ranges backstop soils. *Water Air & Soil Pollution* 213(1-4): 171-189.
- Lecomte P (1998) Les sites pollués: Traitement des sols et des eaux souterraines. Lavoisier, New York, USA, 204 pages.
- Lespagnol G (2003) Lixiviation du chrome, du cuivre et de l'arsenic (CCA) à partir de sols contaminés sur des sites de traitement du bois. Thèse de doctorat en sciences de la terre et de l'environnement, École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne, Saint-Étienne, France, 182 pages.
- Levasseur B, Blais JF & Mercier G (2003) Optimisation d'un procédé de lixiviation basique et acide pour la décontamination (Cd, Pb) d'un mélange de cendres de chaudières et d'électrofiltres d'incinérateur de déchets municipaux. *Journal of Environmental Engineering and Science* 2: 355-368.
- Li X, Du Y, Wu G, Li Z, Li H & Sui H (2012) Solvent extraction for heavy crude oil removal from contaminated soils. *Chemosphere* 88(2): 245-249.
- Lopareva-Pohu A (2011) Intérêt de la phytostabilisation aidée pour la gestion des sols pollués par des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Zn). Thèse de doctorat en stratégies d'exploitation des fonctions biologiques, Université du Littoral Côte d'Opale, École doctorale : Science de la Matière, du Rayonnement et de l'Environnement (SMRE), Côte d'opale, France, 285 pages.
- MDDEFP (2002) Bilan sur les terrains contaminés/statistiques générales en décembre 2001. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, QC, Canada, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/bilan-2001/index.htm> (Page consultée le 15 avril 2013).

- MDDEFP (2013) Répertoire des terrains contaminés. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Québec, QC, Canada, <http://www.mddep.gouv.qc.ca/sol/terrains/terrains-contamines/resultats.asp> (Page consultée le 15 avril 2013).
- MDDEP (1999) Terrains contaminés, 1204-2072 : Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, QC, Canada, 124 pages.
- MDDEP (2001) Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés (L.R.Q., c. Q-2). Ministère du développement durable de l'environnement et des parcs, Gouvernement du Québec, Québec, QC, Canada, 44 pages.
- MDDEP (2011) Détermination des dibenzo-para-dioxines polychlorés et dibenzofuranes polychlorés : Dosage par chromatographie en phase gazeuse couplé à un spectromètre de masse, MA. 400 – D.F. 1.1. Centre d'expertise en analyse environnemental du Québec, Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, QC, Canada, 33 pages.
- MEE (1997) Coup d'oeil sur l'environnement et l'énergie: Les dioxines et les furanes. Ministère de l'environnement et de l'énergie, Eco-info, Ontario, Canada, 4 pages.
- Mercier G, Blais JF & Chartier M (2007) Décontamination à l'échelle pilote de sols pollués en métaux toxiques par des procédés miniers et lixiviation chimique. *Journal of Environmental Engineering and Science* 6: 53-64.
- Meunier N, Drogui P, Montané C, Hausler R, Mercier G & Blais JF (2006) Comparison between electrocoagulation and chemical precipitation for metals removal from acidic soil leachate. *Journal of Hazardous Materials* 137(1): 581-590.
- Mouton J, Mercier G & Blais JF (2009) Amphoteric surfactants for PAH and lead polluted-soil treatment using flotation. *Water Air & Soil Pollution* 197(1): 381-393.
- Mulligan CN & Eftekhari F (2003) Remediation with surfactant foam of PCP-contaminated soil. *Engineering Geology* 70(3-4): 269-279.

- Niranth D (1985) La problématique des dioxines et des furanes au Québec. ISBN : 2550126645
Ministère de l'environnement, Direction de l'assainissement de l'air, Québec, Canada, Biblio :
p : 64-73.
- Panfil F (2004) Étude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. Thèse de doctorat en géochimie de l'environnement, université de provence Aix-Marseille I, Marseille, France, 210 pages.
- Pène P (2005) Dioxins and health. Académie nationale de médecine, Paris, France, n°6, 189 :1271-1283
- Plante K (2005) La gestion commerciale des sols contaminés excavés au Québec. Centre universitaire de formation en environnement, université de Sherbrooke, Sherbrooke, QC, Canada, 120 pages.
- PNUE (1999) Inventaires des dioxines et furanes : Émissions nationales et régionales des PCDD/PCDF. PNUE / Substances chimiques, Châtelaine, Suisse, 113 pages.
- Pociecha M & Lestan D (2012) Washing of metal contaminated soil with EDTA and process water recycling. Journal of Hazardous Materials 235–236: 384-387.
- Poulin É, Blais JF & Mercier G (2008) Transformation of red mud from aluminum industry into a coagulant for wastewater treatment. Hydrometallurgy 92(1–2): 16-25.
- Padmavathiamma PK & Li LY (2007) Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. Water Air & Soil Pollution 184(1-4): 105-126.
- Raskin I, Smith RD & Salt DE (1997) Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. Current Opinion in Biotechnology 8(2): 221-226.
- Récupère-Sol (2012) Site internet : <http://www.recupersol.com/procede.htm>.
- Rémillard J (2012) Influence de l'altération physique sur les caractéristiques physico-chimiques de monolithes de sols contaminés traités par stabilisation /solidification au ciment. Université du Québec, École de Technologie Supérieure, Montréal, QC, Canada, 102 pages.

- Reynier N (2012) Décontamination des sols pollués par des métaux, du pentachlorophénol et des dioxines et furanes. Thèse de doctorat, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement, Québec, QC, Canada, 255 pages.
- Reynier N, Blais JF, Mercier G & Besner S (2013) Treatment of arsenic-, chromium-, copper- and pentachlorophenol-polluted soil using flotation. *Water Air & Soil Pollution* 224 (4): 1514.
- Rivero-Huguet M & Marshall WD (2011) Scaling up a treatment to simultaneously remove persistent organic pollutants and heavy metals from contaminated soils. *Chemosphere* 83(5): 668-673.
- Strazisar J & Seselj, A. (1999) Attrition as a process of comminution and separation. *Powder Technology* 105: 205–209.
- Subramanian B (2007) Exploring neoteric solvent extractants: Applications in the removal of Sorbates from solid surfaces and regeneration of automotive catalytic converters. Master of Science, University of Cincinnati, Cincinnati, Ohio, États-Unis, 79 pages.
- Taillard V (2010) Démonstration à l'échelle pilote d'un procédé d'extraction simultanée des HAP et du Plomb. Mémoire de maîtrise, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement, Québec, QC, Canada, 273 pages.
- Torres LG, Lopez RB & Beltran M (2012) Removal of As, Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn from a highly contaminated industrial soil using surfactant enhanced soil washing. *Physics and Chemistry of the Earth Parts A/B/C* 37–39: 30-36.
- US Congress (1995) Cleaning up contaminated wood-treating sites. OTA-BP-ENV-164-GPO Stock#052-003-0135-1:45, Washington, DC, États-Unis, 39 pages.
- Voglar D & Lestan D (2013) Pilot-scale washing of Pb, Zn and Cd contaminated soil using EDTA and process water recycling. *Chemosphere* 91(1): 76-82.
- Weiss NL (1985) SME Mineral Processing Handbook. Society of Mining Engineers of the American Institute of Mining, Metallurgical, and Petroleum Engineers, New York, NY, États-Unis, section 5.

- WHO (1987) Pentachlorophenol: Environmental health criteria 71. World Health Organization, Genève, Suisse, 20 pages.
- Wilson D (1982) Lessons from Seveso. *Chemistry in Britain*, p: 499-504.
- Ye M, Yang XL, Sun MM, Bian YR, Wang F, Gu CG, Wei HJ, Song Y, Wang L, Jin X & Jiang X (2013) Use of organic solvents to extract organochlorine pesticides (OCPs) from aged contaminated soils. *Pedosphere* 23(1): 10-19.
- Zagury GJ, Dobran S, Estrela S & Deschênes L (2008) Inorganic arsenic speciation in soil and groundwater near in-service chromated copper arseniate-treated wood poles. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27(4): 799–807.
- Zhang W, Tsang DCW & Lo IMC (2007) Removal of Pb and MDF from contaminated soils by EDTA- and SDS-enhanced washing. *Chemosphere* 66(11): 2025-2034.

6 ANNEXES



ANNEXE 1





345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013						
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)								
	Lab Blank 1	# of pks	1	# of pks	2	# of pks	3	# of pks
Furans:								
2378-TCDF	ND (0.1)		2.4		33.8		1.0	
Total TCDFs	ND (0.1)		68.1	8	809	11	15.2	5
12378-PeCDF	ND (0.1)		12.8		114		3.5	
23478-PeCDF	ND (0.1)		13.0		130		3.7	
Total PeCDFs	ND (0.1)		833	8	9770	9	281	10
123478-HxCDF	ND (0.1)		238		2390		87.0	
123678-HxCDF	ND (0.1)		141		1540		58.2	
234678-HxCDF	ND (0.1)		291		2980		102	
123789-HxCDF	ND (0.1)		10.3		85.5		2.6	
Total HxCDFs	ND (0.1)		4400	7	44900	7	1640	7
1234678-HpCDF	0.5		8720		89700		3520	
1234789-HpCDF	ND (0.1)		603		6260		204	
Total HpCDFs	0.5		41900	3	440000	3	15000	3
OCDF	2.3		65600	1	576000	1	27800	1
Dioxins:								
2378-TCDD	ND (0.1)		5.1		67.5		2.3	
Total TCDDs	ND (0.1)		19.7	6	237	7	5.1	2
12378-PeCDD	ND (0.1)		126		1430		50.5	
Total PeCDDs	ND (0.1)		338	10	3640	11	144	9
123478-HxCDD	ND (0.1)		421		3770		133	
123678-HxCDD	ND (0.1)		789		8460		220	
123789-HxCDD	ND (0.1)		753		8040		234	
Total HxCDDs	ND (0.1)		3960	6	42100	7	1240	6
1234678-HpCDD	1.1		30300		272000		9940	
Total HpCDDs	1.1		44500	2	398000	2	14700	2
OCDD	10.7	1	276000	1	2630000	1	109000	1
Toxic Equivalent (TEQ)	0.029 ppt		1078 ppt		10469 ppt		387 ppt	
Approved By:	Colleen Tashiro							
Signature:	<i>C. Tashiro</i>			July 24/2013 2:52 pm Date and Time				



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013			
Table A (cont.)					
	Lab Blank 1	1	2	3	
% Recovery of Surrogates:					
13C-2378-TCDF	81	79	78	80	
13C-2378-TCDD	89	85	84	86	
13C-12378-PeCDF	81	83	74	84	
13C-23478-PeCDF	79	78	77	81	
13C-12378-PeCDD	82	83	80	81	
13C-123478-HxCDF	87	99	76	97	
13C-123678-HxCDF	91	97	77	95	
13C-234678-HxCDF	82	84	71	85	
13C-123789-HxCDF	81	86	68	86	
13C-123478-HxCDD	84	90	75	92	
13C-123678-HxCDD	99	101	80	108	
13C-1234678-HpCDF	75	97	77	96	
13C-1234789-HpCDF	78	99	76	98	
13C-1234678-HpCDD	83	109	103	103	
13C-OCDD	73	127	124	112	
<i>ND - none detected (detection limits in brackets)</i>					
<i>NDR - none detected based on peak ratio</i>					
<i>NDS - none detected based on peak shape</i>					
Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19					
Approved By: Colleen Tashiro					
Signature: <i>C. Tashiro</i>			July 24/2013 2:52 pm		
			Date and Time		



