

**Université du Québec  
Institut national de la recherche scientifique  
Centre Eau Terre Environnement**

**Décontamination d'un sol pollué par des métaux lourds par  
des procédés de traitement physiques et chimiques**

Par  
**Catherine Gauthier-Dion**

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

**Jury d'évaluation**

Président du jury et examinateur interne	Mario Bergeron INRS Centre Eau Terre Environnement
Examineur externe	Roland Leduc Université de Sherbrooke
Directeur de recherche	Guy Mercier INRS Centre Eau Terre Environnement
Codirecteur de recherche	Jean-François Blais INRS Centre Eau Terre Environnement

**Janvier 2016**



## REMERCIEMENTS

Je remercie M. Guy Mercier et M. Jean-François Blais, respectivement mon directeur et mon co-directeur de recherche, pour m'avoir accueillie au sein de leur équipe de recherche. Je les remercie pour leur disponibilité, leur soutien et leur profonde gentillesse. J'ai à maintes reprises bénéficié de leur vaste expertise et de leur avant-gardisme dans le domaine des sciences et technologies de l'environnement.

Je remercie également Tecosol Inc. pour son soutien financier et plus particulièrement M. Vincent Taillard, mon conseiller en entreprise, pour sa disponibilité, sa compétence et sa patience remarquable.

Merci à Mme Myriam Chartier pour la grande étendue de son soutien technique et scientifique et à Mme Lucie Coudert pour sa supervision, ses conseils et ses encouragements. Lucie a toujours su m'expliquer comment tirer un parti positif de mon travail et de mes résultats; c'est également elle qui a largement chapeauté les résultats obtenus à partir du logiciel MINEQL+. Merci à Mme Lan Tran Huong pour son aide précieuse concernant les analyses HAP. Je remercie également M. Philippe Jobin qui m'a souvent prodigué des conseils et des astuces.

Finalement, merci à mes collègues étudiants et étudiantes de l'INRS pour leur soutien, leur partage d'expertise, les repas pris ensemble et surtout, leur amitié.



## RÉSUMÉ

Au cours des 20 à 30 dernières années, les nombreux sites contaminés de même que les importants volumes de sols qui s'y rattachent sont devenus une préoccupation croissante dans les pays industrialisés. Au Québec, la mise en place d'une législation entourant la gestion des terrains et des sols contaminés, de même que le développement urbain ont favorisé l'émergence d'une industrie de la décontamination. La contamination par les métaux lourds et la contamination mixte (contaminants organiques et inorganiques) présentent des défis particuliers. Le procédé breveté MÉTOX<sup>®</sup> permet l'extraction simultanée du plomb et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés. Ce procédé ouvre la voie à d'autres initiatives en décontamination simultanée des contaminants inorganiques et organiques.

Ce projet de maîtrise portait sur la mise en place d'un procédé de décontamination d'un sol à vocation industrielle (situé en zone industrielle dans la ville de Québec, Canada) principalement contaminé par des métaux lourds et dans une moindre mesure par des HAP. Pour atteindre cet objectif, les méthodes de séparation physique (séparation magnétique et densimétrique) allaient être favorisées en raison de leur coût relativement faible et de leur simplicité d'opération. Une caractérisation chimique et minéralogique du sol a été effectuée en début de projet. Puis, la sélection des méthodes de traitement les plus pertinentes a été effectuée sur la base d'essais et d'analyses chimiques menées dans les laboratoires de l'INRS-ETE. Le regroupement de ces méthodes a permis d'élaborer un train de procédés suggéré pour le traitement des deux sols à l'étude.

Le procédé mis au point implique une séparation des volumes selon leur granulométrie. Chaque fraction granulométrique est conditionnée par une étape d'attrition; cette étape est suffisante pour les fractions grossières ( $> 4$  mm). Les fractions intermédiaires ( $1 < x < 4$  mm) et une partie des fractions fines ( $0,25 < x < 1$  mm) sont ensuite traitées par séparation gravimétrique (jig et table à secousses, respectivement). La lixiviation en solution acide s'est avérée nécessaire pour les particules de moins de 0,25 mm de diamètre.

Globalement, le procédé permet l'enlèvement de 23 à 27 % du plomb, de 3 à 49 % du cadmium et de 43 à 51 % de l'antimoine. Jusqu'à 52 % du cuivre et 51 % du zinc ont pu être récupérés. L'application de ces traitements a permis d'atteindre les objectifs de traitement requis pour la poursuite de la vocation industrielle du terrain (plage de contamination B-C atteinte) selon les normes environnementales en vigueur au Québec.

**Mots-clés:** Méthodes de séparation physique, attrition, séparation gravimétrique, lixiviation, procédé de décontamination, sols contaminés, métaux lourds, contaminants inorganiques.

## ABSTRACT

Over the course of the last 20 to 30 years, industrialized countries have become more aware of the numerous contaminated sites and the problems which arise from them. In Québec, the enactment of specific legislation encircling the management of contaminated land and soil has favored the emergence of a remediation industry. Contamination by heavy metals and mixed contamination (both organic and inorganic compounds) are of a specific concern. The patented METOX® process allows the simultaneous extraction of lead and PAHs from contaminated soils.

This master project was about the implementation of a remediation process for a planned industrial site (in Quebec city, Canada) that was primarily contaminated by heavy metals and to a lesser extent by PAHs. To reach this end, physical separation methods (both magnetic and densimetric) were shown to be more practical because of their lower cost and their operational simplicity. A chemical and mineral characterization of the soil was done at the start of the project. The selection of the most pertinent treatment methods was made based on experimental results and chemical analysis. The assembly of these methods permitted the elaboration of suggested treatment for the two soils studied.

The process developed implies a granular separation of the soils by sieving. Each granular category was dependent upon a step of attrition. This procedure was sufficient to assure the treatment of larger size categories ( $> 4\text{mm}$ ) . Intermediate categories ( $1 < x < 4 \text{ mm}$ ) and part of the small categories ( $0,25 < x < 1 \text{ mm}$ ) were then treated by densimetric separation (jig and shaking table, respectively). Acid leaching showed itself to be necessary for particles less than 0,25 mm in diameter.

In whole, the procedure allows for the removal of 23 to 27 % of lead, 3 to 49 % of cadmium and 43 to 51 % of antimony. Up to 52 % of copper and 51 % of zinc was able to be recovered. Application of these processes allowed to reach the objectives of treatment required for the subsequent industrial land use, as indicated by provincial regulations applying in Quebec.

**Keywords:** Physical separation methods, attrition, densimetric separation, acid leaching, remediation process, contaminated soils, heavy metals, inorganic contaminants.

# TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	III
RÉSUMÉ V	
ABSTRACTVII	
TABLE DES MATIÈRES.....	IX
LISTE DES TABLEAUX.....	XI
LISTE DES FIGURES.....	XV
LISTE DES ÉQUATIONS.....	XVII
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	XIX
<b>1 INTRODUCTION.....</b>	<b>1</b>
1.1 PROBLÉMATIQUE.....	2
1.2 OBJECTIFS DU PROJET.....	3
<b>2 REVUE DE LITTÉRATURE.....</b>	<b>5</b>
2.1 LE SOL.....	5
2.2 PRINCIPAUX CONTAMINANTS.....	6
2.2.1 <i>Le plomb</i> .....	6
2.2.2 <i>Le cuivre</i> .....	9
2.2.3 <i>Le zinc</i> .....	10
2.2.4 <i>Hydrocarbures aromatiques polycycliques</i> .....	12
2.2.5 <i>Cadre réglementaire pour les métaux et les HAP</i> .....	18
2.3 MÉTHODES DE DÉCONTAMINATION.....	21
2.3.1 <i>Décontamination des métaux</i> .....	21
2.3.2 <i>Décontamination des HAP</i> .....	23
2.3.3 <i>Cas d'une contamination mixte (HAP et métaux lourds)</i> .....	24
2.3.4 <i>Lavage de sol</i> .....	25
2.3.5 <i>Méthodes de séparation physique</i> .....	27
2.3.6 <i>Méthodes d'extraction chimique</i> .....	40
2.4 MODÈLES DE PRÉDICTION DE LA FAISABILITÉ DU TRAITEMENT.....	42
<b>3 DESCRIPTION DU SITE DE LA RUE RESSAC.....</b>	<b>45</b>
3.1 DESCRIPTION DU SITE.....	45
3.2 DESCRIPTION DES PROPRIÉTÉS AVOISINANTES.....	46
3.3 HISTORIQUE DU SITE DE LA RUE RESSAC.....	47
3.3.1 <i>Historique de la contamination du site</i> .....	48
<b>4 MÉTHODOLOGIE.....</b>	<b>51</b>

4.1	CARACTÉRISATION DES SOLS.....	51
4.1.1	<i>Échantillonnage</i> .....	51
4.1.2	<i>Granulométrie et granulochimie des sols</i> .....	52
4.1.3	<i>Caractérisation minéralogique</i> .....	54
4.2	DESCRIPTION DU PROCÉDÉ COMPLET .....	54
4.3	SÉPARATION MAGNÉTIQUE .....	55
4.4	ATTRITION.....	56
4.5	SÉPARATION GRAVIMÉTRIQUE .....	57
4.5.1	<i>Table à secousses</i> .....	57
4.5.2	<i>Jig</i> .....	58
4.5.3	<i>Colonne d'éluatriation</i> .....	62
4.6	EXTRACTION CHIMIQUE.....	64
4.7	MÉTHODOLOGIE ANALYTIQUE .....	65
4.7.1	<i>Détermination des teneurs en métaux</i> .....	65
4.7.2	<i>Détermination des teneurs en HAP</i> .....	67
<b>5</b>	<b>RÉSULTATS ET DISCUSSION.....</b>	<b>69</b>
5.1	GRANULOMÉTRIE ET GRANULOCHIMIE DES SOLS.....	69
5.1.1	<i>Granulochimie du sol TR 40</i> .....	71
5.1.2	<i>Granulochimie du sol TR 52</i> .....	75
5.2	CARACTÉRISATION MINÉRALOGIQUE .....	77
5.3	SÉPARATION MAGNÉTIQUE .....	80
5.4	ATTRITION.....	82
5.4.1	<i>Attrition sur TR 40</i> .....	82
5.4.2	<i>Attrition sur TR 52</i> .....	87
5.5	SÉPARATION GRAVIMÉTRIQUE .....	92
5.5.1	<i>Essais de jig</i> .....	92
5.5.2	<i>Essais de colonne d'éluatriation</i> .....	101
5.5.3	<i>Essais de table à secousses</i> .....	105
5.5.4	<i>Comparaison du jig et de la TS</i> .....	114
5.6	LIXIVIATION .....	116
5.7	PROCÉDÉ GLOBAL .....	121
<b>6</b>	<b>CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS .....</b>	<b>133</b>
<b>7</b>	<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES .....</b>	<b>135</b>

## LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 2.1	USAGES COURANTS DES COMPOSÉS DE PLOMB (LAPERCHE <i>ET AL.</i> , 2004) .....	7
TABLEAU 2.2	CONTAMINATION DE L'ENVIRONNEMENT PAR LE PLOMB ET SES DÉRIVÉS (LAPERCHE <i>ET AL.</i> , 2004) .....	7
TABLEAU 2.3	PROPRIÉTÉS DES 16 HAP CLASSÉS PRIORITAIRES PAR L'US EPA (ROLLIN <i>ET AL.</i> , 2005) .....	14
TABLEAU 2.4	TOXICITÉ, CANCÉROGÉNÈSE ET MUTAGÉNÈSE DES 16 HAP CLASSÉS PRIORITAIRES PAR L'US EPA (LEOZ-GARZIANDIA ET AL., 2000)	17
TABLEAU 2.5	CRITÈRES GÉNÉRIQUES ET VALEURS LIMITES POUR LES MÉTAUX (MDELCC, 2014A, MDELCC, 2014c) .....	20
TABLEAU 2.6	CRITÈRES GÉNÉRIQUES ET VALEURS LIMITES POUR LES HAP (MDELCC, 2014A, MDELCC, 2014c).....	20
TABLEAU 2.7	CLASSIFICATION DES PRINCIPALES MÉTHODES DE DÉCONTAMINATION DES SOLS (JOBIN, 2014) .....	21
TABLEAU 2.8	RÉSUMÉ DES RENDEMENTS DE DÉCONTAMINATION OBTENUS PAR DES MÉTHODES DE SÉPARATION PHYSIQUE (JOBIN, 2014)	29
TABLEAU 2.9	TRAINS DE PROCÉDÉS (TP) ÉVALUÉS PAR LAPORTE-SAUMURE <i>ET AL.</i> (2010) .....	34
TABLEAU 3.1	VOLUMES DE SOL CONTAMINÉS PRÉSENTS SUR LE SITE DE LA RUE RESSAC TELS QU'ESTIMÉS PAR LA SECONDE CAMPAGNE DE CARACTÉRISATION D'INSPEC-SOL (INSPEC-SOL, 2012).....	49
TABLEAU 4.1	PROFONDEUR D'ÉCHANTILLONNAGE ET CONTAMINANTS ATTENDUS POUR CHAQUE TRANCHÉE .....	51
TABLEAU 4.2	PLAN D'EXPÉRIMENTATIONS DES ESSAIS RÉGULIERS RÉALISÉS SUR LA TABLE À SECOUSSES .....	57
TABLEAU 4.3	PARAMÈTRES OPÉRATOIRES POUR TOUS LES ESSAIS RÉGULIERS DE TABLE À SECOUSSES.....	58
TABLEAU 4.4	PLAN EXPÉRIMENTAL DE LA PREMIÈRE SÉRIE D'ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE JIG (RÉALISÉ SUR TR 52) .....	59
TABLEAU 4.5	PLAN EXPÉRIMENTAL DE LA DEUXIÈME SÉRIE D'ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE JIG.....	60
TABLEAU 4.6	PARAMÈTRES OPÉRATOIRES POUR LES ESSAIS RÉGULIERS DE TRAITEMENT À L'AIDE D'UN JIG.....	61
TABLEAU 4.7	PLAN D'EXPÉRIMENTATIONS ET RATIO VOLUMIQUE DU LIT DE BILLES DES ESSAIS RÉGULIERS RÉALISÉS À L'AIDE D'UN JIG	61
TABLEAU 4.8	PLAN D'EXPÉRIMENTATIONS DES ESSAIS RÉGULIERS DE COLONNE D'ÉLUTRIATION.....	63
TABLEAU 4.9	PLAN D'EXPÉRIMENTATIONS DES ESSAIS DE LIXIVIATION (TR 52) .....	65
TABLEAU 4.10	LISTE DES HAP ANALYSÉS PAR GC-MS ET TEMPS DE RÉTENTION APPROXIMATIFS DANS LA COLONNE (D'APRÈS CEAQ, 2011)	68
TABLEAU 5.1	CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DE TR 40 ET DE TR 52 .....	69
TABLEAU 5.2	RÉPARTITION GRANULOMÉTRIQUE DES QUATRE (4) SOLS INITIALEMENT ÉCHANTILLONNÉS .....	69
TABLEAU 5.3	PRÉSENTATION DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE INITIALE DE TR 40 .....	72
TABLEAU 5.4	PRÉSENTATION DE LA CONTAMINATION EN HAP INITIALE DE TR 40.....	73
TABLEAU 5.5	LISTE DES ABRÉVIATIONS APPLICABLES AUX COMPOSÉS HAP .....	74
TABLEAU 5.6	PRÉSENTATION DE LA CONTAMINATION MÉTALLIQUE INITIALE DE TR 52 .....	76
TABLEAU 5.7	PRÉSENTATION DE LA CONTAMINATION EN HAP INITIALE DE TR 52.....	76
TABLEAU 5.8	COMPILATION DES RÉSULTATS DE SÉPARATION MAGNÉTIQUE POUR TR 40 .....	80
TABLEAU 5.9	COMPILATION DES RÉSULTATS DE SÉPARATION MAGNÉTIQUE POUR TR 52.....	81

TABLEAU 5.10	RENDEMENTS D'ENLÈVEMENT PAR ATTRITION DE SIX (6) MÉTAUX LOURDS POUR TR 40 POUR LA FG 4 < x < 12 MM (AT 10 MIN).....	85
TABLEAU 5.11	ENLÈVEMENTS COMPARÉS ET VALEURS DE P POUR 6 MÉTAUX LOURDS POUR LA FG 1 < x < 4 MM DE TR 40 APRÈS TRAITEMENT PAR AT 10 MIN ET AT 20 MIN.....	85
TABLEAU 5.12	RÉSULTATS D'ATTRITION TR 40 2 < x < 4 MM, 1 < x < 2 MM ET 0,25 < x < 1 MM.....	86
TABLEAU 5.13	ENLÈVEMENTS COMPARÉS ET VALEURS DE P POUR 6 MÉTAUX LOURDS POUR TR 52 POUR LES FG 12 < x < 25MM, 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM APRÈS TRAITEMENT PAR AT 10 MIN ET AT 20 MIN.....	90
TABLEAU 5.14	PERFORMANCES D'ATTRITION TR 52 POUR LES FG 2 < x < 4 MM, 1 < x < 2 MM ET 0,25 < x < 1 MM.....	92
TABLEAU 5.15	PLAN D'EXPÉRIMENTATIONS ET MASSE EFFECTIVE DES BILLES EMPLOYÉES POUR LE LIT DE BILLES DE LA SECONDE SÉRIE D'ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE JIG SUR TR 52.....	94
TABLEAU 5.16	MASSE DE CONCENTRÉ, ENTRAÎNEMENT PARTICULAIRE (EP) ET DENSITÉ DU CONCENTRÉ POUR CHAQUE ESSAI PRÉLIMINAIRE DE JIG (TR 52, N = 1).....	96
TABLEAU 5.17	RÉSULTATS DES ESSAIS RÉGULIERS DE JIG POUR TR 40 (N = 3).....	99
TABLEAU 5.18	RÉSULTATS DES ESSAIS RÉGULIERS DE JIG POUR TR 52.....	100
TABLEAU 5.19	TENEURS EN HAP DANS LE SOL INITIAL, LE SOL ATTRITÉ ET DANS LA FRACTION TRAITÉE APRÈS CSP* POUR DEUX (2) FG DE TR 40	102
TABLEAU 5.20	RÉSULTATS DE TABLE À SECOUSSES POUR TR 40 1 < x < 2 MM.....	106
TABLEAU 5.21	RÉSULTATS DE TABLE À SECOUSSES POUR TR 52 1 < x < 2 MM.....	107
TABLEAU 5.22	RÉSULTATS DE TABLE À SECOUSSES POUR LA FG 0,25 < x < 1 MM DU SOL TR 40.....	110
TABLEAU 5.23	RÉSULTATS DE TABLE À SECOUSSES POUR LA FG 0,25 < x < 1 MM DU SOL TR 52.....	111
TABLEAU 5.24	VALEURS DE P <sup>1</sup> OBTENUES SUITE À UN TEST DE COMPARAISON DE MOYENNES (STUDENT BILATÉRAL) DES RENDEMENTS D'ENLÈVEMENT PAR JIG ET PAR TS POUR LA FG 1 < x < 2 MM DES SOLS TR 40 ET TR 52.....	115
TABLEAU 5.25	PERFORMANCES DE LA LIXIVATION SUR LA FG 2 < x < 4 MM DU SOL TR 52.....	117
TABLEAU 5.26	PERFORMANCES DE LA LIXIVATION SUR LA FG 1 < x < 2 MM DU SOL TR 52.....	117
TABLEAU 5.27	PERFORMANCES DE LA LIXIVATION SUR LA FG < 0,25 MM DU SOL TR 52.....	118
TABLEAU 5.28	CONCENTRATIONS (MG/L) EN MÉTAUX PRÉSENTS DANS LES EFFLUENTS ACIDES ISSUS DE LA LIXIVATION À PH 2 DE LA FG < 0,25 MM DE TR 52.....	119
TABLEAU 5.29	FORMES CHIMIQUES SOUS LESQUELLES SE TROUVENT LES MÉTAUX PRÉSENTS DANS LE LIXIVIAT ACIDE ISSU DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT DE LA FRACTION À 0,25 MM DU SOL TR 52 (LOGICIEL MINEQL).....	120
TABLEAU 5.30	RENDEMENT DU PROCÉDÉ GLOBAL DE DÉCONTAMINATION POUR TR 40.....	126
TABLEAU 5.31	EP ET ENLÈVEMENTS OBTENUS PAR LES DIFFÉRENTES ÉTAPES DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT DE TR 40.....	127
TABLEAU 5.32	PERFORMANCES DU PROCÉDÉ DE DÉCONTAMINATION SANS LIXIVATION DES FRACTIONS INTERMÉDIAIRES POUR TR 52	129
TABLEAU 5.33	PERFORMANCES DU PROCÉDÉ DE DÉCONTAMINATION AVEC LIXIVATION (PH 4) DES FRACTIONS INTERMÉDIAIRES POUR TR 52 INITIAL.....	130

TABLEAU 5.34	EP ET ENLÈVEMENTS OBTENUS PAR LES DIFFÉRENTES ÉTAPES DU PROCÉDÉ DE TRAITEMENT DE TR 52.....	131
--------------	---	-----



## LISTE DES FIGURES

FIGURE 2.1	SCHÉMA DU DEVENIR DES HAP À PARTIR D'UNE SOURCE PRIMAIRE INDUSTRIELLE (ROLLIN <i>ET AL.</i> , 2005).....	16
FIGURE 2.2	SOLUBILITÉ DES COMPOSÉS DE Pb (II) EN FONCTION DU PH (VAN BENSCHOTEN <i>ET AL.</i> , 1997) .....	23
FIGURE 2.3	SCHÉMA D'UN PROCÉDÉ DE LAVAGE DE SOL TYPIQUE (DERMONT <i>ET AL.</i> , 2008A) .....	26
FIGURE 2.4	EFFICACITÉ PRÉVISIBLE DES MÉTHODES DE SÉPARATION PHYSIQUE EN FONCTION DU DEGRÉ DE LIBÉRATION DES CONTAMINANTS (DERMONT <i>ET AL.</i> , 2008A).....	28
FIGURE 2.5	REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE D'UNE TABLE À SECOUSSES ET DES ZONES DE RÉCUPÉRATION DES FRACTIONS (BISONE <i>ET</i> <i>AL.</i> , 2013) .....	36
FIGURE 2.6	VUE DE COUPE D'UNE SECTION DE SPIRALE (ABOLS <i>ET AL.</i> , 2006) .....	38
FIGURE 3.1	VUE AÉRIENNE DU SITE DE LA RUE RESSAC (IMAGE : GOOGLE EARTH) .....	47
FIGURE 4.1	PLAN DU SITE DE LA RUE RESSAC ET ZONES D'ÉCHANTILLONNAGE (ENCERCLÉES). CRÉDIT IMAGE : INSPEC-SOL (2012) ...	52
FIGURE 4.2	TAMIS SEWCO™ UTILISÉ POUR L'ÉTAPE DE TAMISAGE .....	53
FIGURE 4.3	APERÇU DU TRAIN DE PROCÉDÉ ENVISAGÉ POUR LA DÉCONTAMINATION DE TR 40 ET TR 52 .....	55
FIGURE 5.1	COURBE GRANULOMÉTRIQUE DU SOL TR 40 .....	70
FIGURE 5.2	COURBE GRANULOMÉTRIQUE DU SOL TR 52 .....	70
FIGURE 5.3	IMAGE OBTENUE PAR MEB COUPLÉ À L'EDS: PARTICULE PORTEUSE DE CU (EN SURBRILLANCE) NON LIBÉRÉ D'UNE MATRICE DE FER ET DE SILICIUM.....	78
FIGURE 5.4	IMAGE OBTENUE PAR MEB COUPLÉ À L'EDS: PARTICULE PORTEUSE DE ZN (EN SURBRILLANCE) MÊLÉ À DU FER, DU SILICIUM ET DES CARBONATES (PARTICULE FORTEMENT LIBÉRÉE).....	79
FIGURE 5.5	IMAGE OBTENUE PAR MEB COUPLÉ À L'EDS: PARTICULE CONTENANT DU ZINC (EN SURBRILLANCE) DE MÊME QUE DU SILICIUM, DES CARBONATES, DE L'OXYDE DE MAGNÉSIUM, DU MANGANÈSE ET DU CADMIUM. ....	79
FIGURE 5.6	CONCENTRATIONS EN CU, Pb ET ZN DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 40 POUR LES FG 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM.....	83
FIGURE 5.7	CONCENTRATIONS EN Sb ET Sn DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 40 POUR LES FG 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM .....	84
FIGURE 5.8	CONCENTRATIONS EN Cd DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 40 POUR LES FG 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM .....	84
FIGURE 5.9	CONCENTRATIONS EN CU, Pb ET Sn DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 52 POUR LES FG 12 < x < 25 MM, 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM .....	87
FIGURE 5.10	CONCENTRATIONS EN ZN DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 52 POUR LES FG 12 < x < 25 MM, 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM .....	88
FIGURE 5.11	CONCENTRATIONS EN Cd ET EN Sb DANS LE SOL INITIAL, DANS LE SOL ATTRITÉ 10 MINUTES ET DANS LES BOUES D'ATTRITION DE TR 52 POUR LES FG 12 < x < 25 MM, 4 < x < 12 MM ET 1 < x < 4 MM .....	88
FIGURE 5.12	RENDEMENTS D'ENLÈVEMENT OBTENUS LORS DES ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE JIG SUR DU SOL NON ATTRITÉ (NON AT), ATTRITÉ 10 MINUTES (AT 10 MIN) OU ATTRITÉ 20 MINUTES (AT 20 MIN) À PARTIR DE LA FRACTION 1 < x < 4 MM DU SOL TR 52 93	

FIGURE 5.13	RENDEMENTS D'ENLÈVEMENT OBTENUS POUR LES 5 MÉTAUX LOURDS APRÈS UNE ÉTAPE DE JIG EN FONCTION DU RATIO VOLUMIQUE DES BILLES SUR LE VOLUME TOTAL POUR LA FG $2 < x < 4$ MM DU SOL TR 52 (N = 1).....	95
FIGURE 5.14	RENDEMENTS D'ENLÈVEMENT OBTENUS POUR LES 5 MÉTAUX LOURDS APRÈS UNE ÉTAPE DE JIG EN FONCTION DU RATIO VOLUMIQUE DES BILLES SUR LE VOLUME TOTAL POUR LA FG $1 < x < 2$ MM DU SOL TR 52 (N = 1) .....	96
FIGURE 5.15	RÉPARTITION PROPORTIONNELLE À LA MASSE DE 4 MÉTAUX LOURDS DANS LES DIFFÉRENTES FRACTIONS OBTENUES PAR TABLE À SECOUSSES DE TR 52 $0,25 < x < 1$ MM .....	113
FIGURE 5.16	ENLÈVEMENTS DE SIX (6) MÉTAUX LOURDS OBTENUS PAR LE JIG ET PAR LA TABLE À SECOUSSES (TS) SUR LA FG $1 < x < 2$ MM DU SOL TR 40 .....	114
FIGURE 5.17	ENLÈVEMENTS DE SIX (6) MÉTAUX LOURDS PAR LE JIG ET PAR LA TABLE À SECOUSSES (TS) SUR TR 52 $1 < x < 2$ MM 115	
FIGURE 5.18	TRAIN DE PROCÉDÉS POUR TR 40 .....	123
FIGURE 5.19	TRAIN DE PROCÉDÉS POUR TR 52 .....	124

## LISTE DES ÉQUATIONS

ÉQUATION 4.1	DÉTERMINATION DU BILAN DE MASSE LORS DE L'ÉTAPE D'ATTRITION.....	56
ÉQUATION 4.2	LIMITE DE DÉTECTION = $3 * \delta$ (ANALYSES DE STANDARD LE PLUS FAIBLE DILUÉ 10 X).....	66
ÉQUATION 4.3	LIMITE DE QUANTIFICATION = $10 * \delta$ (ANALYSES DE STANDARD LE PLUS FAIBLE DILUÉ 10 X).....	66
ÉQUATION 4.4	COV (%) = ÉCART-TYPE / MOYENNE * 100 .....	66
ÉQUATION 4.5	DÉTERMINATION DU BILAN MASSIQUE (OUT/IN) POUR VALIDER LES ESSAIS DE TRAITEMENT .....	67



## LISTE DES ABRÉVIATIONS

1,3DMN	1,3 Diméthylnaphtalène
2,3,5TMN	2,3,5-Triméthylnaphtalène
3MCN	3-Méthylcholanthène
ACN	Acénaphène
ACyN	Acénaphthylène
ADN	Acide désoxyribonucléique
ANT	Anthracène
ARN	Acide ribonucléique
AT	Attrition
ATSDR	<i>Agency for toxic substances and disease registry</i>
B.AT	Boues d'attrition
BAN	Benzo(a)anthracène
BAP	Benzo(a)pyrène
BJK	Benzo(b,j,k)fluoranthène
BCP	Benzo(c)phénanthrène
BPR	Benzo(g,h,i)pérylène
BPC	Biphényles polychlorés
CAS	Cocamidopropyl Hydroxysultaïne
CCLP	<i>Counter-current leaching procedure</i>
CCS	Confinement, contrôle, suivi
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CEC	Capacité d'échange cationique
CERCLA	<i>Comprehensive environmental response, compensation and liability act</i>
CRY	Chrysène
CRY-D12	Chrysène-D12
COSV	Composé organique semi-volatil
COV	Composé organique volatil
cv	Coefficient de variation
DBA	Dibenzo(a,h)anthracène

DB(a,h)P	Dibenzo(a,h)pyrène
DB(a,i)P	Dibenzo(a,i)pyrène
DB(a,i)P	Dibenzo(a,i)pyrène
DMS	Séparation par milieu dense (Dense Media Separation)
DNAPL	<i>Dense Non-Aqueous Phase Liquid</i>
EDS	<i>Energy dispersive spectroscopy</i>
EP	Entraînement particulaire
FG	Fraction granulométrique
FLR	Fluoranthène
FLU	Fluorène
GC-MS	<i>Gas chromatography - mass spectrometry</i>
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
IARC	<i>International association for research on cancer</i>
ICP-AES	<i>Inductively coupled plasma - atomic emission spectroscopy</i>
INP	Indéno(1,2,3-cd)pyrène
INRS-ETE	Institut national de recherche scientifique Centre Eau, Terre et Environnement
K <sub>oc</sub>	Coefficient de partage du carbone organique
K <sub>ow</sub>	Coefficient de partage octanol/eau
LIMS	<i>Low intensity magnetism separation</i>
LISTE	Laboratoires pour l'innovation scientifique et technologique de l'environnement
LIX	Lixiviation
LQE	Loi sur la qualité de l'environnement
M1NPN	1- Méthylnaphtalène
M2NPN	2-Méthylnaphtalène
M7,12BAN	7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène
MDDEFP	Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs
MDDELCC	Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques
MDDEP	Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs

MEB	Microscope à balayage électronique
MEF	Ministère de l'environnement et de la faune
MTQ	Ministère des transports du Québec
N.AT	Non attrité
NPN	Naphtalène
PAHs	<i>Polycyclic aromatic hydrocarbons</i>
PCP	Pentachlorophénol
PCDD-F	Dioxines et furanes
PHE	Phénanthrène
PHE-D10	Phénanthrène-D10
PVC	Polychlorure de vinyle
PYR	Pyrène
PYR-D10	Pyrène-D10
RESC	Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés
RPRT	Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains
RSD	<i>Relative standard deviation</i>
SPLP	<i>Synthetic precipitation leaching procedure</i>
S/S	Solidification/stabilisation
SS-EDDS	Éthylènediamine disuccinate
TCLP	<i>Toxicity characteristic Leaching Procedure</i>
TP	Train de procédés
TS	Table à secousses
TSSG	Test simulant le suc gastrique
US EPA	<i>United States environmental protection agency</i>
WHIMS	<i>Workplace hazardous materials information system</i>



## 1 INTRODUCTION

Le développement industriel ainsi que la fermeture des industries lourdes en Europe et en Amérique du Nord ont laissé de nombreux terrains contaminés dans leur sillage (Sierra *et al.*, 2010a). Ces terrains contaminés renferment d'importants volumes de sol dont la teneur en métaux lourds (As, Cd, Cr, Hg, Pb, Zn), en composés organiques et en produits chimiques représente des risques pour l'environnement et la santé publique. Par exemple, l'ingestion de sol et de poussières contaminés par du plomb constitue une menace réelle pour la santé des jeunes enfants, principalement dans les quartiers défavorisés situés aux abords des zones industrielles (Mercier *et al.*, 2002b). Les effets délétères du plomb sur le développement des enfants de 0 à 5 ans sont abondamment documentés dans la littérature (Lanphear *et al.*, 1998, Lidsky *et al.*, 2006, Rosen, 1995).

L'enfouissement ex-situ et la stabilisation/solidification in-situ des sols contaminés ont longtemps été les principales méthodes de gestion des terrains contaminés (Bisone *et al.*, 2013). Ces méthodes sont peu chères, rapides et efficaces. Cependant, elles requièrent un suivi environnemental coûteux à long terme (Vanthuyne *et al.*, 2003) et leur acceptabilité sociale décroît à mesure qu'une large partie de l'opinion publique se sensibilise aux valeurs du développement durable (Rivero-Huguet *et al.*, 2011).

Au Québec, le répertoire des terrains contaminés du MDDELCC comptait 8 334 entrées en date du 31 décembre 2010. Parmi les terrains répertoriés, 73 % présentaient une contamination organique, 15 % une contamination mixte et 12 % une contamination inorganique (Hébert *et al.*, 2013). À Montréal, pas moins de 250 sites contaminés par des métaux étaient comptabilisés en 2010 (Dermont *et al.*, 2010). Au cours de ces 20 dernières années, l'implantation d'une législation provinciale spécifique à la gestion des terrains et des sols contaminés a favorisé l'émergence d'une industrie de traitement des sols contaminés (Plante, 2005). Dans les zones urbaines et périurbaines principalement, la réhabilitation des terrains contaminés présente un intérêt économique et urbanistique certain (Sierra *et al.*, 2010a). La *Politique de protection des sols et de gestion des terrains contaminés* du MDDELCC fournit des balises aux propriétaires de

terrains contaminés depuis 1998. Le MDDELCC émet également des critères de qualité des sols pour divers contaminants organiques et inorganiques; ces critères tiennent lieu de barèmes législatifs concernant les usages des terrains contaminés et la gestion des sols (MDDELCC, 2014b).

La réhabilitation des sites aux prises avec une contamination inorganique ou mixte présente une complexité particulière. Ainsi, il est généralement admis que la décontamination des métaux représente un défi majeur en raison de la nature des contaminants, de leur répartition hétérogène dans les sols et de leur spéciation changeante (Dermont *et al.*, 2008b). En 2004, 77 % des sites de la *US National Priority List* présentaient une problématique de contamination par des métaux, mais seulement 25 % des projets de traitement visaient une contamination métallique (Dermont *et al.*, 2008b). La sélection de la méthode de traitement appropriée demeure une pierre angulaire du succès de la décontamination (Duchesne *et al.*, 2003). Le coût de la décontamination doit être assez faible pour concurrencer l'enfouissement comme méthode de gestion des sols. Par conséquent, les méthodes de séparation physique, faciles à opérer et moins dispendieuses que les méthodes d'extraction chimique, doivent-elles être privilégiées lorsqu'elles sont applicables.

## **1.1 Problématique**

Les travaux décrits dans ce mémoire ont été réalisés dans le cadre d'une collaboration entre l'INRS-ETE et l'entreprise de décontamination Tecosol Inc. Le partenariat entre l'INRS-ETE et Tecosol est à l'origine du procédé breveté METOX<sup>®</sup>, une méthode d'extraction simultanée des HAP et du plomb présents dans des sols contaminés. Le succès du procédé METOX<sup>®</sup> laisse entrevoir de nombreuses applications dans le domaine de la remédiation d'une contamination mixte des sols. Ainsi, ces travaux ont largement bénéficié de l'expertise unique développée au sein des laboratoires LISTE. Leur dénominateur commun avec le procédé METOX<sup>®</sup> est de chercher à remédier simultanément à une contamination inorganique (plomb et autres métaux lourds) et organique (HAP).

Ce projet porte sur la décontamination d'un sol urbain appartenant à la Ville de Québec aux prises avec une contamination mixte. Localisé en zone industrielle, un usage est déjà projeté

pour le terrain qui doit cependant satisfaire les normes provinciales en vigueur pour l'implantation d'une usine. Le projet vise à élaborer, à l'échelle laboratoire, un procédé optimal de décontamination du sol. Ce procédé doit être fiable, efficace et robuste. Il doit être applicable à une échelle commerciale, c'est-à-dire qu'il doit permettre de traiter d'importants volumes de sol tout en demeurant économiquement concurrentiel.

Les caractérisations effectuées révèlent une importante contamination inorganique (métaux lourds). Une contamination en HAP est aussi décelée dans une moindre mesure. Les essais menés visent à déterminer le potentiel des procédés de séparation physique pour isoler les métaux dans un petit volume de sol, laissant ainsi la majeure partie du sol décontaminée. De plus, le potentiel d'enlèvement des HAP de ces procédés sera brièvement étudié. Une caractérisation minéralogique du sol a été effectuée en parallèle afin de connaître la nature des particules porteuses des phases métalliques. Cette connaissance permet de mieux comprendre le comportement de ces particules lorsqu'elles sont soumises à des procédés de séparation physique. À la longue, l'efficacité des procédés de séparation physique pour la décontamination des métaux lourds peut être partiellement anticipée par une caractérisation minéralogique.

## **1.2 Objectifs du projet**

L'objectif principal du projet est d'élaborer à l'échelle laboratoire un procédé de traitement d'un sol contaminé par des métaux lourds à partir de méthodes de séparation physique et chimique. Les méthodes de séparation physique seront utilisées pour concentrer les métaux dans un volume de sol aussi petit que possible. Les sols contaminés proviennent du site de la rue Ressac (Québec, Qc, Canada). Les sous-objectifs de ce projet sont :

- Caractériser le sol par une étude granulométrique, granulochimique et minéralogique des particules;
- Déterminer l'applicabilité de la séparation magnétique sur le sol de la rue Ressac;
- Vérifier l'intérêt de l'attrition comme méthode de conditionnement des sols;
- Mesurer l'efficacité de différents procédés de séparation physique et chimique pour la concentration des métaux dans un petit volume de sol;

- Mesurer l'efficacité de différents procédés de séparation physique et chimique pour la concentration des HAP dans un petit volume de sol;
- Sélectionner les méthodes de décontamination les plus efficaces afin de proposer un train de procédés susceptible de décontaminer le sol en entier.

## 2 REVUE DE LITTÉRATURE

### 2.1 Le sol

Le sol est un milieu poreux. C'est un système ouvert où se déroulent des échanges d'énergie et de matière avec les autres composantes des écosystèmes : atmosphère, biosphère, hydrosphère. Le sol est composé de trois phases : solide, liquide et gazeuse. La phase solide est essentiellement inorganique; elle se divise en minéraux primaires et minéraux secondaires.

Les minéraux primaires sont des silicates issus de la désintégration de la roche-mère. Formés par l'anion silicate, leur structure de base est tétraédrique. Le quartz, les feldspaths, les pyroxènes et les amphiboles sont les minéraux primaires les plus courants rencontrés dans les sols (Hlavackova, 2005).

Les minéraux secondaires sont issus de l'altération des minéraux primaires. Parmi ce groupe, nous retrouvons les argiles telles que la smectite, la montmorillonite, l'illite et la kaolinite. La taille des particules d'argile est de 2  $\mu\text{m}$  ou moins. Ces particules ont une surface spécifique très élevée. Les oxydes et hydroxydes de fer (magnétique ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), hématite ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ )), de manganèse et d'aluminium (bauxite ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot x\text{H}_2\text{O}$ )), les carbonates (calcite ( $\text{CaCO}_3$ ), magnésite ( $\text{MgCO}_3$ ), dolomite ( $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$ )), les phosphates, les sulfates, les sulfures et les chlorures sont également des minéraux secondaires (Hlavackova, 2005, Mercier, 2000).

Le sol contient également de la matière organique dans des teneurs variables. Cette dernière fraction se compose de carbone, d'oxygène, d'hydrogène, d'azote et de soufre. Elle est complexe, hétérogène et, comme les argiles, elle est fortement adsorbante envers les cations du sol. Les substances humiques de la matière organique peuvent complexer les métaux par la formation de ligands (Kabata-Pendias, 2011, Sposito, 2008).

## 2.2 Principaux contaminants

### 2.2.1 Le plomb

Le plomb est un élément présent dans au moins 240 minéraux naturels (sulfites, sulfates, carbonates, oxydes, hydroxydes et phosphates) (Laperche *et al.*, 2004). La galène (PbS) est le principal minéral source de plomb, suivi par la cérusite (PbCO<sub>3</sub>) et l'anglésite (PbSO<sub>4</sub>) (Pichard, 2003). Les composés de plomb sont souvent associés à des minéraux composés de zinc, de cadmium, d'argent et de cuivre (Laperche *et al.*, 2004, Pichard, 2003).

#### 2.2.1.1 Usages du plomb

Le plomb est tristement célèbre pour la contamination causée par son emploi dans les peintures. En effet, la cérusite et l'anglésite (un carbonate et un sulfate de plomb, respectivement) fournissaient un pigment de couleur blanche (Mercier, 2000). Il était également utilisé pour les canalisations d'eau, les additifs d'essence, les gaines de câbles et les pesticides agricoles. Ces usages ont cessé depuis l'émergence d'une préoccupation autour de la contamination qui en résulte (Bonnard *et al.*, 1998, Laperche *et al.*, 2004). De plus, le plomb a été largement employé dans l'imprimerie, la métallurgie et la fabrication d'accumulateurs, capables de fournir beaucoup plus d'énergie qu'une batterie ordinaire (Bonnard *et al.*, 1998, Laperche *et al.*, 2004). De nos jours, le plomb entre dans la composition de batteries électriques, de radiateurs d'automobiles, de munitions et d'alliages (Pichard, 2003). Finalement, le plomb connaît des usages émergents favorisés par les récentes avancées technologiques. Par exemple, la feuille de plomb offre une protection efficace contre les radiations utilisées en imagerie médicale et en radiothérapie (Pichard, 2003). Le [Tableau 2.1](#) présente les usages courants des dérivés de plomb.

Les industries minières et métallurgiques, les industries de manufacture des produits dérivés du plomb de même que l'industrie des transports, l'industrie du verre et les accumulateurs sont les principales causes de la contamination en plomb des écosystèmes. Le [Tableau 2.2](#) présente les différentes sources de pollution des sols, de l'eau et de l'air par le plomb et ses dérivés.

**Tableau 2.1 Usages courants des composés de plomb (Laperche *et al.*, 2004)**

Application	Formule chimique
Impression du coton	$Pb(CH_3COO)_2$
Conservation du bois	Tributylacétate de plomb
Cosmétique et désinfectant	$Pb(CH_3COO)_2$
Émail, glaçure	PbS
Semi-conducteur	PbS, PbSe, PbTe
Catalyseur pour la polymérisation du polyuréthane	$PhPb(OAc)_3$
Céramique	$PbSi_2O_5$
Mastic et allumettes	PbO, $PbO_2$ , $Pb_3O_4$
Maquillage	PbS
Teinture des textiles	$Pb(NO_3)_2$
Oxydant dans les feux d'artifices	$PbO_2$

**Tableau 2.2 Contamination de l'environnement par le plomb et ses dérivés (Laperche *et al.*, 2004)**

Forme chimique	Milieu environnemental	Provenance
Plomb	Atmosphère	Poussière volcanique; Rejets anthropiques
	Eaux	Sidérurgie; Pluies acides; Contamination des eaux de consommation par les réseaux de distribution au plomb
	Sols	Retombées atmosphériques; Déchets industriels solides (extraction de minerai de plomb, affinage de plomb, recyclage des batteries, peintures à base de plomb)
Carbonate de Pb (cérusite)	Eaux	Constituant de la croûte terrestre; Extraction et traitement du minerai (eau de procédé)
	Atmosphère	Transformation de composés du plomb
	Sols	Pollution suite à la carbonatation du plomb dans les alliages; Pigments à base de carbonates
Oxyde de Pb	Atmosphère, Sols	Formation à partir de composés de plomb
Dioxyde de Pb	Atmosphère, Eaux, Sols	Présent naturellement; Combustion d'huiles usagées; Déchets solides provenant du charbon et d'huiles; Production de fer, d'acier, de zinc; Fusion du plomb, du cuivre; Concassage du minerai; Fabrication des batteries électriques, du verre au plomb; Lessivage des déchets de fonderie; Pertes lors de transport de minerais
Tétraoxyde de Pb	Atmosphères, Eaux, Sols	Rejets lors de la production et de l'utilisation du plomb; Chauffage du minerai de plomb en présence d'oxygène; Fusion et affinage du plomb, soudures
Sulfure de Pb (galène)	Atmosphères, Eaux, Sols	Minerai de plomb; Formation en présence de soufre en conditions réductrices; Extraction minière; Traitement du minerai, fusion et raffinage; Fabrication de semi-conducteurs et détecteurs infrarouges; Émaillage de céramique
Sulfate de Pb (anglésite)	Atmosphères, Eaux, Sols	Minerai de plomb; Association avec l'oxyde de plomb; Démarrage des batteries au plomb

### **2.2.1.2 Persistance du plomb dans les sols**

Le plomb est un élément peu mobile qui s'accumule dans les horizons supérieurs des sols (Kabata-Pendias, 2011). Les mécanismes d'adsorption des métaux par les argiles et les autres constituants du sol sont largement documentés dans la littérature (Anderson, 1993, Hlavackova, 2005, Kabata-Pendias, 2011, Sposito, 2008, Van Der Velpen *et al.*, 2004). Le plomb s'adsorbe majoritairement aux argiles, aux oxydes et hydroxydes, aux carbonates et à la matière organique (Basta *et al.*, 2005, Kabata-Pendias, 2011, Li *et al.*, 1996, Yarlagadda *et al.*, 1995). Les complexes plomb-organique formés sont stables. Les charges de surface des minéraux sont déterminantes pour la capacité d'adsorption du Pb (Hildebrand *et al.*, 1974). Un pH alcalin entraîne la précipitation du plomb sous forme de carbonates ou de phosphates; sa complexation avec la matière organique le rend plus soluble. Yarlagadda *et al.* (1995) indiquent que le plomb peut être retrouvé dans toutes les fractions granulométriques des sols contaminés.

### **2.2.1.3 Toxicité**

Les trois principales voies d'entrée du plomb dans l'organisme sont :

- l'inhalation de poussières ou de vapeurs de plomb ou d'oxydes de plomb;
- l'ingestion d'aliments, de poussières, de sol ou de peinture contenant du plomb;
- l'absorption cutanée, par exemple, de plomb organique et liposoluble entrant dans la composition de crèmes et de cosmétiques (Laperche *et al.*, 2004, Lyn, 2006, Miquel, 2001).

Ainsi chez les enfants de 0 à 5 ans, l'intoxication au plomb a principalement lieu par ingestion de poussières ou de sols contaminés. Les effets nocifs du plomb sur la santé des jeunes enfants, et notamment sur le développement du système nerveux, sont d'autant plus reconnus qu'ils découlent souvent d'une situation socio-économique défavorable (logements insalubres ou situés près des zones industrielles) (Benin *et al.*, 1999, Florea *et al.*, 2006, Lanphear *et al.*, 1998, Lanphear *et al.*, 1997, Lidsky *et al.*, 2006, Mercier, 2000, Naja *et al.*, 2009).

## **2.2.2 Le cuivre**

Le cuivre est un métal rougeâtre. La croûte terrestre en contient en moyenne 50 mg kg<sup>-1</sup>. Il possède une excellente conductivité thermique et électrique, est très malléable et résiste à la corrosion. C'est un élément essentiel pour les organismes vivants (ICSG, 2014a, Kabata-Pendias, 2011). Le cuivre possède 29 isotopes, dont deux sont naturels et stables : <sup>63</sup>Cu et <sup>65</sup>Cu. Les autres sont radioactifs et produits artificiellement.

Le cuivre est une ressource non renouvelable mais entièrement recyclable, pouvant être refondu et réutilisé. En 2008, 2,5 millions de tonnes de cuivre ont été recyclées en Europe, soit près de 45% de la consommation totale de ce métal.. Les principaux pays producteurs sont le Chili, la Chine, le Pérou et les États-Unis. Les réserves mondiales sont estimées à 630 millions de tonnes, alors que la production mondiale était de 18,1 millions de tonnes en 2013 (ICSG, 2014b).

### **2.2.2.1 Usages du cuivre**

Le cuivre est utilisé pour l'électricité, l'électronique et les télécommunications; il sert à fabriquer des câbles d'alimentation électrique, des puces électroniques, des câbles de télédistribution et des batteries. Il est employé dans la construction pour la plomberie, la robinetterie et les valves. En architecture, ses composés donnent aux toitures une couleur verte caractéristique, résultat de l'oxydation du cuivre. Le cuivre est également utilisé dans les transports, la machinerie, la marine et l'armement. Finalement, les propriétés antibactériennes, fongicides et algicides du cuivre en font un produit utilisé dans les hôpitaux et pour l'aquaculture. Certains de ses isotopes connaissent également des applications médicales (ICSG, 2014a).

### **2.2.2.2 Persistance du cuivre dans les sols**

Le cuivre est relâché dans les sols par les activités d'extraction et de raffinerie du cuivre et par les manufactures de produits du cuivre. Les sites d'enfouissement des déchets, les eaux usées domestiques, la combustion d'énergies fossiles, les pâtes et papiers, l'utilisation d'engrais organiques et chimiques et les feux de forêt sont d'autres sources de contamination des sols en

cuivre. Le cuivre est un élément non mobile dans les sols. Transféré à l'eau ou à l'atmosphère, il gagne en mobilité. (ATSDR, 2004, Kabata-Pendias, 2011).

Il est adsorbé par les argiles, la matière organique, les carbonates et les oxydes et hydroxydes de fer et de manganèse (Yarlagadda *et al.*, 1995). Le cuivre peut aussi co-précipiter avec les carbonates. Les formes ioniques présentes dans le sol sont  $\text{Cu}^+$ ,  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cu}(\text{Cl}_2)^-$ ,  $\text{CuSO}_4^0$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_2^0$ ,  $\text{CuCO}_3^0$  et  $\text{CuCl}^0$  (Kabata-Pendias, 2011). La spéciation du cuivre est tout aussi importante que sa concentration pour en prédire le comportement et la toxicité dans le sol (Yarlagadda *et al.*, 1995).

### 2.2.2.3 Toxicité

L'excès de cuivre est toxique pour les organismes aquatiques, les plantes vasculaires et les animaux de ferme. Chez l'humain, la consommation d'une eau trop chargée en cuivre peut causer des nausées, des vomissements, des crampes et de la diarrhée. L'ingestion chronique de quantités excessives de cuivre peut entraîner des dommages irréversibles au foie et aux reins, allant jusqu'à causer la mort. Le cuivre n'est pas considéré cancérigène (ATSDR, 2004).

### 2.2.3 Le zinc

Le zinc est un métal bleu-gris, moyennement réactif en présence d'eau, d'oxygène et de  $\text{CO}_2$ . Il a la propriété de dégager de l'hydrogène en présence d'acides peu concentrés. La croûte terrestre en contient en moyenne  $70 \text{ mg kg}^{-1}$ , ce qui en fait le 24<sup>e</sup> élément le plus abondant (Abarnou *et al.*, 1999, Pichard *et al.*, 2005a). Le [Tableau 8](#) présente les caractéristiques physico-chimiques du zinc. Le zinc possède 30 isotopes connus, dont 5 sont stables :  $^{64}\text{Zn}$ ,  $^{66}\text{Zn}$ ,  $^{67}\text{Zn}$ ,  $^{68}\text{Zn}$  et  $^{70}\text{Zn}$ .

#### 2.2.3.1 Usages du zinc

Le zinc est principalement utilisé pour la galvanisation du fer et la production d'alliages : laiton et bronze. Il sert à la fabrication d'agents conducteurs pour l'équipement électrique et

électronique. On l'emploie également dans la construction, où il est un constituant des toitures, dans l'industrie automobile et pour les chemins de fer. Ses composés permettent de fabriquer des plastiques, des pigments, des lubrifiants, des pesticides et des fongicides. En agriculture, des suppléments de zinc sont fréquemment apportés aux cultures, particulièrement au maïs qui est très sensible à une carence de cet élément (Kabata-Pendias, 2011, Pichard *et al.*, 2005a). Le zinc est utilisé au sein de l'industrie pharmaceutique comme supplément alimentaire pour le traitement des carences et des dermatoses. Il intervient dans le corps humain pour le maintien des fonctions immunitaires, la coagulation sanguine, la cicatrisation, le fonctionnement de la glande thyroïde et la spermatogenèse (ATSDR, 2005).

### **2.2.3.2 Persistance du zinc dans les sols**

Les activités industrielles et minières, l'épandage de boues agricoles, le transport routier et l'incinération des ordures sont des sources de zinc dans l'environnement et dans les sols. Le plus souvent retrouvé à l'état d'oxydation (+2), sous forme de ZnS, le zinc prend cependant différentes formes ioniques dans les sols. La [Figure 5](#) indique ces différentes formes. Bien que mobile, il est davantage retrouvé à la surface du sol. Son adsorption peut se faire selon deux mécanismes, dépendamment du pH; à pH acide, le zinc fait l'objet d'un échange de cations, principalement au sein des argiles et des oxydes, tandis qu'à pH basique, il est adsorbé par des ligands organiques. Cet élément est donc plus mobile et lessivable en sols légèrement acides qu'en milieu alcalin. La demie-vie du zinc dans le sol est estimée à près de 80 ans. La [Figure 6](#) illustre la corrélation entre le pH du sol, la rétention du zinc et la formation de complexes de zinc avec la matière organique (Doornaert *et al.*, 2003, Kabata-Pendias, 2011).

### **2.2.3.3 Toxicité**

Le zinc est un oligo-élément nécessaire pour diverses fonctions cellulaires et enzymatiques chez les humains, les animaux et les plantes. Dermatites, retards de croissance, mauvaise cicatrisation des tissus, systèmes immunitaire et reproducteur déficients, malformations congénitales et états dépressifs peuvent être reliés à une carence en zinc. À l'inverse, l'excès de zinc est également toxique pour les êtres vivants. Chez l'humain, les voies d'exposition sont

l'ingestion (par la nourriture), l'inhalation (vapeurs en milieu de travail) et le contact cutané (cosmétiques). Le chlorure de zinc ( $ZnCl_2$ ), l'oxyde de zinc ( $ZnO$ ), le sulfure ( $ZnS$ ) et le sulfate de zinc ( $ZnSO_4$ ) sont les composés les plus étudiés en matière de toxicité du zinc. La quantité de zinc absorbée par l'organisme dépend de la taille et de la solubilité des particules. Lorsqu'il est absorbé, le zinc est transporté par le plasma sanguin. Il se complexe avec des ligands organiques du corps et devient facilement échangeable, lui permettant de se répandre de façon non-sélective dans différents organes et tissus. Parmi les effets d'une exposition excessive au zinc, on retrouve des malaises gastro-intestinaux, des irritations pulmonaires (fibrose alvéolaire et bronchopneumonie), l'anémie, des dommages au foie et aux reins, des perturbations endocriniennes et neurologiques, des fausses couches et des cancers (prostate et gonades) (ATSDR, 2005, Pichard *et al.*, 2005a).

## **2.2.4 Hydrocarbures aromatiques polycycliques**

### **2.2.4.1 Définition**

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) forment une famille de composés neutres apolaires, généralement peu volatils, peu solubles dans l'eau mais liposolubles. Ils sont exclusivement composés d'atomes de carbone et d'hydrogène. Ils sont parfois associés à certains composés contenant du soufre, de l'azote et de l'oxygène. La structure de leurs molécules est formée d'au moins deux anneaux benzéniques fusionnés selon un arrangement linéaire, angulaire ou en coin (Baek *et al.*, 1991, Mouton, 2008). Les propriétés des HAP sont influencées par leur masse molaire ainsi que par le nombre d'anneaux aromatiques qui les composent. Ainsi, les HAP légers (ceux dont le nombre de cycles est inférieur à 4) sont plus solubles que les HAP lourds (4 cycles et plus) (Mouton, 2008). Il existe, à ce jour, 130 composés de HAP distincts, parmi lesquels 16 sont désignés comme étant prioritaires selon l'US EPA. La liste de ces 16 HAP ainsi que leurs principales propriétés sont présentées au [Tableau 2.3](#). Les HAP sont classés dans la famille des DNALP (*dense non aqueous liquid phase*, ou phase liquide non aqueuses) (Rollin *et al.*, 2005). Le coefficient de partage du carbone organique ( $K_{oc}$ ) donne la mesure de la tendance du composé à adhérer à la matière organique du sol, tandis que le

coefficient de partage octanol/eau ( $K_{ow}$ ) donne une estimation du transport des HAP vers les lipides (Rollin *et al.*, 2015).

**Tableau 2.3 Propriétés des 16 HAP classés prioritaires par l'US EPA (Rollin *et al.*, 2005)**

Nom	Abréviation	Nombre de cycles	Formule chimique	Masse molaire M (g mol <sup>-1</sup> )	Densité d (g cm <sup>-3</sup> )	Solubilité dans l'eau S* (mg L <sup>-1</sup> ) à 25 °C	Log Kow (-)	Log Koc (-)
Naphtalène	NPN	2	C <sub>10</sub> H <sub>8</sub>	128,2	1,162	32	3,30	3,15
Acénaphtylène	ACyN	3	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub>	152,2	1,194	3,93	4,07	1,40
Acénaphène	ACN	3	C <sub>12</sub> H <sub>10</sub>	154,2	1,024	3,42	3,98	3,66
Fluorène	FLU	3	C <sub>13</sub> H <sub>10</sub>	166,2	1,200	1,90	6,58	6,20
Phénanthrène	PHE	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178,2	1,172	4,45	1,00	4,15
Anthracène	ANT	3	C <sub>14</sub> H <sub>10</sub>	178,2	1,240	0,07	4,45	4,15
Fluoranthène	FLR	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202,3	1,236	0,27	4,9	4,58
Pyrène	PYR	4	C <sub>16</sub> H <sub>10</sub>	202,3	1,271	0,16	4,88	4,58
Benzo(a) anthracène	BAN	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228,3	1,174	0,0057	5,61	5,30
Chrysène	CRY	4	C <sub>18</sub> H <sub>12</sub>	228,3	1,274	0,0600	5,16	5,30
Benzo(b) fluoranthène	BJK	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252,3	-	0,0010	6,04	5,74
Benzo(k) fluoranthène	BJK	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	252,3	-	0,0008	6,06	5,74
Benzo(a)pyrène	BAP	5	C <sub>22</sub> H <sub>14</sub>	252,3	1,282	0,0380	6,06	6,74
Dibenzo(a,h) anthracène	DBA	5	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	278,3	1,252	0,0005	6,84	6,52
Benzo(g,h,i) pérylène	BPR	6	C <sub>20</sub> H <sub>12</sub>	276,3		insoluble	6,50	6,20
Indéno(1,2,3,cd) pyrène	INP	6	C <sub>22</sub> H <sub>12</sub>	276,3		0,0008	6,58	6,20

#### **2.2.4.2 Sources de HAP**

Les HAP sont naturellement produits par la combustion incomplète de la matière organique (ATSDR, 1995). À ce titre, les feux de forêt et les éruptions volcaniques génèrent des HAP. Les sources anthropiques d'émissions peuvent être mobiles (véhicules fonctionnant au pétrole ou au diesel, pyrolyse de lubrifiants à moteur, marées noires) ou stationnaires (chauffage des maisons, production d'électricité, alumineries et cokeries, production d'asphalte, huiles de goudron employées pour la préservation du bois) (Baek *et al.*, 1991, Rollin *et al.*, 2005). La quantité et la nature des HAP rejetés varient selon le type de combustible et les conditions de combustion, notamment la température. Au Canada, les feux de forêt et les fonderies d'aluminium sont les principales sources de rejets de HAP dans l'environnement (Taillard, 2010).

#### **2.2.4.3 Devenir des HAP dans l'environnement**

Les HAP sont fortement adsorbés dans les sols. Ils sont plus fréquemment retrouvés en zone non saturée. Le transport des HAP vers la zone saturée du sol provoque une source secondaire de contamination et peut entraîner l'accumulation de ces composés vers des horizons de sol plus profonds et peu perméables. L'adsorption des HAP sur la matière organique du sol immobilise fortement ces composés et retarde leur diffusion vers la zone saturée et les horizons plus profonds (Rollin *et al.*, 2005). La [Figure 2.1](#) illustre un scénario de déplacement des HAP dans les sols à partir d'une source primaire industrielle.

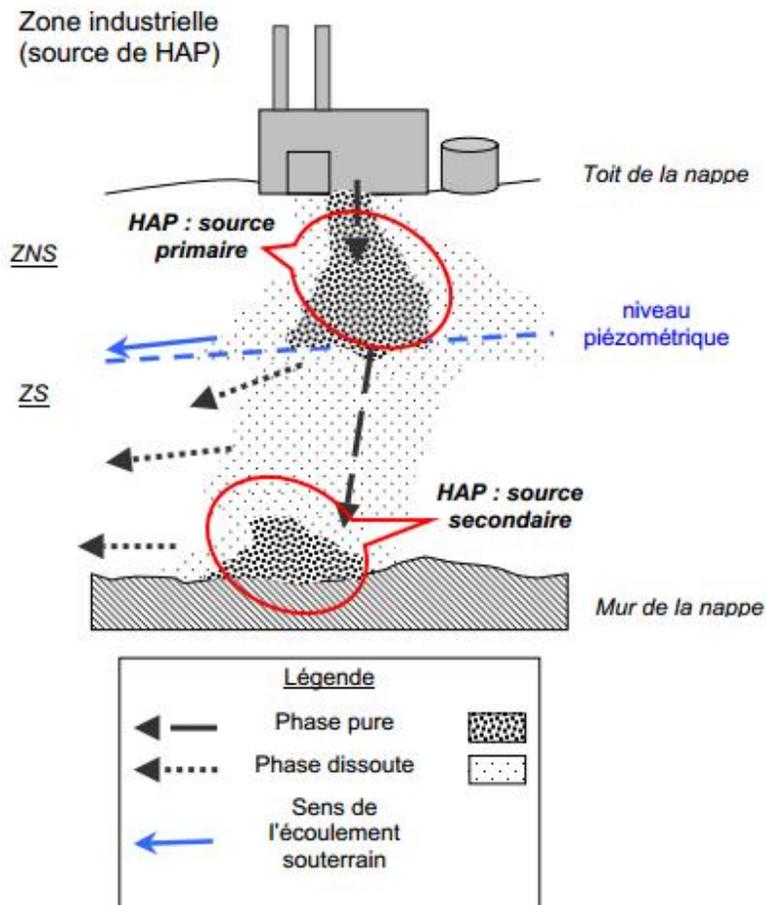


Figure 2.1 Schéma du devenir des HAP à partir d'une source primaire industrielle (Rollin *et al.*, 2005)

#### 2.2.4.4 Toxicité

La toxicité des HAP sur les organismes vivants est largement documentée (ATSDR, 1995, Dunier *et al.*, 1993, Lundstedt *et al.*, 2007). Des études menées sur la sensibilité des organismes aquatiques et des plantes permettent de constater que les HAP sont biologiquement actifs à l'intérieur des organismes. Sous l'action d'enzymes, les molécules organiques servent à la formation d'époxydes et d'autres métabolites. Ces derniers perturbent le fonctionnement cellulaire des organismes en se liant à des protéines et à des molécules d'ADN et d'ARN. Ainsi, chez l'humain, le contact avec des HAP pourrait perturber le fonctionnement du foie, du

système sanguin, du système immunitaire et du système reproducteur, tout en favorisant le développement d'arthéroscléroses et de cancers. Certains HAP ont des effets mutagènes confirmés. Les voies d'exposition sont l'inhalation, l'ingestion et le contact cutané (Leoz-Garziandia *et al.*, 2000, Rollin *et al.*, 2005).

L'Organisation Mondiale de la Santé impose une teneur limite de 0,2 µg L<sup>-1</sup> dans l'eau potable pour le fluoranthène, le benzo(b)fluoranthène, le benzo(k)fluoranthène, le benzo(a)pyrène, le benzo(ghi)pérylène et l'indéno(1,2,3,-c,d)pyrène. Le benzo(a)pyrène est considéré comme l'un des HAP les plus toxiques et il est reconnu comme cancérigène par l'IARC (*International Association for Research on Cancer*) (Leoz-Garziandia *et al.*, 2000). Le [Tableau 2.4](#) rend compte de l'état des connaissances concernant la toxicité, la cancérogenèse et la mutagenèse des 16 HAP classés prioritaires par l'US EPA.

**Tableau 2.4 Toxicité, cancérogenèse et mutagenèse des 16 HAP classés prioritaires par l'US EPA (Leoz-Garziandia *et al.*, 2000)**

HAP	Toxicité	Cancérogenèse	Mutagenèse	Source
Naphtalène	Modérée	Non-confirmée	-	EPA-TSCA
Acénaphthène	Modérée	-	Constatée	EPA-TSCA
Acénaphthylène	Modérée	-	Constatée	EPA-TSCA
Fluorène	Faible	-	Constatée	EPA-TSCA, IARC
Phénanthrène	Modérée	-	Constatée	EPA-TSCA, IARC
Anthracène	Modérée	-	Constatée	EPA-TSCA, IARC
Fluoranthène	Modérée	Non-confirmée	Constatée*	EPA-TSCA, IARC
Pyrène	Modérée	Non-confirmée	Constatée*	EPA-TSCA, IARC
Benzo(a) anthracène	Élevée	Confirmée	Constatée*	EPA-TSCA, IARC
Chrysène	-	Confirmée	Constatée*	EPA-TSCA, IARC
Benzo(b) fluoranthène	-	Confirmée	Constatée	IARC
Benzo(k) fluoranthène	-	Confirmée	Constatée	EPA-TSCA, IARC
Benzo(a)pyrène	Élevée	Confirmée	Constatée*	IARC
Benzo(e)pyrène	-	Non-confirmée	Constatée*	EPA-TSCA, IARC
Indéno(1,2,3, cd) pyrène	-	Confirmée	Constatée	IARC
Benzo(ghi) pérylène	-	Non-confirmée	Constatée	EPA-TSCA, IARC
Dibenzo(a,h)anthracène	Élevée	Confirmée	Constatée*	IARC

\* Mutagène pour l'homme

IARC = *International Association for Research on Cancer*; EPA-TSCA : *Environmental Protection Agency-Toxic Substances Control Act*

### 2.2.5 Cadre réglementaire pour les métaux et les HAP

La protection, la gestion et la réhabilitation des terrains contaminés sont encadrées par la Loi sur la qualité de l'environnement (LQE, 1972 et 2003). La *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés* (1998) fournit des balises pour la gestion des sols contaminés au Québec. Cette politique s'adresse aux propriétaires de terrains contaminés et aux exploitants d'industries susceptibles de contaminer les sols et les eaux souterraines. Le *Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains* (RPRT, 2003), quant à lui, prévoit des seuils limites de contamination au-delà desquels les sols doivent être décontaminés avant d'être enfouis (MDDELCC, 2014c). Différentes mesures de gestion du risque s'offrent aux propriétaires de terrains contaminés :

- « la décontamination des sols jusqu'au respect des critères génériques;
- la décontamination des sols jusqu'au respect de critères spécifiques déterminés à partir d'une évaluation de risque;
- la mise en place de mesures de confinement, de contrôle et de suivi (CCS);
- la mise en place de mesures restrictives » (MDDELCC, 2014b).

Dans le cadre de ce projet, l'approche par critères génériques a été retenue par le propriétaire : « L'estimation des risques à la santé et à l'écosystème et des impacts à l'eau souterraine se fait, dans un premier temps, en comparant les concentrations présentes sur le terrain à des critères génériques modulés selon l'usage (récréatif, résidentiel, commercial / industriel), les critères ABC. La décontamination jusqu'au respect des critères génériques fait en sorte que le terrain n'est pas affublé d'une restriction d'usage » (MDDELCC, 2014b).

Le [Tableau 2.5](#) présente, pour les métaux lourds, les critères génériques A (teneurs de fond), B (usage résidentiel, récréatif ou institutionnel) et C (usage commercial ou industriel) de la *Politique* ministérielle, de même que les valeurs limites d'enfouissement des sols prévues par le RPRT. Par un raccourci de langage, ces valeurs limites sont couramment appelées « critère D » dans le milieu. Le [Tableau 2.6](#) présente ces mêmes critères génériques appliqués aux HAP, où le critère générique A représente plutôt les limites analytiques de quantification. Lorsque

différents composés sont nommés ensemble, la valeur limite s'applique généralement à la somme de ces composés mis ensemble, à moins de disposer de méthodes d'analyses permettant de les doser séparément, auquel cas, la valeur limite s'applique pour chaque composé qui sera dosé séparément.

**Tableau 2.5 Critères génériques et valeurs limites pour les métaux (MDDELCC, 2014a, MDDELCC, 2014c)**

Métaux	Politique (mg kg <sup>-1</sup> )			Règlement (mg kg <sup>-1</sup> )
	A	B	C	D
Argent (Ag)	2	20	40	200
Arsenic (As)	6	30	50	250
Barium (Ba)	200	500	2 000	10 000
Cadmium (Cd)	1,5	5	20	100
Chrome (Cr)	85	250	800	1 500
Cobalt (Co)	15	50	300	4 000
Cuivre (Cr)	40	100	500	2 500
Étain (Sn)	5	50	300	1 500
Mercure (Hg)	0,2	2	10	50
Molybdène (Mo)	2	10	40	200
Manganèse (Mn)	770	1 000	2 500	2 500
Nickel (Ni)	50	100	500	2 500
Plomb (Pb)	50	500	1 000	5 000
Sélénium (Se)	1	3	10	50
Zinc (Zn)	110	500	1 500	7 500

**Tableau 2.6 Critères génériques et valeurs limites pour les HAP (MDDELCC, 2014a, MDDELCC, 2014c)**

HAP	Critères MDDEP (mg kg <sup>-1</sup> )			Règlement (mg kg <sup>-1</sup> )
	A	B	C	D
Naphtalène	< 0,1	5	50	56
2-méthylnaphtalène	< 0,1	1	10	56
1-méthylnaphtalène	< 0,1	1	10	56
1,3-diméthylnaphtalène	< 0,1	1	10	56
Acénaphtylène	< 0,1	10	100	100
Acénaphène	< 0,1	10	100	100
Triméthyl-2,3,5 naphtalène	0,2	5	50	56
Fluorène	< 0,1	10	100	100
Phénanthrène	< 0,1	5	50	56
Anthracène	< 0,1	10	100	100
Fluoranthène	< 0,1	10	100	100
Pyrène	< 0,1	10	100	100
Benzo(a)anthracène	< 0,1	1	10	34
Chrysène	< 0,1	1	10	34
Benzo(b,j,k)fluoranthène	< 0,1	1*	10*	136
Benzo(a)pyrène	< 0,1	1	10	34
Indéno(1,2,3-c,d)pyrène	< 0,1	1	10	34
Dibenzo(a,h)anthracène	< 0,1	1	10	82
Benzo(g,h,j)perilène	< 0,1	1	10	18

## 2.3 Méthodes de décontamination

L'enfouissement *ex situ* consiste à excaver le volume de sols contaminés puis à le transporter vers un lieu d'enfouissement sécuritaire (Jobin, 2014). La solidification/stabilisation *in situ* (S/S) consiste à employer une substance (ciment, aluminosilicates, phosphates, chaux ou pouzzolane) pour neutraliser et fixer le sol, réduisant ainsi la solubilité et la mobilité des contaminants (Bisone *et al.*, 2013). Au Québec, l'entreprise Stablex (société de *US Ecology* et située à Blainville, Canada) traite, solidifie et stabilise les résidus industriels inorganiques ainsi que des sols contaminés. La compagnie Stablex opère également le site d'enfouissement sécuritaire de ces résidus stabilisés dans des cellules de confinement.

Des méthodes de décontamination offrent des alternatives durables et rentables par rapport à l'enfouissement et à la S/S. Le [Tableau 2.7](#) présente une classification des principales méthodes de décontamination applicables aux sols contaminés par des métaux.

**Tableau 2.7** Classification des principales méthodes de décontamination des sols (Jobin, 2014)

	<b>Immobilisation</b>	<b>Extraction</b>	<b>Dégradation</b>
Physique	Solidification Isolation/Confinement Excavation/Enfouissement	Séparation physique	Broyage
Chimique	Stabilisation Redox	Lixiviation Électrocinétique	Oxydation
Thermique	Vitrification	Désorption thermique	Incinération Pyrolyse
Biologique	Biostabilisation Phytostabilisation	Phytoextraction Bioextraction	Biodégradation

### 2.3.1 Décontamination des métaux

La solidification/stabilisation, le traitement biologique, la phytoremédiation, les méthodes électrochimiques, les traitements physiques (flottation, séparation gravimétrique, magnétisme et granulométrie) ainsi que le lavage de sol sont des technologies de décontamination qui peuvent être retenues en cas de contamination métallique des sols (Guemiza *et al.*, 2014).

### 2.3.1.1 Décontamination du plomb

La contamination par le Pb est souvent hétérogène puisque cet élément métallique peut adopter différentes morphologies dans un même sol (Dermont *et al.*, 2008b). Duchesne *et al.* (2003) ont observé que les sols pollués par des activités humaines présentent une grande variété de phases plombifères et d'associations phase plombifère/phase porteuse.

En matière de séparation physique, Mercier *et al.* (2001) ont constaté un lien positif entre la présence d'oxydes mixtes et de carbonates de Pb et l'enlèvement du plomb par des procédés magnétiques et gravimétriques. Cette effet constaté serait explicable par la susceptibilité magnétique des oxydes de fer d'une part, et par la densité plus élevée des phases porteuses de plomb par rapport à la matrice du sol d'autre part.