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-364-INRS		Project INRS-ETE July 2013								
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)										
	Lab Blank 1	# of pks	4	# of pks	5	# of pks	6	# of pks	6 <i>Duplicate</i>	# of pks
Furans:										
2378-TCDF	ND (0.1)		13.7		4.0		25.0		20.9	
Total TCDFs	ND (0.1)		308	7	120	8	724	9	712	13
12378-PeCDF	ND (0.1)		21.9		17.3		106		133	
23478-PeCDF	ND (0.1)		32.5		18.5		93.6		99.8	
Total PeCDFs	ND (0.1)		1390	7	1240	7	8430	10	8960	8
123478-HxCDF	ND (0.1)		446		282		2260		2110	
123678-HxCDF	ND (0.1)		288		228		1400		1860	
234678-HxCDF	ND (0.1)		639		533		3760		4070	
123789-HxCDF	ND (0.1)		9.0		23.3		97.5		104	
Total HxCDFs	ND (0.1)		7070	7	6400	7	43900	7	47100	8
1234678-HpCDF	0.5		16600		13000		89600		90800	
1234789-HpCDF	ND (0.1)		1350		1070		7840		8580	
Total HpCDFs	0.5		55200	3	64200	3	440000	3	452000	3
OCDF	2.3		77200	1	83600	1	674000	1	652000	1
Dioxins:										
2378-TCDD	ND (0.1)		260		18.6		135		115	
Total TCDDs	ND (0.1)		1610	10	29.8	3	390	6	369	6
12378-PeCDD	ND (0.1)		311		269		1570		1660	
Total PeCDDs	ND (0.1)		1540	9	836	9	5010	11	4820	10
123478-HxCDD	ND (0.1)		566		786		5540		5610	
123678-HxCDD	ND (0.1)		1420		1580		9960		10000	
123789-HxCDD	ND (0.1)		1550		1470		9580		9830	
Total HxCDDs	ND (0.1)		8710	6	9340	6	58900	7	59500	8
1234678-HpCDD	1.1		73800		77400		452000		456000	
Total HpCDDs	1.1		114000	2	125000	2	699000	2	703000	2
OCDD	10.7	1	927000	1	837000	1	5830000	1	5290000	1
Toxic Equivalent (TEQ)	0.029 ppt		2778 ppt		2489 ppt		16233 ppt		15858 ppt	
Approved By: Colleen Tashiro										
Signature: <i>C. Tashiro</i>										
		July 24/2013 3:10 pm								
		Date and Time								



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013			
Table A (cont.)					
	Lab Blank 1	4	5	6	6 Duplicate
% Recovery of Surrogates:					
13C-2378-TCDF	81	95	92	65	76
13C-2378-TCDD	89	95	109	81	88
13C-12378-PeCDF	81	89	92	68	67
13C-23478-PeCDF	79	90	90	78	69
13C-12378-PeCDD	82	107	94	73	67
13C-123478-HxCDF	67	85	82	91	79
13C-123678-HxCDF	91	86	87	93	76
13C-234678-HxCDF	82	81	70	73	64
13C-123789-HxCDF	81	72	75	75	66
13C-123478-HxCDD	84	84	73	76	65
13C-123678-HxCDD	99	89	91	95	81
13C-1234678-HpCDF	75	79	84	95	77
13C-1234789-HpCDF	78	88	96	108	75
13C-1234678-HpCDD	83	92	97	114	95
13C-OCDD	73	123	123	104	90
<i>ND - none detected (detection limits in brackets)</i> <i>NDR - none detected based on peak ratio</i> <i>NDS - none detected based on peak shape</i> Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19					
Approved By:	Colleen Tashiro				
Signature:	<i>C. Tashiro</i>		July 24/2013 3:10 pm		
			Date and Time		



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013								
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)										
	Lab Blank 2	# of pks	7	# of pks	8	# of pks	9	# of pks	10	# of pks
Furans:										
2378-TCDF	ND (0.1)		3.6		53.2		1.8		45.9	
Total TCDFs	ND (0.1)		54.9	3	1740	12	43.6	6	1040	9
12378-PeCDF	ND (0.1)		18.1		149		8.7		176	
23478-PeCDF	ND (0.1)		11.8		147		8.3		185.0	
Total PeCDFs	ND (0.1)		938	7	9030	10	561	10	12700	7
123478-HxCDF	ND (0.1)		269		2650		98.8		2030	
123678-HxCDF	ND (0.1)		191		1400		91.0		2210	
234678-HxCDF	ND (0.1)		367		3870		167		3610	
123789-HxCDF	ND (0.1)		11.0		57.8		4.1		67.8	
Total HxCDFs	ND (0.1)		4760	8	38100	7	2410	7	52800	7
1234678-HpCDF	NDR (0.2)		9870		65900		3730		84600	
1234789-HpCDF	ND (0.1)		908		8920		258		5710	
Total HpCDFs	ND (0.1)		51200	3	320000	3	14900	3	333000	3
OCDF	NDR (0.6)		69500	1	250000	1	21400	1	405000	1
Dioxins:										
2378-TCDD	ND (0.1)		15.1		657		7.0		104	
Total TCDDs	ND (0.1)		22.8	2	4080	10	24.5	6	317	8
12378-PeCDD	ND (0.1)		210		2160		98.0		2120	
Total PeCDDs	ND (0.1)		628	7	9330	10	295	11	5900	11
123478-HxCDD	ND (0.1)		524		4140		228		5320	
123678-HxCDD	ND (0.1)		1490		9440		404		9100	
123789-HxCDD	ND (0.1)		1140		9100		445		10100	
Total HxCDDs	ND (0.1)		7450	6	62800	6	2410	6	54700	7
1234678-HpCDD	0.3		64400		376000		13100		268000	
Total HpCDDs	0.3	1	104000	2	581000	2	20400	2	410000	2
OCDD	3.1	1	707000	1	2270000	1	123000	1	2840000	1
Toxic Equivalent (TEQ)	0.0061 ppt		2055 ppt		11917 ppt		520 ppt		11342 ppt	
Approved By:	Colleen Tashiro									
Signature:	<i>C. Tashiro</i>				July 24/2013 3:20 pm					
					Date and Time					



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013				
Table A (cont.)						
	Lab Blank 2	7	8	9	10	
% Recovery						
of Surrogates:						
13C-2378-TCDF	71	83	86	82	93	
13C-2378-TCDD	85	99	80	94	101	
13C-12378-PeCDF	80	82	83	82	99	
13C-23478-PeCDF	77	84	84	83	98	
13C-12378-PeCDD	83	80	75	85	93	
13C-123478-HxCDF	87	98	70	99	86	
13C-123678-HxCDF	81	101	88	96	75	
13C-234678-HxCDF	76	90	64	83	72	
13C-123789-HxCDF	81	84	73	88	72	
13C-123478-HxCDD	82	101	76	90	72	
13C-123678-HxCDD	89	92	84	105	83	
13C-1234678-HpCDF	81	98	90	101	83	
13C-1234789-HpCDF	83	99	85	100	87	
13C-1234678-HpCDD	87	107	111	109	106	
13C-OCDD	86	127	124	120	129	
<i>ND - none detected (detection limits in brackets)</i>						
<i>NDR - none detected based on peak ratio</i>						
<i>NDS - none detected based on peak shape</i>						
Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19						
Approved By: Colleen Tashiro						
Signature: <i>C. Tashiro</i>						
Date and Time: July 24/2013 3:20 pm						



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013						
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)								
	Lab Blank 2	# of pks	11	# of pks	12	# of pks	13	# of pks
Furans:								
2378-TCDF	ND (0.1)		1.5		37.2		14.3	
Total TCDFs	ND (0.1)		33.4	7	793	10	603	12
12378-PeCDF	ND (0.1)		5.6		149		73.2	
23478-PeCDF	ND (0.1)		6.2		201		66.4	
Total PeCDFs	ND (0.1)		398	8	9230	9	7200	11
123478-HxCDF	ND (0.1)		57.8		1780		2040	
123678-HxCDF	ND (0.1)		77.9		1550		1180.0	
234678-HxCDF	ND (0.1)		103		3170		3050	
123789-HxCDF	ND (0.1)		2.6		39.6		107	
Total HxCDFs	ND (0.1)		1740	7	35300	8	34500	8
1234678-HpCDF	NDR (0.2)		2520		44700		64400	
1234789-HpCDF	ND (0.1)		142		3410		6100	
Total HpCDFs	ND (0.1)		8580	3	144000	3	339000	3
OCDF	NDR (0.6)		12500	1	133000	1	389000	1
Dioxins:								
2378-TCDD	ND (0.1)		3.9		84.8		27.4	
Total TCDDs	ND (0.1)		5.8	2	311	7	63.4	4
12378-PeCDD	ND (0.1)		75.7		1530		664.0	
Total PeCDDs	ND (0.1)		214	10	4510	11	1640	9
123478-HxCDD	ND (0.1)		140		3290		2680	
123678-HxCDD	ND (0.1)		263		7010		8340	
123789-HxCDD	ND (0.1)		305		7890		5840	
Total HxCDDs	ND (0.1)		1620	6	43900	7	32500	6
1234678-HpCDD	0.3		7950		199000		301000	
Total HpCDDs	0.3	1	12600	2	309000	2	422000	2
OCDD	3.1	1	72900	1	1400000	1	2360000	1
Toxic Equivalent (TEQ)	0.0061 ppt		332 ppt		7439 ppt		8885 ppt	
Approved By:	Colleen Tashiro							
Signature:	<i>C. Tashiro</i>			July 24/2013 3:20 pm Date and Time				



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-EYE July 2013		
Table A (cont.)				
	Lab Blank 2	11	12	13
% Recovery				
of Surrogates:				
13C-2378-TCDF	71	80	95	86
13C-2378-TCDD	85	88	115	96
13C-12378-PeCDF	80	84	95	80
13C-23478-PeCDF	77	81	90	76
13C-12378-PeCDD	83	83	104	84
13C-123478-HxCDF	87	101	81	88
13C-123678-HxCDF	81	91	81	79
13C-234678-HxCDF	76	87	72	73
13C-123789-HxCDF	81	86	74	74
13C-123478-HxCDD	82	89	72	77
13C-123678-HxCDD	89	105	91	87
13C-1234678-HpCDF	81	99	82	85
13C-1234789-HpCDF	83	99	91	86
13C-1234678-HpCDD	87	107	101	108
13C-OCDD	86	114	124	125
ND - none detected (detection limits in brackets)				
NDR - none detected based on peak ratio				
NDS - none detected based on peak shape				
Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19				
Approved By:	Colleen Tashiro			
Signature:	<i>C. Tashiro</i>		July 24/2013 3:20 pm	
			Date and Time	



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013						
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)								
	Lab Blank 3	# of pks	14	# of pks	15	# of pks	16	# of pks
Furans:								
2378-TCDF	ND (0.3)		6.3		9.8		30.5	
Total TCDFs	ND (0.3)		206	9	279	10	839	10
12378-PeCDF	NDR (0.3)		17.3		27.7		66.1	
23478-PeCDF	ND (0.2)		24.5		39.2		134	
Total PeCDFs	ND (0.3)		2440	8	2530	10	7220	10
123478-HxCDF	ND (0.2)		789		1150		2520	
123678-HxCDF	ND (0.2)		571		591		947	
234678-HxCDF	ND (0.3)		1100		559		3210	
123789-HxCDF	ND (0.5)		15.4		24.5		66.5	
Total HxCDFs	ND (0.5)		11300	7	10400	6	27100	8
1234678-HpCDF	ND (0.4)		20400		15700		29000	
1234789-HpCDF	ND (0.7)		1870		1830		2490	
Total HpCDFs	ND (0.7)		108000	3	64000	3	89900	3
OCDF	ND (1.4)		112000	1	33700	1	56500	1
Dioxins:								
2378-TCDD	ND (0.5)		16.6		20.0		60.4	
Total TCDDs	ND (0.5)		62.8	9	215	10	692	10
12378-PeCDD	ND (0.4)		207		240		845	
Total PeCDDs	ND (0.4)		566	12	912	11	6130	12
123478-HxCDD	ND (0.4)		638		901		3200	
123678-HxCDD	ND (0.4)		2580		3920		19000	
123789-HxCDD	ND (0.5)		1600		2360		12400	
Total HxCDDs	ND (0.5)		9350	6	19600	6	124000	7
1234678-HpCDD	0.9		95500		174000		861000	
Total HpCDDs	0.9	1	135000	2	289000	2	1380000	2
OCDD	NDR (11.6)		1060000	1	1860000	1	4040000	1
Toxic Equivalent (TEQ)	0.009 ppt		3213 ppt		4922 ppt		17712 ppt	
Approved By:	Colleen Tashiro							
Signature:	<i>C. Tashiro</i>			July 26/2013 12:32 pm				
				Date and Time				



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-364-INRS		Project INRS-ETE July 2013		
Table A (cont.)				
	Lab Blank 3	14	15	16
% Recovery of Surrogates:				
13C-2378-TCDF	54	78	70	77
13C-2378-TCDD	63	88	78	95
13C-12378-PeCDF	53	61	69	72
13C-23478-PeCDF	54	58	66	71
13C-12378-PeCDD	53	59	72	77
13C-123478-HxCDF	56	87	57	69
13C-123678-HxCDF	80	91	67	80
13C-234678-HxCDF	61	79	56	64
13C-123789-HxCDF	60	79	59	66
13C-123478-HxCDD	61	82	68	74
13C-123678-HxCDD	72	91	68	84
13C-1234678-HpCDF	57	76	60	69
13C-1234789-HpCDF	53	78	61	72
13C-1234678-HpCDD	60	95	79	130
13C-OCDD	48	124	129	122
<i>ND - none detected (detection limits in brackets)</i>				
<i>NDR - none detected based on peak ratio</i>				
<i>NDS - none detected based on peak shape</i>				
Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19				
Approved By:	Colleen Tashiro			
Signature:	<i>C. Tashiro</i>		July 26/2013 12:32 pm Date and Time	



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013									
Table A: Dioxins and Furans: solid (ppt - pg/g)											
	Lab Blank 3	# of pks	17	# of pks	18	# of pks	19	# of pks	duplicate 19	# of pks	
Furans:											
2378-TCDF	ND (0.3)		28.3		13.8		11.8		10.8		
Total TCDFs	ND (0.3)		683	10	98.8	12	68.1	10	55.4	10	
12378-PeCDF	NDR (0.3)		83.0		2.3		2.6		2.1		
23478-PeCDF	ND (0.2)		124		5.4		3.5		3.0		
Total PeCDFs	ND (0.3)		7210	9	124	9	43.5	10	32.8	9	
123478-HxCDF	ND (0.2)		2950		10.4		6.0		6.1		
123678-HxCDF	ND (0.2)		1580		5.8		2.5		1.9		
234678-HxCDF	ND (0.3)		3320		11.3		3.7		3.5		
123789-HxCDF	ND (0.5)		80.1		1.4		NDR (0.9)		0.9		
Total HxCDFs	ND (0.5)		29200	6	90.0	7	31.1	6	30.7	7	
1234678-HpCDF	ND (0.4)		27400		109		39.2		35.1		
1234789-HpCDF	ND (0.7)		2870		9.2		2.9		2.8		
Total HpCDFs	ND (0.7)		99200	5	263	3	105	3	91.5	3	
OCDF	ND (1.4)		29400	1	137	1	55.9	1	58.7	1	
Dioxins:											
2378-TCDD	ND (0.5)		66.6		1.5		2.6		2.0		
Total TCDDs	ND (0.5)		668	9	41.5	7	50.0	8	43.5	8	
12378-PeCDD	ND (0.4)		848		5.9		9.2		6.2		
Total PeCDDs	ND (0.4)		6330	11	59.2	8	58.7	7	49.5	8	
123478-HxCDD	ND (0.4)		3460		5.1		9.5		7.6		
123678-HxCDD	ND (0.4)		23900		34.6		34.0		33.1		
123789-HxCDD	ND (0.5)		13400		25.0		28.8		31.4		
Total HxCDDs	ND (0.5)		151000	6	255	6	313	6	282	6	
1234678-HpCDD	0.9		585000		657		1090		1080		
Total HpCDDs	0.9	1	902000	2	1110	2	1820	2	1830	2	
OCDD	NDR (11.6)		3780000	1	5340	1	4690	1	4430	1	
Toxic Equivalent (TEQ)	0.009 ppt		15391 ppt		31.2 ppt		34.8 ppt		31.9 ppt		
Approved By:	Colleen Tashiro										
Signature:	<i>C. Tashiro</i>				July 26/2013 12:32 pm						
					Date and Time						



345 Southgate Drive
 Guelph ON N1G 3M5 CANADA
 Tel: 519-822-2436
 Fax: 519-822-2849

2013-354-INRS		Project INRS-ETE July 2013			
Table A (cont.)					
	Lab Blank 3	17	18	19	Duplicate 19
% Recovery of Surrogates:					
13C-2378-TCDF	54	43	74	80	79
13C-2378-TCDD	63	53	87	90	92
13C-12378-PeCDF	53	39	76	78	80
13C-23478-PeCDF	54	38	75	76	77
13C-12378-PeCDD	53	41	79	83	87
13C-123478-HxCDF	56	38	76	83	72
13C-123678-HxCDF	80	43	92	105	99
13C-234678-HxCDF	61	36	78	85	80
13C-123789-HxCDF	60	36	77	91	84
13C-123478-HxCDD	61	43	94	94	84
13C-123678-HxCDD	72	42	95	104	98
13C-1234678-HpCDF	57	39	77	91	86
13C-1234789-HpCDF	53	41	83	94	82
13C-1234678-HpCDD	60	61	89	104	89
13C-OCDD	48	128	76	99	89
<i>ND - none detected (detection limits in brackets)</i>					
<i>NDR - none detected based on peak ratio</i>					
<i>NDS - none detected based on peak shape</i>					
Reference Method based on Environment Canada 1/RM/19					
Approved By:	Colleen Tashiro				
Signature:	<i>C. Tashiro</i>		July 26/2013 12:32 pm		
			Date and Time		

ANNEXE 2



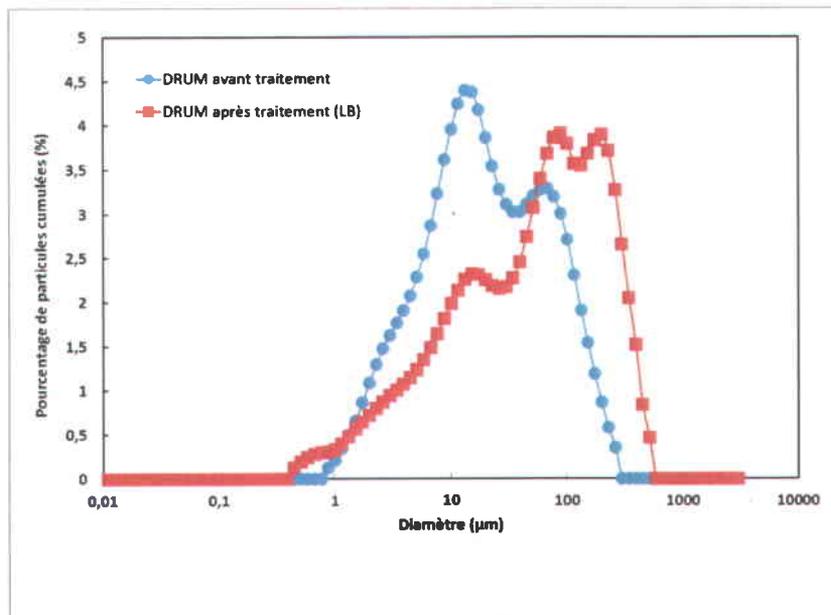


Figure 6.1 Granulométrie laser du sol DRUM avant et après LB (Fraction < 0,125 mm)

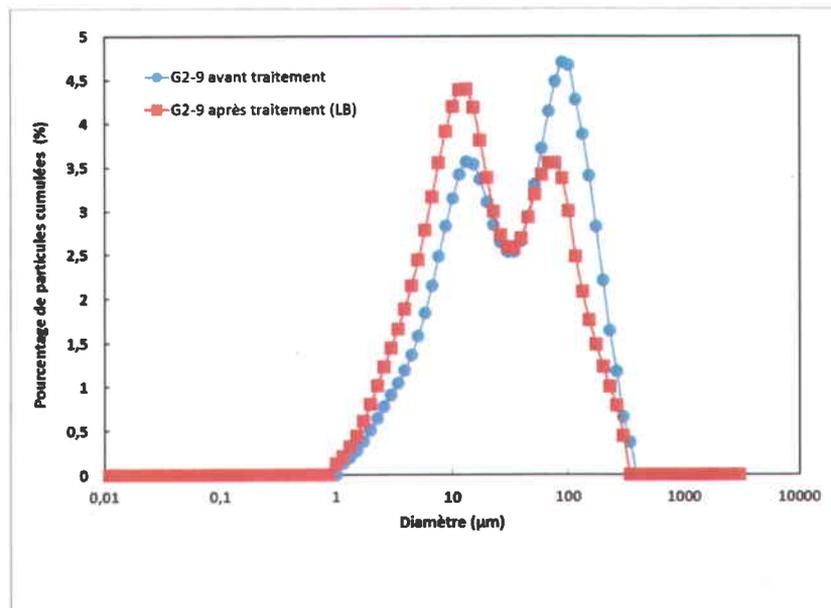


Figure 6.2 Granulométrie laser du sol G2-9 avant et après LB (Fraction < 0,125 mm)

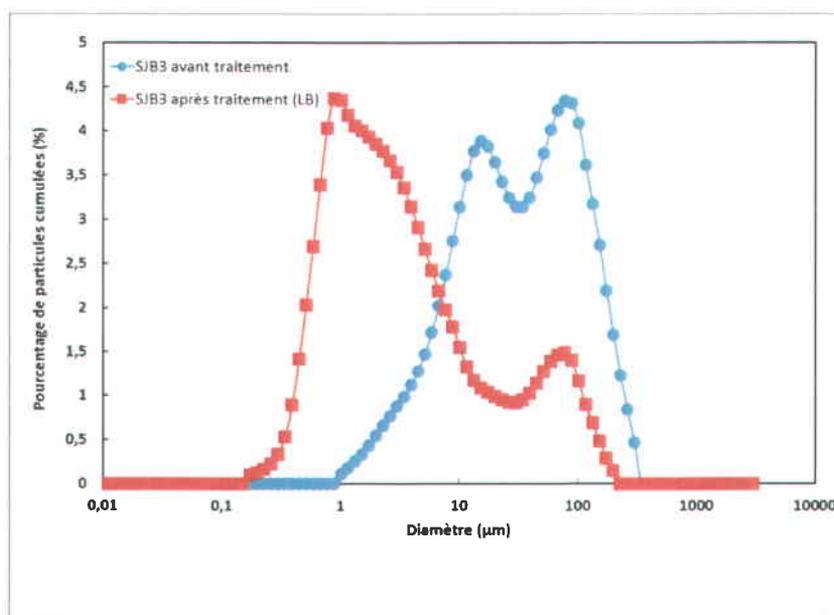


Figure 6.3 Granulométrie laser du sol SJB3 avant et après LB (Fraction < 0,125 mm)

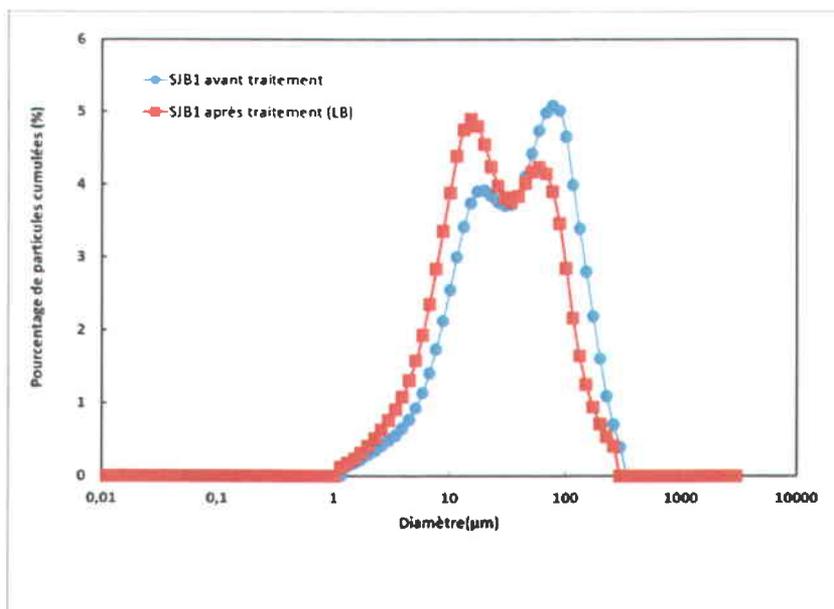


Figure 6.4 Granulométrie laser du sol SJB1 avant et après LB (Fraction < 0,125 mm)