Le Pb (II) fait l'objet d'une forte chimisorbtion à la surface des minéraux (Van Benschoten *et al.*, 1997). Il peut précipiter sous forme d'hydroxyde, de carbonate, de sulfate ou de sulfure. À l'exception de  $\text{PbSO}_4(\text{s})$ , la solubilité de ces solides augmente avec l'acidité du milieu. La [Figure 2.2](#) illustre l'évolution de la solubilité de différentes espèces de Pb en fonction du pH de la solution. Les sols contenant des sulfures de plomb posent donc un défi pour l'extraction chimique étant donné la faible solubilité de ces composés. Une stratégie pour contourner ce problème consiste à convertir les sulfures de plomb en carbonates, pour ensuite les solubiliser à faible pH (Van Benschoten *et al.*, 1997).

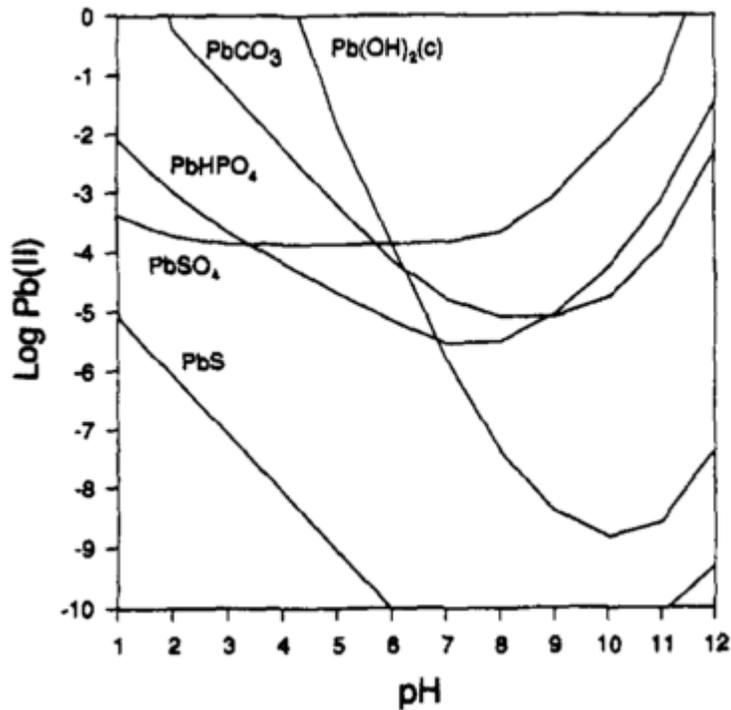


Figure 2.2 Solubilité des composés de Pb (II) en fonction du pH (Van Benschoten *et al.*, 1997)

### 2.3.2 Décontamination des HAP

La décontamination des sols pollués par des HAP peut être approchée par des méthodes physiques, chimiques, thermiques ou biologiques. Le lavage de sol avec des solvants (Khodadoust *et al.*, 2000), des agents chélatants ou des surfactants (Rivero-Huguet *et al.*, 2011) est considéré comme un traitement extrêmement prometteur (Abdul *et al.*, Anderson, 1993). Les HAP peuvent également être isolés par flottation à l'aide de surfactants amphotères (Bongo *et al.*, 2008, Mouton *et al.*, 2008), de biosurfactants (Barkay *et al.*, 1999, Reynier *et al.*, 2014), de surfactants perfluorés (An *et al.*, 2001) ou d'un mélange de surfactants (Sales *et al.*, 2011). D'autres voies de traitement possibles sont l'oxydation de Fenton et la dégradation électrochimique (Tran *et al.*, 2010). Le lavage de sol ou la flottation en présence de surfactants peuvent être combinés à des étapes de dégradation électrochimique (Alcantara *et al.*, 2008, Tran *et al.*, 2009).

### 2.3.3 Cas d'une contamination mixte (HAP et métaux lourds )

Les HAP et les métaux ont des propriétés physicochimiques différentes. Les HAP sont liés à la matrice de sol par des interactions hydrophobes non-spécifiques tandis que les métaux sont adsorbés à la surface des particules par des interactions chimiques spécifiques et par des forces électrostatiques (forces de Van der Waals) (Rivero-Huguet *et al.*, 2011).

Le lavage de sol est perçu comme une solution satisfaisante aux problèmes de contamination mixte (Khodadoust *et al.*, 2005, Maturi *et al.*, 2008), bien que cette mixité rende la décontamination plus difficile (Bisone *et al.*, 2013) et en fasse augmenter les coûts (Maturi *et al.*, 2008).

Ainsi, Khodadoust *et al.* (2005) rapportent qu'aucun agent chimique ne semble efficace pour enlever simultanément le phénanthrène et les métaux. Un usage séquentiel d'une solution d'EDTA (0,2 M) suivi de l'utilisation d'un surfactant Tween 80 (5 %, v/v), ou encore de Tween 80 (5 %, v/v) et ensuite d'une solution d'acide citrique (1 M) s'avère efficace pour l'enlèvement du plomb, du zinc et du phénanthrène pour des essais en cellule de lavage. Le recours à des étapes de lavage successives (lavage séquentiel) devient nécessaire de par la difficulté de combiner, dans une même cellule de lavage, des réactifs appropriés pour tous les contaminants (Mouton *et al.*, 2010).

Veetil *et al.* (2013) ont étudié la faisabilité de retirer simultanément le cuivre et les HAP présents dans des fractions fines (< 250 µm) de sédiments contaminés. Les auteurs ont conclu que trois étapes successives de flottation permettent d'obtenir des enlèvements satisfaisants (61 - 70 % pour le cuivre et 75 – 83 % pour les HAP) et que la flottation sélective du cuivre est attribuable à la présence de sulfures de cuivre (CuFeS<sub>2</sub> et Cu<sub>2</sub>S) hydrophobes.

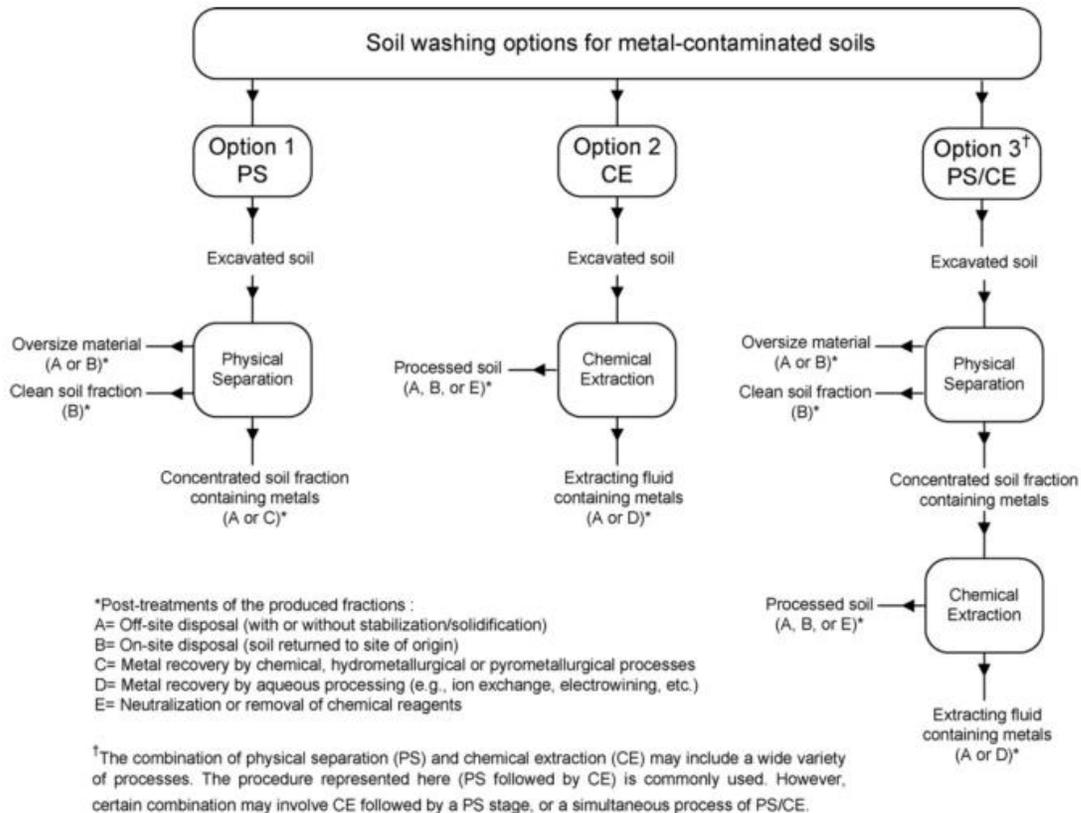
Les travaux de Rivero-Huguet *et al.* (2011) ont permis de démontrer que le lavage de sol sous certaines conditions (pH élevé, agent chélatant SS-EDDS combiné à un surfactant non-ionique, exposition à des ultrasons pendant 20 minutes) peuvent décontaminer un sol pollué par de l'As, du Cr, du Cu, du pentachlorophénol (PCP) et des dioxines et furanes (PCDD-F).

#### 2.3.4 Lavage de sol

Le lavage de sol est un procédé de traitement ex-situ (Anderson, 1993, Dermont *et al.*, 2008a, Griffiths, 1995, Roudier, 2004) faisant intervenir conjointement des procédés de séparation physique et d'extraction chimique (Dermont *et al.*, 2008a, Guemiza *et al.*, 2014). Cet ensemble de procédés permet de traiter les sols, les sédiments, les boues d'épuration et les résidus contaminés par des matières polluantes ou dangereuses (Mouton *et al.*, 2009, Van Der Velpen *et al.*, 2004).

Développé dans les années 1980, son efficacité commerciale a été maintes fois prouvée (Griffiths, 1995, Kuhlman *et al.*, 1999). Aux États-Unis, le lavage de sol a été retenu pour assurer la décontamination de 23 sites répertoriés par le *Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act* (CERCLA). Parmi ces 23 sites, 8 d'entre eux avaient servi pour le traitement du bois (HAP, PCP et métaux), un pour le recyclage des batteries de plomb, 3 avaient accueilli des usines de fabrication de pesticides, deux sites étaient pollués exclusivement par des métaux et un dernier était pollué par des composés organiques volatils (COV) (Van Benschoten *et al.*, 1997). Mercier *et al.* (2002a) et Laporte-Saumure *et al.* (2010) ont démontré l'utilité d'un procédé d'extraction chimique appliqué en aval de procédés minéralogiques pour diminuer la teneur en métaux présents dans le sol (Guemiza *et al.*, 2014).

Dans un procédé de lavage de sol typique, le sol excavé est d'abord traité par séparation physique puis lavé avec de l'eau contenant des agents chimiques d'extraction pour améliorer l'enlèvement des contaminants. La séparation physique permet de réduire le volume de sol contaminé à traiter en isolant les fractions fines (Sierra *et al.*, 2010); cet objectif peut être partiellement atteint par flottation et/ou attrition (Mouton *et al.*, 2009). L'extraction chimique en milieu aqueux transfère les contaminants dans la solution de lavage par dissolution ou mise en suspension (Dermont *et al.*, 2008a, Mouton *et al.*, 2009, Van Der Velpen *et al.*, 2004). La [Figure 2.3](#) illustre un procédé de lavage de sol générique avec séparation physique et extraction chimique.



**Figure 2.3 Schéma d'un procédé de lavage de sol typique (Dermont *et al.*, 2008a)**

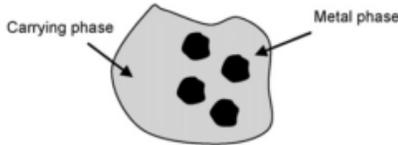
Le lavage de sol est applicable pour des sols contaminés par des hydrocarbures pétroliers, des résidus huileux, des biphényles polychlorés (BPC), des HAP, des solvants chlorés et non-chlorés, des composés organiques volatils (COV), des composés organiques semi-volatils (COSV), du pentachlorophénol, des résidus de pesticides, des cyanides, des métaux lourds, des radionucléides et de la créosote (Anderson, 1993, Colombano *et al.*, 2010, Mouton *et al.*, 2009, Van Der Velpen *et al.*, 2004).

### 2.3.5 Méthodes de séparation physique

Les techniques de séparation physique, dérivées des techniques minéralurgiques développées par l'industrie minière afin de concentrer les métaux, peuvent être utilisées à des fins de décontamination des sols (Bisone *et al.*, 2013, Duchesne *et al.*, 2003, Marino *et al.*, 1997, Rikers *et al.*, 1998, Sierra *et al.*, 2010b, Van Benschoten *et al.*, 1997).

La séparation physique comporte typiquement une étape de classification granulométrique (tamis et hydrocyclones), suivie par des procédés de séparation gravimétrique (table à secousses, spirale, jig). La susceptibilité magnétique et les propriétés de surface des particules sont également exploitées pour réaliser la séparation (Duchesne *et al.*, 2003, Mercier *et al.*, 2001, Van Benschoten *et al.*, 1997). Habituellement, le matériel grossier (pierres, débris) est faiblement contaminé; il peut être retourné sur le site après un simple rinçage à l'eau. Les sables fins et grossiers sont traités par des procédés de séparation physique qui isolent les agrégats denses et les particules métalliques. Les fractions fines du sol, le limon et les argiles, sont souvent les plus contaminés et se prêtent moins facilement aux méthodes de séparation physique.

L'efficacité de la séparation dépend de plusieurs paramètres : le degré de libération des contaminants, c'est-à-dire leur inclusion au sein des particules de sol, (Figure 2.4), la densité, la taille et la forme des particules contaminées, la granulométrie du sol, le pourcentage (%) d'argile et de matière organique, les propriétés de surface des minéraux, les propriétés magnétiques des phases contaminées, la nature de la phase géochimique liée à la contamination et finalement la conductivité électrique du sol. Ainsi, selon Duchesne *et al.* (2003) et Yarlagadda *et al.* (1995), l'abondance de métaux sous forme particulaire dans certains sols anthropisés justifie l'emploi de techniques de séparation métallurgiques. Par ailleurs, les métaux particuliers se dissolvant mal en solution acide, les techniques de séparation physique apparaissent comme une stratégie de remédiation pertinente (Rikers *et al.*, 1998, Van Benschoten *et al.*, 1997). Des données de caractérisation minéralogique et de densité guident l'opérateur dans le choix de la méthode de traitement à privilégier.

<p>(a)</p> 	<p style="text-align: center;"><b>Metal phase included in volume</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is very low</li> <li>• Density depends primarily to minerals of carrying phase</li> <li>• Surface properties are constant but depend to carrying phase</li> <li>• Physical separation is very difficult or impossible</li> <li>• Crushing is required</li> </ul>
<p>(b)</p> 	<p style="text-align: center;"><b>Metal phase associated</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is medium</li> <li>• Density depends to minerals of metal phase and carrying phase</li> <li>• Surface properties are not constant</li> <li>• Physical separation can be applicable (gravity concentration)</li> </ul>
<p>(c)</p> 	<p style="text-align: center;"><b>Metal phase weakly bounded on surface</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is medium</li> <li>• Physical separation can be applicable if metal phase particles are liberated by e.g., attrition scrubbing</li> </ul>
<p>(d)</p> 	<p style="text-align: center;"><b>Metal phase liberated or free</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Liberation degree is very high</li> <li>• Density depends only to minerals of metal phase</li> <li>• Surface properties are constant</li> <li>• Physical separation is applicable (e.g., gravity concentration, froth flotation)</li> </ul>

**Figure 2.4** Efficacité prévisible des méthodes de séparation physique en fonction du degré de libération des contaminants (Dermont *et al.*, 2008a)

En règle générale, les techniques de séparation physique sont réputées plus efficaces sur les fractions grossières ( $> 75 \mu\text{m}$ ) ayant une bonne proportion de composés métalliques (Mercier *et al.*, 2002a). En concentrant les contaminants ou en isolant les fractions plus contaminées, la séparation physique permet de réduire les volumes de sol à traiter (Mercier *et al.*, 2001, Sierra *et al.*, 2011).

Bergeron (2005) détient un brevet pour un procédé de décontamination de sol dont les contaminants inorganiques ont un degré de libération d'au moins 60 %. Ce procédé inclut une étape de jig, une étape de spirale et une étape de flottation en cellule.

Dermont *et al.* (2008b), quant à eux, présentent de nombreux exemples de projets de décontamination de sols à l'aide de procédés de séparation physique. Quelques scénarios de traitement envisageables dans le cas d'une contamination métallique sont : tamisage mécanique pour retirer les particules grossières (5 à 18 mm) suivi d'une séparation des particules ferromagnétiques avec un aimant (Mercier *et al.*, 2001); séparation magnétique humide sur la fraction suivie de procédés gravimétriques; rejet de la fraction inférieure à 63 microns suivi de la spirale et de la séparation magnétique sur le reste du sol (Rikers *et al.* 1998); rejet de la fraction inférieure à 75 microns, traitement des fractions 75 - 850 µm et 850 - 4 750 µm par la table à secousses et le jig, respectivement puis extraction chimique sur ces deux fractions (Mercier *et al.*, 2001, Van Benschoten *et al.*, 1997).

Du point de vue de la rentabilité, les méthodes physiques sont moins onéreuses que les traitements chimiques. Elles peuvent donc être appliquées seules si elles permettent d'atteindre les objectifs de décontamination (Laporte-Saumure *et al.*, 2010, Mercier, 2000, Mercier *et al.*, 2001, Sierra *et al.*, 2011). Le [Tableau 2.8](#) présente un résumé des rendements de décontamination obtenus lors de l'application de méthodes de séparation physique pour le traitement de sols contaminée par des métaux.

**Tableau 2.8** Résumé des rendements de décontamination obtenus par des méthodes de séparation physique (Jobin, 2014)

Méthode utilisée	Rendement d'enlèvement des métaux	Auteur
Flottation	As, Cd, Cu, Pb, Zn = 42 - 52 %	(Dermont <i>et al.</i> , 2010)
Jig + Table à secousses (TS)	Pb = 80 - 94 % ; Cu = 98 % ; Zn = 93 %	(Laporte-Saumure <i>et al.</i> , 2010)
Jig + Spirale + TS	Pb = 96 % ; Cu = 99 % ; Zn = 96 %	(Laporte-Saumure <i>et al.</i> , 2010)
TS	Pb = 98 % ; Cu = 96 % ; Zn = 90 %	(Marino <i>et al.</i> , 1997)
Attrition + TS	Cu = 44 - 68 % ; Zn = 30 - 44 %	(Bisone, 2012)
Jig + TS	Pb = 22 - 93 %	(Benschoten <i>et al.</i> , 1997)
Séparateur de Mozley	As = 50 % ; Pb = 28 % ; Zn = 0 % ; Sb = 55 %	(Sierra <i>et al.</i> , 2011)
TS	Pb = 41 - 61 % ; Cu = 52 - 78 % ; Zn = 34 - 58 % ; Sn = 34 - 50 %	(Mercier <i>et al.</i> , 2001)
Séparation par milieu dense + TS	Pb = 91 %	(Kyllönen <i>et al.</i> , 2004)
Spirale + Lixiviation + Isolement granulométrique	Pb = 53 % ; Zn = 12 % ; Cu = - 33 %	(Mercier <i>et al.</i> , 2007)

### 2.3.5.1 Séparation basée sur la taille des particules

Cette opération peut être réalisée à l'aide de tamis vibrants, de tamis giratoires, de grizzlys et de trommels (Gosselin *et al.*, 1999). Cette étape permet de préparer des fractions granulométriques prédéfinies ou d'isoler une fraction en particulier (Mercier *et al.*, 2001, Van Benschoten *et al.*, 1997). Les tamis ont des dimensions d'ouvertures régulières. Le système *mesh* indique le nombre d'ouvertures par pouce<sup>2</sup>. Le système métrique donne la dimension de l'ouverture de chaque maille du tamis. Le tamisage est une étape essentielle de la caractérisation granulochimique. Les hydrocyclones permettent une séparation basée à la fois sur la taille et sur la densité des particules. Ils sont de forme conique et utilisent la force centrifuge pour séparer les particules (Gosselin *et al.*, 1999). Sierra *et al.* (2010) ont démontré l'efficacité d'une approche densimétrique par hydrocyclone pour décontaminer un sol urbain contaminé par des cendres de pyrite.

### 2.3.5.2 Séparation magnétique

Ce type de séparation exploite la susceptibilité des matériaux au magnétisme. Ainsi, les éléments ferri/ferromagnétiques ont une susceptibilité fortement positive, tandis que les éléments paramagnétiques ont une susceptibilité faiblement positive et les éléments diamagnétiques, très faiblement négative (Jobin, 2014). Cette technique fonctionne mieux sur les particules de taille supérieure ou égale à 75  $\mu\text{m}$  (Mercier, 2000). Des études ont mis en évidence que la susceptibilité magnétique des sols pourrait être influencée par leurs teneurs en contaminants d'origine anthropique (Lu *et al.*, 2008, Wang *et al.*, 2005, Zheng *et al.*, 2008).

La matière organique, le quartz et plusieurs métaux (As, Cu, Pb, Sb, Sn, Zn) sont diamagnétiques ou non magnétiques. L'hématite est paramagnétique et sa susceptibilité magnétique varie de 500 à  $3\ 800 \times 10^{-9} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ . Le fer, le nickel, le cobalt et leurs alliages sont des éléments ferri/ferromagnétiques. Les éléments ferri/ferromagnétiques peuvent être isolés à l'aide d'un champ magnétique de faible intensité alors que l'enlèvement des autres éléments requiert un champ magnétique de haute intensité (Jobin, 2014, Mercier *et al.*, 2002a, Rikers *et al.*, 1998). Les propriétés magnétiques des éléments s'expliquent par le comportement des électrons

libres des atomes, dont l'orientation est influencée par les champs magnétiques (Rikers *et al.*, 1998).

La séparation magnétique humide est souvent employée en amont de traitements gravimétriques. Dans un tel procédé, la séparation magnétique permet d'extraire les contaminants liés aux oxydes de fer (fortement magnétiques). Cette fraction magnétique peut être contaminée (Mercier *et al.*, 2001). Les oxydes ferro-métalliques situés à la surface des particules contaminées sont plus sensibles à l'influence du champ magnétique. Des métaux tels que le Cu, le Pb et le Zn ont tendance à s'associer aux oxydes de fer; aussi l'enlèvement de ces métaux est-il directement corrélé à l'enlèvement du fer lors des procédés de séparation magnétique. L'efficacité de la séparation magnétique sur les oxydes de fer sera beaucoup moins importante si les oxydes de fer se trouvent majoritairement inclus à l'intérieur du volume des particules contaminées (Duchesne *et al.*, 2003). Mercier *et al.* (2002a) suggèrent que la séparation magnétique devient efficace lorsque la proportion d'oxydes de fer porteurs de métaux atteint 25 % de la quantité totale de particules contaminées. La séparation magnétique est donc plus difficile à appliquer avec succès sur des sols hétérogènes.

Des champs magnétiques de faible intensité (*low intensity magnetism separation, LIMS*) ont été utilisés pour récupérer d'anciennes munitions sur d'anciens sites d'entraînement militaire (Dermont *et al.*, 2008a). Rikers *et al.* (1995) ont démontré l'utilité des procédés de magnétisme humide de haute intensité (*wet high intensity magnetism separation, WHISM*) pour isoler le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn présents dans plusieurs types de sols.

### **2.3.5.3 Attrition**

L'attrition consiste à provoquer des frictions et des collisions entre les particules de sol, afin de favoriser leur abrasion en surface. Elle se réalise dans des cellules d'attrition au moyen d'agitateurs. L'attrition agit en détachant les particules fines contaminées des particules de sol grossières (Jobin, 2014, Stražičar *et al.*, 1999). L'ajout d'un surfactant permet de faire passer les molécules organiques fixées sur les particules de sol dans les boues d'attrition (Bayley *et al.*, 2005, Bisone *et al.*, 2013, Stražičar *et al.*, 1999).

Durant l'attrition, les particules entrent en collision entre elles, avec les hélices des agitateurs et avec les parois de la cellule d'attrition. Les cellules d'attrition sont généralement équipées de chicanes pour augmenter l'incidence de ces collisions. La majeure partie des collisions sont de type particule/particule. L'abrasion de surface disperse les agglomérats et désintègre les particules. L'attrition libère les particules des minces films qui les entourent (Jiang *et al.*, 2009, Jobin, 2014, Marino *et al.*, 1997, Stražičar *et al.*, 1999); modifiant ainsi la forme, la taille et la densité des particules (Grobler *et al.*, 2011, Marino *et al.*, 1997). Au cours de la dispersion des agglomérats, les particules contaminées et les particules non contaminées se séparent. En désintégrant les particules, l'attrition favorise la libération des contaminants. Les contaminants libérés sont récupérés dans les boues d'attrition. Ces boues sont composées de particules fines et sont généralement très concentrées en contaminants. Ainsi, la concentration des contaminants diminue au sein des particules grossières tandis qu'elle augmente dans les boues d'attrition (Stražičar *et al.*, 1999). Selon Stražičar *et al.* (1999), l'efficacité de la séparation des particules est proportionnelle au nombre de particules fines générées au cours de l'attrition. La séparation des particules au cours de l'attrition pourrait constituer un test d'évaluation de la traitabilité du sol.

L'attrition est souvent employée comme pré-traitement en amont des procédés de séparation physique. Williford *et al.* (1999) ont mis en évidence que l'attrition améliore l'efficacité de la classification hydraulique. Bisone *et al.* (2013) ont obtenu 13 - 45 % et 25 - 43 % d'enlèvement pour le cuivre et le zinc, respectivement en réalisant une étape d'attrition en présence d'un surfactant sur des particules de sol de taille comprise entre 10 et 25 mm. Les boues de 125 à 1 000 µm générées au cours de l'attrition sont traitées au moyen de la table à secousses. L'attrition du sol améliore l'enlèvement des métaux par la table à secousses en permettant la libération des particules denses autrement associées aux silicates du sol (Marino *et al.*, 1997). Mercier *et al.* (2001) n'ont pas obtenu d'effet positif clair de l'attrition préalablement à la séparation magnétique. Kyllönen *et al.* (2004) ont remplacé le procédé d'attrition par une exposition de la pulpe de sol à des ultrasons (22 kHz) dont la puissance varie de 100 à 500 W et ont conclu que les résultats des procédés de séparation physique en aval du traitement sont

améliorés par les effets des ultrasons. Les ultrasons auraient pour effet de séparer les agrégats, mais la production de fractions très fines serait moins importante qu'au cours de l'attrition.

#### **2.3.5.4 Séparation gravimétrique**

Le fonctionnement des méthodes de séparation gravimétrique est basé sur les différences de densité des matériaux du sol. La séparation gravimétrique requiert un fort degré de libération des contaminants, une différence de densité d'au moins  $1 \text{ g cm}^{-3}$  entre les particules contaminées et la matrice de sol (quartz, silicates) ainsi qu'une distribution granulométrique relativement étroite (Gosselin *et al.*, 1999, Mercier *et al.*, 2001). Les appareils de séparation gravimétrique exploitent le principe de la sédimentation entravée, où un lit de particules est fluidisé. Sous l'action de secousses, d'un jet d'eau, des forces centrifuges ou du mouvement d'un liquide dense, les particules les plus denses se séparent des particules moins denses. La sédimentation entravée requiert une pulpe composée d'au moins 5 % de solides. Le jig, la spirale et la table à secousses sont les appareils de séparation gravimétrique les plus couramment employés (Mercier *et al.*, 2001). Chaque appareil est efficace sur une fraction granulométrique particulière. Les appareils offrent un meilleur rendement lorsque les particules contiennent une large proportion de phases contaminées (Bisone *et al.*, 2013, Mercier *et al.*, 2001).

##### *2.3.5.4.1 Jig*

Le jig est un appareil de sédimentation entravée où le matériel repose sur une grille. Les courants d'eau ascendants (pulsion) et descendants (suction) dilatent et compactent successivement le lit de particules. Alors que les particules plus denses migrent vers le bas du lit de particules, elles passent à travers la grille et forment le concentré, tandis que les particules moins denses s'accumulent à la surface et sont emportées par le courant d'eau (Abols *et al.*, 2006, Gosselin *et al.*, 1999, Mercier, 2000). Le jig de Kelsey est une variante du jig conventionnel qui utilise la force centrifuge pour effectuer la séparation (Abols *et al.*, 2006). Les jigs sont utiles pour traiter les particules mesurant de 0,5 à 4 mm (Gosselin *et al.*, 1999).

Laporte-Saumure *et al.* (2010) ont évalué deux trains de procédés (TP) physiques pour décontaminer un sol pollué par du Cu, du Pb, du Sb et du Zn. Les auteurs ont obtenu 80 - 95 % d'enlèvement pour le plomb avec le jig sur la fraction 0,5 à 3 mm (TP 1) et 99 % d'enlèvement pour le plomb sur la fraction 1 à 4 mm (TP 2). Le [Tableau 2.9](#) présente les deux trains de procédés évalués par Laporte-Saumure *et al.* (2010). Mercier *et al.* (2002a) ont obtenu de 47,1 à 82,7 % d'enlèvement pour le plomb; de 22,7 à 89,4 % pour le cuivre; de 3,2 à 53,7 % pour le zinc sur la fraction supérieure à 850 microns à l'aide d'un jig. L'entraînement particulaire (masse de sol isolée dans les concentrés) est d'environ 2 % de la masse totale du sol. Dans ce cas précis, la matrice des particules contaminées étant constituée de matériaux denses (oxydes de fer), des particules avec seulement 9 % de composés de plomb à leur surface ont pu être retirées par séparation gravimétrique.

**Tableau 2.9** Trains de procédés (TP) évalués par Laporte-Saumure *et al.* (2010)

Train de procédé	Fraction (mm)	Traitement
TP 1	0,5 < x < 3	Jig
	0,053 < x < 0,5	TS
	< 0,053	Lixiviation
TP 2	1 < x < 4	Jig
	0,25 < x < 1	TS + Spirale
	< 0,25	Jig de Kelsey

Une étape de jig permet de réduire significativement les besoins en traitements subséquents comme la lixiviation chimique (Mercier *et al.*, 2001). Préalablement au traitement, l'efficacité du jig sur un sol donné peut être estimée en réalisant un test de sédimentation en milieu dense. Le test de sédimentation en milieu dense fournit des indications sur les densités des différentes fractions du sol (Jobin, 2014). La densité des sols contaminés augmente parallèlement à la concentration initiale en plomb, en étain ou en zinc (Mercier *et al.*, 2001). Hintikka *et al.* (2001) ont obtenu 88 % d'enlèvement du plomb et 73 % du cuivre par séparation en milieu dense.

Mercier *et al.* (2002b) estiment que des concentrations inférieures à 2 000 ppm pour le plomb et 1 000 ppm pour le cuivre pourront probablement être traitées uniquement par séparation gravimétrique. Il est permis de penser que des méthodes d'extraction chimique seront nécessaires lorsque la concentration en métaux est deux fois supérieure au critère C du MDDELCC.

#### 2.3.5.4.2 Table à secousses

La table à secousses, ou table de Wilfley, est une technologie employée dans l'industrie minière pour séparer les métaux lourds de la matrice minérale. Il s'agit d'une table inclinée (0 à 6°) dont la surface est couverte de stries saillantes longitudinales. La table oscille de gauche à droite à angle droit avec la pente de la table. La pulpe de sol et un courant d'eau (*primary water flow*) sont amenés par l'extrémité supérieure droite. Les stries bloquent le passage des particules de sol les plus près de la table et fournissent un temps de rétention suffisant pour que les particules plus denses soient amenées à l'extrémité gauche de la table, où elles formeront les concentrés. Les particules de faible densité (*tailing*) ruissellent par-dessus les stries, emportées par le courant d'eau. Les particules de densité moyenne (*middling*) sont partiellement entraînées par les secousses mais finissent par ruisseler par-dessus les stries (Abols *et al.*, 2006). La [Figure 2.5](#) est une représentation schématique d'une table à secousses, où les zones de récupération des différentes fractions sont illustrées.

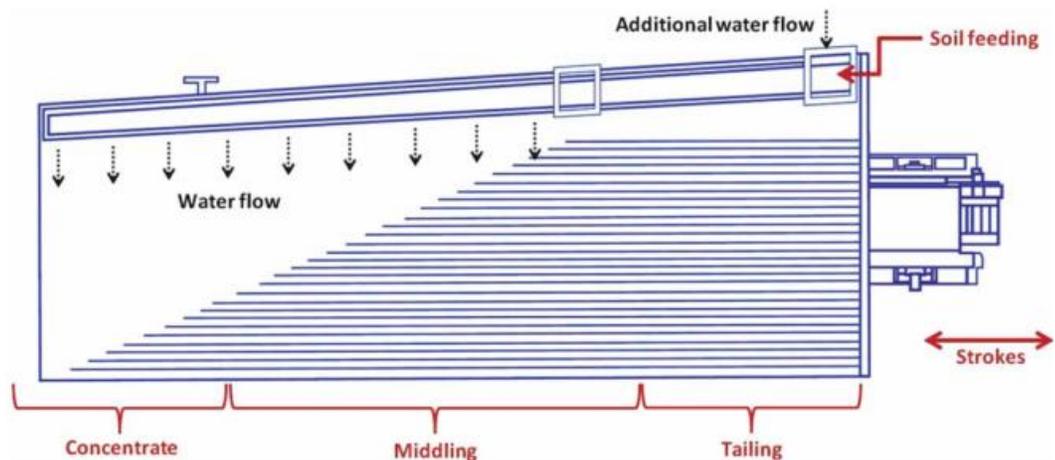


Figure 2.5 Représentation schématique d'une table à secousses et des zones de récupération des fractions (Bisone *et al.*, 2013)

Comme pour le jig, la table à secousses permet de réduire les volumes de sol à traiter par la suite. Son efficacité est contrôlée par la concentration initiale du sol en métaux, la phase géochimique à laquelle les métaux sont liés et la densité des particules contaminées par rapport aux particules non contaminées. La table à secousses donne de meilleurs rendements d'enlèvement lorsque la concentration initiale en métaux et la densité du sol sont élevées. Par exemple, nous observons typiquement que le cuivre est lié aux oxydes de fer et aux carbonates, eux-mêmes souvent liés au plomb. Le plomb augmente la densité des particules porteuses et favorise leur enlèvement. Ici encore, une étude minéralogique préalablement au traitement permet d'identifier la nature des phases porteuses de cuivre et de statuer sur leur degré d'association aux phases porteuses de plomb. La prévision de l'efficacité de la table à secousses peut être approchée par une sédimentation en milieu dense plutôt que par des analyses chimiques (Mercier *et al.* 2001).

Laporte-Saumure *et al.* (2010) ont obtenu de 80 à 94 % d'enlèvement du plomb avec la table à secousses sur la fraction 53 à 500  $\mu\text{m}$  (train de procédé 1) et 96 % d'enlèvement du plomb sur la fraction 250 à 1 000  $\mu\text{m}$  (train de procédé 2). Les auteurs ont conclu que la table à secousses peut traiter des particules aussi fines que 53  $\mu\text{m}$ . Van Benschoten *et al.* (1997) ont obtenu de 22 à 93 % d'enlèvement du plomb pour une combinaison d'un jig et d'une table à secousses. Hintikka *et al.* (2001) ont enlevé près de 91 % du plomb présent dans des sols contaminés en combinant la séparation en milieu dense et la table à secousses. Mercier *et al.* (2001) ont enlevé de 32 à 61 % du plomb, de 30 à 78 % du cuivre et de 25 à 58 % du zinc présent dans la fraction entre 63 et 850 microns. Marino *et al.* (1997) ont obtenu 98, 96 et 90 % d'enlèvement pour le plomb, le cuivre et le zinc, respectivement, avec une étape d'attrition et de tamisage en pré-traitement.

#### 2.3.5.4.3 Spirale

Les spirales sont principalement construites en polyuréthane ou en fibre de verre. Les spirales prennent la forme d'un conduit creux enroulé autour d'un axe vertical. La boue contenant entre 15 et 45 % de solides totaux est introduite au sommet de la spirale. En descendant, le matériel subit les effets des forces de gravité et centrifuges. Les particules denses migrent vers le centre de la spirale, tout près de l'axe, alors que les particules légères s'accumulent à l'autre extrémité du conduit. La spirale est typiquement employée pour traiter les particules dont la taille est comprise entre 75 microns et 3 mm (Abols *et al.*, 2006, Gosselin *et al.*, 1999). Pour un même sol, Laporte-Saumure *et al.* (2010) ont obtenu de meilleurs enlèvements pour les métaux présents dans la fraction 250 - 1 000  $\mu\text{m}$  avec la table à secousses (96 % pour Pb, 91 % pour Cu, 95 % pour Sb et 60 % pour Zn) qu'avec la spirale (92 % pour Pb, 88 % pour Cu, 91 % pour Sb et 84 % pour Zn). La [Figure 2.6](#) présente une vue de coupe d'une section de spirale.