ANNEXE 3



Tableau 6.1 Bilan massique du sol SJB3 sans LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1696	2275	910	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	58,8	58,8	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1696	2275	910	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	178	239	95,5	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	313	831	814	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1205	1205	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1518	2036	814	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	193	193	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1518	2036	814	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	159	214	85,5	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	346	810	729	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	1012	1012	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1358	1822	729	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-125	-125	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1358	1822	729	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	143	191	76,5	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	400	815	652	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	400	815	652	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	815	815	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	480	644	258	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	322	322	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	158	322	258	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	158	322	258	80,0	2,04
Bilan de masse						
Intrants		601	1237	1000		
Extrants		601	1237	1000		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.2 Bilans massiques et volumiques du sol DRUM avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1211	1625	650	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	-6,06	-6,06	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1211	1625	650	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	66,6	89,4	35,7	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	236	627	614	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	909	909	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1145	153	614	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	103	103	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1145	1536	614	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	63,0	84,5	33,8	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	276	645	580	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	806	806	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1082	1451	580	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-6,30	-6,30	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1082	1451	580	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	59,5	79,8	31,9	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	337	686	549	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	337	686	549	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	686	686	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	189	254	101	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	127	127	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	62,3	127	101	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	62,3	127	101	80,0	2,04
Lixiviation	LIX81	1124	1200	120	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	1030	982	48,6	4,95	0,95
Surfactant	SUR81	3,37	3,37	3,37	100	1,00
Séparation S/L	CEN81	1127	1203	123	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT81	1070	1070	3,37	0,32	1,00
Fraction solide de lixiviation	CUC81	57,0	133	120	90,0	2,34

Tableau 6.2 (Suite) Bilans massique et volumique du sol DRUM avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Lixiviation	LIX82	1124	1200	120	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT83	1067	1067	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR82	3,37	3,37	3,37	100	1,00
Séparation S/L	CEN82	1127	1203	123	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	1070	1070	3,37	0,32	1,00
Fraction solide	CUC82	57,0	133	120	90,0	2,34
Lixiviation	LIX83	1124	1200	120	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT84	1067	1067	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR83	3,37	3,37	3,37	100	1,00
Hydroxyde de sodium	NAO83	225	270	45,0	16,7	1,20
Chlorure de sodium	NAC83	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN83	1352	1473	168	11,4	1,09
Effluent de lixiviation	CNT83	1295	1340	48,3	3,61	1,03
Fraction solide	CUC83	57,0	133	120	90,0	2,34
Rincage	RIN81	524	600	120	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT87	373	373	0,00	0,00	1,00
Eau de procédé	EAU86	93,3	93,3	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN86	524	600	120	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT86	467	467	0,00	0,00	1,00
Fraction solide de rinçage	CUC86	57,0	133	120	90,0	2,34
Sol traité par lixiviation	SLD81	57,0	133	120	90,0	2,34
Stockage eaux de rinçage	SER81	93,3	93,3	0,00	0,00	1,00
Effluent final de rinçage	EFR81	93,3	93,3	0,00	0,00	1,00
Effluent de lixiviation	SLX81	1070	1070	3,37	0,32	1,00
Précipitation	PRE81	1152	1221	147	12,1	1,06
Chlorure ferrique	CFE81	0,59	0,82	0,20	24,6	1,40
Acide sulfurique	ACS86	81,5	1450	144	95,9	1,84
Séparation S/L	CEN89	1152	1221	147	12,1	1,06
Effluent de précipitation	CNT89	767	811	115	14,1	1,06
Fraction solide	CUC89	385	409	32,8	8,00	4,00
Stockage eaux de lixiviation	SEP81	-31,7	106	166	157	-3,34
Effluent final	EFP81	-31,7	106	166	157	-3,34
Séchage des résidus	SEC81	385	409	32,8	8,00	1,06
Concentré métallique	REM81	9,91	34,5	32,8	95,0	3,48
Eau évaporée	VAP81	375	375	0,00	0,00	1,00

Tableau 6.2 (Suite) Bilans massique et volumique du sol DRUM avec LB

Étapes	Code	Volume	Masse humide	Poids sec	Solides totaux	Densité
		(L)	(kg h)	(kg s)	(%p/p)	(kg/L)
Bilan de masse						
Intrants		975	1725	1199		
Extrants		975	1725	1199		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.3 Bilans massique et volumique du sol DRUM sans LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1435	1925	770	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	61,2	61,2	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1435	1925	770	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	165	221	89	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	262	695	681	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1008	1008	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1270	1704	681	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	171	171	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1270	1704	681	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	146	196	78,4	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	286	670	603	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	838	838	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1124	1508	603	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-125	-125	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1124	1508	603	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	129	173	69,3	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	328	667	534	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	328	667	534	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	667	667	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	440,	591	236	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	295	295	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	145	295	236	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	145	295	236	80,0	2,04
Effluent final d'attrition	EFA21	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Bilan de masse						
Intrants		582	1218	1000		
Extrants		582	1218	1000		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.4 Bilans massique et volumique du sol G2-9 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1422	1907	763	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	43,7	43,7	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1422	1907	763	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	142	191	76,3	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	264	701	687	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1016	1016	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1280	1716	687	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	158	158	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1280	1716	687	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	128	172	68,7	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	293	687	618	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	858	858	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1152	1545	618	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-95,4	-95,4	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1152	1545	618	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	115	154	61,8	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	341	695	556	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	341	695	556	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	695	695	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	385	517	207	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	258	258	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	127	258	207	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	127	258	207	80,0	2,04
Effluent final d'attrition	EFA21	0,00	0,00	0,00	14,3	1,00
Lixiviation	LIX81	1030	1100	110	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	945	900	44,5	4,95	0,95
Surfactant	SUR81	3,09	3,09	3,09	100	1,00
Séparation S/L	CEN81	1033	1103	113	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT81	98q	981	3,09	0,32	1,00
Fraction solide	CUC81	52,2	122	110	90,0	2,34

Tableau 6.4 (Suite) Bilans massique et volumique du sol G2-9 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Lixiviation	LIX82	1030	1100	110	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT83	978	978	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR82	3,09	3,09	3,09	100	1,00
Séparation S/L	CEN82	1033	1103	113	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	981	981	3,09	0,32	1,00
Fraction solide	CUC82	52,2	122	110	90,0	2,34
Lixiviation	LIX83	1030	1100	110	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT84	978	978	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR83	3,09	3,09	3,09	100	1,00
Hydroxyde de sodium	NAO83	206	247	41,2	16,7	1,20
Chlorure de sodium	NAC83	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN83	1239	1350	154	11,4	1,09
Effluent de lixiviation	CNT83	1187	1228	44,3	3,61	1,03
Fraction solide	CUC83	52,2	122	110	90,0	2,34
Rinçage	RIN81	480	550	110	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT87	342	342	0,00	0,00	1,00
Eau de procédé	EAU86	85,6	85,6	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN86	480	550,0	110	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT86	428	428	0,00	0,00	1,00
Fraction solide de rinçage	CUC86	52,2	122	110	90,0	2,34
Sol traité par lixiviation	SLD81	52,2	122	110	90,0	2,34
Stockage eaux de rinçage	SER81	85,6	85,6	0,00	0,00	1,00
Effluent final de rinçage	EFR81	85,6	85,6	0,00	0,00	1,00
Effluent de lixiviation	SLX81	981	981	3,09	0,32	1,00
Précipitation	PRE81	1056	1119	135	12,1	1,06
Chlorure ferrique	CFE81	0,54	0,75	0,19	24,6	1,40
Acide sulfurique	ACS86	74,7	137	132	96,0	1,84
Séparation S/L	CEN89	1056	1119	135	12,1	1,06
Effluent de précipitation	CNT89	703	744	105	14,1	1,06
Fraction solide	CUC89	353	375	30,0	8,00	4,00
Stockage eaux de lixiviation	SEP81	-29,1	97,1	153	157	-3,34
Effluent final	EFP81	-29,1	97,1	153	157	-3,34
Séchage des résidus	SEC81	353	375	30,0	8,00	1,06
Concentré métallique	REM81	9,09	31,6	30,0	95,0	3,48
Eau évaporée	VAP81	344	344	0,00	0,00	1,00

Tableau 6.4 (Suite) Bilans massique et volumique du sol G2-9 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Bilan de masse						
Intrants		957	1697	1182		
Extrants		957	1697	1182		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.5 Bilans massique et volumique du sol G2-9 sans LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg h)	Poids sec (kg s)	Solides totaux (%p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1627	2182	873	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	192	192	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1627	2182	873	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	342	458	183	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	265	704	690	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1020	1020	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1285	1724	690	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	264	264	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1285	1724	690	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	270	362	145	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	259	605	545	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	757	757	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1015	1362	545	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-334	-334	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1015	1362	545	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	213	286	114	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	264	538	430	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	264	538	430	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	538	538	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	825	1106	442	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	553	553	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	272	553	442	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	272	553	442	80,0	2,04
Effluent final d'attrition	EFA21	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Bilan de masse						
Intrants		596	1232	1000		
Extrants		596	1232	1000		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.6 Bilans massique et volumique du sol SJB1 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg hum)	Poids sec (kg sec)	Solides totaux (% p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1360	1825	730	40,0	1,3
Eau de procédé	EAU21	63,4	63,4	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1360	1825	730	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	163	219	87,6	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	247	656	642	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	950	950	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1197	1606	642	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	165	165	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1197	1606	642	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	144	193	77,0	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	268	628	565	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	785	785	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1053	1413	565	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-127	-127	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1053	1413	565	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	126	170	67,8	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	305	622	497	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	305	622	497	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	622	622	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	433	581	233	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	291	291	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	143	291	233	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	143	291	233	80,0	2,04
Lixiviation	LIX81	375	400	40,0	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	343	327	16,2	4,95	0,95
Surfactant	SUR81	1,12	1,12	1,12	100	1,00
Séparation S/L	CEN81	376	401	41,1	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT81	357	357	1,12	0,32	1,00
Fraction solide	CUC81	19,0	44,4	40,0	90,0	2,34

Tableau 6.6 (Suite) Bilans massique et volumique du sol SJB1 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg hum)	Poids sec (kg sec)	Solides totaux (% p/p)	Densité (kg/L)
Lixiviation	LIX82	375	400	40,0	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT83	356	356	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR82	1,12	1,12	1,12	100	1,000
Séparation S/L	CEN82	376	401	41,1	10,2	1,07
Effluent de lixiviation	CNT82	356	357	1,12	0,32	1,00
Fraction solide	CUC82	19,00	44,4	40,0	90,0	2,34
Lixiviation	LIX83	374	400	40,0	10,0	1,07
Effluent de lixiviation	CNT84	356	356	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR83	1,12	1,12	1,12	100	1,00
Hydroxyde de sodium	NAO83	74,9	90,0	15,0	17,0	1,20
Chlorure de sodium	NAC83	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN83	451	491	56,1	11,4	1,09
Effluent de lixiviation	CNT83	432	447	16,1	3,61	1,03
Fraction solide	CUC83	19,0	44,4	40,0	90,0	2,34
Rincage	RIN81	175	200	40,0	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT87	124	124	0,00	0,00	1,00
Eau de procédé	EAU86	31,1	31,1	0,00	0,00	1,00
Séparation S/L	CEN86	175	200	40,0	20,0	1,15
Effluent de rinçage	CNT86	156	156	0,00	0,00	1,00
Fraction solide de rinçage	CUC86	19,0	44,4	40,0	90,0	2,34
Sol traité par lixiviation	SLD81	19,0	44,4	40,0	90,0	2,3
Stockage eaux de rinçage	SER81	31,1	31,1	0,00	0,00	1,00
Eau de procédé	EAU89	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00
Effluent final de rinçage	EFR81	31,1	31,1	0,00	0,00	1,00
Effluent de lixiviation	SLX81	357	357	1,12	0,32	1,00
Précipitation	PRE81	384	407	49,1	12,1	1,06
Chlorure ferrique	CFE81	0,20	0,27	0,07	24,6	1,40
Acide sulfurique	ACS86	27,1	50,0	48,0	95,9	1,84
Séparation S/L	CEN89	384	407	49,1	12,0	1,06
Effluent de précipitation	CNT89	256	270	38,2	14,1	1,06
Fraction solide	CUC89	128	136	10,9	8,00	4,00
Stockage eaux de lixiviation	SEP81	-10,6	35,3	55,5	157	-3,34
Effluent final	EFP81	-10,6	35,3	55,5	157	-3,34
Séchage des résidus	SEC81	128	136	10,9	8,00	1,06
Concentré métallique	REM81	3,30	11,5	10,9	95,0	3,48
Eau évaporée	VAP81	125	125	0,00	0,00	1,00

Tableau 6.6 (Suite) Bilans massique et volumique du sol SJB1 avec LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg hum)	Poids sec (kg sec)	Solides totaux (% p/p)	Densité (kg/L)
Bilan de masse						
Intrants		713	1387	1066		
Extrants		713	1387	1066		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.7 Bilans massique et volumique du sol SJB1 sans LB