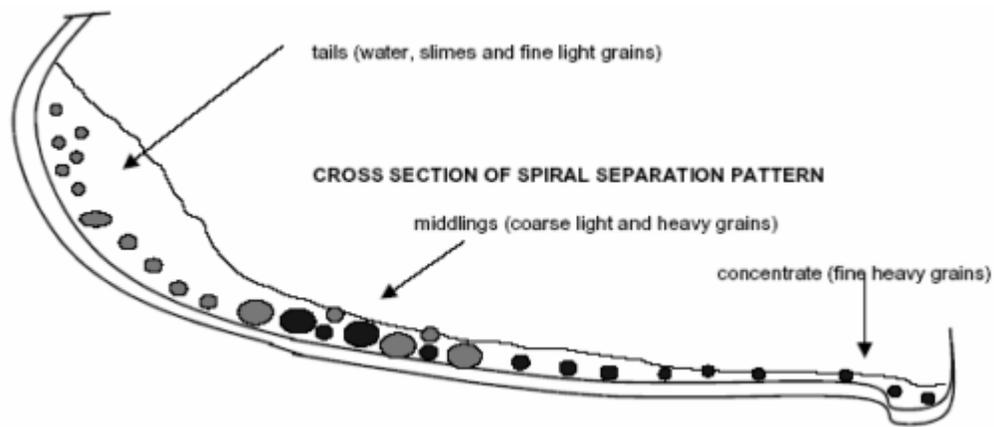


Figure 2.6 Vue de coupe d'une section de spirale (Abols *et al.*, 2006)

#### 2.3.5.4.4 Colonne d'éluatriation

L'éluatriation exploite le comportement des particules dans un courant de fluide ascendant; c'est en quelque sorte l'inverse de la sédimentation. Le diamètre et la masse volumique des particules influencent leur vitesse terminale de chute dans le milieu fluide. Les particules dont la vitesse terminale de chute est inférieure à la vitesse du courant ascendant sont emportées et évacuées par le sommet de la colonne. Les particules dont la vitesse terminale de chute est supérieure au courant sédimentent au fond de la colonne (Bergeron, 2001). La vitesse de sédimentation des particules dans un liquide peut être déduite par la loi de Stokes, selon laquelle la vitesse de sédimentation des particules de morphologie et de densité régulières est proportionnelle à leur densité et au carré de leur diamètre (Williford *et al.*, 1999). Ainsi, il est possible d'augmenter progressivement la vitesse du fluide ascendant pour séparer des particules au diamètre de plus en plus petit (Bergeron, 2001). Williford *et al.* (1999) ont démontré l'utilité de la colonne d'éluatriation pour isoler les particules porteuses de phases métalliques dans différents types de sols contaminés.

Les colonnes d'élutriation, dont le fonctionnement s'apparente à celui d'une colonne de flottation, peuvent également être utilisées pour concentrer des contaminants organiques. Une étape de prétraitement favorisant le décollement des particules organiques de la matrice de sol augmente l'efficacité de la colonne d'élutriation (Bergeron, 2001).

#### **2.3.5.5 Flottation**

La flottation est une méthode physico-chimique de concentration ou de réduction de volume (Dermont *et al.*, 2008a). Cette technique est courante au sein de l'industrie minière où elle est utilisée pour récupérer la phase sulfurée des minéraux précieux (Veetil *et al.*, 2013, Wills, 1988). La flottation exerce une séparation des particules en exploitant d'une part le caractère hydrophobe de ces particules et d'autre part la capacité des bulles d'air à soulever sélectivement ces particules. Les bulles d'air et les agents chimiques agissent conjointement pour amener les particules à la surface de la mousse (Veetil *et al.*, 2013). Les agents chimiques (collecteurs) modifient les propriétés de surface des particules porteuses de phases métalliques et les rendent hydrophobes (Dermont *et al.*, 2008a).

Selon Dermont *et al.* (2010), la flottation est idéalement réalisée lorsque les métaux sont principalement sous forme particulaire et que les particules mesurent entre 10 et 30 microns. Cauwenberg *et al.* (1998) ont démontré que les métaux sont souvent associés à la matière organique présente dans les sédiments fins, et qu'il est possible de les concentrer sélectivement en cellule de flottation à l'échelle laboratoire. Bergeron *et al.* (2001) ont breveté une méthode permettant d'enlever simultanément les contaminants organiques et inorganiques présents dans des sédiments contaminés à l'aide d'une colonne de flottation. Mouton *et al.* (2009) ont obtenu un enlèvement simultané du plomb et des HAP dans une cellule de flottation. Au cours de ce traitement, le plomb est dissous dans la mousse et dans l'effluent de fin de procédé, tandis que les HAP sont concentrés dans la mousse. Veetil *et al.* (2013) ont obtenu un enlèvement simultané du cuivre et des HAP avec des rendements compris entre 61 et 70 % pour le Cu et entre 75 et 83 % pour les HAP. La flottation du cuivre est sélective puisque le cuivre est présent sous forme de sulfures hydrophobes  $\text{CuFeS}_2$  et  $\text{Cu}_2\text{S}$ .

### 2.3.6 Méthodes d'extraction chimique

Anderson (1995) définit l'extraction chimique comme étant un procédé d'extraction et de concentration des contaminants d'un milieu source à un milieu récepteur. Les agents de lixiviation peuvent être des acides, des bases, des surfactants, des solvants, des agents chélatants et des agents réducteurs. Le choix de l'agent de lixiviation est basé sur la nature des contaminants et la nature du lien entre les contaminants et le sol. Après le traitement chimique, le sol est rincé à l'eau pour enlever la contamination résiduelle. Le sol peut ensuite être valorisé, enfoui ou retourné sur le site. Les agents de lixiviation, quant à eux, peuvent être recyclés ou nettoyés par des étapes de précipitation et de clarification pour enlever les contaminants dissous ou en suspension. Des filtres au charbon activé peuvent être utilisés pour enlever les contaminants organiques (Van Benschoten *et al.*, 1997).

Les méthodes d'extraction chimique sont privilégiées pour les fractions fines du sol (Dermont *et al.*, 2008a, Mercier *et al.*, 2002a). La lixiviation désigne le transfert des contaminants d'un solide (par exemple, du sol) vers un liquide (par exemple, une solution acide) (Anderson, 1995). La lixiviation acide des sols peut être employée comme méthode de décontamination ou comme un test permettant de mesurer la disponibilité des métaux présents dans les sols.

Guemiza *et al.* (2014) ont évalué le potentiel d'une lixiviation à contre-courant (*counter-current leaching procedure*, CCLP) où les effluents sont traités puis réutilisés pour un nouveau cycle de traitement. Les enlèvements obtenus sont de  $80,9 \pm 2,3$  % pour le cuivre; de  $94,5 \pm 0,7$  % pour le plomb et de  $43,9 \pm 3,9$  % pour le zinc. Les agents de lixiviation utilisés sont NaCl (4 M) et H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (0,125 M). Les auteurs ont conclu que le traitement est efficace et que le recyclage des effluents permet de réaliser des économies d'eau et d'agents de lixiviation.

Janin *et al.* (2012) ont évalué l'influence de 10 cycles d'un procédé de décontamination comprenant 3 étapes de lixiviation (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,1 M) et 3 étapes de rinçage successives pour extraire le cuivre présents dans du bois traité à base d'azole de cuivre. Ces auteurs ont obtenus près de 94 % d'enlèvement du cuivre présent dans le bois et près de 80 - 90 % de récupération du cuivre présent dans la solution de lavage par électrodéposition. Le recyclage des effluents de

traitement permet de diminuer la consommation en  $H_2SO_4$  de 86 % et de diminuer le volume d'effluents à traiter.

La lixiviation est utile pour décontaminer les sols mais aussi les matrices organiques comme le bois. Ainsi, Coudert *et al.* (2014) ont développé un procédé de décontamination des déchets de bois traité à base d'arséniate de cuivre chromaté. Selon ces auteurs, trois étapes de lixiviation en présence d'acide sulfurique permettent l'enlèvement de 87 % de l'arsenic, de 70 % du chrome et de 76 % du cuivre contenus dans les copeaux de bois traité. Les étapes de lixiviation ont permis de solubiliser plus de 96 % de l'arsenic, 78 % du chrome et 91 % du cuivre présents dans les sciures de bois contaminé.

Plusieurs procédés de lixiviation permettent aussi de mesurer la disponibilité et la mobilité des contaminants dans le sol. Par exemple, le *Toxic Characteristic Leaching Procedure* (TCLP) permet de reproduire les conditions de lessivage qui prévalent dans les sites d'enfouissement, et de prédire les risques d'écoulement toxique. Le TCLP permet aussi de réaliser une première estimation de la contamination d'un sol (Mercier, 2000). Le *Synthetic Precipitation Leaching Procedure* (SPLP) reproduit les conditions des précipitations acides et fournit une estimation de la mobilité des contaminants dans les sites d'enfouissement non couverts (Guemiza *et al.*, 2014, Laporte-Saumure *et al.*, 2011). Le test simulant le suc gastrique (TSSG) évalue l'absorption du plomb par le métabolisme des jeunes enfants lorsque ce métal est accidentellement ingéré; le TSSG permet également d'évaluer la disponibilité des métaux présents dans les sols et fournit une base de comparaison avec le test TCLP (Mercier, 2000, Mercier *et al.*, 2002a). Pour Dermont *et al.* (2008b), le test TCLP offre un aperçu valable du degré d'immobilisation des déchets dans les sites d'enfouissement, mais il ne fournit pas de renseignements sur les risques environnementaux; il ne doit donc pas servir d'outil d'aide à la décision en gestion des risques. Cette idée est partiellement reprise par Mercier (2000) qui explique que des sols faiblement contaminés, mais contenant suffisamment de plomb pour présenter un risque pour la santé des jeunes enfants, pourraient passer entre les mailles du test TCLP.

Finalement, les procédés de lixiviation occupent une place centrale au sein de l'industrie hydrométallurgique. En effet, l'efficacité des procédés de lixiviation contribue de façon significative à l'efficacité technico-économique d'une entreprise d'hydrométallurgie (Crundwell, 2013).

## **2.4 Modèles de prédiction de la faisabilité du traitement**

Selon Van der Velpen *et al.* (2004), la caractérisation d'un site contaminé constitue une étape fondamentale dans un projet de réhabilitation. En effet, c'est lors de cette étape que la faisabilité et le rendement financier potentiel des procédés envisagés sont évalués. La prévision de l'efficacité de l'enlèvement des métaux présents dans les sols, par exemple, est peu documentée. Or, la répartition spatiale hétérogène et la variabilité dans la spéciation des métaux font en sorte que les procédés doivent fréquemment être ajustés au projet (Duchesne *et al.*, 2003). Ainsi, un projet de décontamination des sols devrait attribuer au moins 1 % de son budget à la caractérisation minéralogique du sol (Mercier *et al.*, 2001).

Les méthodes extractives, et notamment les extractions séquentielles de Tessier (Tessier *et al.*, 1979) permettent de préciser la phase géochimique sous laquelle les métaux sont liés au sol (Van Benschoten *et al.*, 1997), en plus d'évaluer l'importance relative de chacune des phases géochimiques (Duchesne *et al.*, 2003). Ces informations servent de support décisionnel dans le choix d'une méthode de décontamination.

Cependant, « cette technique ne fournit pas de données sur les caractéristiques physiques et minéralogiques d'une contamination sous forme de particules. Ces caractéristiques physiques sont à la base même des principes opérants lors des séparations de type minéralurgique » (Duchesne *et al.*, 2003).

Dans sa thèse de doctorat, Mercier (2000) a identifié les paramètres physiques, chimiques et minéralogiques d'importance afin de prévoir le rendement des procédés minéralurgiques. L'outil de prévision met en évidence la nécessité d'une méthode de caractérisation minéralogique permettant d'identifier, puis de localiser la contamination. Comme pour les extractions séquentielles de Tessier et pour la flottation, cette démarche permet de faire le meilleur choix concernant les techniques minéralurgiques à employer (Duchesne *et al.*, 2003).

Gosselin *et al.* (1999) ont élaboré un protocole d'évaluation de la traitabilité par des méthodes physiques des boues, des sols et des sédiments contaminés. Ce protocole inclut une méthode de caractérisation exhaustive comprenant l'analyse granulométrique et la caractérisation minéralogique du sol, ainsi que l'analyse des résultats.

Jobin (2014) a utilisé des milieux denses de tétrabromoéthane pour optimiser les paramètres des méthodes de séparation gravimétrique. Sierra *et al.* (2011), quant à eux, ont mis en évidence l'importance de la caractérisation granulométrique dans le processus d'évaluation de la traitabilité des sols.



### **3 DESCRIPTION DU SITE DE LA RUE RESSAC**

#### **3.1 Description du site**

Les sols utilisés dans le cadre de ce projet proviennent d'un terrain vacant situé aux intersections du boulevard Henri Bourassa et de la rue du Ressac à Québec (Qc, Canada). Ce terrain correspond au lot 1 571 593 du nouveau cadastre du Québec et couvre une superficie d'environ 70 289 m<sup>2</sup>. Le terrain, appelé « site » ou encore « site de la rue Ressac » dans la suite de ce manuscrit, est composé de deux zones en friches séparées par une rue secondaire, ainsi que d'une section comprenant du gravier au sud-est. Le zonage prévoit un usage commercial ou industriel (codes de zonage 18502lb et 18506lb). Aucun puits, système d'alimentation en eau potable ni raccordement au réseau de services sanitaires ne sont présents sur le site (Inspec-Sol, 2011).

Le site est vacant et ne comporte aucune preuve visuelle de la présence passée ou actuelle d'un réservoir souterrain, d'un réservoir hors-sol ou d'infrastructures d'entreposage de produits chimiques ou d'autres matières dangereuses (Inspec-Sol, 2011). Le site est bordé du nord au sud par le fleuve Saint-Laurent, à des distances variant entre 200 et 800 m. À 1 000 m au sud-ouest du site se trouve l'embouchure de la rivière Saint-Charles. L'eau souterraine est susceptible d'être rencontrée à 2,5 m sous la surface du terrain, et le sens de l'écoulement est présumé allant vers l'est, c'est-à-dire en direction du fleuve Saint-Laurent (Inspec-Sol, 2011).

La stratigraphie du site révèle qu'un remblai de texture limoneuse, à tendance sableuse ou argileuse dépendamment des zones d'échantillonnage, repose sur le sol naturel. La composition du remblai est hétérogène ; ce dernier comprend des blocs de béton, des fragments de poutres d'acier, des morceaux de briques et de pneus. La proportion de ces débris peut atteindre jusqu'à 70 % du volume total du remblai. La profondeur maximale du remblai est de 6 m et varie selon les endroits sur le site. Sous le remblai, le sol naturel est formé d'un sable à grains moyens ou grossiers. Ce sol naturel tiendrait son origine des sédiments fluviaux, une hypothèse probable si nous considérons que le site faisait partie des battures de Beauport jusque dans les années 1970 (Inspec-Sol, 2011).

### 3.2 Description des propriétés avoisinantes

Considérant que le boulevard Henri-Bourassa forme l'axe est-ouest du site, celui-ci est bordé par les propriétés voisines suivantes :

- Nord : Usine de traitement des eaux usées de la ville de Québec;
- Sud : le Boulevard Henri-Bourassa, des voies ferrées puis les réservoirs du terminal CanTerm;
- Est : la rue du Ressac, une propriété industrielle, la Baie de Beauport puis le fleuve Saint-Laurent;
- Ouest : un dépôt à neige usée de la ville, suivi de l'autoroute Dufferin-Montmorency. Des réservoirs d'entreposage de liquides sont également présents à une distance de 600 m. Enfin, l'incinérateur de la ville de Québec est situé à 1 000 m à l'ouest du site (Inspec-Sol, 2011).

Les propriétés adjacentes du site au sud et à l'ouest constituent deux préoccupations environnementales pour le site de la rue Ressac. En effet, les réservoirs du terminal CanTerm au sud peuvent servir à entreposer des liquides, parmi lesquels des produits chimiques et pétroliers (Inspec-Sol, 2011). Par ailleurs, l'opération d'un dépôt à neige usée peut générer l'importation de métaux lourds, de chlorures et de produits pétroliers sur le terrain hôte. La tenue d'un dépôt à neige usée figure d'ailleurs dans l'Annexe 3 du RPRT. Compte tenu du sens présumé de l'écoulement des eaux sur le site de la rue Ressac (d'ouest en est) et de la localisation du dépôt à neige par rapport au site de la rue Ressac (à l'ouest et en amont hydraulique du site), le dépôt à neige usée représente une préoccupation environnementale pour le site de la rue Ressac (Inspec-Sol, 2011).

La [Figure 3.1](#) présente une photographie aérienne du site de la rue Ressac, encadré au Nord de l'usine de traitement des eaux et à l'ouest du dépôt à neige de la Ville de Québec.

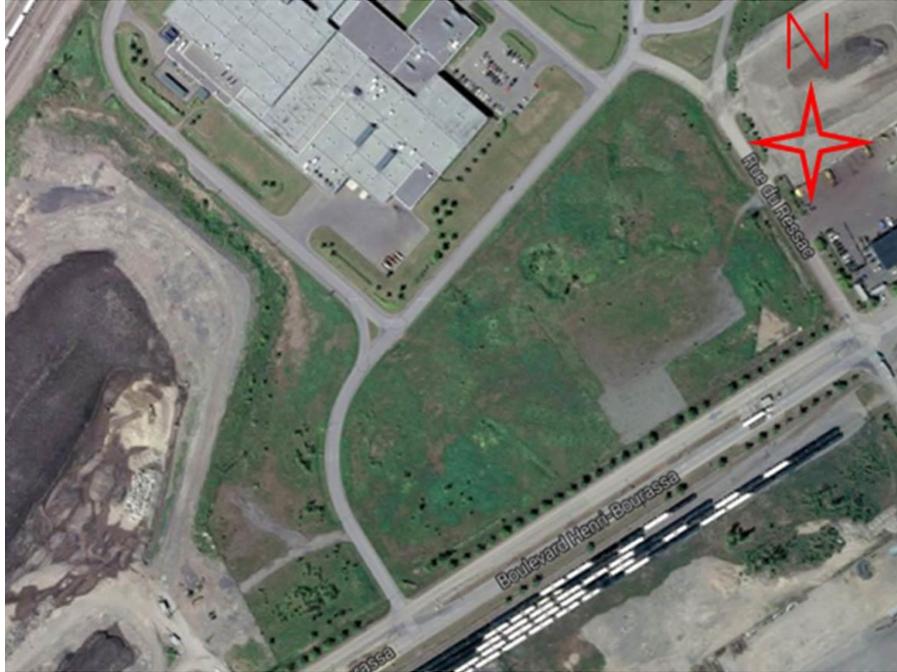


Figure 3.1 Vue aérienne du site de la rue Ressac (Image : Google Earth)

### 3.3 Historique du site de la rue Ressac

Partie intégrante des battures de Beauport jusqu'aux années 1970, le site de la rue Ressac aurait fait l'objet de remblayage jusque dans les années 1990. Il est important de mentionner à ce stade que l'origine des matériaux de remblai est inconnue. La compagnie Daishowa Inc., le Ministère du Transport du Québec (MTQ) et la ville de Québec se sont succédé à titre de propriétaires du terrain jusqu'en 1981, année à laquelle la Société du port de Québec achète le site. En 1996, le site a été acquis par la compagnie Evonik Degussa Canada Inc., qui envisage alors d'y construire une usine de production de peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ). Le site redevient la propriété de la ville de Québec en 2011 (Fréchette, 1997, Inspec-Sol, 2011).

### 3.3.1 Historique de la contamination du site

La campagne de caractérisation, menée par Génivel-BPR en 1996 pour le compte de Degussa Inc., révèle la présence de métaux lourds, de mercure, de BPC et d'hydrocarbures pétroliers dans des concentrations excédant le critère C du MEF (aujourd'hui le MDDELCC). Les concentrations en métaux lourds et en hydrocarbures pétroliers sont plus importantes dans la section ouest du site, c'est-à-dire la zone adjacente au dépôt à neige usée (Fréchette, 1997).

Une première caractérisation des sols est effectuée en septembre 1995, ainsi qu'en février et mars 1996. Ce rapport de caractérisation, déposé au MEF le 1<sup>er</sup> septembre 1996, rapporte une contamination problématique des sols en BPC, en hydrocarbures pétroliers et en métaux lourds (Fréchette, 1997).

Des travaux de réhabilitation en trois (3) phases s'échelonnent d'août à octobre 1996. Au total, 46 652 m<sup>3</sup> de remblais contaminés ont été excavés au cours de ces travaux. Les sols les plus contaminés (2 761 m<sup>3</sup>) sont acheminés vers un site spécialisé géré par Horizon Environnement Inc. Le rapport de réhabilitation des sols produit par le MEF en 1997 mentionne que la réhabilitation en vue de l'implantation de l'usine Degussa est complétée à la satisfaction de tous les intervenants impliqués dans le dossier (Fréchette, 1997).

Les coûts de la réhabilitation ont été évalués à 953 536 \$, soit : l'excavation, le transport et la prise en charge par un site spécialisé de 2 761 m<sup>3</sup> au coût de 250 \$ m<sup>-3</sup>, totalisant 690 250 \$; ainsi que l'excavation et la disposition de 43 891 m<sup>3</sup> au coût de 6 \$ m<sup>-3</sup>, pour un total de 263 346 \$ (Genivel-BPR, 1996).

En 2012, une seconde campagne de caractérisation est commandée à la firme Inspec-Sol Inc., cette fois par la ville de Québec, redevenue propriétaire du site suite à des démarches d'expropriation de la compagnie Evonik Degussa Canada Inc. Cette seconde campagne de caractérisation menée sur le site révèle une contamination en hydrocarbures pétroliers C<sub>10</sub>-C<sub>50</sub>, en HAP et en métaux lourds à plusieurs points d'échantillonnage. Le [Tableau 3.1](#) présente les volumes de sols contaminés estimés lors de cette deuxième campagne de caractérisation (Inspec-Sol, 2012).

**Tableau 3.1** Volumes de sol contaminés présents sur le site de la rue Ressac tels qu'estimés par la seconde campagne de caractérisation d'Inspec-Sol (Inspec-Sol, 2012).

Niveau de contamination	Volume de sols (m <sup>3</sup> )
Sols dans la plage A-B	90 550
Sols dans la plage B-C	61 760
Sols > C	52 550
Sols > RESC	8 400



## 4 MÉTHODOLOGIE

### 4.1 Caractérisation des sols

#### 4.1.1 Échantillonnage

Les sols ont été échantillonnés le 25 novembre 2013 sur le site de la rue Ressac à Québec. Le choix des zones à échantillonner a été basé sur les résultats de la campagne de caractérisation d'Inspec-Sol, dont l'équipe de l'INRS-ETE a obtenu une copie. Ainsi, quatre (4) tranchées parmi celles creusées par l'équipe d'Inspec-Sol ont été retenues pour la nature et la teneur en contaminants présumés dans chacune de ces tranchées. Le [Tableau 4.1](#) présente la liste des tranchées échantillonnées, de la profondeur d'échantillonnage et des contaminants attendus (basé sur les données fournies par Inspec-Sol). Les tranchées mesuraient entre 1,5 et 2 mètres de long et ont été creusées à l'aide d'une petite pelle mécanique. À chaque point d'échantillonnage/tranchée, 10 chaudières d'une capacité de 20 L chacune ont été remplies et identifiées selon leur provenance, pour un total de 200 L par tranchée. Les sols prélevés provenaient du fond de la tranchée, une fois la profondeur souhaitée atteinte. Ces chaudières ont ensuite été acheminées aux laboratoires pour l'innovation scientifique et technologique de l'environnement (LISTE), communément appelés les « laboratoires lourds » de l'INRS-ETE (2605 boulevard du Parc Technologique, Québec, Qc, Canada).

**Tableau 4.1** Profondeur d'échantillonnage et contaminants attendus pour chaque tranchée

Tranchée	Profondeur d'échantillonnage (m)	Contaminants attendus
TR 40	0,60 à 1,90	Mo, Pb, Zn, HAP (> RESC)
TR 49	1,45 à 2,45	Mo, Pb, Zn, HAP, C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (> C)
TR 52	2,70 à 4,10	Zn, HAP, C <sub>10</sub> -C <sub>50</sub> (> RESC)
TR 66	1,40 à 2,40	Ba, Cu (> C)

La Figure 4.1 présente un plan du site de la rue Ressac avec les zones d'échantillonnages.



Figure 4.1 Plan du site de la rue Ressac et zones d'échantillonnage (encerclées). Crédit image : Inspec-Sol (2012)

#### 4.1.2 Granulométrie et granulochimie des sols

Pour chacune des tranchées, la granulométrie et la granulochimie des sols ont été réalisées sur environ 60 L de sol. Trois (3) chaudières ont été choisies aléatoirement pour être tamisées à l'aide d'un tamis giratoire vibrant Sweco™ de 45 cm de diamètre (Figure 4.2). Les sols ont été tamisés en présence d'eau (tamisage humide). Au terme de cette opération, les sols ont été ségrégués en sept (7) fractions granulométriques différentes, soit  $< 0,25$  mm,  $0,25 < x < 1$  mm,  $1 < x < 2$  mm,  $2 < x < 4$  mm,  $4 < x < 12$  mm,  $12 < x < 25$  mm et  $> 25$  mm. Ces fractions ont été obtenues en utilisant des tamis dont la largeur des mailles correspond au diamètre de particules désiré. Le tamis de 25 mm a été fabriqué par le personnel du laboratoire de l'INRS-

ETE. Les fractions ont été récupérées dans des contenants adaptés puis placées dans une étuve à 60 °C jusqu'à leur assèchement total. Elles ont ensuite été pesées afin de déterminer le taux d'humidité de chaque fraction. Pour chaque tranchée, six échantillons ont été prélevés en cours de tamisage pour des analyses subséquentes permettant une première caractérisation granulochimique (détermination de la teneur en métaux et en HAP). Il est important de noter qu'au terme de la caractérisation granulochimique des quatre (4) sols, seuls TR 40 et TR 52 ont été retenus pour l'étude des performances des traitements physiques et chimiques.



**Figure 4.2** Tamis Sewco<sup>TM</sup> utilisé pour l'étape de tamisage

### 4.1.3 Caractérisation minéralogique

Une caractérisation minéralogique du sol TR 52 a été effectuée à l'aide d'un microscope électronique à balayage (SEM, Carl Zeiss EVO<sup>®</sup> 50) équipé d'un spectromètre à énergie dispersive (EDS, Oxford Instrument, INCAx-sight EDS). Cinq (5) lames polies de sol (26 x 46 mm) ont été plaquées avec de l'or avec un module de placage des échantillons (SPI™-Module sputter coater). Les lames minces ont été préparées à partir d'échantillons de sol représentant respectivement du sol initial (avant traitement) de la FG  $1 < x < 4$  mm, du sol initial de la FG  $0,25 < x < 1$  mm, la fraction légère (fr. 1) obtenue suite à un traitement de table à secousses (FG  $0,25 < x < 1$  mm), la fraction intermédiaire (fr. 2-3) obtenue par table à secousses (FG  $1 < x < 2$  mm) et finalement un concentré obtenu par un traitement de jig (FG  $1 < x < 4$  mm). Cette gamme d'échantillons devrait permettre d'étudier et de mieux comprendre le comportement des métaux lorsque soumis à des traitements de séparation physique. Les images des particules de sol ont été générées en électrons rétrodiffusés à un voltage d'accélération des électrons de 25 kV avec un rayon de courant de 100  $\mu$ A. Les particules potentiellement porteuses de phases métalliques, apparaissant plus brillantes à l'écran, ont été analysées par EDS. Une attention particulière a été portée à la détection de particules porteuses de zinc, contaminant important et problématique dans le sol TR 52.

## 4.2 Description du procédé complet

Les procédés de traitement retenus pour chacun des sols comprennent des étapes de séparation magnétique, d'attrition et de séparation gravimétrique. Le recours aux méthodes d'extraction chimique sera envisagé au besoin pour les fractions fines. Chaque fraction granulométrique (FG) est traitée séparément puisque les appareils de séparation gravimétrique fonctionnent pour des plages granulométriques précises. Une fraction granulométrique est considérée traitée lorsqu'elle atteint le critère générique désiré.

Un aperçu du train de procédés envisagé pour les deux sols étudiés au cours de ce projet est présenté en [Figure 4.3](#).

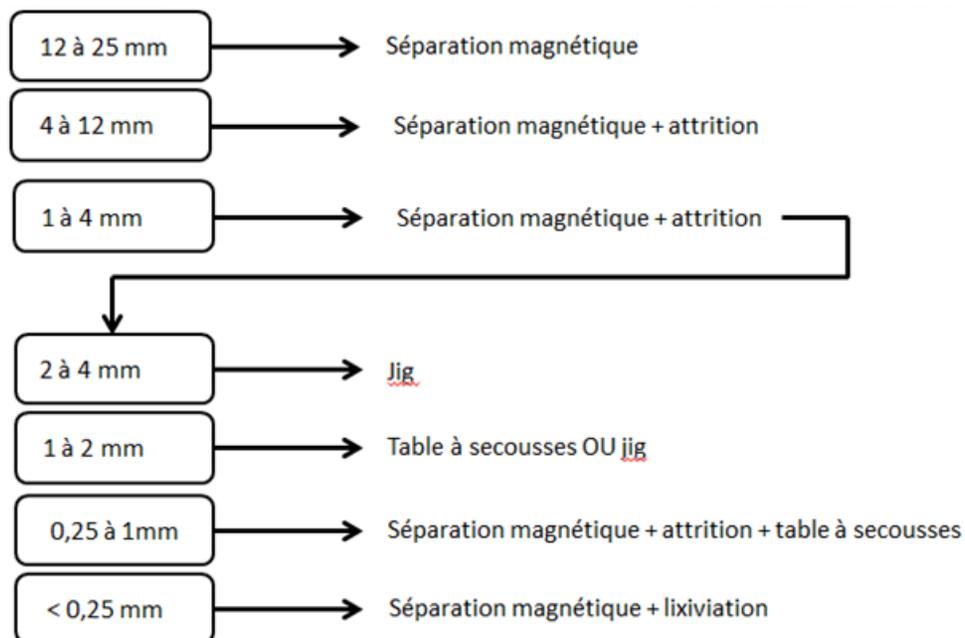


Figure 4.3 Aperçu du train de procédé envisagé pour la décontamination de TR 40 et TR 52

### 4.3 Séparation magnétique

Des essais de séparation magnétique ont été entrepris sur l'ensemble des fractions granulométriques des sols TR 40 et TR 52. Cette étape permet de vérifier si certains contaminants sont associés à une matrice ferromagnétique ou paramagnétique. Une masse sèche d'environ 500 g pour les fractions < 4 mm et de 2 kg pour les fractions > 4 mm a été étalée sur une surface plane. Un aimant permanent en Néodyme a été placé au-dessus des particules (distance « contact ») pour obtenir un champ magnétique d'environ 500 G. Les particules de sol ont été exposées au champ magnétique jusqu'à ce que plus aucune particule ne soit attirée, ce qui suppose que l'enlèvement maximal possible est atteint.

## 4.4 Attrition

Les étapes d'attrition ont été réalisées dans une cellule d'attrition de 10 L munie de trois (3) chicanes. Chaque essai est mené en triplicata avec une densité de pulpe de 20 %, à raison d'un (1) kg de sol mélangé à quatre (4) L d'eau. Un moteur d'attrition Lightnin™ modèle EV1P25 et un bras agitateur muni d'une hélice de type soleil ont permis de fixer la vitesse d'agitation à 1 500 rpm. Des étapes d'attrition de 10 et 20 minutes ont été testées sur les fractions  $1 < x < 4$  mm,  $4 < x < 12$  mm et  $12 < x < 25$  mm des sols. Après le traitement, la pulpe a été transférée sur un tamis giratoire vibrant dont la taille des mailles est égale à la limite inférieure de la plage granulométrique traitée. Le sol traité est ainsi isolé des boues d'attrition. La fraction  $0,25 < x < 1$  mm des sols a été attritée durant 10 minutes sans qu'aucun tamisage ne soit effectué après (sol traité et boues conservées ensemble). Pour toutes les fractions, le sol traité et les boues ont été séchées dans l'étuve à 60°C, lorsqu'il y avait lieu. Le sol traité et les boues d'attrition ont été pesés une fois sec. L'entraînement particulaire (EP), (proportion massique de boues d'attrition par rapport à la masse de sol initial), est déterminé lorsqu'applicable. Le bilan de masse du traitement est déterminé pour chaque essai selon l'Équation 4.1. Ainsi, le résultat de l'Équation 4.1 doit tendre vers 1, ce qui signifie que 100 % du sol introduit dans le système de traitement sera récupéré en fin de procédé. Un échantillon représentatif (100 g) a été prélevé pour déterminer les teneurs résiduelles en contaminants.

Équation 4.1

$$\text{Bilan de masse} = \frac{(\text{masse de sol traité} + \text{EP})}{\text{masse de sol initiale}}$$

## 4.5 Séparation gravimétrique

Des essais de séparation gravimétrique ont été réalisés dans le but de concentrer les métaux lourds et de séparer les particules porteuses de phases métalliques du reste de la matrice de sol (sol traité). Différents procédés de séparation gravimétrique tels que la table à secousse, le jig ou la colonne d'élutriation ont été testés afin d'évaluer leurs performances à concentrer les différents métaux étudiés (Cd, Cu, Pb, Zn) présents dans les fractions 0,125 – 1 mm; 1 – 2 mm et 2 – 4 mm des sols TR 40 et TR 52.

### 4.5.1 Table à secousses

La table à secousses utilisée est un appareil de marque Outokumpu Technology. Le pont (modèle 13A-S) mesure 1,02 m de longueur et 0,46 m de largeur. Un convoyeur vibrant Fritsch (Laborette modèle 24) permet l'alimentation en sol sec. L'alimentation se fait avec du sol sec préalablement attrité durant 10 minutes pour l'ensemble des essais réalisés (préliminaires et réguliers).

Les essais de table à secousses (TS) ont été réalisés en triplicata sur les fractions  $0,25 < x < 1$  mm et  $1 < x < 2$  mm des sols TR 40 et TR 52. Le [Tableau 4.2](#) présente l'ensemble des essais réguliers réalisés sur la table à secousses. Les essais menés sur la fraction  $1 < x < 2$  mm de TR 40 et de TR 52 permettent de comparer l'efficacité d'enlèvement des métaux lourds de la table à secousses et du jig sur cette fraction.

**Tableau 4.2** Plan d'expérimentations des essais réguliers réalisés sur la table à secousses

Essais	Sol	Fraction (mm)
TS 5-6-7	TR 52	$0,25 < x < 1$
TS 8-9-10	TR 40	$0,25 < x < 1$
TS 11-12-13	TR 52	$1 < x < 2$
TS 14-15-16	TR 40	$1 < x < 2$

Le [Tableau 4.3](#) présente les paramètres opératoires des essais réguliers réalisés sur la table à secousses. Au terme de chaque essai de table à secousses, le sol apparaît classifié selon la densité des particules. Ainsi, quatre (4) fractions de sol ont été récupérées dans des contenants appropriés. Ces fractions sont numérotées par ordre croissant de densité attendue. La fraction (1) (aussi appelée « *tailing* » et composée des éléments peu denses), les fractions (2 et 3) et (4) (appelées « *middling* » et composées d'éléments de densité intermédiaire) et finalement les fractions (5, 6 et 7) (désignées comme les concentrés et composées des éléments les plus denses) ont été collectées. La faible proportion massique des concentrés permet la récupération conjointe des fractions 5, 6 et 7.

Ces fractions ont été séchées dans une étuve à 60 °C, puis pesées pour déterminer l'entraînement particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc™ 1330 (Micromeritics Inc, EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant traitement et de chaque fraction obtenue après traitement ont été prélevés pour analyses chimiques subséquentes.

**Tableau 4.3 Paramètres opératoires pour tous les essais réguliers de table à secousses**

Essais	Débit de sol (g sec min <sup>-1</sup> )	Durée (min)	Inclinaison (°)	Débit d'eau primaire* (L min <sup>-1</sup> )	Débit d'eau secondaire* (L min <sup>-1</sup> )	Strokes
TS 5 à 12	100	3	11	5	5	7

\*Le débit d'eau primaire correspond au débit de l'eau qui entraîne le sol à descendre le long de la table, tandis que le débit d'eau secondaire est utilisé pour fluidiser l'alimentation du sol.

#### 4.5.2 Jig

L'appareil utilisé est un jig de laboratoire dont la surface de la grille mesure 24 cm<sup>2</sup>. L'ouverture du grillage de fond est de 6,35 mm. Le volume total de la chambre de sédimentation est de 140 cm<sup>3</sup>. Des billes de nitrile (Si<sub>3</sub>N<sub>4</sub>), de densité de 3,2 g cm<sup>-3</sup>, ont été placées dans le fond de la grille pour entraver la sédimentation du lit de sol. La quantité de billes utilisée est exprimée en ratio volumique, soit le volume des billes par rapport au volume total de la chambre (140 cm<sup>3</sup>).