Étapes	Code	Volume (L)	Masse humide (kg hum)	Poids sec (kg sec)	Solides totaux (% p/p)	Densité (kg/L)
Sol contaminé	SOL1	475	1111	1000	90,0	2,34
Attrition	ATT21	1435	1925	770	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU21	66,9	66,9	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR21	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM21	1435	1925	770	40,0	1,34
Fraction fine	FRF21	172	231	92,4	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG21	260	691	678	98,0	2,66
Eau de tamissage recirculée	ETR21	1003	1003	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT22	1263	1694	678	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU22	174	174	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR22	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM22	1263	1694	678	40,0	1,34
Fraction fine	FRF22	152	203	81,3	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG22	283	663	596	90,0	2,34
Eau de tamissage recirculée	ETR22	828	828	0,00	0,00	1,00
Attrition	ATT23	1111	1491	596	40,0	1,34
Eau de procédé	EAU23	-134	-134	0,00	0,00	1,00
Surfactant	SUR23	0,00	0,00	0,00	100	1,00
Tamissage	TAM23	1111	1491	596	40,0	1,34
Fraction fine	FRF23	133	179	71,5	40,0	1,34
Fraction grossière	FRG23	322	656	525	80,0	2,04
Sol traité par attrition	SAT21	322	656	524	80,0	2,04
Eau de tamissage recirculée	ETR23	656	656	0,00	0,00	1,00
Centrifugation	CEN21	457	613	245	40,0	1,34
Centrat recirculé	CNT21	307	307	0,00	0,00	1,00
Culot de centrifugation	CUC21	150	307	245	80,0	2,04
Concentré d'attrition	CAT21	150	307	245	80,0	2,04
Bilan de masse						
Intrants		582	1218	1000		
Extrants		582	1218	1000		
E/I (%)		100	100	100		

Tableau 6.8 Bilan des coûts d'exploitation du procédé du sol SJB3 sans LB

Paramètres			Coûts/Revenus	
			(\$Can/tst)	(\$Can/an)
Paramètres d'exploitation de base				
<i>Période d'opération</i>	350	jrs/an		
<i>Capacité de traitement de l'usine</i>	200	tst/jr		
<i>Période d'opération quotidienne</i>	8	h/jr		
<i>Temps de fonctionnement des équipements</i>	60	min/h		
<i>Facteur d'efficacité d'opération</i>	90	%		
<i>Facteur de sécurité sur le dimensionnement</i>	20	%		
<i>Capacité annuelle</i>	63000	tst/an		
Paramètres de marché				
<i>Taux d'inflation annuel</i>	2,0	%/an		
<i>Taux d'intérêt annuel</i>	5,0	%/an		
<i>Taux d'escompte annuel</i>	6,0	%/an		
<i>Taux d'imposition sur le revenu</i>	30,0	% des revenus bruts		
<i>Taux d'échange</i>	1,0	\$/US/\$Can		
<i>Chemical Engineering Plant Cost Index</i>	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
<i>Période d'amortissement</i>	10	années		
<i>Durée de vie des équipements</i>	10	années		
<i>Fonds de roulement</i>	15	% coûts fixes en capitaux		
<i>Total des coûts fixes en capitaux</i>	7 449 895	\$Can		
<i>Fonds de roulement</i>	1 117 484	\$Can		
<i>Investissement total</i>	8 567 380	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>		<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>	
1. Attrition				
<i>Surfactant</i>	0,00		1,000	- \$ - \$
2. Séparation gravimétrique				
	0,0		0,000	- \$ - \$
3. Flottation				
<i>Surfactant</i>	0,00		1,000	- \$ - \$
<i>Agent moussant</i>	0,00		2,000	- \$ - \$
4. Lixiviation chimique				
<i>Acide sulfurique</i>	0,0		0,080	- \$ - \$
<i>Surfactant</i>	0,0		1,000	- \$ - \$
<i>Hydroxyde de sodium</i>	0,0		0,500	- \$ - \$
<i>Chlorure de sodium</i>	0,0		0,050	- \$ - \$
5. Précipitation				
<i>Hydroxyde de sodium</i>	0,0		0,500	- \$ - \$
<i>Chaux inerte</i>	0,0		0,140	- \$ - \$
<i>Chlorure ferrique</i>	0,0		0,200	- \$ - \$
<i>Acide sulfurique</i>	0,0		0,080	- \$ - \$
<i>Polymère</i>	0,00		7,000	- \$ - \$

Tableau 6.8 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé SJB3 sans LB

Paramètres	Coûts/Revenus	
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération		
	Coût unitaire	25,0 \$Can/h
	Supervision	20,0 % M.O. opération
	Heures d'opération (h/tst)	
1. Opération	0,09	(2,34) \$
2. Supervision	0,02	(0,47) \$
C. Utilités		
1. Électricité	Coût unitaire de l'électricité	0,070 \$Can/kWh
	Consommation électrique	47,78 kWh/tst
		(3,34) \$
2. Eau de procédé	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50 \$Can/m ³
	Consommation eau de procédé	0,00 m ³ /tst
		- \$
3. Carburants	Coût unitaire du gaz naturel	3,50 \$Can/M Btu
	Consommation de gaz naturel	0,00 M Btu/tst
		- \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés	Coût unitaire de chargement des camions	2,50 \$Can/t
	Coût unitaire de transport par camion	0,15 \$Can/t/km
	Qté produite (t/tst)	Distance de transport (km)
Déchets réguliers	0,000	50
		- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50
		- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,100	50
		(1,00) \$
Sols contaminés (C-D)	0,815	50
		(8,15) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	50
		- \$
Déchets dangereux organiques	0,322	50
		(3,22) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	50
		- \$
5. Gestion des sols et concentrés	Qté produite (t/tst)	Coût unitaire de disposition (\$Can/t)
Déchets réguliers	0,000	60
		- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0
		- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,100	0
		- \$
Sols contaminés (C-D)	0,815	120
		(97,86) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	500
		- \$
Déchets dangereux organiques	0,322	500
		(161,00) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	500
		- \$
D. Entretien et réparation	% coûts fixes en capitaux/an	2,0
		(2,37) \$
E. Matériaux courants	% coûts fixes en capitaux/an	0,8
		(0,89) \$
F. Frais de laboratoire	% M.O. opération	20,0
		(0,47) \$
G. Brevets et redevances	\$Can/tst	0,0
		- \$
Sous-total		(281,10) \$
		(17 709 605) \$
Coûts indirects et généraux		
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15
		(0,42) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22
		(0,62) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30
		(0,84) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0
		(3,55) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0
		(5,72) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5
		(7,15) \$
		(13,60) \$
Amortissement		(13,60) \$
Financement (remboursement des intérêts)		(8,55) \$
Sous-total		(40,44) \$
		(2 547 946) \$
Coûts totaux d'exploitation		(321,55) \$
		(20 257 550) \$
Revenus d'exploitation		
	Décontamination de sol	
	Tonnage annuel de sol décontaminé	63000 tst/an
	Revenus unitaires	350,00 \$Can/tst
Revenus de décontamination de sol		350,00 \$
		22 050 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation		350,00 \$
		22 050 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé		Profit d'exploitation de. 28,45 \$
		1 792 450 \$

Tableau 6.9 Bilan d'exploitation du procédé du sol DRUM avec LB

Paramètres			Coûts/Revenus	
			(\$Can/tst)	(\$Can/an)
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	100	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$/US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	13 444 250	\$Can		
Fonds de roulement	2 016 637	\$Can		
Investissement total	15 460 887	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>		<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>	
1. Attrition				
Surfactant	0,00		1,000	- \$ - \$
2. Séparation gravimétrique				
	0,0		0,000	- \$ - \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00		1,000	- \$ - \$
Agent moussant	0,00		2,000	- \$ - \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0		0,080	- \$ - \$
Surfactant	10,1		1,000	(10,11) \$ (318 551) \$
Hydroxyde de sodium	44,9		0,500	(22,47) \$ (707 891) \$
Chlorure de sodium	0,0		0,050	- \$ - \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0		0,500	- \$ - \$
Chaux inerte	0,0		0,140	- \$ - \$
Chlorure ferrique	0,2		0,200	(0,04) \$ (1 278) \$
Acide sulfurique	143,9		0,080	(11,51) \$ (362 575) \$
Polymère	0,00		7,000	- \$ - \$

Tableau 6.9 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé DRUM avec LB

Paramètres		Coûts/Revenus	
		(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération			
	Coût unitaire	25,0	\$Can/h
	Supervision	20,0	% M.O. opération
	Heures d'opération (h/tst)		
1. Opération		0,39	(9,84) \$
2. Supervision		0,08	(1,97) \$
C. Utilités			
1. Électricité	Coût unitaire de l'électricité	0,070	\$Can/kWh
	Consommation électrique	39,67	kWh/tst
			(2,78) \$
2. Eau de procédé	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50	\$Can/m ³
	Consommation eau de procédé	0,09	m ³ /tst
			(0,05) \$
3. Carburants	Coût unitaire du gaz naturel	3,50	\$Can/M Btu
	Consommation de gaz naturel	3,86	M Btu/tst
			(13,51) \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés	Coût unitaire de chargement des camions	2,50	\$Can/t
	Coût unitaire de transport par camion	0,15	\$Can/t/km
	Qté produite (t/tst)		Distance de transport (km)
Déchets réguliers	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,941	50	(9,41) \$
Sols contaminés (C-D)	0,133	50	(1,33) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	50	- \$
Déchets dangereux organiques	0,127	50	(1,27) \$
Déchets dangereux métalliques	0,034	50	(0,34) \$
5. Gestion des sols et concentrés	Qté produite (t/tst)		Coût unitaire de disposition (\$Can/t)
Déchets réguliers	0,000	60	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,941	0	- \$
Sols contaminés (C-D)	0,133	120	(16,00) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	500	- \$
Déchets dangereux organiques	0,127	500	(63,41) \$
Déchets dangereux métalliques	0,034	500	(17,24) \$
D. Entretien et réparation	% coûts fixes en capitaux/an	2,0	(8,54) \$
E. Matériaux courants	% coûts fixes en capitaux/an	0,8	(3,20) \$
F. Frais de laboratoire	% M.O. opération	20,0	(1,97) \$
G. Brevets et redevances	\$Can/tst	0,0	- \$
Sous-total			(195,00) \$
Coûts indirects et généraux			
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15	(1,77) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22	(2,60) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30	(3,54) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0	(12,80) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0	(4,26) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5	(5,33) \$
Amortissement			(49,08) \$
Financement (remboursement des intérêts)			(30,87) \$
Sous-total			(110,26) \$
Coûts totaux d'exploitation			(305,25) \$
Revenus d'exploitation			
	Décontamination de sol		
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500	tst/an
	Revenus unitaires	350,00	\$Can/tst
Revenus de décontamination de sol			350,00 \$
			11 025 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation			350,00 \$
			11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé		Profit d'exploitation de:	44,75 \$
			1 409 602 \$

Tableau 6.10 Bilan des coûts d'exploitation du procédé sur le sol DRUM sans LB

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
<i>Période d'opération</i>	350	jrs/an		
<i>Capacité de traitement de l'usine</i>	100	tst/jr		
<i>Période d'opération quotidienne</i>	8	h/jr		
<i>Temps de fonctionnement des équipements</i>	60	min/h		
<i>Facteur d'efficacité d'opération</i>	90	%		
<i>Facteur de sécurité sur le dimensionnement</i>	20	%		
<i>Capacité annuelle</i>	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
<i>Taux d'inflation annuel</i>	2,0	%/an		
<i>Taux d'intérêt annuel</i>	5,0	%/an		
<i>Taux d'escompte annuel</i>	6,0	%/an		
<i>Taux d'imposition sur le revenu</i>	30,0	% des revenus bruts		
<i>Taux d'échange</i>	1,0	\$US/\$Can		
<i>Chemical Engineering Plant Cost Index</i>	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
<i>Période d'amortissement</i>	10	années		
<i>Durée de vie des équipements</i>	10	années		
<i>Fonds de roulement</i>	15	% coûts fixes en capitaux		
<i>Total des coûts fixes en capitaux</i>	4 374 462	\$Can		
<i>Fonds de roulement</i>	656 169	\$Can		
<i>Investissement total</i>	5 030 632	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
<i>Surfactant</i>	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
<i>Surfactant</i>	0,00	1,000	- \$	- \$
<i>Agent moussant</i>	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
<i>Acide sulfurique</i>	0,0	0,080	- \$	- \$
<i>Surfactant</i>	0,0	1,000	- \$	- \$
<i>Hydroxyde de sodium</i>	0,0	0,500	- \$	- \$
<i>Chlorure de sodium</i>	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
<i>Hydroxyde de sodium</i>	0,0	0,500	- \$	- \$
<i>Chaux inerte</i>	0,0	0,140	- \$	- \$
<i>Chlorure ferrique</i>	0,0	0,200	- \$	- \$
<i>Acide sulfurique</i>	0,0	0,080	- \$	- \$
<i>Polymère</i>	0,00	7,000	- \$	- \$