#### 4.5.2.1 Essais préliminaires

Les premiers essais préliminaires ont été réalisés sur la fraction 1 à 4 mm du sol TR 52. Ces essais ont été réalisés en triplicata sur du sol non attrité ainsi que sur du sol attrité 10 minutes et sur du sol attrité 20 minutes. Ces essais permettent de valider l'efficacité du jig sur la fraction 1 à 4 mm, de définir les paramètres opératoires en vue des essais réguliers et enfin, de comparer l'efficacité d'un procédé de séparation gravimétrique suite à une attrition de 10 ou de 20 minutes. Les essais ont été effectués avec un ratio volumique du lit de billes de nitrile de 0,15 ( $V_{\text{billes}}/V_{\text{tot}}$ ).

Avant chaque triplicata d'essais, le lit de sol a été conditionné de la manière suivante : le jig fonctionne pendant cinq (5) minutes durant lesquelles du sol a été introduit à un débit d'alimentation de  $50 \text{ g min}^{-1}$ . Le sol traité (« middling ») a été rejeté par le surnageant du jig. Le concentré (fraction dense) a été récupéré dans un contenant sous la grille du jig. Ces deux fractions ont été écartées. Ne subsiste que le lit de sol à l'intérieur du jig. Cette opération préliminaire permet de s'assurer de la représentativité et du conditionnement du lit de sol. Le lit de sol a été évacué, renouvelé et conditionné à chaque nouveau triplicata d'essais.

Chaque essai a une durée de 4 minutes. Pour cela, le sol a été introduit par le haut du jig à un ratio de  $50 \text{ g min}^{-1}$  durant les trois (3) premières minutes, tandis que le jig fonctionne sans nouvelle alimentation de sol pour une minute additionnelle à la fin de l'essai. Ceci permet de maximiser le concentré obtenu et le bilan de masse. Le débit d'eau est fixé à  $2,2 \text{ L min}^{-1}$ .

Le [Tableau 4.4](#) présente le plan expérimental de cette première série d'essais préliminaires réalisés à l'aide du jig.

**Tableau 4.4** Plan expérimental de la première série d'essais préliminaires de jig (réalisé sur TR 52)

Essai	Fraction (mm)	Traitement antérieur
Jig 1-2-3	$1 < x < 4$	Aucun
Jig 4-5-6	$1 < x < 4$	Attrition 10 min
Jig 7-8-9	$1 < x < 4$	Attrition 20 min

Au terme de ces essais, le sol traité et le concentré ont été récupérés et séchés à l'étuve à 60 °C. Ils ont ensuite été pesés pour déterminer l'entraînement particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc™ 1330 (Micromeritics Inc., EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant traitement, du sol traité et du concentré ont été prélevés pour analyses chimiques subséquentes.

Compte tenu de la volonté de traiter les fractions 1 à 2 mm et 2 à 4 mm séparément, une seconde série d'essais préliminaires a été effectuée. Ces essais doivent permettre de déterminer le ratio volumique du lit de billes optimal pour chaque fraction. Ainsi, le ratio volumique du lit de billes devient le paramètre variable. Ces essais ont été effectués suivant les paramètres et le protocole décrits précédemment. Le [Tableau 4.5](#) présente le plan expérimental de cette seconde série d'essais préliminaires réalisés à l'aide d'un jig.

**Tableau 4.5 Plan expérimental de la deuxième série d'essais préliminaires de jig**

Essai	Sol	Fraction (mm)	Traitement antérieur	Ratio volumique billes
Jig 10	TR 52	1 < x < 2	Attrition 10 min	0,16
Jig 11	TR 52	1 < x < 2	Attrition 10 min	0,20
Jig 12	TR 52	1 < x < 2	Attrition 10 min	0,25
Jig 13	TR 52	2 < x < 4	Attrition 10 min	0,09
Jig 14	TR 52	2 < x < 4	Attrition 10 min	0,08

Au terme de ces essais, le sol traité et le concentré ont été récupérés et séchés à l'étuve à 60 °C. Ils ont ensuite été pesés pour déterminer l'entraînement particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc™ 1330 (Micromeritics Inc., EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant traitement, du sol traité et du concentré ont été prélevés pour analyses chimiques subséquentes. Les résultats des analyses chimiques de ces essais, de même que les données d'entraînement particulaire, ont guidés la sélection des paramètres opératoires des essais réguliers à l'aide du jig.

#### 4.5.2.2 Essais réguliers

Les essais réguliers ont été réalisés sur les fractions 1 à 2 mm et 2 à 4 mm des sols TR 40 et TR 52. Dans le cas du sol TR 40, le traitement de jig a été précédé de 10 minutes d'attrition et d'une étape de colonne d'élutriation. Le sol TR 52 a été préalablement attrité durant 10 minutes mais il n'a pas été traité par colonne d'élutriation. Les essais ont été réalisés en triplicata selon le protocole expérimental établi pour les essais préliminaires. Ce protocole inclut le conditionnement du lit de billes, le renouvellement du lit de billes entre chaque triplicata d'essais et le déroulement des essais. Les paramètres opératoires sont détaillés dans le [Tableau 4.6](#), tandis que le [Tableau 4.7](#) présente le plan d'expérimentations et le ratio volumique du lit de billes utilisés pour les essais réguliers réalisés à l'aide du jig.

**Tableau 4.6 Paramètres opératoires pour les essais réguliers de traitement à l'aide d'un jig**

Débit d'alimentation (g sol sec min <sup>-1</sup> )	Durée de l'alimentation (min)	Durée totale de l'essai (min)	Débit d'eau (L min <sup>-1</sup> )
50	3	4	2,2

**Tableau 4.7 Plan d'expérimentations et ratio volumique du lit de billes des essais réguliers réalisés à l'aide d'un jig**

Essai	Sol	Fraction (mm)	Ratio vol billes
Jig 15-16-17	TR 52	2 < x < 4	0,09
Jig 18-19-20	TR 40	2 < x < 4	0,09
Jig 21-22-23	TR 52	1 < x < 2	0,25
Jig 24-25-26	TR 40	1 < x < 2	0,25

Au terme de ces essais, le sol traité et le concentré ont été récupérés et séchés à l'étuve à 60 °C. Ils ont ensuite été pesés pour déterminer l'entraînement particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc<sup>TM</sup> 1330 (Micromeritics Inc., EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant

traitement, du sol traité et du concentré ont été prélevés pour analyses chimiques subséquentes.

#### **4.5.3 Colonne d'élutriation**

Les essais en colonne de séparation physique (ou colonne d'élutriation) sont les seuls essais de séparation gravimétrique effectués qui visent spécifiquement l'enlèvement des HAP présents dans le sol TR 40.

La colonne d'élutriation utilisée est composée d'un tube de PVC de 98 cm de hauteur et de 15,2 cm de diamètre. L'eau et les particules de sol qui s'échappent par le haut de la colonne ont été dirigées dans une tubulure débouchant sur un tamis très fin (dimension des ouvertures, 250  $\mu\text{m}$ ), où les particules de sol ont été retenues. L'eau s'échappe du tamis et tombe dans un baril (baril de réception). Une pompe expulse alors cette eau vers un second baril (baril d'alimentation). Dans le baril d'alimentation, une seconde pompe alimente un tuyau de 8 cm de diamètre. Ce tuyau est équipé d'une valve pour l'ajustement du débit et d'un débitmètre. Le tuyau d'alimentation achemine l'eau jusque sous la colonne. La colonne est donc alimentée en eau à partir du bas, ce qui permet un flot ascendant à l'intérieur de celle-ci.

L'alimentation du sol se fait par l'ouverture dans le haut de la colonne. Un entonnoir a été utilisé pour introduire le sol sec à l'intérieur de la colonne, à une profondeur de 23 cm à partir de l'ouverture supérieure. Cette façon de procéder évite que le sol sec ne soit immédiatement emporté par le courant ascendant. Les essais comptent deux débits d'eau différents; d'abord un débit d'alimentation, qui sera maintenu constant pendant que le sol est introduit dans la colonne, puis un débit principal, c'est-à-dire le débit d'eau ascendant, maintenu constant durant l'élutriation. Ce débit principal est maintenu pendant deux (2) minutes, puis la valve du tuyau d'alimentation est fermée pour faire cesser le courant ascendant.

Deux fractions ont été obtenues lors du traitement par colonne d'élutriation : la fraction légère, correspondant au sol emporté par le courant ascendant dans le surnageant, et la fraction traitée, correspondant au sol ayant sédimenté malgré le courant ascendant et récupéré dans le bas de la colonne après chaque essai. Ainsi, le sol traité et la fraction légère ont été récupérés et séchés à l'étuve à 60 °C. Ils ont ensuite été pesés pour déterminer l'entraînement

particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc™ 1330 (Micromeritics Inc., EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant traitement, du sol traité et de la fraction légère ont été prélevés pour déterminer les teneurs en HAP présents dans chaque échantillon.

Le plan d'expérimentations des essais réalisés à l'aide de la colonne d'élutriation est donné dans le [Tableau 4.8](#). Ces essais ont été réalisés en duplicata compte tenu de la quantité de sol disponible insuffisante pour réaliser des essais en triplicatas.

**Tableau 4.8** Plan d'expérimentations des essais réguliers de colonne d'élutriation

Essai	Sol	Fraction (mm)	Traitement	Débit alimentation (L min <sup>-1</sup> )	Débit traitement (L min <sup>-1</sup> )	Durée traitement (min)
CSP 1	TR 40	1 < x < 2	AT 10 min	40	75	2
CSP 2	TR 40	1 < x < 2	AT 10 min	40	75	2
CSP 3	TR 40	1 < x < 2	AT 10 min	40	90	2
CSP 4	TR 40	1 < x < 2	AT 10 min	40	90	2
CSP 5	TR 40	2 < x < 4	AT 10 min	50	85	2
CSP 6	TR 40	2 < x < 4	AT 10 min	50	85	2
CSP 7	TR 40	2 < x < 4	AT 10 min	50	110	2
CSP 8	TR 40	2 < x < 4	AT 10 min	50	110	2

Au terme de ces essais, le sol traité et la fraction légère ont été récupérés et séchés à l'étuve à 60 °C. Ils ont ensuite été pesés pour déterminer l'entraînement particulaire et compléter le bilan massique. La densité de chaque fraction a été mesurée au moyen d'un pycnomètre à gaz AccuPyc™ 1330 (Micromeritics Inc., EUA). Enfin, des échantillons représentatifs du sol avant traitement, du sol traité et de la fraction légère ont été prélevés pour déterminer les teneurs en HAP présents dans chaque échantillon.

## 4.6 Extraction chimique

L'objectif principal des essais d'extraction chimique est de solubiliser le zinc, contaminant problématique dans les deux sols mais particulièrement dans TR 52.

Des essais de lixiviation ont été effectués sur les fractions < 250 µm, 1 à 2 mm et 2 à 4 mm du sol TR 52. Il s'agit du seul traitement entrepris sur la fraction < 250 µm. Aussi, la fraction de sol < 250 µm utilisée pour les essais de lixiviation est brute (sol initial), tandis que le sol provenant des fractions 1 à 2 mm et 2 à 4 mm a subi un traitement d'attrition de 10 minutes et une étape de jig préalablement à la lixiviation. Les essais de lixiviation ont été réalisés dans des béchers en présence de 10 g de sol mélangés à 100 mL d'eau (densité de pulpe fixée à 10 % (p/v)). Le bécher a été placé sur une plaque magnétique et un barreau aimanté agite le sol à un rythme de 300 rpm. Pour chaque fraction, des essais de lixiviation ont été réalisés en triplicata à pH 2, pH 3 et pH 4. Le pH cible a été maintenu grâce à l'ajout d'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, 98%, Fisherbrand, Canada). Les essais sont d'une durée de 90 minutes. Une mesure du pH en simultané permet un ajustement constant de celui-ci par l'ajout d'acide sulfurique. À chaque tranche de 30 minutes (soit à t= 30, t= 60 et t= 90 min), l'agitation est temporairement cessée et 10 mL de liquide sont prélevés. Ces lixiviats sont conservés pour des analyses chimiques. À la fin de l'essai, le sol est filtré puis séché dans une étuve à 60 °C. Le sol lixivié est récupéré, séché à l'étuve à 60 °C et conservé pour analyses chimiques subséquentes. Le [Tableau 4.10](#) présente le plan d'expérimentations des essais de lixiviation réalisés sur le sol TR 52.

**Tableau 4.9 Plan d'expérimentations des essais de lixiviation (TR 52)**

Essai	Fraction (mm)	Traitement antérieur	pH cible
LX 1-2-3	1 < x < 2	Attrition 10 min + jig	2
LX 4-5-6	1 < x < 2	Attrition 10 min + jig	3
LX 7-8-9	1 < x < 2	Attrition 10 min + jig	4
LX 10-11-12	2 < x < 4	Attrition 10 min + jig	2
LX 13-14-15	2 < x < 4	Attrition 10 min + jig	3
LX 16-17-18	2 < x < 4	Attrition 10 min + jig	4
LX 19-20-21	< 0,25	Aucun	2
LX 22-23-24	< 0,25	Aucun	3
LX 25-26-27	< 0,25	Aucun	4

## 4.7 Méthodologie analytique

### 4.7.1 Détermination des teneurs en métaux

#### 4.7.1.1 Préparation des échantillons

Les échantillons solides dont la taille des particules excède 2 mm ont été concassés dans un concasseur à mâchoires Fritsch (Pulvérisette modèle 1) ajusté au plus petit écartement. La représentativité des échantillons a été assurée par le riflage des volumes de sol sec jusqu'à l'obtention d'un volume d'environ 100 g de sol sec. Ces échantillons ont été broyés dans un broyeur à billes de tungstène (Fritsch, Pulvérisette modèle 6) pendant une (1) minute.

#### 4.7.1.2 Digestion et dosage des métaux

Les échantillons ont été minéralisés à chaud dans de l'eau régale (1/3 HNO<sub>3</sub> + 2/3 HCl) suivant la méthode MA. 205 – Mét/P 1.0 du Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ, 2003). La détermination des teneurs en métaux a été réalisée par ICP-AES (Varian, modèle Vista AX CCO Simultaneous ICP-AES, Palo Alto, CA, USA). Cet appareil permet de mesurer simultanément de nombreux métaux dont Al, As, B, Ba, Ca, Cd, Cr, Cu, Fe, K, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Si et Zn. Les analyses chimiques incluant la digestion et l'analyse à l'ICP-AES ont été réalisées en duplicata ou triplicata selon les essais.

### 4.7.1.3 Contrôle qualité des résultats

Le contrôle qualité du procédé de digestion et de dosage à l'ICP a été assuré par l'analyse d'un sol de référence certifié (CNS392-50G) et d'un blanc à chaque série de 30 échantillons. Des solutions certifiées (PlasmaCal 900-Q3-100S, SCP Science, Qc, Canada) et des échantillons fortifiés (ajouts dosés) ont permis d'assurer le contrôle qualité des analyses réalisées à l'ICP-AES. Bien que la limite de détection varie pour plusieurs éléments analysés, la limite instrumentale de détection et la limite de quantification ont été déterminées à l'aide des [Équations 4.2](#) et [4.3](#), respectivement.

**Équation 4.2**      Limite de détection =  $3 * \delta$  (analyses de standard le plus faible dilué 10 X)

**Équation 4.3**      Limite de quantification =  $10 * \delta$  (analyses de standard le plus faible dilué 10 X)

Afin de confirmer les résultats obtenus, le coefficient de variation (CoV) est calculé sous forme de pourcentage. Le calcul du coefficient de variation est indiqué par l'[Équation 4.4](#).

**Équation 4.4**      CoV (%) =  $\text{écart-type} / \text{moyenne} * 100$

Finalement, un suivi des bilans de masse a été réalisé afin de conforter les résultats des différents essais de traitement effectués au cours de ce projet. Pour valider un essai, les concentrations en contaminants dans le sol traité et dans les rejets de traitement doivent totaliser, à  $\pm 20 \%$ , la concentration de départ retrouvée dans le sol avant traitement. L'[Équation 4.5](#) fournit un exemple de calcul de bilan massique (bilan *OUT/IN*) pour le plomb. Le résultat doit tendre vers 1 pour une récupération parfaite des intrants dans les extrants. Contrairement au bilan de masse présenté à l'[Équation 4.1](#), qui fournit une indication du taux de récupération du sol après chaque essai, le bilan *OUT/IN* indique le taux de récupération des contaminants au sein d'une masse de sol donnée.

#### Équation 4.5

$$OUT/IN = \frac{([Pb] \text{ sol traité} * \text{masse sol traité}) + ([Pb] \text{ rejet concentré} * \text{masse sol entraîné})}{([Pb] \text{ sol initial} * \text{masse sol initial})}$$

### 4.7.2 Détermination des teneurs en HAP

#### 4.7.2.1 Extraction des HAP et purification

L'extraction des HAP a été réalisée sur des échantillons de 10 g de sol non-broyé et séché à l'étuve à 60 °C. Les échantillons ont été mélangés à 25 mL de dichlorométhane (CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>) et positionnés dans un bain à ultra-sons pendant 30 minutes. Une solution de pyrène D-10 a été ajoutée comme étalon de recouvrement pour contrôler la qualité des extractions. Par la suite, les extraits ont été purifiés par l'ajout de gel de silice mélangé à une solution de benzo(a)pyrène D-12, qui agit comme un second étalon de recouvrement. Les échantillons ont ensuite été dilués avec un volume connu de CH<sub>2</sub>Cl<sub>2</sub>. Ce volume varie en fonction du volume de solution de gel de silice ajouté. Les échantillons sont agités durant 10 minutes. Cinq (5) mL de surnageant ont ensuite été prélevés pour les analyses par GC-MS après ajout d'une solution de phénanthrène-D10 (étalon interne).

#### 4.7.2.2 Dosage des HAP

Les teneurs en HAP présents dans les extraits ont été déterminées à l'aide d'un appareil de chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS) (Perkin Elmer, modèle Clarus 500). Les dimensions de la colonne (Varian, modèle VF-5MS-FS) sont : 30 m de longueur, 0,25 mm de diamètre et 0,25 µm d'épaisseur. La température d'injection de l'échantillon liquide dans la colonne est de 250 °C. Le gaz porteur est de l'hélium, injecté dans la colonne avec un débit de 2 mL min<sup>-1</sup>. Vingt-deux (22) HAP différents ont été suivis lors de l'analyse au GC-MS. Le [Tableau 4.10](#) présente la liste de ces HAP et indique leur temps de rétention approximatif dans la colonne.

**Tableau 4.10** Liste des HAP analysés par GC-MS et temps de rétention approximatifs dans la colonne (d'après CEAEQ, 2011)

Composé HAP	Temps de rétention (min)
Naphtalène	5,33
2- Méthyl Naphtalène	6,69
1- Méthyl Naphtalène	6,92
1,3 DiméthylNaphtalène	8,25
Acénaphthylène	8,64
Acénaphène	9,07
2,3,5-Triméthyl Naphthalène	9,99
Fluorène	10,24
** Phénanthrène-D10	12,73
Phénanthrène	12,79
Anthracène	12,92
Fluoranthène	16,91
* Pyrene-D10	17,66
Pyrène	17,73
Benzo (c) phénanthrène	22,00
Benzo (a) anthracène	22,86
* Chrysène-D12	22,93
Chrysène	23,03
Benzo (b+j) fluoranthène	27,42
Benzo (k) fluoranthène	27,51
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	27,59
Benzo (a) pyrène	28,62
3-Méthylcholanthrène	30,22
Indéno (1,2,3-c,d) pyrène	32,69
Dibenzo (a,h) anthracène	32,87
Benzo (g,h,i) pérylène	33,48
Dibenzo (a,l) pyrène	37,23
Dibenzo (a,i) pyrène	38,88
Dibenzo (a,h) pyrène	39,13

\* *Étalon de recouvrement*

\*\* *Étalon interne*

## 5 RÉSULTATS ET DISCUSSION

### 5.1 Granulométrie et granulochimie des sols

Le [Tableau 5.1](#) présente les caractéristiques physico-chimiques des sols étudiés. Le pH, le taux de matière organique ainsi que les concentrations en aluminium ou en carbonates peuvent exercer une influence sur le comportement des sols soumis à des procédés de traitement physiques ou chimiques. Les taux de matière organique sont représentatifs des sols minéraux du Québec.

**Tableau 5.1** Caractéristiques physico-chimiques de TR 40 et de TR 52

Sol	CEC* (meq 100g <sup>-1</sup> )	pH	Ca (Mehlich III) (mg kg <sup>-1</sup> )	P (Mehlich III) (mg kg <sup>-1</sup> )	Al (Mehlich III) (mg kg <sup>-1</sup> )	K (Mehlich III) (mg kg <sup>-1</sup> )	Matière organique (%)
TR 40	28,5	7,5	5404	8,04	591	69,6	6,0
TR 52	30,6	8,1	5829	10,7	518	76,3	4,0

\*Capacité d'échange cationique

La granulométrie et la granulochimie initiales ont été obtenues à partir d'environ 60 L de sol tamisés sous forme de pulpe (avec ajout d'eau). Le [Tableau 5.2](#) présente la répartition granulométrique des quatre (4) sols échantillonnés le 25 novembre 2013.

**Tableau 5.2** Répartition granulométrique des quatre (4) sols initialement échantillonnés

Fractions (mm)	Poids relatif (%)			
	TR 40	TR 49	TR 52	TR 66
> 25	8,2	16	9,0	18
12 < x < 25	6,9		7,0	
4 < x < 12	20	29	22	25
2 < x < 4	11	9,2	6,9	5,7
1 < x < 2	5,6	4,7	3,8	4,6
0,25 < x < 1	20	15	23	17
< 0,25	28	27	28	30
<b>Total</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>100</b>

Les Figures 5.1 et 5.2 présentent la répartition granulométrique relative et cumulative des sols TR 40 et TR 52. Ces figures permettent de constater que près de 50 % du sol est composé de particules de < 1 mm (48 % de TR 40 et 51 % de TR 52). Les fractions intermédiaires (sables fins et grossiers de 1 à 4 mm) ne représentent que 17 % de TR 40 et 11 % de TR 52.

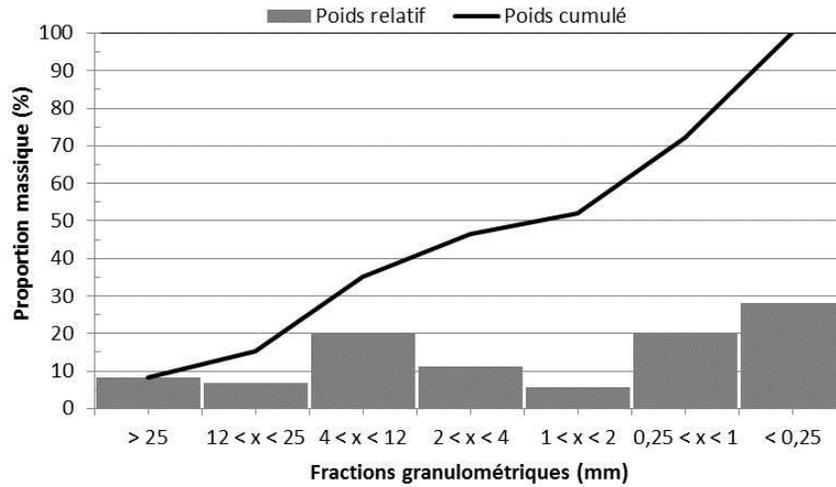


Figure 5.1 Courbe granulométrique du sol TR 40

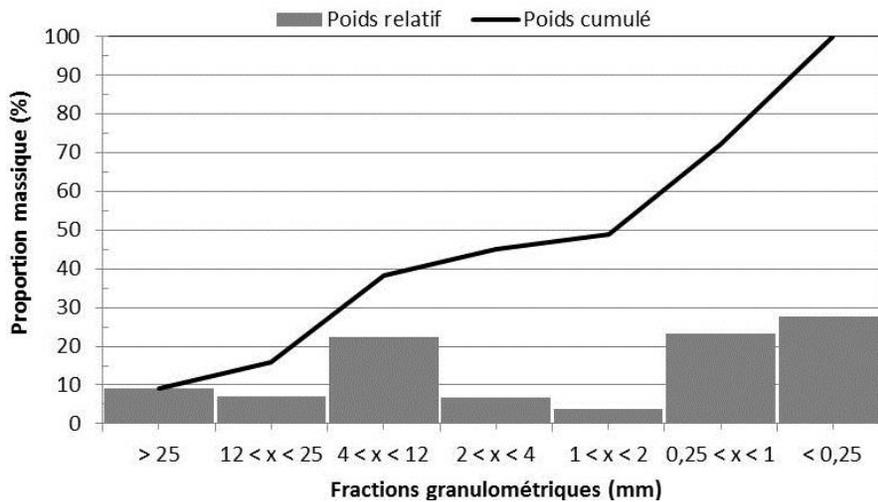


Figure 5.2 Courbe granulométrique du sol TR 52

### 5.1.1 Granulochimie du sol TR 40

La granulochimie en rapport avec la contamination métallique du sol TR 40 est présentée au [Tableau 5.3](#). Celui-ci présente six (6) métaux lourds jugés problématiques et pour lesquels les concentrations mesurées dans les laboratoires de l'INRS-ETE dépassent le critère B.

La granulochimie du sol est divisée en huit (8) fractions granulométriques (FG) :  $> 25$  mm;  $12 < x < 25$  mm;  $4 < x < 12$  mm;  $1 < x < 4$  mm ;  $2 < x < 4$  mm;  $1 < x < 2$  mm;  $0,25 < x < 1$  mm et enfin,  $< 0,25$  mm. En raison des faibles concentrations métalliques typiquement retrouvées au sein des fractions lourdes et de par la simplicité de la décontamination de ces fractions, la fraction  $> 25$  mm n'a pas été caractérisée. Il est alors assumé que la contamination métallique de la fraction  $> 25$  mm est égale, sinon inférieure à la contamination de la fraction  $12 < x < 25$  mm.

Suite à sa caractérisation initiale, la fraction  $1 < x < 4$  mm sera conditionnée puis séparée en deux FG, soit  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm. Ces deux nouvelles fractions seront traitées séparément afin de cibler le traitement le mieux adapté à chacune d'entre elles.

Les concentrations en métaux lourds mesurées dans les laboratoires de l'INRS-ETE sont largement inférieures aux concentrations déterminées par la campagne de caractérisation d'Inspec-Sol. En effet, la campagne de caractérisation menée par Inspec-Sol laissait attendre des contaminations en Pb et Zn au-delà du seuil réglementaire prévu par le RESC. Cependant, la caractérisation effectuée dans les laboratoires de l'INRS-ETE fait état d'une contamination en métaux dans la plage B-C lorsque l'on considère le sol TR 40 dans sa totalité. Les variations des résultats entre les campagnes de caractérisation ne sont guère surprenantes, compte tenu de l'hétérogénéité de la contamination; celle-ci provient le plus vraisemblablement de remblais contaminés pouvant avoir été disposés sur le terrain de façon irrégulière. Par ailleurs, de légères variations spatiales dans les sites d'échantillonnage ont pu survenir, sans oublier que les tranchées creusées par Inspec-Sol ont par la suite été rebouchées, mélangeant ainsi le sol et diluant possiblement les contaminants.

Les fractions intermédiaires ( $4 < x < 12$  mm,  $1 < x < 4$  mm) et fines ( $0,25 < x < 1$  mm,  $< 0,25$  mm) sont les plus contaminées (plage C-D), tandis que les fractions grossières ( $12 < x < 25$  mm,  $> 25$

mm) se situent dans la plage de contamination A-B. Seule la fraction  $1 < x < 2$  mm dépasse le critère C pour Pb et Sb, et la fraction  $< 0,25$  mm dépasse le critère C pour Pb seulement.

Le [Tableau 5.4](#) présente le bilan de la caractérisation initiale des HAP. Ici encore, les concentrations mesurées dans les laboratoires de l'INRS-ETE sont largement inférieures aux résultats de la campagne de caractérisation d'Inspec-Sol. En effet, selon les données fournies par Inspec-Sol des HAP à une concentration supérieure aux normes prévues par le RESC peuvent être retrouvées entre 0,60 et 1,90 m de profondeur dans la tranchée 40. Les extractions et le dosage des HAP réalisés à l'INRS laissent plutôt envisager une contamination en HAP supérieure au critère B mais inférieure au critère C (plage B-C). Les fractions  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm sont les plus contaminées en HAP; leurs concentrations dépassent le critère C pour le phénanthrène, le benzo(a)anthracène, le chrysène et le benzo(a)pyrène. Une liste des abréviations utilisées pour les composés HAP est fournie par le [Tableau 5.5](#).

**Tableau 5.3** Présentation de la contamination métallique initiale de TR 40

Critères	A	1,5	40	50	x	5	110	
	B	5	100	500	20	50	500	
	C	20	500	1 000	40	300	1 500	
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
Fractions (mm)	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
>25	8	4	2,14 ± 0,01	40,2 ± 8,6	51,1 ± 1,0	8,64 ± 0,35	3,12 ± 0,50	274 ± 10
12 < x < 25	7	4	2,14 ± 0,01	40,2 ± 8,6	51,1 ± 1,0	8,64 ± 0,35	3,12 ± 0,50	274 ± 10
4 < x < 12	20	4	5,50 ± 0,06	161 ± 27	305 ± 4	38,4 ± 8,0	34,4 ± 1,7	575 ± 64
1 < x < 4	17	4	5,36 ± 0,42	264 ± 5	906 ± 94	48,3 ± 13,1	171 ± 23	765 ± 10
2 < x < 4	11	4	5,86 ± 0,33	248 ± 13	761 ± 20	33,7 ± 2,6	143 ± 16	804 ± 61
1 < x < 2	6	4	4,80 ± 0,42	283 ± 34	1398 ± 69	49,9 ± 7,6	209 ± 7	720 ± 88
0,25 < x < 1	20	4	3,09 ± 0,06	144 ± 14	766 ± 56	25,3 ± 5,0	115 ± 9	483 ± 2
< 0,25	28	4	4,75 ± 0,32	300 ± 21	1342 ± 32	25,1 ± 0,7	146 ± 7	1 172 ± 26
<b>Sol complet</b>	<b>100</b>		<b>4,30</b>	<b>195</b>	<b>763</b>	<b>27,7</b>	<b>99,2</b>	<b>712</b>

**Tableau 5.4 Présentation de la contamination en HAP initiale de TR 40**

Fractions (mm)	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )													
			PHE	ANT	FLR	PYR	BAN	CRY	B	J	K	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP
>25	8															
12 < x < 25	7	2	0,8	0,1	0,9	0,6	0,2	0,3	0,2	0,0	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	<b>4,0</b>
4 < x < 12	20	4	7,5	1,3	9,4	6,9	2,7	3,5	2,3	0,1	1,4	2,6	1,6	0,7	1,8	<b>45</b>
2 < x < 4	11	3	53	16,3	52	41	19	19	13	3,1	7,4	16	8,6	3,8	9,6	<b>279</b>
1 < x < 2	6	3	46	11,9	48	37	17	18	11	2,7	6,6	14	8,0	3,6	8,4	<b>244</b>
0,25 < x < 1	20	3	19	5,8	24	19	9,4	9,4	6,7	1,5	3,7	7,9	4,7	2,2	5,0	<b>124</b>
< 0,25	28	6	11	3,4	17	14	9,2	9,5	8,9	2,5	4,1	8,8	5,7	2,5	6,7	<b>107</b>
<b>Sol complet</b>	<b>100</b>		<b>17</b>	<b>4,7</b>	<b>20</b>	<b>16</b>	<b>7,5</b>	<b>8,1</b>	<b>6,0</b>	<b>1,3</b>	<b>3,4</b>	<b>6,8</b>	<b>4,2</b>	<b>1,8</b>	<b>4,6</b>	<b>106</b>

**Tableau 5.5 Liste des abréviations applicables aux composés HAP**

<b>Composé</b>	<b>Abréviation</b>
1- Méthylnaphtalène	M1NPN
1,3 Diméthylnaphtalène	1,3DMN
2-Méthylnaphtalène	M2NPN
2,3,5-Triméthylnaphtalène	2,3,5TMN
3-Méthylcholanthrène	3MCN
7,12-Diméthylbenzo(a)anthracène	M7,12BAN
Acénaphène	ACN
Acénaphthylène	ACyN
Anthracène	ANT
Benzo(a)anthracène	BAN
Benzo(a)pyrène	BAP
Benzo(b,j,k)fluoranthène	BJK
Benzo(c)phénanthrène	BCP
Benzo(g,h,i)pérylène	BPR
Chrysène	CRY
Chrysène-D12	CRY-D12
Dibenzo(a,h)anthracène	DBA
Dibenzo(a,h)pyrène	DB(a,h)P
Dibenzo(a,i)pyrène	DB(a,i)P
Dibenzo(a,l)pyrène	DB(a,l)P
Fluoranthène	FLR
Fluorène	FLU
Indéno(1,2,3-cd)pyrène	INP
Naphtalène	NPN
Phénanthrène	PHE
Phénanthrène-D10	PHE-D10
Pyrène	PYR
Pyrène-D10	PYR-D10

### 5.1.2 Granulochimie du sol TR 52

La granulochimie en rapport avec la contamination métallique du sol TR 52 est présentée par le [Tableau 5.6](#). Celui-ci présente six (6) métaux lourds jugés problématiques et pour lesquels les concentrations mesurées dans les laboratoires de l'INRS-ETE dépassent le critère B. Comme pour TR 40, les données de la caractérisation granulochimique de TR 52 sont présentées pour huit (8) fractions granulométriques. Il est supposé que la contamination initiale dans la fraction  $> 25$  mm est égale ou inférieure à la contamination de la fraction  $12 < x < 25$  mm.

En conformité avec les données recueillies et transmises par Inspec-Sol, le sol de la tranchée 52 est fortement contaminé en Zn. En effet, toutes les fractions analysées, sauf  $0,25 < x < 1$  mm, présentent une contamination en zinc qui dépasse le critère C. Le Cd est également largement répandu à travers tout le profil de sol (plage B-C ou plus). Le cuivre présente le même profil de répartition que pour le sol TR 40, c'est-à-dire qu'il est présent partout sauf au sein des fractions grossières. Dans les fractions  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 2$  mm, le Cu dépasse le critère C. Le Pb et le Sb sont le plus fortement retrouvés dans la fraction  $1 < x < 2$  mm. Le Sn est distribué dans toutes les fractions (sauf  $0,25 < x < 1$  mm) dans la plage B-C.

Le dosage des HAP du sol TR 52 a été effectué en décembre 2013 par un laboratoire d'analyses indépendant (MAXXAM, Québec, Qc, Canada). Les résultats de ces analyses font état d'une contamination en HAP dans la plage B-C pour quelques composés seulement. C'est pourquoi, le sol TR 52 ne sera pas retenu dans le cadre de ce projet pour des analyses ou des traitements subséquents sur les HAP. Les résultats partiels des analyses HAP effectuées par MAXXAM pour TR 52 sont présentés par le [Tableau 5.7](#).

**Tableau 5.6** Présentation de la contamination métallique initiale de TR 52

Critères	A	1,5	40	50	x	5	110	
	B	5	100	500	20	50	500	
	C	20	500	1 000	40	300	1 500	
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
Fractions (mm)	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
>25	9	5	7,59 ± 1,40	50,9 ± 6,0	61,9 ± 3,0	4,80 ± 0,08	133 ± 8	1 523 ± 141
12 < x < 25	7	5	7,59 ± 1,40	50,9 ± 6,0	61,9 ± 3,0	4,80 ± 0,08	133 ± 8	1 523 ± 141
4 < x < 12	22	5	20,1 ± 2,1	1 382 ± 56	232 ± 6	14,6 ± 1,3	125 ± 24	3 951 ± 306
1 < x < 4	11	5	23,1 ± 1,7	364 ± 36	544 ± 50	25,3 ± 0,6	96,1 ± 10,8	3 678 ± 276
2 < x < 4	7	4	24,7 ± 1,0	196 ± 106	589 ± 31	9,82 ± 0,44	78,6 ± 2,3	3 932 ± 326
1 < x < 2	4	4	20,2 ± 2,3	580 ± 32	1 027 ± 81	53,5 ± 4,1	121 ± 32	3 409 ± 110
0,25 < x < 1	23	4	6,80 ± 0,18	115 ± 10	342 ± 32	4,27 ± 0,03	45,4 ± 2,1	1 302 ± 45
< 0,25	28	4	15,6 ± 1,0	329 ± 20	577 ± 13	4,37 ± 0,61	64,5 ± 2,1	3 631 ± 333
<b>Sol complet</b>	<b>100</b>		<b>14,0</b>	<b>469</b>	<b>380</b>	<b>8,91</b>	<b>87,5</b>	<b>2 830</b>

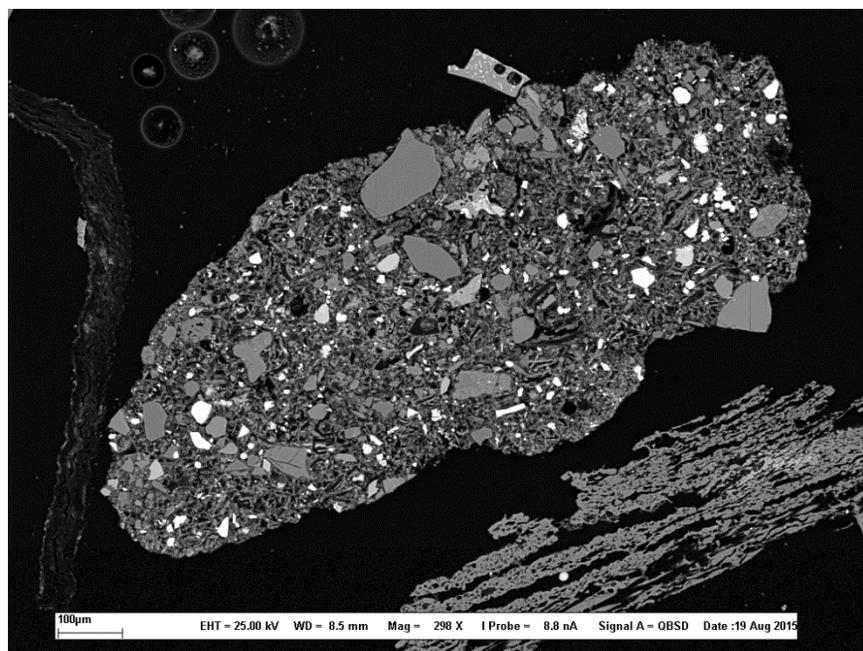
**Tableau 5.7** Présentation de la contamination en HAP initiale de TR 52

Critères	A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
	B	1	1	1	1	1	1	1	1
	C	10	10	10	10	10	10	10	10
	D	34	34	136			34	34	18
Fraction	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )							
		BAN	CRY	B	J	K	BAP	INP	BPR
<b>Sol global</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>

## 5.2 Caractérisation minéralogique

Les observations au MEB couplé à l'EDS ont été réalisées principalement dans un objectif qualitatif. La majorité des particules observées étaient composées de silice ( $\text{SiO}_2$ ), de carbonates ( $\text{CaCO}_3$ ) et de fer, sous forme d'oxydes de fer et de pyrite ( $\text{FeS}_2$ ). En effet, la caractérisation du sol initial révèle 28 623 ppm de fer pour l'ensemble du sol TR 52 (toutes FG prises ensemble), comparativement à 2 830 ppm de Zn et 469 ppm de Cu. La proportion en particules porteuses de fer est donc beaucoup plus élevée, une tendance largement reflétée par les observations au MEB.

La [Figure 5.3](#) présente une image d'une particule porteuse de cuivre observée au MEB en mode électrons rétrodiffusés. Cette particule provient du sol initial de la FG  $0,25 < x < 1$  mm. Le spectre minéralogique obtenu par EDS confirme également la présence de pyrite de fer au sein de ces particules et, dans une proportion beaucoup moindre, d'oxydes d'aluminium. L'image générée permet de constater que le degré de libération du cuivre par rapport à la matrice minérale est faible. Au cours du présent travail de recherche, une attrition des sols a été réalisée dans le but d'augmenter le degré de libération des contaminants. Les travaux de Jobin (2015) portant sur les effets de l'attrition indiquent que l'attrition augmenterait la sphéricité des particules de taille intermédiaire d'environ 3% et favoriserait principalement la libération du Pb et du Sn.



**Figure 5.3** Image obtenue par MEB couplé à l'EDS: particule porteuse de Cu (en surbrillance) non libéré d'une matrice de fer et de silicium

Des particules de zinc ont été observées dans la FG  $0,25 < x < 1$  mm. Ces particules avaient été isolées au sein de la fraction légère obtenue sur la table à secousses. Cette observation correspond à ce qui était attendu puisque le zinc contribue peu à augmenter la densité des particules qu'il compose (Bisone *et al.*, 2013). Par ailleurs, la particule de zinc observée et montrée par la [Figure 5.4](#) semble très fortement libérée de la matrice de sol. Cette libération importante accroît l'efficacité des appareils de séparation gravimétrique. Les spectres EDS tendent à indiquer que le zinc serait lié aux oxydes de fer mais également aux carbonates. Finalement, une particule porteuse de zinc appartenant à la FG  $1 < x < 4$  mm a également été observée au sein des concentrés générés par le jig. Cette particule est composée principalement de zinc, mais aussi d'autres métaux lourds comme du manganèse et du cadmium (voir [Figure 5.5](#)).



Figure 5.4 Image obtenue par MEB couplé à l'EDS: particule porteuse de Zn (en surbrillance) mêlé à du fer, du silicium et des carbonates (particule fortement libérée)

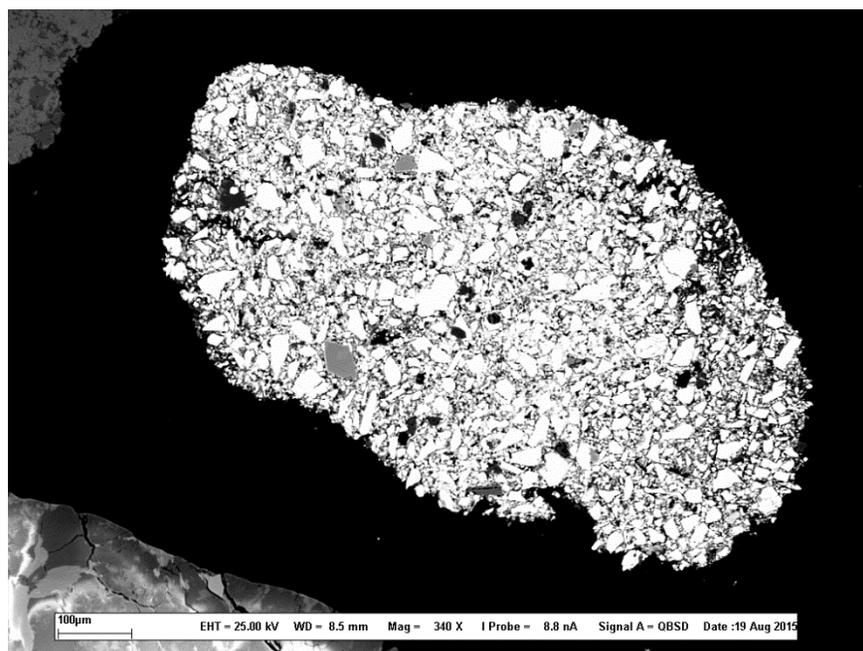


Figure 5.5 Image obtenue par MEB couplé à l'EDS: particule contenant du zinc (en surbrillance) de même que du silicium, des carbonates, de l'oxyde de magnésium, du manganèse et du cadmium.

### 5.3 Séparation magnétique

Des essais de séparation magnétique ont été menés sur toutes les FG de TR 40 et de TR 52. Le [Tableau 5.8](#) présente les résultats des essais de séparation magnétique pour TR 40. La colonne « Poids relatif » représente l'entraînement particulaire généré par un essai de séparation magnétique. Par exemple, pour la FG > 25 mm qui représentait à l'origine 8% du volume de sol initial, l'EP était de 3%, soit 0,24% de la masse totale de sol.

**Tableau 5.8**      **Compilation des résultats de séparation magnétique pour TR 40**

Critères		A	1,5	40	50	x	5	110
		B	5	100	500	20	50	500
		C	20	500	1 000	40	300	1 500
		D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
Fractions (mm)	Poids relatif (%)	n	Teneurs résiduelles (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
> 25	97	1	1,00	48,0	98,0	12,0	53,0	194
12 < x < 25	93	1	1,00	25,0	79,0	10,0	16,0	258
4 < x < 12	91	1	2,00	46,0	291	24	45,0	355
1 < x < 4	96	1	2,00	261	1 421	47	61,0	657
0,25 < x < 1	98	1	1,00	162	812	32	< LD	553
< 0,25	95	1	2,00	260	1 152	40	75,0	1 033
Sol complet	95	-	2,00	164	796	32	46,0	615
Enlèvement (%)		-	54	16	-4	-16	54	14

\* < LD = inférieur à la limite de détection. Limite de détection pour Sn = 0,34 mg kg<sup>-1</sup>

Le [Tableau 5.9](#) présente les résultats des essais de séparation magnétique pour TR 52.

**Tableau 5.9**      **Compilation des résultats de séparation magnétique pour TR 52**

Critères		A	1,5	40	50	x	5	110
		B	5	100	500	20	50	500
		C	20	500	1 000	40	300	1 500
		D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
Fractions (mm)	Poids relatif (%)	n	Teneurs résiduelles (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
> 25	93	1	4,00	21,0	23,0	1,00	< LD	475
12 < x < 25	94	1	25,0	247	676	27,0	< LD	4 651
4 < x < 12	95	1	31,0	455	223	13,0	99,0	5 351
1 < x < 4	94	1	14,0	217	657	11,0	51,0	2 833
0,25 < x < 1	99	1	7,00	125	357	6,00	60,0	1 583
< 0,25	95	1	15,0	356	869	21,0	72,0	4 052
Sol complet	96	-	16,0	270	517	13,0	61,0	3 356
Enlèvement (%)		-	-14	42	-36	-46	30	-19

\* < LD = inférieur à la limite de détection. Limite de détection pour Sn = 0,34 mg kg<sup>-1</sup>

La proportion de matériel magnétique présent dans les deux sols est faible (5 % pour TR 40 et 4 % pour TR 52). Basé sur un seul résultat d'analyse, de bons enlèvements (54%) sont obtenus pour Cd et pour Sn dans TR 40, tandis que les enlèvements obtenus pour Cu sont supérieurs pour TR 52 (42 % pour TR 52 contre 16 % pour TR 40). Le procédé permet également de récupérer jusqu'à 30 % de Sn présent dans TR 52, alors qu'il semble concentrer les autres métaux du sol. Pour les deux sols, c'est la fraction 4 < x < 12 mm qui semble bénéficier le plus d'un traitement de séparation magnétique, suggérant peut-être que l'hétérogénéité de la fraction permet de récupérer les parties paramagnétiques ou ferromagnétiques de la matrice. Le magnétisme a peu d'effet sur la récupération du Zn.

Néanmoins, la susceptibilité magnétique des métaux contenus dans les sols de la rue Ressac est faible. Aussi, l'hypothèse selon laquelle les sols seraient composés en proportion importante de cendres d'incinérateurs (contenant beaucoup d'oxydes de fer) est écartée. Aussi, les essais de séparation magnétique ne seront pas retenus comme une étape du train de procédés de traitement.

## 5.4 Attrition

### 5.4.1 Attrition sur TR 40

Une attrition de 10 minutes génère un entraînement particulaire (volume des boues) totalisant 34 % de la masse initiale pour la fraction  $4 < x < 12$  mm et 16 % de la masse initiale de  $1 < x < 4$  mm. Une attrition réalisée durant 20 minutes augmente la proportion des boues jusqu'à 22 % du poids initial de la fraction  $1 < x < 4$  mm. Ainsi, au cours de l'attrition l'entraînement particulaire est positivement corrélé à la taille des particules d'une part, et à la durée du traitement d'autre part. En effet, la désintégration des agglomérats pourrait augmenter chez les particules grossières, générant ainsi un volume de boues accru et des boues plus contaminées.

L'attrition des FG  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm résulte en l'abaissement des concentrations en Pb, Sb et Zn. Les résultats fluctuent d'une fraction à l'autre pour Cd, Cu et Sn, ce qui tend à indiquer que les effets de l'attrition sont moins prévisibles pour ces métaux.

La Figure 5.6, la Figure 5.7 et la Figure 5.8 illustrent les concentrations retrouvées dans les fractions  $4 < x < 12$  et  $1 < x < 4$  mm avant (sol initial) et après l'étape d'attrition (AT 10 min), ainsi que dans les boues d'attrition (B.AT 10 min). D'après les résultats obtenus, nous pouvons constater un abaissement des concentrations dans le sol traité, de même qu'une concentration des contaminants dans les boues, sauf pour Cu et Sb ( $1 < x < 4$  mm) et pour Cd ( $4 < x < 12$  mm).

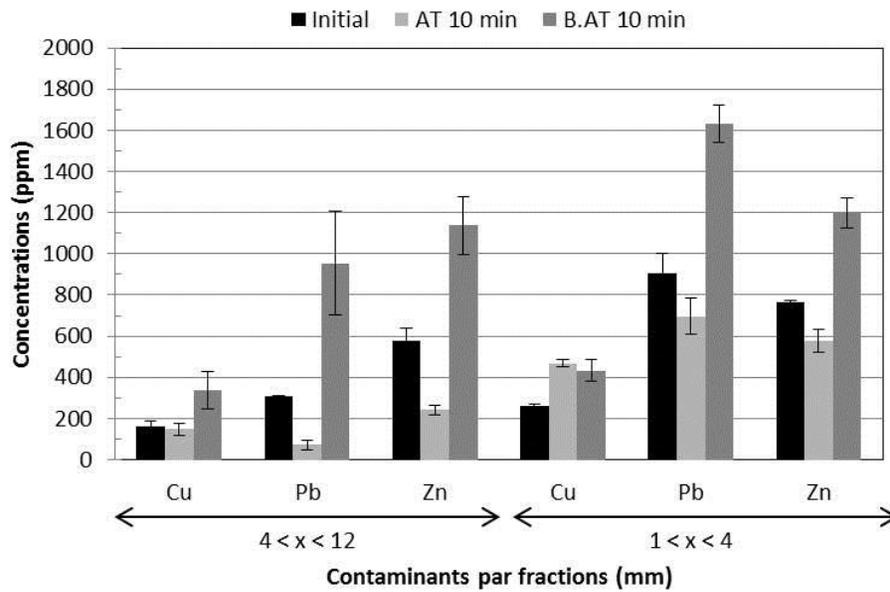
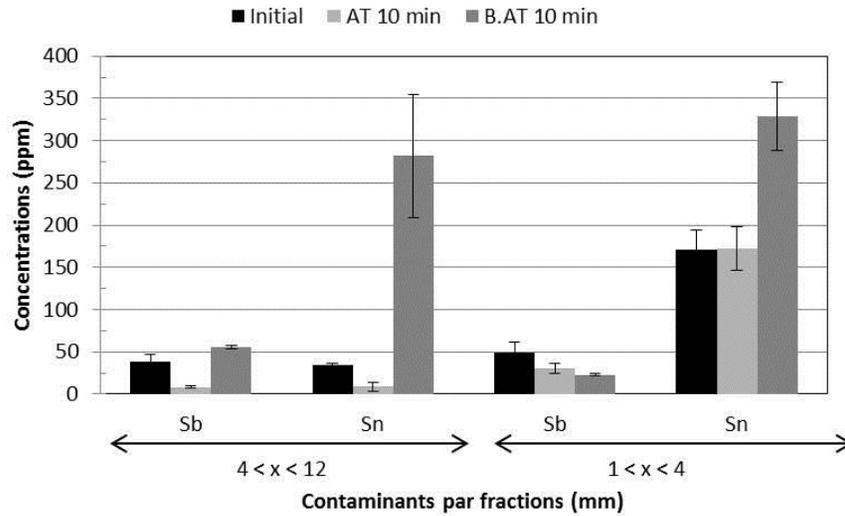
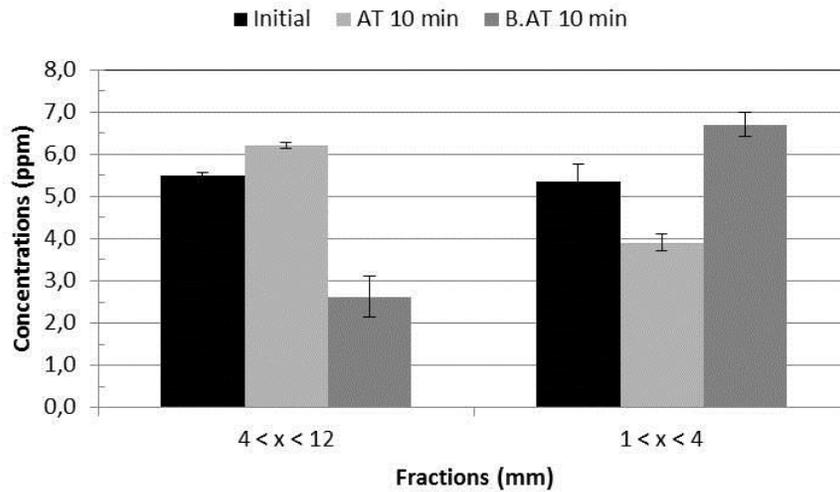


Figure 5.6 Concentrations en Cu, Pb et Zn dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 40 pour les FG  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm



**Figure 5.7** Concentrations en Sb et Sn dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 40 pour les FG  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm



**Figure 5.8** Concentrations en Cd dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 40 pour les FG  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm

Le [Tableau 5.10](#) présente les données d'enlèvement de six (6) métaux lourds obtenues lors d'une attrition de 10 minutes pour la fraction  $4 < x < 12$  mm. Selon ces résultats, le Cd et le Cu offrent des résultats mitigés, tandis que les enlèvements obtenus pour les autres métaux sont satisfaisants.

**Tableau 5.10 Rendements d'enlèvement par attrition de six (6) métaux lourds pour TR 40 pour la FG  $4 < x < 12$  mm (AT 10 min)**

Fraction (mm)	Traitement	Poids relatif (%)	n	Enlèvement (%)					
				Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
4 < x < 12	AT 10 min	66	3	-13	8	76	79	75	58

Les effets d'une attrition de 20 minutes ont été testés sur la FG  $1 < x < 4$  mm. Le [Tableau 5.11](#) compare les rendements d'enlèvement ainsi obtenus et fournit les valeurs de *P* associées à un test de comparaison des moyennes (test de Student T bilatéral, n=3). Les valeurs de *P* obtenues, lorsque comparées à l'intervalle de confiance de 95%, ne permettent pas de conclure qu'il existe une différence significative entre les concentrations moyennes obtenues par une attrition de 10 ou de 20 minutes.

**Tableau 5.11 Enlèvements comparés et valeurs de P pour 6 métaux lourds pour la FG  $1 < x < 4$  mm de TR 40 après traitement par AT 10 min et AT 20 min**

Fractions (mm)	Traitement	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
				Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
1 < x < 4	AT 10 min	84	3	27	-78	23	37	-1	24
1 < x < 4	AT 20 min	78	3	31	-68	36	58	7	31
Valeur de P				0,16	0,48	0,07	0,24	0,73	0,26

<sup>1</sup> Valeurs de probabilité selon un test de Student bilatéral calculé à partir des résultats de sol traité AT 10 min (n=3) et AT 20 min (n=3). Intervalle de confiance = 95%.

D'après les résultats d'analyse avant et après attrition pour la FG  $0,25 < x < 1$  mm, l'attrition semble concentrer les métaux lourds dans le sol. En fait, le sol traité et les boues d'attrition étant conservés ensemble après l'attrition, il est normal qu'aucun abaissement des concentrations en métaux ne soit noté, puisque l'abaissement des concentrations s'obtient en isolant les boues générées par le traitement. Au contraire, l'augmentation des concentrations pourrait s'expliquer par les effets du traitement d'attrition, qui favorise la libération des contaminants en désintégrant les particules.

Le [Tableau 5.12](#) indique les résultats de la caractérisation des FG  $2 < x < 4$  mm,  $1 < x < 2$  mm après l'attrition de la FG  $1 < x < 4$  mm et les concentrations de la FG  $0,25 < x < 1$  mm.

**Tableau 5.12 Résultats d'attrition TR 40  $2 < x < 4$  mm,  $1 < x < 2$  mm et  $0,25 < x < 1$  mm**

Critères	A	1,5	40	50	x	5	110
	B	5	100	500	20	50	500
	C	20	500	1 000	40	300	1 500
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500

Fractions (mm)	Traitement	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
$2 < x < 4$	Initial	4	5,86 ± 0,33	248 ± 13	761 ± 20	33,7 ± 2,6	143 ± 16	804 ± 61
$2 < x < 4$	AT 10 min	3	3,45 ± 1,03	151 ± 22	809	17,8 ± 7,8	102 ± 3	290 ± 5
Enlèvement (%)			41	39	-6	47	28	64
$1 < x < 2$	Initial	4	4,80 ± 0,42	283 ± 34	1 399 ± 69	49,9 ± 7,6	209 ± 7	720 ± 88
$1 < x < 2$	AT 10 min	3	4,34 ± 0,19	342 ± 40	673 ± 97	31,0 ± 0,5	144 ± 19	662 ± 5
Enlèvement (%)			10	-21	52	38	31	8
$0,25 < x < 1$	Initial	3	3,09 ± 0,06	144 ± 14	766 ± 56	25,3 ± 5,03	115 ± 9	483 ± 2
$0,25 < x < 1$	AT 10 min	3	7,51 ± 0,44	274 ± 22	646 ± 142	8,27 ± 0,37	63,0 ± 7,2	1 931 ± 74
Enlèvement (%)			-143	-91	16	67	45	-300

Au terme des essais d'attrition, le Sb et le Zn ont connu un abaissement de concentration jusqu'à passer sous le critère B (FG  $4 < x < 12$  mm), le Zn est passé sous le critère C (FG  $1 < x < 4$  mm) et le Cd est passé sous le critère B (FG  $1 < x < 4$  mm). Cependant, aucun abaissement n'est observé pour l'ensemble du sol.

### 5.4.2 Attrition sur TR 52

Une étape d'attrition de 10 minutes génère un entraînement particulaire de 25 % (FG  $12 < x < 25$  mm et FG  $4 < x < 12$  mm) et de 15 % (FG  $1 < x < 4$  mm). Une étape d'attrition de 20 minutes a pour effet d'augmenter le volume des boues d'attrition (34 % pour FG  $12 < x < 25$  mm, 29 % pour FG  $4 < x < 12$  mm et 22 % pour FG  $1 < x < 4$  mm).

La Figure 5.9, la Figure 5.10 et la Figure 5.11 présentent les concentrations mesurées pour six (6) métaux lourds dans le sol initial, le sol attrité durant 10 minutes (AT 10 min) et dans les boues d'attrition (B.AT 10 min) pour TR 52 pour les FG  $12 < x < 25$  mm,  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm. Un abaissement des concentrations en Cd, Sb, Sn et Zn est constaté pour toutes ces fractions après une attrition de 10 minutes. La concentration en Cu diminue dans les fractions  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm mais augmente dans la fraction  $12 < x < 25$  mm. Cette augmentation peut s'expliquer par la dimension des particules de cette fraction, qui favorise l'hétérogénéité du matériel et augmente les risques d'effet pépité lors de l'échantillonnage. Finalement, la concentration en Pb diminue dans les fractions  $12 < x < 25$  mm et  $1 < x < 4$  mm mais augmente dans la fraction  $4 < x < 12$  mm. Dans tous les cas, le procédé d'attrition concentre les métaux lourds dans les boues.

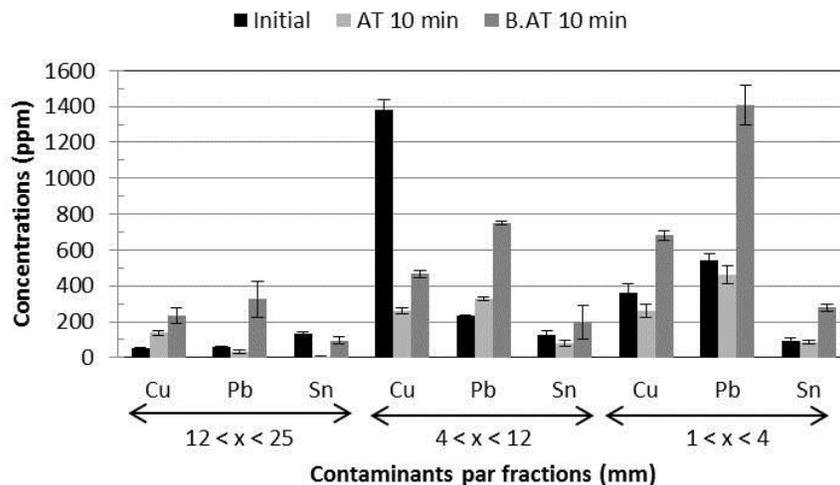


Figure 5.9 Concentrations en Cu, Pb et Sn dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 52 pour les FG  $12 < x < 25$  mm,  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm

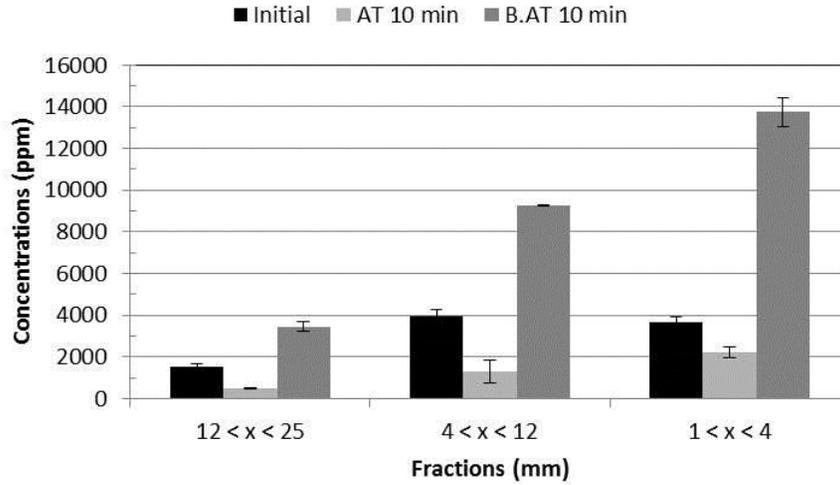


Figure 5.10 Concentrations en Zn dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 52 pour les FG 12 < x < 25 mm, 4 < x < 12 mm et 1 < x < 4 mm

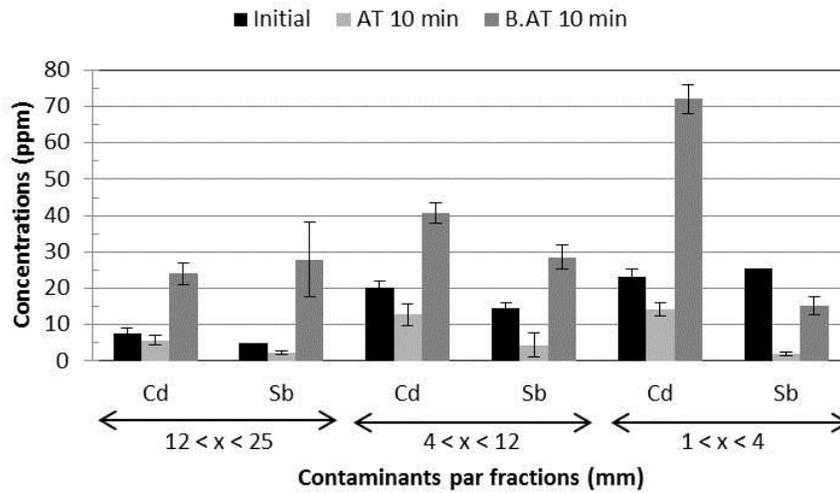


Figure 5.11 Concentrations en Cd et en Sb dans le sol initial, dans le sol attrité 10 minutes et dans les boues d'attrition de TR 52 pour les FG 12 < x < 25 mm, 4 < x < 12 mm et 1 < x < 4 mm

Le [Tableau 5.13](#) compare les rendements d'enlèvement obtenus pour une attrition de 10 minutes et une attrition de 20 minutes sur les fractions  $12 < x < 25$  mm,  $4 < x < 12$  mm et  $1 < x < 4$  mm. Ces rendements d'enlèvement sont tous positifs sauf dans le cas du cuivre dans les FG grossières ( $12 < x < 25$  mm). Les rendements d'enlèvement en cuivre fortement négatifs peuvent s'expliquer par la taille grossière des particules et la difficulté sous-jacente d'obtenir plusieurs échantillons représentatifs (Bisone *et al.*, 2013). Cela est d'autant plus vrai dans le cas du cuivre, qui est généralement présent sous forme très particulière dans les sols. Par exemple, Bisone *et al.* (2013) rapportent que 96% du cuivre pouvait être retiré de rejets de fonderie par un simple tri manuel. Dans le cas présent, les résultats de la caractérisation initiale du sol TR 52 font état de concentrations en Cu particulièrement faibles (50,9 ppm). Les résultats des analyses après-traitement étant nettement plus élevés, nous devons à mon avis considérer que les concentrations initiales en cuivre ont été sous-estimées, et ce malgré le nombre de répétitions des analyses ( $n=5$ ). Un plus grand nombre d'analyses chimiques avant et après traitement pourrait apporter davantage de précisions.

Bisone *et al.* (2013) rapportent avoir observé au MEB des petites particules sphériques de cuivre, qui sont principalement liées aux sulfures au sein de la phase métallique. Ces travaux ont permis de rapporter l'efficacité d'une eau d'attrition acidifiée (pH 1,5 suite à l'ajout d'acide sulfurique) pour l'enlèvement de 13 à 45% du cuivre dans la FG  $10 < x < 25$  mm.

Le [Tableau 5.13](#) fournit également les valeurs de  $P$  associées à un test de comparaison des moyennes (test de Student T bilatéral) entre le sol traité par une attrition de 10 minutes ou de 20 minutes. Dans la plupart des cas, les valeurs de  $P$  obtenues ne permettent pas de conclure qu'il existe une différence significative entre les concentrations moyennes obtenues après une attrition de 10 ou de 20 minutes (intervalle de confiance = 95 %). Ainsi, autant pour TR 40 que pour TR 52, il n'est pas possible de conclure, d'un point de vue statistique, que l'augmentation du rendement d'enlèvement entre une attrition de 10 et de 20 minutes est significative, c'est pourquoi une attrition de 10 minutes sera retenue comme stratégie de pré-traitement des sols en amont des procédés de séparation physique, de façon à réduire le temps et les coûts d'opération de l'usine mobile de traitement des sols.

**Tableau 5.13** Enlèvements comparés et valeurs de P pour 6 métaux lourds pour TR 52 pour les FG 12 < x < 25mm, 4 < x < 12 mm et 1 < x < 4 mm après traitement par AT 10 min et AT 20 min

Fractions (mm)	Traitement	EP (%)	n	Enlèvements (%)					
				Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
12 < x < 25	AT 10 min	24,9	3	25	-169	46	52	96	68
12 < x < 25	B.AT 20 min	33,7	3	27	-110	74	-5	98	67
Valeur de P				0,27	0,03	0,06	0,94	0,28	0,44
4 < x < 12	AT 10 min	24,7	3	36	81	54	70	36	67
4 < x < 12	AT 20 min	28,7	3	46	89	80	81	89	80
Valeur de P				0,37	0,43	0,12	0,70	0,35	0,40
1 < x < 4	AT 10 min	15,3	5	38	29	15	92	12	40
1 < x < 4	AT 20 min	22,1	5	40	45	54	24	7	43
Valeur de P				0,75	0,68	0,09	0,41	0,68	0,54

<sup>1</sup> Valeurs de probabilité selon un test de Student bilatéral calculé à partir des résultats de sol traité AT 10 min (n=3) et AT 20 min (n=3) sauf pour la FG 1 < x < 4 mm où n=5 pour AT 10 min et AT 20 min. Intervalle de confiance = 95 %.

Les fractions 2 < x < 4 mm et 1 < x < 2 mm ont été obtenues par l'attrition pendant 10 minutes de la fraction 1 < x < 4 mm suivie par le séchage et le tamisage à sec de cette fraction. L'enlèvement du Cd, du Pb, du Sn et du Zn est supérieur pour la fraction 2 < x < 4 mm, tandis que l'enlèvement du Sb est supérieur pour la fraction 1 < x < 2 mm. D'après les résultats obtenus, nous pouvons constater une concentration du Cu par rapport aux données de sol initial dans les deux fractions. Cette dernière observation va dans le même sens que les résultats obtenus pour TR 40, où la teneur en Cu dans la fraction 1 < x < 2 mm augmente suite au procédé d'attrition. Puisque l'attrition agit en détachant les fins agglomérats contaminés qui adhèrent faiblement aux particules de sol, l'augmentation constatée de la teneur en cuivre supporte l'idée voulant que le cuivre est en grande partie présent sous forme particulière (par exemple, fragments d'objets en cuivre); plutôt que d'être intégré aux agglomérats ou aux minces pellicules contaminées qui adhèrent à la surface des particules de sol. Bien qu'un effet pépité au sein de l'échantillon soit toujours possible, les résultats obtenus au cours de ce travail de recherche sont corrélés par ceux de Jobin (2015), qui obtient seulement 1% d'enlèvement du cuivre dans les fractions intermédiaires (1 < x < 2 mm) et fines de cendres d'incinérateur

contaminées suite à un traitement d'attrition de 10 minutes. Ces rendements d'enlèvement de cuivre par attrition sont largement inférieurs à ceux obtenus, par exemple, par Veetil *et al.* (2013), qui concentrent le cuivre contenu dans des sédiments par flottation et obtiennent des rendements d'enlèvement allant jusqu'à 70%. Fait intéressant, les auteurs concluent que la flottation du cuivre est facilitée par son caractère hydrophobe (sulfures de cuivre,  $\text{CuFeS}_2$  et  $\text{Cu}_2\text{S}$ ). Il en découle une hypothèse voulant que les sulfures de cuivre, de par leurs propriétés hydrophobes, se rassemblent et s'agglomèrent au cours du processus d'attrition. Ce résultat contraire aux effets recherchés par l'étape d'attrition pourrait expliquer l'augmentation de la concentration en cuivre dans les sols traités, puisque la formation d'agglomérats permettrait à ce dernier d'être retenu par les mailles du tamis, au lieu de passer en solution et d'être évacué dans les boues de traitement.

Comme pour TR 40, une libération accrue des contaminants métalliques est également observée après une attrition de 10 minutes de la fraction  $0,25 < x < 1$  mm. Ici encore, cette observation permet de supposer que les contaminants ne sont pas présents sous forme d'agglomérats dans les fractions les plus fines, mais qu'ils sont au contraire dispersés parmi la matrice de sol.

Le [Tableau 5.14](#) montre les résultats des attritions obtenus sur les fractions  $2 < x < 4$  mm,  $1 < x < 2$  mm et  $0,25 < x < 1$  mm. Il n'existe pas de données concernant l'EP spécifique à TR 52  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm.

Suite à un traitement d'attrition de 10 minutes réalisé sur les sols TR 52, un abaissement des concentrations en Cd, en Cu et en Zn en-dessous du critère C est observé pour la FG  $4 < x < 12$  mm. Le Cd passe sous le critère C alors que le Pb et le Sb passent sous le critère B (FG  $1 < x < 4$  mm). Toutefois, aucun abaissement de critère n'est réalisé pour l'ensemble du sol TR 52.

**Tableau 5.14 Performances d'attrition TR 52 pour les FG 2 < x < 4 mm, 1 < x < 2 mm et 0,25 < x < 1 mm**

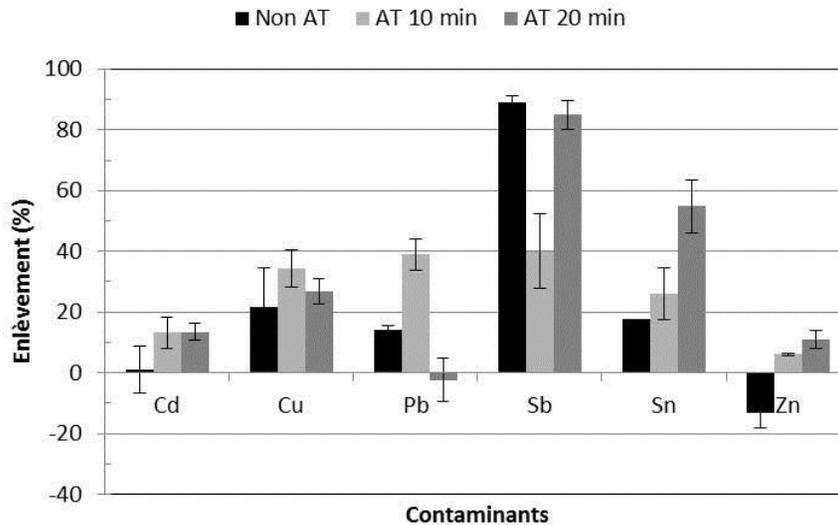
		Critères	A	1,5	40	50	x	5	110
			B	5	100	500	20	50	500
			C	20	500	1 000	40	300	1 500
			D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
Fractions (mm)	Traitement	% p/p	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
				Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
2 < x < 4	Initial		4	24,7 ± 3,0	196 ± 19	589 ± 11	9,82 ± 0,44	78,6 ± 1,7	3 932 ± 306
2 < x < 4	AT 10 min	-	5	12,2 ± 1,0	776 ± 106	222 ± 31	15,8 ± 4,2	41,8 ± 2,3	1 726 ± 326
Enlèvement (%)				42	-337	62	-61	29	53
1 < x < 2	Initial		4	20,2 ± 1,0	580 ± 27	1 027 ± 17	53,5 ± 3,80	121 ± 13	3 409 ± 311
1 < x < 2	AT 10 min	-	5	12,4 ± 2,3	733 ± 32	654 ± 81	19,9 ± 4,1	151 ± 32	2 255 ± 110
Enlèvement (%)				18	-20	56	86	-21	24
0,25 < x < 1	Initial	100	4	6,80 ± 0,18	115 ± 10	342 ± 32	4,27 ± 0,03	45,4 ± 2,1	1 302 ± 45
0,25 < x < 1	AT 10 min	100	3	8,07 ± 0,38	271 ± 12	457 ± 2	11,9 ± 1,3	57,3 ± 0,1	2 116 ± 119
Enlèvement (%)				-19	-136	-34	-178	-26	-62

## 5.5 Séparation gravimétrique

### 5.5.1 Essais de jig

Des essais préliminaires de jig ont été menés, dans un premier temps, afin de mesurer les effets de l'attrition comme pré-traitement en amont des procédés de séparation gravimétrique. Ainsi, des essais de jig ont été effectués en triplicata (n=3) sur du sol non-attribé (N.AT), attribé pendant 10 minutes (AT 10 min) et attribé pendant 20 minutes (AT 20 min) provenant de la FG 1 < x < 4 mm du sol TR 52. Rappelons que chaque essai a été effectué avec 150 g de sol sec et un ratio volumique du lit de billes de nitrile (Si<sub>3</sub>N<sub>4</sub>) de 0,15 ( $V_{\text{billes}}/V_{\text{tot}}$ ). L'EP est de 2 % pour tous les essais, quel que soit le sol utilisé.