Tableau 6.10 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé DRUM sans LB

Paramètres	Coûts/Revenus	
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération		
	Coût unitaire	25,0 \$Can/h
	Supervision	20,0 % M.O. opération
	Heures d'opération (h/tst)	
1. Opération	0,17	(4,36) \$
2. Supervision	0,03	(0,87) \$
C. Utilités		
1. Électricité		
	Coût unitaire de l'électricité	0,070 \$Can/kWh
	Consommation électrique	41,00 kWh/tst
		(2,87) \$
2. Eau de procédé		
	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50 \$Can/m ³
	Consommation eau de procédé	0,00 m ³ /tst
		- \$
3. Carburants		
	Coût unitaire du gaz naturel	3,50 \$Can/M Btu
	Consommation de gaz naturel	0,00 M Btu/tst
		- \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés		
	Coût unitaire de chargement des camions	2,50 \$Can/t
	Coût unitaire de transport par camion	0,15 \$Can/t/km
	Qté produite (t/tst)	Distance de transport (km)
Déchets réguliers	0,000	50
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50
Sol non-contaminé (B-C)	0,923	50
Sols contaminés (C-D)	0,000	50
Sols contaminés (>D)	0,000	50
Déchets dangereux organiques	0,295	50
Déchets dangereux métalliques	0,000	50
5. Gestion des sols et concentrés		
	Qté produite (t/tst)	Coût unitaire de disposition (\$Can/t)
Déchets réguliers	0,000	60
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0
Sol non-contaminé (B-C)	0,923	0
Sols contaminés (C-D)	0,000	120
Sols contaminés (>D)	0,000	500
Déchets dangereux organiques	0,295	500
Déchets dangereux métalliques	0,000	500
D. Entretien et réparation	% coûts fixes en capitaux/an	2,0
E. Matériaux courants	% coûts fixes en capitaux/an	0,8
F. Frais de laboratoire	% M.O. opération	20,0
G. Brevets et redevances	\$Can/tst	0,0
Sous-total		
		(2,78) \$
		(1,04) \$
		(0,87) \$
		- \$
		- \$
		(147,67) \$
		- \$
		(87 489) \$
		(32 808) \$
		(27 468) \$
		- \$
		- \$
		(4 651 592) \$
		- \$
		(172,64) \$
		(5 438 267) \$
Coûts indirects et généraux		
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5
		(0,78) \$
		(1,15) \$
		(1,57) \$
		(4,17) \$
		(3,58) \$
		(4,48) \$
		(15,97) \$
		(10,04) \$
Sous-total		(41,75) \$
		(24 721) \$
		(36 258) \$
		(49 442) \$
		(131 234) \$
		(112 873) \$
		(141 092) \$
Coûts totaux d'exploitation		
		(214,39) \$
Revenus d'exploitation		
	Décontamination de sol	
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500 tst/an
	Revenus unitaires	350,00 \$Can/tst
		350,00 \$
		11 025 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation		350,00 \$
		11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé		
	Profit d'exploitation de.	135,61 \$
		4 271 676 \$

Tableau 6.11 Bilan des coûts d'exploitation du procédé du sol G2-9 avec LB

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	100	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$/US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	13 580 240	\$Can		
Fonds de roulement	2 037 036	\$Can		
Investissement total	15 617 276	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
Agent moussant	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Surfactant	9,3	1,000	(9,27) \$	(292 005) \$
Hydroxyde de sodium	41,2	0,500	(20,60) \$	(648 900) \$
Chlorure de sodium	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chaux inerte	0,0	0,140	- \$	- \$
Chlorure ferrique	0,2	0,200	(0,04) \$	(1 171) \$
Acide sulfurique	131,9	0,080	(10,55) \$	(332 360) \$
Polymère	0,00	7,000	- \$	- \$

Tableau 6.11 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé G2-9 avec LB

Paramètres			Coûts/Revenus	
			(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération				
	Coût unitaire	25,0	\$Can/h	
	Supervision	20,0	% M.O. opération	
	Heures d'opération (h/tst)			
1. Opération		0,39		(9,84) \$ (309 960) \$
2. Supervision		0,08		(1,97) \$ (61 992) \$
C. Utilités				
1. Électricité				
	Coût unitaire de l'électricité	0,070	\$Can/kWh	
	Consommation électrique	44,85	kWh/tst	(3,14) \$ (98 898) \$
2. Eau de procédé				
	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50	\$Can/m ³	
	Consommation eau de procédé	0,09	m ³ /tst	(0,04) \$ (1 348) \$
3. Carburants				
	Coût unitaire du gaz naturel	3,50	\$Can/M Btu	
	Consommation de gaz naturel	3,54	M Btu/tst	(12,38) \$ (390 082) \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés				
	Coût unitaire de chargement des camions	2,50	\$Can/t	
	Coût unitaire de transport par camion	0,15	\$Can/t/km	
	Qté produite (t/tst)		Distance de transport (km)	
Déchets réguliers	0,000	50		- \$ - \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50		- \$ - \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,141	50		(1,41) \$ (44 500) \$
Sols contaminés (C-D)	0,817	50		(8,17) \$ (257 473) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	50		- \$ - \$
Déchets dangereux organiques	0,258	50		(2,58) \$ (81 402) \$
Déchets dangereux métalliques	0,032	50		(0,32) \$ (9 957) \$
5. Gestion des sols et concentrés				
	Qté produite (t/tst)		Coût unitaire de disposition (\$Can/t)	
Déchets réguliers	0,000	60		- \$ - \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0		- \$ - \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,141	0		- \$ - \$
Sols contaminés (C-D)	0,817	120		(98,09) \$ (3 089 681) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	500		- \$ - \$
Déchets dangereux organiques	0,258	500		(129,21) \$ (4 070 081) \$
Déchets dangereux métalliques	0,032	500		(15,81) \$ (497 866) \$
D. Entretien et réparation	% coûts fixes en capitaux/an	2,0		(8,62) \$ (271 605) \$
E. Matériaux courants	% coûts fixes en capitaux/an	0,8		(3,23) \$ (101 852) \$
F. Frais de laboratoire	% M.O. opération	20,0		(1,97) \$ (61 992) \$
G. Brevets et redevances	\$Can/tst	0,0		- \$ - \$
Sous-total				(337,24) \$ (10 623 124) \$
Coûts indirects et généraux				
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15		(1,77) \$ (55 793) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22		(2,60) \$ (81 829) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30		(3,54) \$ (111 586) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0		(12,93) \$ (407 407) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0		(7,11) \$ (223 958) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5		(8,89) \$ (279 948) \$
Amortissement				(49,58) \$ (1 561 728) \$
Financement (remboursement des intérêts)				(31,18) \$ (982 162) \$
Sous-total				(117,60) \$ (3 704 411) \$
Coûts totaux d'exploitation				(454,84) \$ (14 327 535) \$
Revenus d'exploitation				
	Décontamination de sol			
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500	tst/an	
	Revenus unitaires	350,00	\$Can/tst	
Revenus de décontamination de sol			350,00 \$	11 025 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation			350,00 \$	11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé			Déficit d'exploitation de: (104,84) \$ (3 302 535) \$	

Tableau 6.12 Bilan des coûts d'exploitation du sol G2-9 sans LB

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	100	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	4 910 802	\$Can		
Fonds de roulement	736 620	\$Can		
Investissement total	5 647 422	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
Agent moussant	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Surfactant	0,0	1,000	- \$	- \$
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chlorure de sodium	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chaux inerte	0,0	0,140	- \$	- \$
Chlorure ferrique	0,0	0,200	- \$	- \$
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Polymère	0,00	7,000	- \$	- \$

Tableau 6.12 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé G2-9 sans LB

Paramètres		Coûts/Revenus	
		(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération			
	Coût unitaire	25,0	\$Can/h
	Supervision	20,0	% M.O. opération
	Heures d'opération (h/tst)		
1. Opération	0,17	(4,36) \$	(137 340) \$
2. Supervision	0,03	(0,87) \$	(27 468) \$
C. Utilités			
1. Électricité			
	Coût unitaire de l'électricité	0,070	\$Can/kWh
	Consommation électrique	44,49	kWh/tst
		(3,11) \$	(98 091) \$
2. Eau de procédé			
	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50	\$Can/m ³
	Consommation eau de procédé	0,00	m ³ /tst
		(0,00) \$	(0) \$
3. Carburants			
	Coût unitaire du gaz naturel	3,50	\$Can/M Btu
	Consommation de gaz naturel	0,00	M Btu/tst
		- \$	- \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés			
	Coût unitaire de chargement des camions	2,50	\$Can/t
	Coût unitaire de transport par camion	0,15	\$Can/t/km
	Qté produite (t/tst)		Distance de transport (km)
Déchets réguliers	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,141	50	(1,41) \$
Sols contaminés (C-D)	0,538	50	(5,38) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	50	- \$
Déchets dangereux organiques	0,553	50	(5,53) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	50	- \$
5. Gestion des sols et concentrés			
	Qté produite (t/tst)		Coût unitaire de disposition (\$Can/t)
Déchets réguliers	0,000	60	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,141	0	- \$
Sols contaminés (C-D)	0,538	120	(64,55) \$
Sols contaminés (>D)	0,000	500	- \$
Déchets dangereux organiques	0,553	500	(276,57) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	500	- \$
D. Entretien et réparation			
	% coûts fixes en capitaux/an	2,0	(3,12) \$
E. Matériaux courants			
	% coûts fixes en capitaux/an	0,8	(1,17) \$
F. Frais de laboratoire			
	% M.O. opération	20,0	(0,87) \$
G. Brevets et redevances			
	\$Can/tst	0,0	- \$
Sous-total			(366,95) \$
Coûts indirects et généraux			
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15	(0,78) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22	(1,15) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30	(1,57) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0	(4,68) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0	(7,48) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5	(9,35) \$
Amortissement			(17,93) \$
Financement (remboursement des intérêts)			(11,28) \$
Sous-total			(54,21) \$
Coûts totaux d'exploitation			(421,16) \$
Revenus d'exploitation			
	Décontamination de sol		
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500	tst/an
	Revenus unitaires	350,00	\$Can/tst
Revenus de décontamination de sol			350,00 \$
			11 025 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation			350,00 \$
			11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé		Déficit d'exploitation de:	(71,16) \$
			(2 241 591) \$

Tableau 6.13 Bilan des coûts d'exploitation du procédé du sol SJB1 avec LB

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	100	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$/US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	9 889 177	\$Can		
Fonds de roulement	1 483 377	\$Can		
Investissement total	11 372 554	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
Agent moussant	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Surfactant	3,4	1,000	(3,37) \$	(106 184) \$
Hydroxyde de sodium	15,0	0,500	(7,49) \$	(235 964) \$
Chlorure de sodium	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chaux inerte	0,0	0,140	- \$	- \$
Chlorure ferrique	0,1	0,200	(0,01) \$	(426) \$
Acide sulfurique	48,0	0,080	(3,84) \$	(120 858) \$
Polymère	0,00	7,000	- \$	- \$