La [Figure 5.12](#) présente les rendements d'enlèvements obtenus pour six (6) métaux lourds.



**Figure 5.12 Rendements d'enlèvement obtenus lors des essais préliminaires de jig sur du sol non attrité (Non AT), attrité 10 minutes (AT 10 min) ou attrité 20 minutes (AT 20 min) à partir de la fraction  $1 < x < 4$  mm du sol TR 52**

Les résultats démontrent l'impact positif de l'attrition sur les rendements d'enlèvement du Cd, du Sn et du Zn. Dans le cas du Cd, les rendements d'enlèvement sont comparables pour une attrition de 10 ou de 20 minutes (13 % et 14 %, respectivement). L'attrition de 20 minutes semble augmenter les rendements d'enlèvement du Sn (18 %, 26 % et 55 % pour le sol non-attrité, attrité 10 minutes et attrité 20 minutes, respectivement), tandis que pour le Zn, des rendements d'enlèvement négatifs (-13%) sont obtenus lors d'un essai de jig sans attrition. En effet, le zinc est un élément peu particulaire et typiquement lié à des phases peu denses de la matrice du sol. Ces caractéristiques le rendent difficile à concentrer par des procédés de séparation physique. Toutefois, les effets de libération et de désagrégation de l'attrition semblent avoir une incidence favorable sur son enlèvement par des procédés gravimétriques. Les résultats présentés en [Figure 5.12](#) démontrent également que le Sb peut facilement être concentré par des procédés gravimétriques sans traitement d'attrition préalable (89 % pour le sol non-attrité et 85 % pour le sol attrité), bien que la corrélation entre l'attrition et la libération de Sb soient déjà reportés dans la littérature (Stražičar *et al.*, 1999). L'attrition semble avoir peu d'effets sur l'enlèvement de Cu (21 %, 34 % et 27% dans l'ordre habituel). L'attrition augmente

l'enlèvement du Pb de 25 % comparativement au sol non-attribué. L'attrition influence donc les rendements d'enlèvement des métaux par des procédés de séparation physique.

Une seconde série d'essais préliminaires a été effectuée dans le but de déterminer le volume de lit de billes optimal pour le traitement séparé des fractions  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm. Rappelons que ces essais ont été réalisés selon les conditions opératoires décrites dans la section Méthodologie 4.5.2. Par la suite, les rendements d'enlèvement ont été calculés afin de définir le ratio volumique  $V_{\text{billes}}/V_{\text{tot}}$  qui serait retenu pour les essais réguliers. Le [Tableau 5.15](#) traduit le ratio volumique de billes en poids réel sur le jig de laboratoire (considérant que les billes de nitrile ont une densité de  $3,2 \text{ g cm}^{-3}$  et que le volume de la chambre de sédimentation entravée est de  $140 \text{ cm}^3$ ) pour cette seconde série d'essais préliminaires de jig.

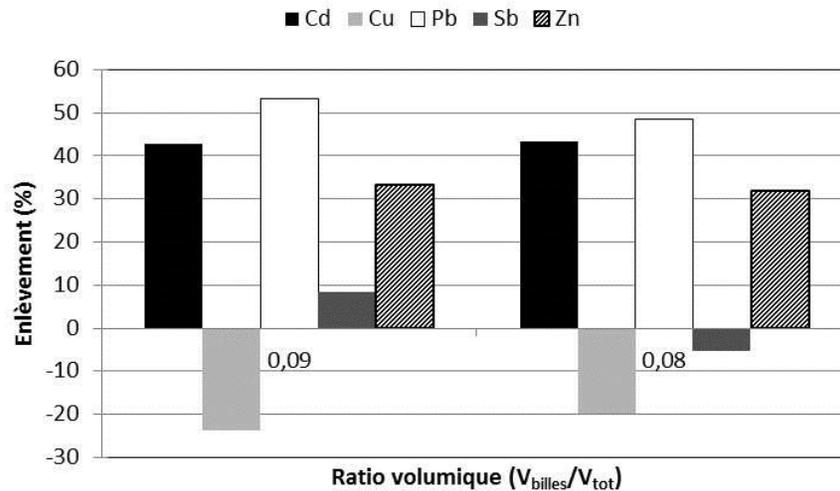
**Tableau 5.15 Plan d'expérimentations et masse effective des billes employées pour le lit de billes de la seconde série d'essais préliminaires de jig sur TR 52**

Essai	Fraction (mm)	Traitement antérieur	Ratio volumique billes	Masse effective de billes (g)
Jig 10	$1 < x < 2$	Attrition 10 min	0,16	70,1
Jig 11	$1 < x < 2$	Attrition 10 min	0,20	91,2
Jig 12	$1 < x < 2$	Attrition 10 min	0,25	112
Jig 13	$2 < x < 4$	Attrition 10 min	0,09	42,0
Jig 14	$2 < x < 4$	Attrition 10 min	0,08	34,7

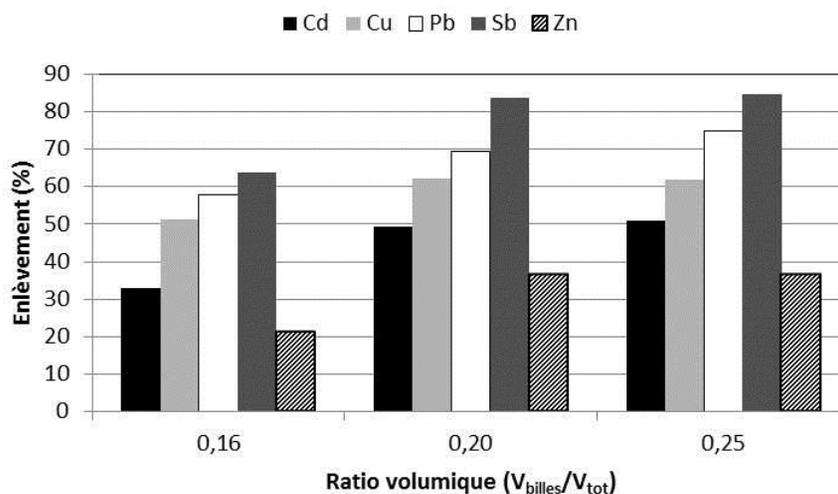
La [Figure 5.13](#) et la [Figure 5.14](#) présentent respectivement les rendements d'enlèvement de cinq (5) métaux lourds obtenus suite à ces essais préliminaires réalisés sur les fractions  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm du sol TR 52. Compte tenu du nombre restreint d'essais et d'analyses (où  $n = 1$ ), ces rendements d'enlèvement doivent être considérés de façon indicative. Les résultats présentés en [Figure 5.13](#) pourraient, par exemple, mettre en évidence une difficulté à récupérer le Cu dans le concentré de la fraction  $2 < x < 4$  mm. Les rendements d'enlèvement du Cd sont les mêmes dans les deux cas, tandis que les rendements d'enlèvement du Pb et du Zn varient de 5 % et 1 %, respectivement entre les essais.

L'enlèvement du Sb est de 8 % pour un ratio volumique de billes de 0,09, comparativement à - 5 % pour un ratio volumique de 0,08.

Du côté de la fraction  $1 < x < 2$  mm, les résultats présentés en [Figure 5.14](#) indiquent que l'enlèvement des cinq (5) métaux lourds augmente légèrement avec l'augmentation du ratio volumique des billes (33 %, 49 % et 51 % pour Cd, 51 %, 62 % et 62% pour Cu, 58 %, 69 % et 75 % pour Pb, 64 %, 84 %, 85 % pour Sb et 21 %, 36 % et 37 % pour Zn). Ainsi, une augmentation de 21 g de la masse de billes entre les essais Jig 11 et Jig 12 se traduit par des gains d'enlèvement allant de 0 % (Cu) à 6 % (Pb).



**Figure 5.13** Rendements d'enlèvement obtenus pour les 5 métaux lourds après une étape de jig en fonction du ratio volumique des billes sur le volume total pour la FG  $2 < x < 4$  mm du sol TR 52 (n = 1)



**Figure 5.14** Rendements d'enlèvement obtenus pour les 5 métaux lourds après une étape de jig en fonction du ratio volumique des billes sur le volume total pour la FG  $1 < x < 2$  mm du sol TR 52 (n = 1)

Le [Tableau 5.16](#) complète ces résultats en présentant, pour chaque essai, l'entraînement particulaire ainsi que la densité de la fraction concentrée obtenue. Ces données, combinées aux données d'enlèvement des métaux lourds, serviront de support à la décision pour déterminer les conditions des essais réguliers de jig.

**Tableau 5.16** Masse de concentré, entraînement particulaire (EP) et densité du concentré pour chaque essai préliminaire de jig (TR 52, n = 1)

Essais	Fraction (mm)	Ratio volumique billes	Masse concentré (g)	EP (%)	Densité du concentré ( $g\ cm^{-3}$ )
Jig 10	$1 < x < 2$	0,16	51,9	35	3,0520
Jig 11	$1 < x < 2$	0,20	22,1	15	2,8234
Jig 12	$1 < x < 2$	0,25	9,50	6,3	3,7182
Jig 14	$2 < x < 4$	0,09	5,30	3,5	3,3729
Jig 15	$2 < x < 4$	0,08	10,3	6,9	2,9478

Au terme de ces essais préliminaires, les ratios volumiques de billes retenus sont de 0,09 pour la fraction  $2 < x < 4$  mm et de 0,25 pour la fraction  $1 < x < 2$  mm, maximisant ainsi les enlèvements et la densité des concentrés, tout en maintenant les EP aussi bas que possible.

Les essais réguliers de jig ont été effectués sur TR 40 et sur TR 52, selon le protocole expérimental décrit dans la section méthodologie. Le [Tableau 5.17](#) présente le bilan des résultats des essais de jig pour TR 40.

Ces résultats indiquent des enlèvements de 26 % à 91 % au sein de la fraction  $2 < x < 4$  mm. Le concentré jig (7 %) est supérieur à celui mesuré lors des essais préliminaires effectués dans les mêmes conditions. Suite au traitement de jig, le Cd, le Pb, le Sb, le Sn et le Zn passent en dessous du critère B (FG  $2 < x < 4$  mm). Les enlèvements dans la fraction  $1 < x < 2$  mm vont de 26 % à 92 %. Le Pb et le Sb passent sous le critère B. Par contre, aucun changement de critère n'est observé pour le Zn dans cette fraction. Le concentré jig (6 %) pour cette fraction est cohérent avec celui obtenu lors des essais préliminaires de jig.

Le [Tableau 5.18](#) présente l'ensemble des résultats obtenus lors des essais de jig pour TR 52. Ces résultats indiquent des enlèvements variant de 17 % à 62 % pour la fraction  $2 < x < 4$  mm. Le concentré jig (7 %) est supérieur à celui mesuré lors des essais préliminaires effectués dans les mêmes conditions, mais il est égal à celui obtenu pour TR 40 dans le cadre des essais réguliers. Suite au traitement de jig, le Pb et le Sn passent sous le critère B (FG  $2 < x < 4$  mm) alors qu'aucun abaissement de critère n'est noté pour le Zn et le Cu. Les rendements d'enlèvement en Cu, en Pb et en Sb (FG  $2 < x < 4$  mm) diffèrent de 9 %, 15 % et 8 % entre TR 40 et TR 52. Les enlèvements en Cd présent dans TR 52 (FG  $2 < x < 4$  mm) sont toutefois bien inférieurs à ceux obtenus pour TR 40 dans cette fraction. Les enlèvements dans la fraction  $1 < x < 2$  mm varient de 20 % à 79 %. Le Pb passe sous le critère B. Ici encore, aucun changement de critère n'est observé pour le Zn. L'EP pour la FG  $1 < x < 2$  mm est de 10 %, soit légèrement supérieur à celui mesuré pour TR 40 dans la fraction équivalente.

Pour tous les essais, les concentrations résiduelles en Cu dans le sol traité varient de  $163 \pm 8$  ppm à  $226 \pm 41$  ppm et ce, peu importe la teneur initiale en Cu. Cette observation laisse penser qu'une partie du cuivre retrouvé dans les sols est présent sous une forme qui répond

mal aux traitements gravimétriques (contaminants non libérés ou de densité près de celle des silicates (densité d'environ 2,7)).

Les rendements d'enlèvement du Zn sont les mêmes pour TR 40 et TR 52 dans chacune des FG considérées. Pour chacun des sols (TR 40 ou TR 52), les rendements d'enlèvement du Cu sont supérieurs dans la fraction  $1 < x < 2$  mm, tandis que les rendements d'enlèvement du Pb sont supérieurs dans la fraction  $2 < x < 4$  mm.

**Tableau 5.17 Résultats des essais réguliers de jig pour TR 40 (n = 3)**

Critères	A	1,5	40	50	x	5	110
		5	100	500	20	50	500
Description	Poids relatif (%)	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
		Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
	C	20	500	1 000	40	300	1 500
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
2 < x < 4 AT 10 min	100	5,86 ± 0,33	248 ± 13	761 ± 20	33,7 ± 2,6	143 ± 16	804 ± 61
AT 10 min + jig	93	0,51 ± 0,36	184 ± 37	177 ± 15	12,3 ± 3,8	43,3 ± 12,2	394 ± 72
Enlèvement (%)		91	26	77	63	70	51
Concentré jig	7	3,03 ± 0,96	2 273	14 741 ± 2 892	1 154 ± 21	1 075 ± 90	1 633 ± 155
1 < x < 2 AT 10 min	100	4,34 ± 0,19	342 ± 40	673 ± 97	31,0 ± 0,5	144 ± 19	662 ± 5
AT 10 min + jig	94	0,40 ± 0,06	202 ± 10	460 ± 54	14,8 ± 1,4	101 ± 11	527 ± 30
Enlèvement (%)		92	41	32	52	26	20
Concentré jig	6	4,32 ± 0,16	10 275 ± 3 603	16 122 ± 2 732	1 193 ± 318	2 570 ± 685	3 595 ± 635

**Tableau 5.18 Résultats des essais réguliers de jig pour TR 52**

Description	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
Critères	A	1,5	40	50	x	5	110	
	B	5	100	500	20	50	500	
	C	20	500	1 000	40	300	1 500	
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
2 < x < 4 AT 10 min	100	4	24,7 ± 3,0	196 ± 19	589 ± 11	9,82 ± 0,44	78,6 ± 1,7	3 932 ± 306
AT 10 min + jig	93	3	11,6 ± 2,1	163 ± 8	225 ± 31	4,44 ± 2,59	45,9 ± 0,7	1 925 ± 205
Enlèvement (%)			53	17	62	55	42	51
Concentré jig	7	3	19,3 ± 5,9	1 007 ± 163	3 670 ± 1 619	173 ± 120	1 385 ± 544	4 217 ± 1 007
1 < x < 2 AT 10 min	100	5	12,4 ± 2,3	733 ± 32	654 ± 81	19,9 ± 4,1	151 ± 32	2 255 ± 110
AT 10 min + jig	90	3	7,62 ± 1,24	226 ± 41	271 ± 42	4,19 ± 1,28	53,3 ± 8,4	1 648 ± 270
Enlèvement (%)			38	69	55	79	65	20
Concentré jig	10	3	29,7 ± 4,3	8 608 ± 804	5 715 ± 38	233 ± 82	1 738 ± 143	6 122 ± 899

### 5.5.2 Essais de colonne d'élutriation

Les essais de colonne d'élutriation ont été effectués sur les FG  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm de TR 40. Ces essais constituent le seul traitement spécifiquement destiné à la récupération des HAP réalisé dans le cadre de ce projet de recherche. Comme le procédé de colonne d'élutriation est facultatif et ne devrait, en principe, être intégré au procédé qu'en présence de HAP, les essais de colonne d'élutriation ont été réalisés sur du sol attrité durant 10 minutes (AT 10 min). Il est attendu que les HAP seront retrouvés dans les fractions plus légères, moins denses du sol. Par ailleurs, il a été rapporté que l'utilisation d'un surfactant lors d'une étape d'attrition augmente la solubilisation des contaminants organiques dans le sol (Bayley *et al.*, 2005, Bergeron, 2005, Stražičar *et al.*, 1999). Ainsi, Bisone *et al.* (2013) ajoutent le surfactant CAS ( $0,2 \text{ g L}^{-1}$ ) à l'eau dans le réacteur d'attrition pour solubiliser les HAP et faciliter leur récupération dans les boues d'attrition. Les travaux de Mouton *et al.* (2009) ont également porté sur l'utilisation de surfactants non ioniques et de surfactants amphotères pour l'enlèvement simultané des HAP et du plomb. Dans le cadre de ces essais de doctorat, les effets de l'attrition en eau seule (sans ajout de surfactant) sur les HAP du sol ont été mesurés, et comparés aux rendements d'enlèvement obtenus par la colonne d'élutriation. Pour chaque FG à l'étude (soit  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm), deux débits de flot ascendant ont été mesurés. Aucun agent tensioactif n'a été ajouté à l'eau durant les essais de colonne d'élutriation. Le [Tableau 5.19](#) présente les teneurs initiales en HAP pour les deux (2) FG traitées, les concentrations dans le sol traité par attrition et finalement, les concentrations dans le sol traité par attrition combinée à la colonne d'élutriation. Les pourcentages d'enlèvement par rapport au sol initial sont également présentés dans le [Tableau 5.19](#).

**Tableau 5.19 Teneurs en HAP dans le sol initial, le sol attrité et dans la fraction traitée après CSP\* pour deux (2) FG de TR 40**

Critères		A	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
B		5	10	10	10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
C		50	100	100	100	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	
D		56	100	100	100	34	34	136				34	34	82	18		
Fractions (mm)	Traitement	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )													
				PHE	ANT	FLR	PYR	BAN	CRY	B	J	K	BAP	INP	DBA	BPR	Σ HAP
1 < x < 2	Sol initial	100	3	45,9	11,9	47,8	37,0	16,6	17,6	11,4	2,7	6,6	13,6	8,0	3,6	8,4	231
1 < x < 2	AT 10 min	85	3	48,1	13,4	48,2	29,5	0,2	14,3	10,7	7,5	6,8	12,6	6,1	3,1	7,4	244
	Enlèvement AT 10 min (%)			-5	-13	-1	20	99	19	6	-180	-3	7	23	13	12	-
1 < x < 2	Traité CSP 75 L min <sup>-1</sup>	88	1	26,5	13,3	22,1	13,7	0,2	14,1	13,8	2,7	2,0	12,6	6,1	2,7	7,2	137
1 < x < 2	Léger CSP 75 L min <sup>-1</sup>	12	1	176	49,0	171	108	0,8	47,3	32,1	25,0	20,4	43,6	19,4	9,6	24,2	725
	Enlèvement CSP 75 L min <sup>-1</sup> (%)			42	-12	54	63	99	20	-21	0	69	7	24	25	15	-
1 < x < 2	Traité CSP 90 L min <sup>-1</sup>	78	1	20,7	4,0	21,3	13,5	0,1	5,9	7,8	2,9	2,7	4,8	2,3	1,0	2,8	89,7
1 < x < 2	Léger CSP 90 L min <sup>-1</sup>	20	1	132	34,6	133	82,4	3,9	36,0	26,0	18,7	15,8	32,6	15,5	7,2	18,8	556
	Enlèvement CSP 90 L min <sup>-1</sup> (%)			55	67	56	64	100	66	32	-9	60	64	71	72	67	-
2 < x < 4	Sol initial	100	3	52,8	16,3	52,3	41,0	18,7	19,4	13,4	3,1	7,4	15,8	8,6	3,8	9,6	262
2 < x < 4	AT 10 min	85	3	27,7	7,5	21,9	14,4	0,8	7,5	5,1	3,7	3,4	6,3	3,1	1,4	3,5	279
	Enlèvement AT 10 min (%)			48	54	58	65	96	62	62	-19	55	60	64	64	63	-
2 < x < 4	Traité CSP 85 L min <sup>-1</sup>	95	1	53,9	15,0	25,3	27,3	1,2	11,3	3,7	2,8	2,4	10,5	4,5	2,3	5,5	166
2 < x < 4	Léger CSP 85 L min <sup>-1</sup>	4	1	296	92,8	314	197	1,4	87,7	58,4	45,6	22,8	82,9	37,7	18,7	46,3	1 302
	Enlèvement CSP 85 L min <sup>-1</sup> (%)			-2	8	52	33	93	42	73	11	68	34	48	39	42	-
2 < x < 4	Traité CSP 110 L min <sup>-1</sup>	86	1	6,9	1,9	5,8	3,8	0,0	1,5	11,7	0,8	0,6	1,4	0,6	0,3	0,8	36,3
2 < x < 4	Léger CSP 110 L min <sup>-1</sup>	9	1	216	62,0	188	115	0,8	49,8	33,7	25,2	21,0	46,4	21,5	10,9	26,8	817
	Enlèvement CSP 110 L min <sup>-1</sup> (%)			87	88	89	91	100	92	13	74	91	91	93	92	91	-

\*Colonne de séparation physique

Ainsi, l'entraînement particulaire de la colonne d'élutriation augmente à mesure que le débit d'eau ascendant est plus fort. La colonne d'élutriation permet, cependant, de minimiser l'entraînement particulaire par rapport à l'attrition, sauf dans le cas d'un débit de  $90 \text{ L min}^{-1}$  pour la FG  $1 < x < 2 \text{ mm}$ . Les résultats semblent démontrer qu'un fort débit d'eau ascendant augmente la récupération des HAP dans le surnageant (fraction légère). Dans la FG  $1 < x < 2 \text{ mm}$ , les rendements d'enlèvement sont supérieurs lorsque l'on considère un débit de  $90 \text{ L min}^{-1}$ , par rapport à un débit de seulement  $75 \text{ L min}^{-1}$ , à l'exception des composés J et K. L'attrition donne de meilleurs rendements d'enlèvement qu'un débit de  $75 \text{ L min}^{-1}$  pour le composé B, tandis que les rendements obtenus entre l'attrition et le débit de  $75 \text{ L min}^{-1}$  sont presque équivalents pour BAN, CRY, BAP, INP et BPR. Les rendements d'enlèvement sont supérieurs pour tous les composés dans le cas d'un traitement par colonne d'élutriation à  $90 \text{ L min}^{-1}$ , mais il faut considérer un entraînement particulaire plus élevé (22 % d'EP pour cette méthode comparativement à 15 % pour l'attrition). Cependant, la colonne d'élutriation à  $90 \text{ L min}^{-1}$  est la seule méthode qui permet d'abaisser les HAP de la plage de critères C-D à la plage B-C.

Les résultats obtenus pour la fraction  $2 < x < 4 \text{ mm}$  semblent également démontrer que le débit d'eau ascendant supérieur ( $110 \text{ L min}^{-1}$  comparativement à  $85 \text{ L min}^{-1}$ ) offre de meilleurs rendements d'enlèvement, sauf pour le composé B. Ce phénomène s'explique certainement par un EP plus important (11 % comparativement à 5 %), qui permet une récupération plus importante des particules liées à des composés organiques. Par contre, contrairement à la fraction  $1 < x < 2 \text{ mm}$ , l'attrition seule permet d'obtenir de meilleurs rendements d'enlèvement qu'un traitement par élutriation à  $85 \text{ L min}^{-1}$ , sauf pour les composés B, J, K. La colonne d'élutriation avec un débit de  $110 \text{ L min}^{-1}$  fournit de meilleurs rendements d'enlèvement que l'attrition, sauf pour le composé B. À la lumière de ce résultat, seule l'attrition permet d'atteindre la plage de critères B-C pour cette FG. En effet, la colonne d'élutriation permet d'atteindre la plage A-B pour plusieurs composés, mais d'un point de vue réglementaire, aucun changement de critère n'est atteint pour cette FG en raison du composé B qui demeure dans la plage C-D. Il faut rappeler que ces résultats sont basés sur un seul résultat d'analyse ( $n=1$ ).

Bisone *et al.* (2013) obtiennent un rendement d'enlèvement moyen de 95 % des HAP suite à un traitement d'attrition et de table à secousses (attrition de 20 min; volume de pulpe = 33 % p/p; CAS 0,2 g L<sup>-1</sup> d'eau) pour des sols contaminés dont les particules (FG 1 < x < 10 mm) sont préalablement broyées jusqu'à environ 1 mm de diamètre. Cependant, les auteurs considèrent que 52 % de l'enlèvement des HAP provient du traitement par table à secousses, tandis que l'attrition serait responsable de l'enlèvement de 43 % des HAP. Ces rendements d'enlèvement semblent généralement supérieurs aux rendements obtenus par une attrition sans ajout d'agent tensioactif. De façon générale, un enlèvement de 43 % des HAP est supérieur aux enlèvements obtenus sans surfactant sur la fraction 1 < x < 2 mm, mais inférieur aux enlèvements obtenus sans surfactant sur la fraction 2 < x < 4 mm. Pour cette dernière fraction, le traitement attrition avec surfactant + table à secousses pourrait se comparer en termes de résultats au traitement attrition sans surfactant + colonne d'élutriation. Par contre, là où les besoins en décontamination le justifient, l'ajout de CAS offre probablement des avantages qui surpassent son prix d'achat dans le cadre de l'évaluation technico-économique globale du procédé. Aussi, les données présentées dans ce mémoire sont basées sur un seul résultat d'analyses. Elles ne peuvent donc servir de support à une conclusion définitive. Dans tous les cas, d'autres essais sont nécessaires pour comprendre les effets de l'attrition (avec ou sans surfactants) et des procédés de séparation physique sur les HAP. Finalement, Bisone *et al.* (2013) rapportent que les enlèvements en métaux diminuent lors des essais d'extraction simultanée (métaux et HAP), comparativement aux essais de décontamination des métaux (attrition en milieu acide et table à secousses). Ainsi, pour l'ensemble des fractions granulométriques du sol, les rendements d'enlèvement sont de 16% dans le cas d'une extraction simultanée, contrairement à 43% lors des essais portant uniquement sur les métaux. Cette particularité démontre qu'une caractérisation initiale fiable et une définition claire des objectifs de décontamination sont deux composantes essentielles pour le choix du traitement approprié, dont dépend le succès du projet de décontamination.

### 5.5.3 Essais de table à secousses

Des essais de table à secousses ont été effectués sur les fractions  $1 < x < 2$  mm et  $0,25 < x < 1$  mm de TR 40 et de TR 52. Le [Tableau 5.20](#) et le [Tableau 5.21](#) présentent les bilans des résultats obtenus pour la FG  $1 < x < 2$  mm des sols TR 40 et TR 52, respectivement. Les enlèvements sont obtenus à partir de la fraction 2-3, considérée comme le sol traité.

D'après les résultats obtenus, nous pouvons constater que les entraînements particuliers sont similaires pour les deux sols, où 95 % du volume du sol introduit est récupéré dans la fraction traitée.

Les rendements d'enlèvement sont comparables entre les deux sols pour le Pb et le Zn. Par contre, le rendement d'enlèvement du Cd est supérieur pour TR 40 (89 % contre 34 % pour TR 52). Par ailleurs, le Cd se retrouve concentré dans la fraction 5-6-7 de la table à secousses lors des essais sur TR 40, tandis qu'il est retrouvé dans les fractions 1 et 4 lors des essais sur TR 52. La table à secousses permet un bon enlèvement du Cu (57 % et 70 % pour TR 40 et TR 52, respectivement). La teneur en cuivre présent dans TR 52 passe de la plage C-D à la plage B-C pour cette fraction, avec un entraînement particulière de 5 %. Pour les deux sols, le Pb passe de la plage de contamination B-C à la plage A-B, et nous remarquons que sa distribution est assez uniforme entre la fraction 1 et la fraction 4 de la table à secousses. Les abaissements en Sb permettent d'atteindre la plage A-B pour les deux sols, tandis que les teneurs en Sn demeurent dans la plage B-C pour le sol traité. Nous constatons également que le Zn offre une réponse moyenne au traitement de table à secousses; pour TR 40, nous pouvons observer une concentration effective dans les fractions 4 et 5-6-7 de la table. Cependant, les concentrations en Zn dans les fractions 1 et 2-3 demeurent assez près des concentrations initiales. Le sol traité passe de la plage B-C à la plage A-B, mais les concentrations du sol traité demeurent assez près de 500 ppm. Pour TR 52, nous remarquons une concentration dans les fractions 1, 4 et 5-6-7 de la table à secousses. Cependant, il y a peu d'enlèvement au niveau de la fraction 2-3 et aucun abaissement de critères n'est obtenu. Les travaux de doctorat de Jobin (2015) soulignent un empiètement entre la séparation gravimétrique et la séparation magnétique au niveau de la fraction  $1 < x < 2$  mm.

**Tableau 5.20 Résultats de table à secousses pour TR 40 1 < x < 2 mm**

Description	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
			1,5	40	50	x	5	110
		A	5	100	500	20	50	500
		B	20	500	1 000	40	300	1 500
		C	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
		D						
1 < x < 2 AT 10 min	100	3	4,34 ± 0,19	342 ± 40	673 ± 97	31,0 ± 0,5	144 ± 19	662 ± 5
TS 14-15-16 fr. 1	0,29	3	1,63 ± 0,05	271 ± 33	504 ± 65	16,3 ± 5,3	348 ± 72	580 ± 130
TS 14-15-16 fr. 2+3	95,1	3	0,48 ± 0,11	145 ± 6	257 ± 11	12,9 ± 2,9	74,9 ± 6,5	469 ± 14
TS 14-15-16 fr. 4	2,62	3	2,42 ± 0,33	1 379 ± 101	645	78,9 ± 6,7	495 ± 19	1 148 ± 9
TS 14-15-16 fr. 5+6+7	2,07	3	6,12 ± 0,40	9 324 ± 2286	8 067 ± 870	1 336 ± 27	2 526 ± 596	3 863 ± 950
Enlèvement fr. 2+3 (%)			89	57	62	58	48	29
Facteur de concentration fr. 5+6+7			1,4	27,3	12,0	43,0	17,6	5,8



Ces travaux indiquent également de bons enlèvements pour Cu, Pb, Sb et Sn par la table à secousses, mais des enlèvements moyens pour Zn (entre 9 % et 37 %). En effet, de fortes concentrations en Zn ne se traduisent généralement pas par une densité accrue des particules porteuses (Jobin, 2015, Bisone, 2013). Pour chaque métal présenté, un facteur de concentration traduit le ratio entre les teneurs initiales d'une part, et les teneurs retrouvées dans les concentrées (fraction 5-6-7) de la table à secousses d'autre part. Ces facteurs mettent en lumière l'efficacité du traitement pour Sn, dont les facteurs de concentration sont de 17,6 et 33,2 pour TR 40 et TR 52, respectivement. À l'autre extrême, les facteurs de concentration de Cd sont de 1,4 et 0,8; ceux de Zn sont de 5,8 et 3,1 pour TR 40 et TR 52, respectivement. Ces facteurs de concentration plus bas indiquent que la table à secousses offre moins d'efficacité pour la récupération de ces métaux. Finalement, la tendance ubiquitaire du plomb a déjà été soulignée; mentionnons que ce dernier semble offrir des rendements d'enlèvement réguliers et donc, plus facilement prévisibles, soit des facteurs de concentration de 12,0 et 10,5 pour TR 40 et TR 52, respectivement.

Le [Tableau 5.22](#) et le [Tableau 5.23](#) présentent l'ensemble des résultats obtenus pour les essais de table à secousses réalisés sur la fraction  $0,25 < x < 1$  mm de TR 40 et de TR 52, respectivement.

Le comportement des métaux présents dans les fractions fines semble plus prévisible que dans les fractions plus grossières; un phénomène qui peut s'expliquer par la plus grande homogénéité des sols à granulométrie  $< 1$  mm. L'entraînement particulaire est, cependant, plus élevé dans cette fraction : 9,0 % pour TR 40 et 17,7 % pour TR 52. Nous pouvons constater que les rendements d'enlèvement du Cd sont similaires pour TR 40 et TR 52, de même que les concentrations initiales et les concentrations résiduelles mesurées dans la fraction 2-3. Nous constatons également une concentration en Cd dans la fraction 1 de la table à secousses. De même, la distribution de Cu après le traitement de séparation physique suit un profil semblable dans les deux sols, soit une concentration dans la fraction 1 et des teneurs proches des concentrations initiales dans les fractions 2-3 et 4. Pour TR 40, nous observons, cependant, une concentration résiduelle très élevée dans la fraction 5-6-7, alors que dans le cas de TR 52, la concentration résiduelle de la fraction 5-6-7 se maintient autour des teneurs initiales. Mercier

*et al.* (2001) notent que les rendements d'enlèvement du Cu sont supérieurs lorsque le Cu est associé aux carbonates ou aux oxydes de plomb, ce dernier étant un élément plus dense facilitant la réponse aux traitements gravimétriques. Or, la caractérisation minéralogique effectuée sur la fraction  $0,25 < x < 1$  mm de TR 52 permet de penser que le Cu est ici lié à des oxydes de fer, ce qui expliquerait des rendements d'enlèvement inférieurs à ceux obtenus par Mercier *et al.* (2001), qui obtiennent entre 30,6 et 78,0 % d'enlèvement du Cu sur la fraction  $63 < x < 850$   $\mu\text{m}$  de sols contaminés par du Cu et du Pb. Par ailleurs, les rendements d'enlèvement obtenus pour le Pb sont supérieurs pour TR 40 comparativement à TR 52 (51 % contre 20 %), mais les teneurs résiduelles dans le sol traité sont comparables (320 ppm pour TR 40 versus 364 ppm pour TR 52).

Les facteurs de concentration présentés démontrent encore la faible efficacité relative de la table à secousses sur le cadmium (1,4 et 0,3) et sur le zinc (0,6 et 0,4) pour TR 40 et TR 52. Les facteurs de concentration permettent aussi d'observer que le traitement par table de secousses semble avoir eu plus d'impact, pour cette FG, sur le sol TR 40 que sur le sol TR 52. Plusieurs auteurs (Bisone *et al.* (2013), Laporte-Saumure *et al.* (2010), Sierra *et al.* (2011)) mentionnent que les rendements d'enlèvements par séparation physique augmentent en fonction de la contamination initiale du sol; à contamination élevée, rendements supérieurs. Or, dans le cas présent, les teneurs initiales en contaminants sont comparables pour les deux sols. Cependant, il a été mentionné plus haut que les entraînements particuliers ont été de 9,9 % pour TR 40 contre 17,7 % pour TR 52, soit près du double. Ainsi, pour des teneurs en contaminants similaires, la concentration des contaminants a été beaucoup plus efficace dans le cas du sol TR 40, permettant la production d'un concentré beaucoup plus « pur » en métaux lourds, tandis que les concentrés de TR 52 (fraction 5-6-7) se retrouvent dilués parmi une certaine proportion de matrice moins ou peu contaminée.