Tableau 6.13 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé SJB1 avec LB

Paramètres			Coûts/Revenus	
			(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération				
	Coût unitaire	25,0	\$Can/h	
	Supervision	20,0	% M.O. opération	
	Heures d'opération (h/tst)			
1. Opération		0,39		(9,84) \$ (309 960) \$
2. Supervision		0,08		(1,97) \$ (61 992) \$
C. Utilités				
1. Électricité				
	Coût unitaire de l'électricité	0,070	\$Can/kWh	
	Consommation électrique	41,93	kWh/tst	(2,93) \$ (92 449) \$
2. Eau de procédé				
	Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50	\$Can/m ³	
	Consommation eau de procédé	0,03	m ³ /tst	(0,02) \$ (490) \$
3. Carburants				
	Coût unitaire du gaz naturel	3,50	\$Can/M Btu	
	Consommation de gaz naturel	1,29	M Btu/tst	(4,50) \$ (141 848) \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés				
	Coût unitaire de chargement des camions	2,50	\$Can/t	
	Coût unitaire de transport par camion	0,15	\$Can/t/km	
	Qté produite (t/tst)		Distance de transport (km)	
Déchets réguliers	0,000		50	- \$ - \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000		50	- \$ - \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,877		50	(8,77) \$ (276 381) \$
Sols contaminés (C-D)	0,044		50	(0,44) \$ (14 000) \$
Sols contaminés (>D)	0,000		50	- \$ - \$
Déchets dangereux organiques	0,291		50	(2,91) \$ (91 557) \$
Déchets dangereux métalliques	0,011		50	(0,11) \$ (3 621) \$
5. Gestion des sols et concentrés				
	Qté produite (t/tst)		Coût unitaire de disposition (\$Can/t)	
Déchets réguliers	0,000		60	- \$ - \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000		0	- \$ - \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,877		0	- \$ - \$
Sols contaminés (C-D)	0,044		120	(5,33) \$ (168 000) \$
Sols contaminés (>D)	0,000		500	- \$ - \$
Déchets dangereux organiques	0,291		500	(145,33) \$ (4 577 845) \$
Déchets dangereux métalliques	0,011		500	(5,75) \$ (181 042) \$
D. Entretien et réparation	% coûts fixes en capitaux/an	2,0		(6,28) \$ (197 784) \$
E. Matériaux courants	% coûts fixes en capitaux/an	0,8		(2,35) \$ (74 169) \$
F. Frais de laboratoire	% M.O. opération	20,0		(1,97) \$ (61 992) \$
G. Brevets et redevances	\$Can/tst	0,0		- \$ - \$
Sous-total				(213,22) \$ (6 716 560) \$
Coûts indirects et généraux				
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15		(1,77) \$ (55 793) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22		(2,60) \$ (81 829) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30		(3,54) \$ (111 586) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0		(9,42) \$ (296 675) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0		(4,56) \$ (143 612) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5		(5,70) \$ (179 515) \$
Amortissement				(36,10) \$ (1 137 255) \$
Financement (remboursement des intérêts)				(22,71) \$ (715 214) \$
Sous-total				(86,40) \$ (2 721 480) \$
Coûts totaux d'exploitation				(299,62) \$ (9 438 040) \$
Revenus d'exploitation				
	Décontamination de sol			
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500	tst/an	
	Revenus unitaires	350,00	\$Can/tst	
Revenus de décontamination de sol				350,00 \$ 11 025 000,00 \$
Revenus totaux d'exploitation				350,00 \$ 11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé			Profit d'exploitation de.	50,38 \$ 1 586 960 \$

Tableau 6.14 Bilan des coûts d'exploitation du procédé du sol SJB1 sans LB

Paramètres	Coûts/Revenus			
	(\$Can/tst)	(\$Can/an)		
Paramètres d'exploitation de base				
Période d'opération	350	jrs/an		
Capacité de traitement de l'usine	100	tst/jr		
Période d'opération quotidienne	8	h/jr		
Temps de fonctionnement des équipements	60	min/h		
Facteur d'efficacité d'opération	90	%		
Facteur de sécurité sur le dimensionnement	20	%		
Capacité annuelle	31500	tst/an		
Paramètres de marché				
Taux d'inflation annuel	2,0	%/an		
Taux d'intérêt annuel	5,0	%/an		
Taux d'escompte annuel	6,0	%/an		
Taux d'imposition sur le revenu	30,0	% des revenus bruts		
Taux d'échange	1,0	\$US/\$Can		
Chemical Engineering Plant Cost Index	568,3	1 mars 2013		
Investissement				
Période d'amortissement	10	années		
Durée de vie des équipements	10	années		
Fonds de roulement	15	% coûts fixes en capitaux		
Total des coûts fixes en capitaux	4 388 558	\$Can		
Fonds de roulement	658 284	\$Can		
Investissement total	5 046 842	\$Can		
Coûts directs d'opération				
A. Matériaux bruts (produits chimiques)	<i>Consommation (kg/tst)</i>	<i>Coût unitaire (\$Can/kg)</i>		
1. Attrition				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
2. Séparation gravimétrique	0,0	0,000	- \$	- \$
3. Flottation				
Surfactant	0,00	1,000	- \$	- \$
Agent moussant	0,00	2,000	- \$	- \$
4. Lixiviation chimique				
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Surfactant	0,0	1,000	- \$	- \$
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chlorure de sodium	0,0	0,050	- \$	- \$
5. Précipitation				
Hydroxyde de sodium	0,0	0,500	- \$	- \$
Chaux inerte	0,0	0,140	- \$	- \$
Chlorure ferrique	0,0	0,200	- \$	- \$
Acide sulfurique	0,0	0,080	- \$	- \$
Polymère	0,00	7,000	- \$	- \$

Tableau 6.14 (Suite) Bilan des coûts d'exploitation du procédé SJB1 sans LB

Paramètres		Coûts/Revenus	
		(\$Can/tst)	(\$Can/an)
B. Main-d'œuvre d'opération			
	Coût unitaire	25,0	\$Can/h
	Supervision	20,0	% M.O. opération
	Heures d'opération (h/tst)		
1. Opération		0,17	(4,36) \$
2. Supervision		0,03	(0,87) \$
C. Utilités			
1. Électricité		Coût unitaire de l'électricité	0,070 \$Can/kWh
		Consommation électrique	40,93 kWh/tst
			(2,87) \$
			(90 248) \$
2. Eau de procédé		Coût unitaire de l'eau de procédé	0,50 \$Can/m ³
		Consommation eau de procédé	0,00 m ³ /tst
			- \$
			- \$
3. Carburants		Coût unitaire du gaz naturel	3,50 \$Can/M Btu
		Consommation de gaz naturel	0,00 M Btu/tst
			- \$
			- \$
4. Chargement et transport des sols et concentrés		Coût unitaire de chargement des camions	2,50 \$Can/t
		Coût unitaire de transport par camion	0,15 \$Can/t/km
	Qté produite (t/tst)	Distance de transport (km)	
Déchets réguliers	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	50	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,911	50	(9,11) \$
Sols contaminés (C-D)	0,000	50	- \$
Sols contaminés (>D)	0,000	50	- \$
Déchets dangereux organiques	0,307	50	(3,07) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	50	- \$
5. Gestion des sols et concentrés		Qté produite (t/tst)	Coût unitaire de disposition (\$Can/t)
Déchets réguliers	0,000	60	- \$
Sol non-contaminé (<B)	0,000	0	- \$
Sol non-contaminé (B-C)	0,911	0	- \$
Sols contaminés (C-D)	0,000	120	- \$
Sols contaminés (>D)	0,000	500	- \$
Déchets dangereux organiques	0,307	500	(153,29) \$
Déchets dangereux métalliques	0,000	500	- \$
D. Entretien et réparation		% coûts fixes en capitaux/an	2,0
E. Matériaux courants		% coûts fixes en capitaux/an	0,8
F. Frais de laboratoire		% M.O. opération	20,0
G. Brevets et redevances		\$Can/tst	0,0
Sous-total			(178,27) \$
Coûts indirects et généraux			
Dépenses administration	% M.O. opération et supervision	15	(0,78) \$
Avantages sociaux et marginaux	% M.O. opération et supervision	22	(1,15) \$
Frais généraux	% M.O. opération et supervision	30	(1,57) \$
Assurances et taxes	% coûts fixes en capitaux/an	3,0	(4,18) \$
Marketing et ventes	% coûts totaux	2,0	(3,70) \$
Recherche et développement	% coûts totaux	2,5	(4,62) \$
Amortissement			(16,02) \$
Financement (remboursement des intérêts)			(10,08) \$
Sous-total			(42,10) \$
Coûts totaux d'exploitation			(220,37) \$
Revenus d'exploitation			
Décontamination de sol			
	Tonnage annuel de sol décontaminé	31500	tst/an
	Revenus unitaires	350,00	\$Can/tst
Revenus de décontamination de sol			350,00 \$
Revenus totaux d'exploitation			11 025 000,00 \$
Bilan d'exploitation du procédé		Profit d'exploitation de.	129,63 \$
			4 083 299 \$

Tableau 6.15 Analyse de flux monétaire du sol SJB3 sans LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	
Tonnage quotidien traité (FCA)	(t/jr)	2 000	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	630 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	63 000	
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		63 000	126 000	189 000	252 000	315 000	378 000	441 000	504 000	567 000	
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	241 441 348	22 050 000	22 491 000	22 940 820	23 399 636	23 867 629	24 344 982	24 831 881	25 328 519	25 835 089	26 351 791
Revenus totaux	(\$Can/an)	241 441 348	22 050 000	22 491 000	22 940 820	23 399 636	23 867 629	24 344 982	24 831 881	25 328 519	25 835 089	26 351 791
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(193 915 230)	(17 709 605)	(18 063 797)	(18 425 073)	(18 793 574)	(19 169 446)	(19 552 835)	(19 943 891)	(20 342 769)	(20 749 624)	(21 164 617)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(12 618 568)	(1 152 410)	(1 175 458)	(1 198 967)	(1 222 947)	(1 247 406)	(1 272 354)	(1 297 801)	(1 323 757)	(1 350 232)	(1 377 237)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(5 387 979)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)	(538 798)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(8 567 380)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)	(856 738)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(220 489 156)	(20 257 550)	(20 634 791)	(21 019 576)	(21 412 057)	(21 812 387)	(22 220 724)	(22 637 228)	(23 062 062)	(23 495 392)	(23 937 389)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	20 952 192	1 792 450	1 856 209	1 921 244	1 987 580	2 055 242	2 124 258	2 194 653	2 266 457	2 339 697	2 414 402
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	(6 285 658)	(537 735)	(556 863)	(576 373)	(596 274)	(616 573)	(637 277)	(658 396)	(679 937)	(701 909)	(724 321)
Impôt total	(\$Can/an)	(6 285 658)	(537 735)	(556 863)	(576 373)	(596 274)	(616 573)	(637 277)	(658 396)	(679 937)	(701 909)	(724 321)
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	14 666 534	1 254 715	1 299 346	1 344 871	1 391 306	1 438 669	1 486 980	1 536 257	1 586 520	1 637 788	1 690 081
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(8 567 380)	(8 567 380)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	8 567 380	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738	856 738
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	1 117 484	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 117 484
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(6 455 927)	2 156 084	2 201 609	2 248 044	2 295 407	2 343 718	2 392 995	2 443 258	2 494 526	3 664 303
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(6 455 927)	(4 299 843)	(2 098 234)	149 810	2 445 217	4 788 936	7 181 931	9 625 189	12 119 715	15 784 019
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	350										
Période de remboursement (PRI)	(années)	3,93										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	15 784 019										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	9 472 119										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	32,78										

Tableau 6.16 Analyse de flux monétaire du sol DRUM avec LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	283 500	
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(67 257 123)	(6 142 360)	(6 265 207)	(6 390 511)	(6 518 321)	(6 648 688)	(6 781 661)	(6 917 294)	(7 055 640)	(7 196 753)	(7 340 688)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(10 452 858)	(954 623)	(973 716)	(993 190)	(1 013 054)	(1 033 315)	(1 053 981)	(1 075 061)	(1 096 562)	(1 118 493)	(1 140 863)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(9 723 269)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)	(972 327)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(15 460 887)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)	(1 546 089)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(102 894 138)	(9 615 398)	(9 757 338)	(9 902 117)	(10 049 791)	(10 200 418)	(10 354 058)	(10 510 771)	(10 670 618)	(10 833 662)	(10 999 967)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	17 826 536	1 409 602	1 488 162	1 568 293	1 650 028	1 733 397	1 818 433	1 905 170	1 993 641	2 083 883	2 175 929
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	(5 347 961)	(422 880)	(446 449)	(470 488)	(495 008)	(520 019)	(545 530)	(571 551)	(598 092)	(625 165)	(652 779)
Impôt total	(\$Can/an)	(5 347 961)	(422 880)	(446 449)	(470 488)	(495 008)	(520 019)	(545 530)	(571 551)	(598 092)	(625 165)	(652 779)
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	12 478 575	986 721	1 041 713	1 097 805	1 155 019	1 213 378	1 272 903	1 333 619	1 395 549	1 458 718	1 523 150
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(15 460 887)	(15 460 887)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	15 460 887	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089	1 546 089
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	2 016 637	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2 016 637
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(12 928 077)	2 587 802	2 643 894	2 701 108	2 759 466	2 818 992	2 879 708	2 941 638	3 004 807	3 085 876
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(12 928 077)	(10 340 275)	(7 696 381)	(4 995 273)	(2 235 807)	583 185	3 462 893	6 404 530	9 409 337	14 495 213
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	327										
Période de remboursement (PRI)	(années)	5,79										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	14 495 213										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	6 894 799										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	16,70										

Tableau 6.17 Analyse de flux monétaire du sol DRUM sans LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	283 500
Revenus d'exploitation											
Revenus de traitement (REEEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545
Coûts d'opération											
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(59 547 507)	(5 438 267)	(5 547 032)	(5 657 973)	(5 771 133)	(5 886 555)	(6 004 286)	(6 124 372)	(6 246 859)	(6 371 797)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(5 426 902)	(495 620)	(505 533)	(515 643)	(525 956)	(536 475)	(547 205)	(558 149)	(569 312)	(580 698)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(3 163 737)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)	(316 374)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(5 030 632)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)	(503 063)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(73 168 778)	(6 753 324)	(6 872 002)	(6 993 053)	(7 116 525)	(7 242 467)	(7 370 928)	(7 501 958)	(7 635 608)	(7 771 931)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	47 551 896	4 271 676	4 373 498	4 477 357	4 583 293	4 691 347	4 801 563	4 913 983	5 028 651	5 145 613
Imposition											
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	(14 265 569)	(1 281 503)	(1 312 049)	(1 343 207)	(1 374 988)	(1 407 404)	(1 440 469)	(1 474 195)	(1 508 595)	(1 543 684)
Impôt total	(\$Can/an)	(14 265 569)	(1 281 503)	(1 312 049)	(1 343 207)	(1 374 988)	(1 407 404)	(1 440 469)	(1 474 195)	(1 508 595)	(1 543 684)
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	33 286 327	2 990 173	3 061 449	3 134 150	3 208 305	3 283 943	3 361 094	3 439 788	3 520 056	3 601 929
Coûts en capitaux											
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(5 030 632)	(5 030 632)								
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotations à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	5 030 632	503 063	503 063	503 063	503 063	503 063	503 063	503 063	503 063	503 063
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	656 169	0	0	0	0	0	0	0	0	656 169
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(1 537 395)	3 564 512	3 637 213	3 711 368	3 787 006	3 864 157	3 942 851	4 023 119	4 104 992
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(1 537 395)	2 027 117	5 664 330	9 375 698	13 162 704	17 026 861	20 969 713	24 992 832	29 097 824
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	232									
Période de remboursement (PRI)	(années)	1,43									
Profit net total (PNT)	(\$Can)	33 942 497									
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	23 550 960									
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	233,89									

Tableau 6.18 Analyse de flux monétaire de G2-9 avec LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500
Tonnage cumulatf traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	283 500
Revenus d'exploitation											
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545
Coûts d'opération											
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(116 320 246)	(10 623 124)	(10 835 587)	(11 052 298)	(11 273 344)	(11 498 811)	(11 728 788)	(11 963 363)	(12 202 631)	(12 446 683)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(12 707 381)	(1 160 521)	(1 183 731)	(1 207 406)	(1 231 554)	(1 256 185)	(1 281 309)	(1 306 935)	(1 333 074)	(1 359 735)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(9 821 621)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)	(982 162)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(15 617 276)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)	(1 561 728)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(154 466 523)	(14 327 535)	(14 563 208)	(14 803 594)	(15 048 788)	(15 298 886)	(15 553 986)	(15 814 188)	(16 079 594)	(16 350 308)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	(33 745 849)	(3 302 535)	(3 317 708)	(3 333 184)	(3 348 970)	(3 365 072)	(3 381 495)	(3 398 247)	(3 415 334)	(3 432 763)
Imposition											
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Impôt total	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	(33 745 849)	(3 302 535)	(3 317 708)	(3 333 184)	(3 348 970)	(3 365 072)	(3 381 495)	(3 398 247)	(3 415 334)	(3 432 763)
Coûts en capitaux											
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(15 617 276)	(15 617 276)								
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	15 617 276	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728	1 561 728
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	2 037 036	0	0	0	0	0	0	0	0	2 037 036
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(17 358 083)	(1 755 980)	(1 771 457)	(1 787 242)	(1 803 344)	(1 819 768)	(1 836 520)	(1 853 607)	(1 871 036)
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(17 358 083)	(19 114 063)	(20 885 519)	(22 672 762)	(24 476 106)	(26 295 873)	(28 132 393)	(29 986 000)	(31 857 036)
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	490									
Période de remboursement (PRI)	(années)	10,00									
Profit net total (PNT)	(\$Can)	(31 708 813)									
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	(26 880 869)									
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	0,00									

Tableau 6.19 Analyse de flux monétaire du sol G2-9 sans LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	315 000	
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(126 565 920)	(11 558 826)	(11 790 002)	(12 025 803)	(12 266 319)	(12 511 645)	(12 761 878)	(13 017 115)	(13 277 458)	(13 543 007)	(13 813 867)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(8 626 842)	(787 860)	(803 617)	(819 689)	(836 083)	(852 805)	(869 861)	(887 258)	(905 003)	(923 103)	(941 565)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(3 551 634)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)	(355 163)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(5 647 422)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)	(564 742)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(144 391 818)	(13 266 591)	(13 513 525)	(13 765 397)	(14 022 307)	(14 284 355)	(14 551 644)	(14 824 279)	(15 102 366)	(15 386 016)	(15 675 338)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	(23 671 144)	(2 241 591)	(2 268 025)	(2 294 987)	(2 322 489)	(2 350 541)	(2 379 153)	(2 408 338)	(2 438 107)	(2 468 471)	(2 499 442)
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Impôt total	(\$Can/an)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	(23 671 144)	(2 241 591)	(2 268 025)	(2 294 987)	(2 322 489)	(2 350 541)	(2 379 153)	(2 408 338)	(2 438 107)	(2 468 471)	(2 499 442)
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(5 647 422)	(5 647 422)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	5 647 422	564 742	564 742	564 742	564 742	564 742	564 742	564 742	564 742	564 742	
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	736 620	0	0	0	0	0	0	0	0	736 620	
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)	(7 324 271)	(1 703 283)	(1 730 245)	(1 757 747)	(1 785 798)	(1 814 411)	(1 843 596)	(1 873 365)	(1 903 729)	(1 198 080)	
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)	(7 324 271)	(9 027 554)	(10 757 799)	(12 515 546)	(14 301 344)	(16 115 755)	(17 959 351)	(19 832 715)	(21 736 444)	(22 934 523)	
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	458										
Période de remboursement (PRI)	(années)	10,00										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	(22 934 523)										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	(18 081 477)										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	0,00										

Tableau 6.20 Analyse de flux monétaire du sol SJB1 avec LB

Années		Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	350
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	283 500	315 000
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(73 544 458)	(6 716 560)	(6 850 891)	(6 987 909)	(7 127 667)	(7 270 221)	(7 415 625)	(7 563 937)	(7 715 216)	(7 869 521)	(8 026 911)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(9 515 425)	(869 011)	(886 391)	(904 119)	(922 201)	(940 645)	(959 458)	(978 647)	(998 220)	(1 018 185)	(1 038 548)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(7 152 138)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)	(715 214)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(11 372 554)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)	(1 137 255)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(101 584 575)	(9 438 040)	(9 589 751)	(9 744 497)	(9 902 338)	(10 063 335)	(10 227 552)	(10 395 054)	(10 565 906)	(10 740 174)	(10 917 928)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	19 136 099	1 586 960	1 655 749	1 725 913	1 797 481	1 870 480	1 944 939	2 020 887	2 098 354	2 177 370	2 257 967
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	(5 740 830)	(476 088)	(496 725)	(517 774)	(539 244)	(561 144)	(583 482)	(606 266)	(629 506)	(653 211)	(677 390)
Impôt total	(\$Can/an)	(5 740 830)	(476 088)	(496 725)	(517 774)	(539 244)	(561 144)	(583 482)	(606 266)	(629 506)	(653 211)	(677 390)
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	13 395 269	1 110 872	1 159 024	1 208 139	1 258 236	1 309 336	1 361 457	1 414 621	1 468 848	1 524 159	1 580 577
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(11 372 554)	(11 372 554)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotation à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	11 372 554	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255	1 137 255
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	1 483 377	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 483 377
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(9 124 426)	2 296 279	2 345 394	2 395 492	2 446 591	2 498 712	2 551 876	2 606 103	2 661 415	4 201 209
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(9 124 426)	(6 828 147)	(4 482 752)	(2 087 261)	359 331	2 858 043	5 409 919	8 016 022	10 677 437	14 878 646
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	322										
Période de remboursement (PRI)	(années)	4,85										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	14 878 646										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	8 145 618										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	23,15										

Tableau 6.21 Analyse de flux monétaire du sol SJB1 sans LB

Années	Total	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
Nombre de jours d'opération (FJOA)	(jrs/an)	3 500	350	350	350	350	350	350	350	350	350	
Tonnage quotidien traité (FCAJ)	(t/jr)	1 000	100	100	100	100	100	100	100	100	100	
Tonnage annuel traité (CAPA)	(t/an)	315 000	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	31 500	
Tonnage cumulatif traité (CACT)	(t)		31 500	63 000	94 500	126 000	157 500	189 000	220 500	252 000	315 000	
Revenus d'exploitation												
Revenus de traitement (REEX)	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Revenus totaux	(\$Can/an)	120 720 674	11 025 000	11 245 500	11 470 410	11 699 818	11 933 815	12 172 491	12 415 941	12 664 259	12 917 545	13 175 896
Coûts d'opération												
Coûts directs (CADO)	(\$Can/an)	(61 489 059)	(5 615 582)	(5 727 894)	(5 842 452)	(5 959 301)	(6 078 487)	(6 200 057)	(6 324 058)	(6 450 539)	(6 579 550)	(6 711 141)
Coûts indirects et généraux (CAIO)	(\$Can/an)	(5 519 111)	(504 041)	(514 122)	(524 404)	(534 893)	(545 590)	(556 502)	(567 632)	(578 985)	(590 565)	(602 376)
Coûts de financement (CAFI)	(\$Can/an)	(3 173 932)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)	(317 393)
Amortissement (CAAM)	(\$Can/an)	(5 046 842)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)	(504 684)
Coûts totaux d'opération (CTOP)	(\$Can/an)	(75 228 943)	(6 941 701)	(7 064 093)	(7 188 934)	(7 316 271)	(7 446 155)	(7 578 636)	(7 713 767)	(7 851 601)	(7 992 192)	(8 135 594)
Revenus bruts avant imposition (RBAI)	(\$Can/an)	45 491 731	4 083 299	4 181 407	4 281 476	4 383 547	4 487 660	4 593 855	4 702 173	4 812 658	4 925 353	5 040 302
Imposition												
Impôt sur le revenu (IMRE)	(\$Can/an)	(13 647 519)	(1 224 990)	(1 254 422)	(1 284 443)	(1 315 064)	(1 346 298)	(1 378 156)	(1 410 652)	(1 443 798)	(1 477 606)	(1 512 090)
Impôt total	(\$Can/an)	(13 647 519)	(1 224 990)	(1 254 422)	(1 284 443)	(1 315 064)	(1 346 298)	(1 378 156)	(1 410 652)	(1 443 798)	(1 477 606)	(1 512 090)
Revenus nets totaux (RNAI)	(\$Can/an)	31 844 211	2 858 309	2 926 985	2 997 033	3 068 483	3 141 362	3 215 698	3 291 521	3 368 861	3 447 747	3 528 211
Coûts en capitaux												
Coût total en investissement (INVE)	(\$Can)	(5 046 842)	(5 046 842)									
Valeur résiduelle des équipements (VARE)	(\$Can)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dotations à l'amortissement (DOAM)	(\$Can)	5 046 842	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684	504 684
Fonds de roulement (TFOR)	(\$Can)	658 284	0	0	0	0	0	0	0	0	0	658 284
Flux monétaire net annuel (FMNA)	(\$Can/an)		(1 683 848)	3 431 669	3 501 718	3 573 167	3 646 046	3 720 382	3 796 206	3 873 545	3 952 431	4 691 179
Flux monétaire net cumulatif (FMNC)	(\$Can)		(1 683 848)	1 747 821	5 249 538	8 822 706	12 468 752	16 189 134	19 985 340	23 858 885	27 811 316	32 502 495
Coûts globaux du procédé (sur 10 ans) (CGP)	(\$/t)	239										
Période de remboursement (PRI)	(années)	1,49										
Profit net total (PNT)	(\$Can)	32 502 495										
Profit net actualisé (VAN)	(\$Can)	22 497 262										
Taux de rendement interne (TRI)	(%)	205,83										