**Tableau 5.22 Résultats de table à secousses pour la FG 0,25 < x < 1 mm du sol TR 40**

Critères	A	1,5	40	50	x	5	110	
								B
	C	20	500	1 000	40	300	1 500	
	D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
Description	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
0,25 < x < 1 AT 10 min	100	3	7,51 ± 0,44	274 ± 22	646 ± 142	8,27 ± 2,37	63,0 ± 7,2	1 931 ± 74
TS 8-9-10 fr. 1	5,91	3	27,3 ± 0,5	707 ± 32	1 239 ± 35	19,7	138 ± 5	6 333 ± 127
TS 8-9-10 fr. 2+3	91,0	3	6,12 ± 0,25	203 ± 10	320 ± 36	3,99 ± 0,24	44,9 ± 1,7	1 606 ± 68
TS 8-9-10 fr. 4	0,88	3	2,89 ± 0,42	240 ± 15	635 ± 164	26,6 ± 5,8	419 ± 52	1 103 ± 148
TS 8-9-10 fr. 5+6+7	1,57	3	10,7 ± 2,0	1 187 ± 473	10 981 ± 2 694	259 ± 32	1 627 ± 481	1 246 ± 348
Enlèvement fr. 2+3 (%)			19	26	51	52	29	17
Facteur de concentration fr. 5+6+7			1,4	4,3	17,0	31,4	25,8	0,6

**Tableau 5.23 Résultats de table à secousses pour la FG 0,25 < x < 1 mm du sol TR 52**

Description	Poids relatif (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
0,25 < x < 1 AT 10 min	100	3	8,07 ± 0,38	271 ± 12	457 ± 2	11,9 ± 1,3	57,3 ± 0,1	2 116 ± 119
TS 5-6-7 fr. 1	14,2	3	25,3 ± 2,4	633 ± 50	1 108 ± 117	33,7 ± 7,8	139 ± 8	6 533 ± 680
TS 5-6-7 fr. 2+3	82,3	3	6,78 ± 1,00	256 ± 35	364 ± 62	3,10 ± 0,08	46,9 ± 0,4	1 919 ± 289
TS 5-6-7 fr. 4	0,76	3	2,76 ± 0,57	221 ± 29	1 130 ± 50	38,1 ± 6,1	440 ± 113	1 025 ± 76
TS 5-6-7 fr. 5+6+7	1,50	3	2,59 ± 0,14	222 ± 105	2 091 ± 191	100 ± 4	519 ± 123	934 ± 46
Enlèvement fr. 2+3 (%)			16	5	20	74	18	9
Facteur de concentration fr. 5+6+7			0,3	0,8	4,6	8,4	9,1	0,4

L'homogénéité des résultats des concentrations résiduelles dans les sols traités laisse croire que la séparation gravimétrique permet de récupérer une portion accessible de métaux, tandis qu'une certaine proportion est inaccessible par ce type de méthode de récupération. Pour les deux sols, la concentration en Sn passe sous le critère B dans le sol traité. Ici, la concentration en Zn parmi les fractions les plus légères en aval du traitement est encore plus évidente. Alors que les teneurs initiales et les fractions 1 et 2-3 sont dans la plage C-D des critères de qualité des sols, les fractions plus denses (fractions 4 et 5-6-7) passent à la plage de contamination B-C. Dans le cas de la fraction  $0,25 < x < 1$  mm encore, la réponse du Zn au traitement de séparation gravimétrique est insatisfaisante.

Ainsi les essais de table à secousses effectués permettent d'observer que le Pb et le Sn migrent vers l'extrémité gauche de la table (fractions denses), tandis que le Cu et le Zn sont principalement retrouvés dans la fraction légère (fr. 1) et dans les fractions intermédiaires (fr. 2-3).

À titre indicatif, la [Figure 5.15](#) illustre la répartition proportionnelle du Cu, du Pb, du Sn et du Zn dans les différentes fractions obtenues en aval du traitement par table à secousses. Ainsi, ces figures tiennent compte non seulement de la concentration finale, mais aussi de la proportion massique de chaque fraction pour dresser un bilan de la répartition des métaux de l'échantillon initial au sein des différentes fractions obtenues par table à secousses.

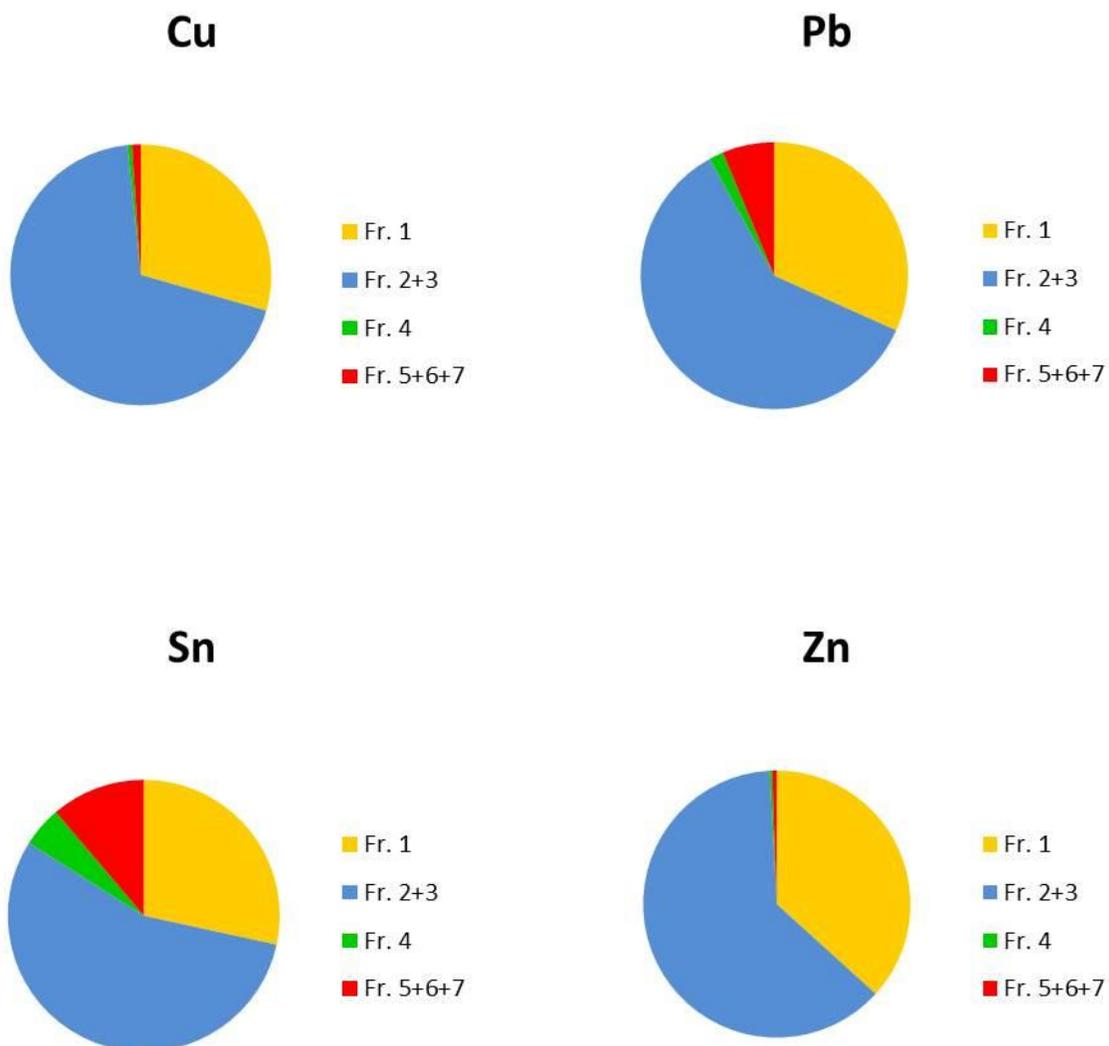


Figure 5.15 Répartition proportionnelle à la masse de 4 métaux lourds dans les différentes fractions obtenues par table à secousses de TR 52  $0,25 < x < 1$  mm

#### 5.5.4 Comparaison du jig et de la TS

Les rendements d'enlèvement du jig et de la table à secousses ont été comparés pour la FG  $1 < x < 2$  mm de TR 40 et de TR 52. Typiquement, le jig permet le traitement de particules plus grossières que la table à secousses. En effet, nous considérons le jig comme une option de traitement valable pour les particules dont le diamètre varie entre 0,5 et 4 mm, tandis qu'un traitement par la table à secousses sera envisagé pour les particules dont le diamètre varie entre 0,25 et 1 mm. Dans le cadre des présents travaux, une partie de la fraction  $1 < x < 2$  mm des sols à l'étude a été soumise à un traitement de jig, tandis qu'une autre partie a servi à des essais de table à secousses, dans le but de valider et de comparer l'efficacité respective de chacun des traitements. Les Figures 5.16 et 5.17 mettent en relation les enlèvements de six (6) métaux lourds par le jig et la table à secousses sur la fraction  $1 < x < 2$  mm de TR 40 et de TR 52, respectivement.

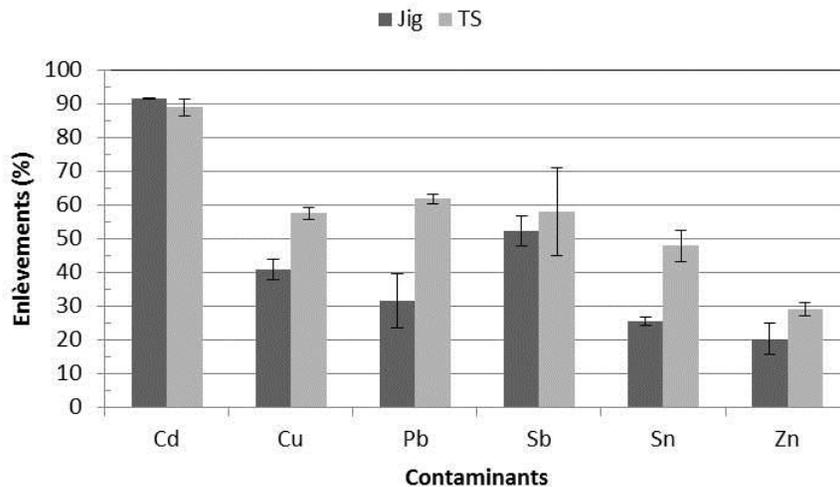
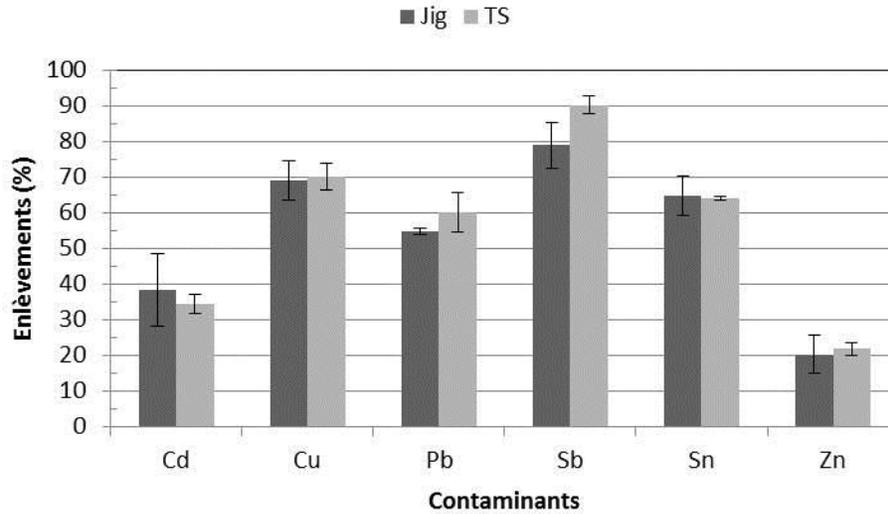


Figure 5.16 Enlèvements de six (6) métaux lourds obtenus par le jig et par la table à secousses (TS) sur la FG  $1 < x < 2$  mm du sol TR 40



**Figure 5.17** Enlèvements de six (6) métaux lourds par le jig et par la table à secousses (TS) sur TR 52  $1 < x < 2$  mm

Les rendements d'enlèvement obtenus par l'action respective du jig et de la table à secousses ont été soumis à un test de comparaison des moyennes (test de Student T bilatéral) afin de valider si les différences observées dans les résultats obtenus sont statistiquement significatives. Le [Tableau 5.20](#) présente, pour chaque sol, les valeurs de P obtenues suite au test de comparaison des moyennes.

**Tableau 5.24** Valeurs de  $P^1$  obtenues suite à un test de comparaison de moyennes (Student bilatéral) des rendements d'enlèvement par jig et par TS pour la FG  $1 < x < 2$  mm des sols TR 40 et TR 52

	Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
TR 40	0,36	0,00	0,02	0,65	0,07	0,07
TR 52	0,58	0,83	0,24	0,21	0,85	0,77

<sup>1</sup> Valeurs de probabilité selon un test de Student bilatéral calculé à partir des résultats de rendement d'enlèvement du jig ( $n = 3$ ) et de la TS ( $n = 3$ ) pour chacun des sols. Intervalle de confiance = 95%.

Pour TR 40, il est possible de conclure qu'il existe une différence significative entre les enlèvements obtenus par le jig et par la table à secousses pour Cu et Pb, puisque les valeurs de P sont inférieures à 0,05 pour ces deux métaux. La [Figure 5.12](#) permet d'avancer que la table à secousses offre une meilleure efficacité d'enlèvement pour ces métaux. Par contre, le test de Student et la [Figure 5.12](#) tendent à indiquer que la différence entre les rendements d'enlèvements n'est pas significative pour le Cd, le Sb, le Sn et le Zn. Du côté de TR 52, les rendements d'enlèvement pour les deux traitements sont plus uniformes que pour TR 40, notamment en ce qui a trait à Cu, Pb, Sn et Zn. Ainsi, il est impossible de conclure qu'il existe une différence significative entre les rendements d'enlèvement du jig et ceux de la table à secousses pour les essais effectués avec TR 52. Dans le contexte d'une usine mobile de remédiation à l'échelle commerciale, le jig sera donc privilégié en raison d'une part de son débit de traitement plus volumineux et de sa plus petite empreinte au sol (superficie occupée sur le plancher de l'usine comparativement à la table à secousses). Par ailleurs, les spirales sont aussi largement employées en remplacement des tables à secousses à l'échelle commerciale, car ces dernières présentent les mêmes avantages comparatifs que le jig. Aussi cette option pourrait-elle être envisagée également.

## 5.6 Lixiviation

Suite aux essais de jig sur les FG  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm du sol TR 52, le sol traité a fait l'objet d'essais de lixiviation pour solubiliser le zinc. Des essais de lixiviation ont également été effectués sur la FG  $< 0,25$  mm du sol TR 52. Les résultats des essais de lixiviation sont présentés par les [Tableaux 5.25 à 5.27](#).

Il a été constaté que la minéralisation du sol augmente à mesure que le pH diminue, c'est-à-dire que les solutions de lixiviation les plus acides dégradent davantage de sol.

**Tableau 5.25 Performances de la lixiviation sur la FG 2 < x < 4 mm du sol TR 52**

			Critères					
			A					
			1,5	40	50	x	5	110
			5	100	500	20	50	500
			20	500	1000	40	300	1500
			100	2500	5000	x	1500	7500
Description	p/p (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
2 < x < 4 AT 10 min	100	4	24,7 ± 3,0	196 ± 19	589 ± 11	9,82 ± 0,44	78,6 ± 1,7	3932 ± 306
2 < x < 4 AT + jig	93	3	11,6 ± 2,1	163 ± 8	225 ± 31	4,44 ± 2,59	45,9 ± 0,7	1925 ± 205
% enlèvement			53	17	62	55	42	51
LIX pH 2	81	3	2,41 ± 0,24	161 ± 15	154 ± 13	4,81 ± 0,15	59,7 ± 8,6	593 ± 39
% enlèvement			79	1	37	46	-30	71
LIX pH 3	86	3	6,89 ± 0,35	175 ± 3	183 ± 13	8,77 ± 1,16	116 ± 29	1351 ± 64
% enlèvement			41	-8	25	1	-153	34
LIX pH 4	88	3	8,61 ± 1,78	198 ± 20	197 ± 32	0,32 ± 0,21	75,8 ± 0,9	1200 ± 7
% enlèvement			26	-21	19	96	-65	41

**Tableau 5.26 Performances de la lixiviation sur la FG 1 < x < 2 mm du sol TR 52**

			Critères					
			A					
			1,5	40	50	x	5	110
			5	100	500	20	50	500
			20	500	1 000	40	300	1 500
			100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
Description	p/p (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
1 < x < 2 AT 10 min	100	5	12,4 ± 2,3	733 ± 32	654 ± 81	19,9 ± 4,1	151 ± 32	2 255 ± 110
1 < x < 2 AT + jig	90	3	7,62 ± 1,24	226 ± 41	271 ± 42	4,19 ± 1,28	53,3 ± 8,4	1 648 ± 270
Enlèvement (%)			38	69	55	79	65	20
LIX pH 2	89	3	2,00 ± 0,19	171 ± 30	247 ± 43	4,31	251 ± 36	642 ± 62
Enlèvement (%)			74	24	16	-3	-370	64
LIX pH 3	91	3	3,65 ± 0,25	174 ± 3	210 ± 53	1,00 ± 0,06	201 ± 8	970 ± 43
Enlèvement (%)			52	23	29	76	-278	46
LIX pH 4	99	3	6,02 ± 0,59	213 ± 14	277 ± 45	4,52 ± 0,73	202 ± 16	1 391 ± 167
Enlèvement (%)			21	5	6	-8	-279	23

Les enlèvements présentés ici sont les rendements d'enlèvement obtenus à partir des données des résultats du jig, compte tenu du procédé projeté qui fera intervenir la lixiviation après l'étape de jig. Pour tous les métaux présentés, nous pouvons constater que la lixiviation à pH 2 permet d'atteindre les meilleurs résultats d'enlèvement. En effet, la lixiviation à pH 2 permet d'abaisser les teneurs en Cd sous le critère B. Aucun abaissement de critère n'est noté pour le Cu et le Sn. Tous les pH étudiés au cours de ce projet permettent d'abaisser les teneurs en Zn sous le critère C. Les résultats d'analyse indiquent que les concentrations en Sn augmentent; s'il est connu que les oxydes d'étain sont normalement dissous en  $\text{Sn}(\text{SO}_4)$  dans de l'acide sulfurique, il est attendu que ceux-ci passent en solution dans les lixiviats. Autre fait intéressant, pour toutes les fractions granulométriques, les concentrations en Sn dans les sols lixiviés restent comparables malgré les variations de pH.

Pour la fraction  $1 < x < 2$  mm, la lixiviation à pH 2 semble donner les meilleurs résultats, particulièrement pour le Zn où la concentration résiduelle est en voie de passer sous le critère B (celui-ci étant 500 ppm). La lixiviation à pH 3 est suffisante pour abaisser la concentration en Cd sous le critère B. Comme pour la FG  $2 < x < 4$  mm du sol TR 52, les concentrations en Cu demeurent stables malgré le traitement de lixiviation.

**Tableau 5.27 Performances de la lixiviation sur la FG < 0,25 mm du sol TR 52**

Description	Poids relatif (%)	n	Concentrations ( $\text{mg kg}^{-1}$ )					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
			15,6 ± 1,0	329 ± 20	577 ± 13	4,37 ± 0,61	64,5 ± 2,1	3 631 ± 333
LIX pH 2	73	3	2,09 ± 0,15	287 ± 12	581 ± 12	8,92 ± 1,05	170 ± 5	1 053 ± 98
Enlèvement (%)			87	13	-1	-104	-164	71
LIX pH 3	75	3	5,57 ± 0,60	409 ± 6	707 ± 20	17,0 ± 2,9	170 ± 8	2 068 ± 127
Enlèvement (%)			64	-24	-22	-289	-163	43
LIX pH 4	80	3	6,59 ± 1,02	432 ± 50	716 ± 12	10,8 ± 1,4	153 ± 10	2 471 ± 341
Enlèvement (%)			58	-31	-24	-147	-138	32

La lixiviation à pH 2 permet l'abaissement de Zn jusque sous le critère C et celui de Cd jusque sous le critère B.

Le [Tableau 5.28](#) présente les concentrations en Cd, en Cu, en Pb, en Sb, en Sn et en Zn mesurées dans les effluents issus de l'étape de lixiviation réalisée sur la FG < 0,25 mm du sol TR 52. Selon les résultats obtenus, nous pouvons constater que les concentrations en métaux présents dans les effluents varient en fonction du pH de la solution de lixiviation; mettant en évidence que la diminution du pH favorise la solubilisation de l'ensemble des métaux étudiés et plus particulièrement du Zn. Les quantités de Cd, de Sb et de Sn solubilisées au cours de ces essais sont relativement faibles (< 1 mg/L) comparativement au Pb, au Cu et au Zn.

**Tableau 5.28 Concentrations (mg/L) en métaux présents dans les effluents acides issus de la lixiviation à pH 2 de la FG < 0,25 mm de TR 52**

Teneur (mg L <sup>-1</sup> )	pH		
	2	3	4
Cd	0,95	0,76	0,62
Cu	17,1	8,75	5,50
Pb	4,71	3,27	0,89
Sb	0,09	0,03	0,02
Sn	0,36	0,10	0,02
Zn	244	205	157

Dans le cadre de ce projet, une détermination des formes chimiques sous lesquelles les métaux problématiques ont été solubilisés au cours de l'étape de lixiviation a été réalisée à partir des données présentées au [Tableau 5.28](#) et du logiciel MINEQL+ (Version 4.6). Le [Tableau 5.29](#) présente les formes chimiques sous lesquelles les métaux peuvent être retrouvés en solution en fonction du pH de la solution de lixiviation.

**Tableau 5.29 Formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux présents dans le lixiviat acide issu du procédé de traitement de la fraction à 0,25 mm du sol TR 52 (Logiciel MINEQL)**

Espèces	pH 2		pH 3		pH 4	
	Concentration (mol/L)	Distribution (%)	Concentration (mol/L)	Distribution (%)	Concentration (mol/L)	Distribution (%)
<b>Cadmium</b>						
Cd <sup>2+</sup>	2,03 x 10 <sup>-6</sup>	24,1	2,50 x 10 <sup>-6</sup>	36,9	2,12 x 10 <sup>-6</sup>	39,4
CdSO <sub>4</sub> (aq)	8,64 x 10 <sup>-7</sup>	10,3	3,93 x 10 <sup>-6</sup>	57,9	3,10 x 10 <sup>-6</sup>	56,0
Cd(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	5,52 x 10 <sup>-6</sup>	65,6	3,57 x 10 <sup>-7</sup>	5,20	2,53 x 10 <sup>-7</sup>	4,60
<b>Cuivre</b>						
Cu <sup>2+</sup>	7,35 x 10 <sup>-5</sup>	27,3	5,45 x 10 <sup>-5</sup>	39,5	3,62 x 10 <sup>-5</sup>	41,9
CuSO <sub>4</sub> (aq)	1,96 x 10 <sup>-4</sup>	72,7	8,35 x 10 <sup>-5</sup>	60,5	5,03 x 10 <sup>-5</sup>	58,1
<b>Plomb</b>						
Pb <sup>2+</sup>	1,40 x 10 <sup>-6</sup>	6,10	2,42 x 10 <sup>-6</sup>	15,3	1,04 x 10 <sup>-6</sup>	24,0
PbSO <sub>4</sub> (aq)	7,94 x 10 <sup>-6</sup>	34,8	7,94 x 10 <sup>-6</sup>	50,3	3,07 x 10 <sup>-6</sup>	71,3
Pb(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	5,56 x 10 <sup>-7</sup>	2,40	3,20 x 10 <sup>-7</sup>	2,00	1,12 x 10 <sup>-7</sup>	2,60
PbMoO <sub>4</sub>	-	-	3,13 x 10 <sup>-7</sup>	1,40	9,11 x 10 <sup>-8</sup>	2,10
Anglésite (PbSO <sub>4</sub> (s))	1,29 x 10 <sup>-5</sup>	56,6	4,89 x 10 <sup>-6</sup>	31,0	-	-
<b>Antimoine</b>						
Sb(OH) <sub>3</sub> (aq)	7,73 x 10 <sup>-8</sup>	10,3	7,76 x 10 <sup>-8</sup>	34,7	7,76 x 10 <sup>-8</sup>	48,2
Sb(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>	1,88 x 10 <sup>-8</sup>	2,50	-	-	-	-
HSbO <sub>2</sub>	7,57 x 10 <sup>-8</sup>	10,1	7,57 x 10 <sup>-8</sup>	33,8	7,57 x 10 <sup>-8</sup>	47,0
Sb(OH) <sub>3</sub> (s)	5,73 x 10 <sup>-7</sup>	76,2	6,82 x 10 <sup>-8</sup>	30,4	7,44 x 10 <sup>-9</sup>	4,60
<b>Étain</b>						
SnSO <sub>4</sub> (ag)	3,04 x 10 <sup>-6</sup>	100	8,43 x 10 <sup>-7</sup>	100	1,42 x 10 <sup>-7</sup>	100
<b>Zinc</b>						
Zn <sup>2+</sup>	9,80 x 10 <sup>-4</sup>	26,3	1,22 x 10 <sup>-3</sup>	39,2	8,35 x 10 <sup>-4</sup>	41,7
Zn(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>2-</sup>	2,52 x 10 <sup>-4</sup>	6,80	1,04 x 10 <sup>-4</sup>	3,30	5,84 x 10 <sup>-5</sup>	2,90
ZnSO <sub>4</sub> (aq)	2,49 x 10 <sup>-3</sup>	66,9	1,78 x 10 <sup>-3</sup>	57,4	1,11 x 10 <sup>-3</sup>	55,3

Selon les résultats obtenus, les métaux tels que le Cd, le Cu, le Pb et le Zn sont principalement solubilisés sous forme cationique ( $M^{2+}$ ) et sous forme de complexes métal-sulfate solubles. En effet, le Cd se présente sous forme  $Cd^{2+}$  (24,1 - 39,4 %),  $CdSO_4$  (10,3 - 57,9 %) et  $Cd(SO_4)_2^{2-}$  (4,60 - 65,6 %) et ce, quel que soit le pH de la solution de lixiviation. Le Cu et le Zn sont majoritairement présents sous forme de  $CuSO_4$  (58,1 - 72,7 %) et  $ZnSO_4$  (55,3 - 66,9 %) pour l'ensemble des pH de lixiviation étudiés. Le Pb se présente majoritairement sous forme  $PbSO_4$  soluble et il précipite avec le temps sous forme d'anglésite ( $PbSO_{4(s)}$ ). L'étain, quant à lui, est solubilisé uniquement sous forme  $SnSO_4$  (100%). L'antimoine, quant à lui, est présent sous d'hydroxydes ( $Sb(OH)_{3(aq)}$ ,  $Sb(OH)_{3(s)}$ ,  $Sb(OH)_2^+$ ) ou d'oxydes  $HSbO_2$ .

Le pH de la solution de lixiviation semble avoir une influence sur les proportions dans lesquelles les métaux sont solubilisés (forme cationique, complexe métal-sulfate). En effet, selon les résultats obtenus, nous pouvons constater que la diminution du pH entraîne une augmentation de la proportion sous laquelle le Cd, le Cu, le Pb et le Zn sont présents sous forme  $MeSO_4$  ou  $Me(SO_4)_2^{2-}$  et une diminution de la proportion sous laquelle ils sont présents sous forme ( $Me^{2+}$ ) (où Me : Cd, Cu, Pb et Zn).

## 5.7 Procédé global

Tout au long des essais, les méthodes de traitement optimales ont été sélectionnées en fonction du bilan de contamination obtenu et des entraînements particuliers associés aux différentes méthodes. Ainsi, la [Figure 5.18](#) et la [Figure 5.19](#) présentent le train de procédés mis au point pour le traitement de TR 40 et de TR 52, respectivement.

Ces trains de procédés font état des méthodes de traitement qui ont été sélectionnées comme donnant les meilleurs résultats au fil des essais. Toutefois, ces trains de procédés pourraient encore être optimisés, afin de s'adapter plus étroitement aux objectifs de décontamination du sol. Par exemple, il serait possible d'envisager un traitement de lixiviation en milieu acide pour la fraction  $0,25 < x < 1$  mm de TR 52, dont la concentration élevée en zinc fait augmenter la teneur globale du sol. Même cas de figure pour le sol TR 40, dont les fractions  $0,25 < x < 1$  mm et  $< 0,25$  mm devraient être soumises à un traitement de lixiviation; cette étape n'ayant pas été effectuée dans le cadre de ces travaux. En effet, il a été choisi de se concentrer sur le sol TR 52

en raison de la problématique particulière du zinc, dont les concentrations empêchaient l'atteinte de la plage B-C pour l'ensemble du sol. Cette problématique était moins criante pour TR 40 puisque les teneurs initiales en métaux le classaient déjà parmi la plage B-C.

Il pourrait sembler plus facile d'écarter les fractions fines, plus contaminées et plus difficiles à traiter exclusivement par des procédés physiques, et d'ajouter ces fractions aux rejets de traitement pour disposition en site d'enfouissement. Or, les fractions < 1 mm comptent pour 45 à 48 % de la masse totale des sols étudiés. Compte tenu de cette importante proportion, le rejet des fractions fines ferait grimper le taux d'entraînement particulaire à 61,3 % pour l'ensemble du sol TR 52, comparativement à un entraînement particulaire global de 22,5 % selon un scénario où les fractions fines sont traitées par lixiviation chimique. Par ailleurs, le procédé pourrait inclure des étapes de recyclage des effluents, par exemple au niveau de l'étape d'attrition, et à fortiori si des agents tensioactifs venaient à être ajoutés à l'eau d'attrition. Les boues générées par les étapes d'attrition pourraient être lixiviées à pH acide selon le même protocole que les fractions fines. En effet, la forte concentration en métaux lourds des boues, tout comme leur relative importance volumique justifieraient cette étape, dans le but de rejeter le plus petit volume de sol possible. Finalement, les lixiviats pourraient être traités dans le but de faire précipiter les métaux en solution, de façon à recycler les eaux de lavage et de diminuer les volumes d'acides requis.

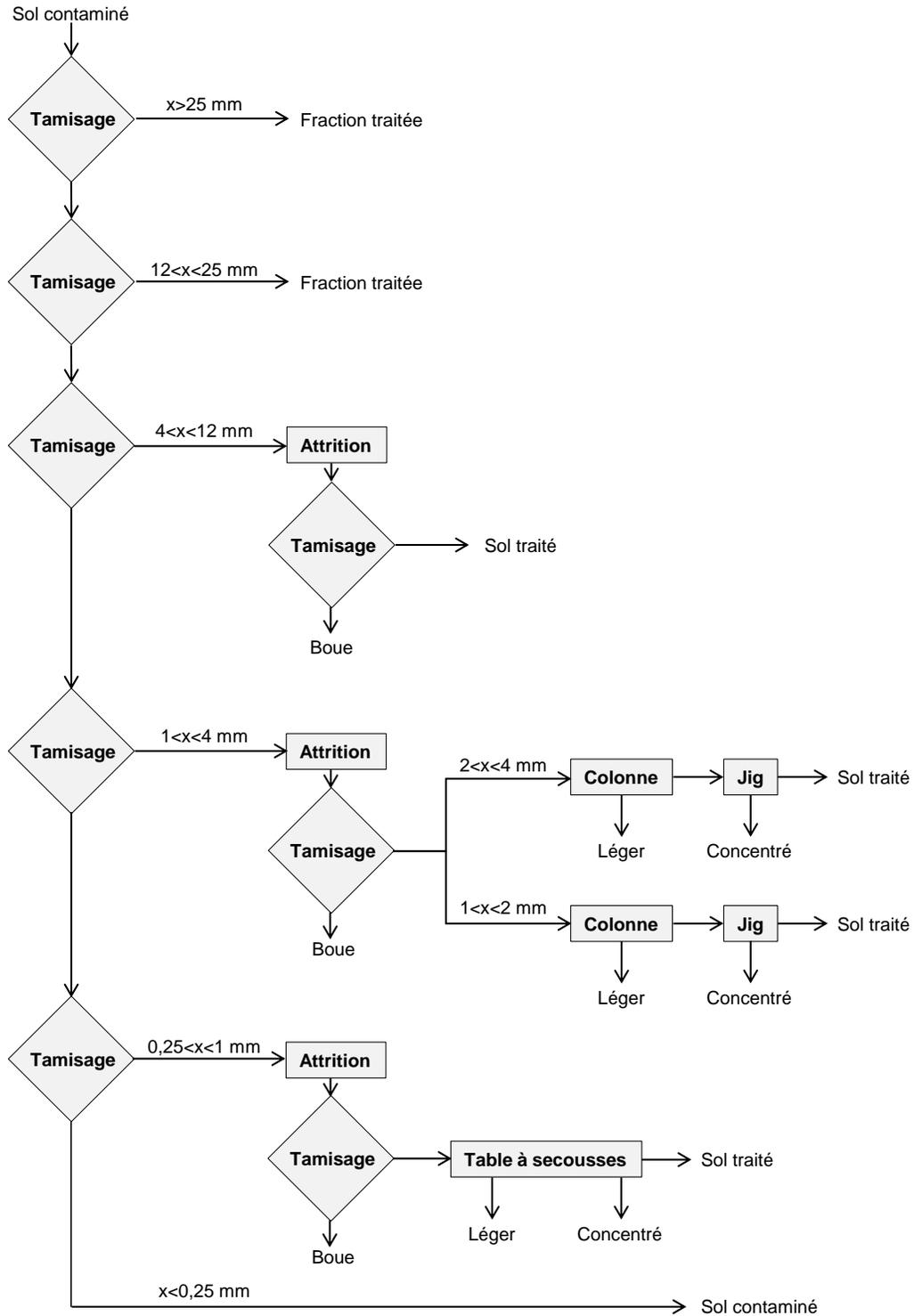


Figure 5.18 Train de procédés pour TR 40

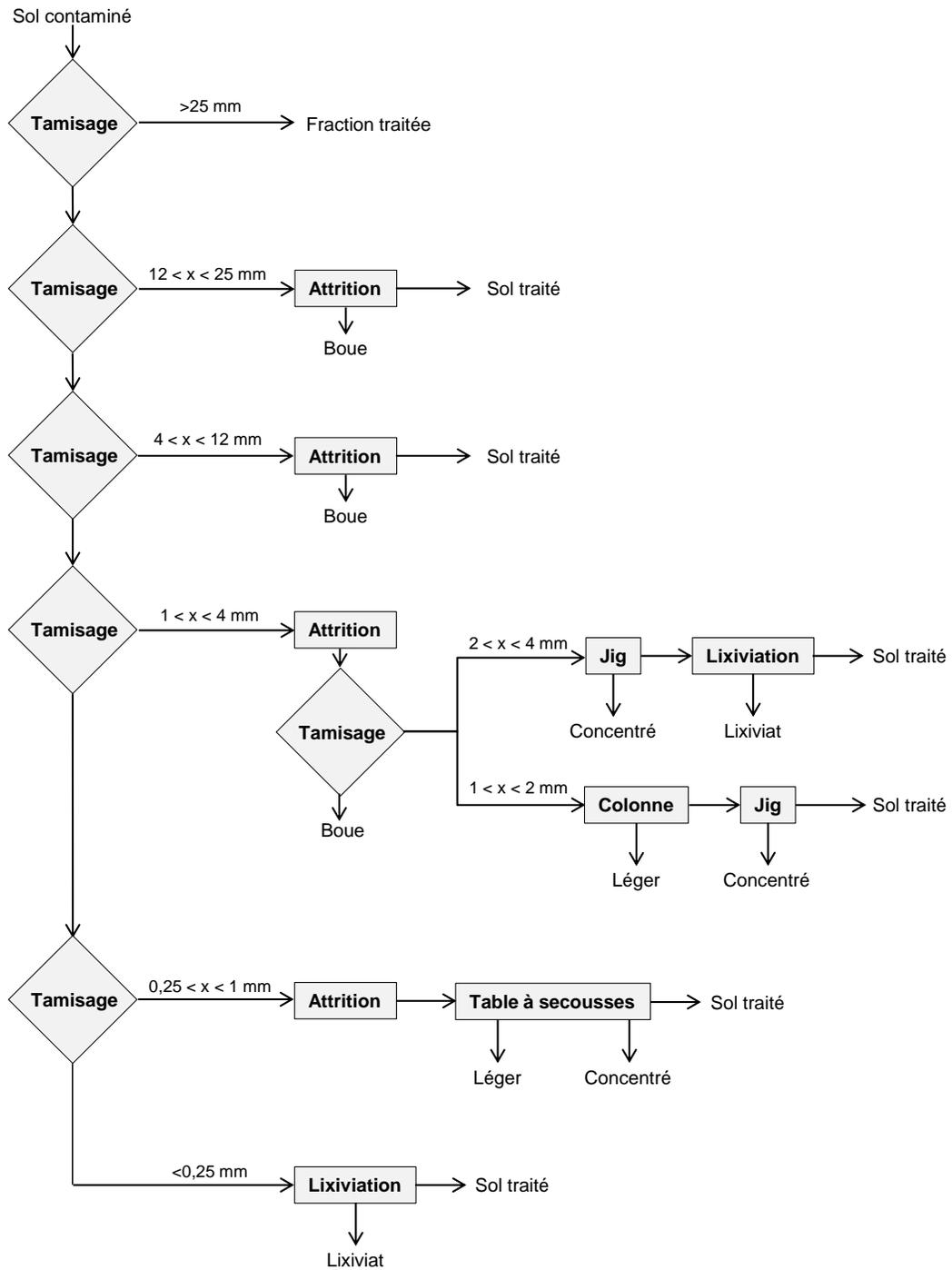


Figure 5.19 Train de procédés pour TR 52

Le [Tableau 5.30](#) présente le bilan du procédé de décontamination retenu dans le cadre de ce travail pour TR 40. Le [Tableau 5.31](#) présente les enlèvements obtenus par chaque étape du procédé sur les différentes FG de TR 40, de même que les entraînements particuliers qui y sont associés. Les enlèvements sont calculés à partir des données du sol initial, avant tout traitement.

En début de projet, le sol TR 40 était contaminé à des concentrations en métaux comprises à l'intérieur de la plage de critères B-C. À la suite du procédé de traitement, l'ensemble du sol TR 40 correspond encore à cette plage de critères, mais de bons enlèvements sont obtenus pour Pb (27 %), Sb (51 %) et Sn (32 %). Les concentrations en Cd et en Cu sont demeurées les mêmes. Dans le cas du Cd, cette stagnation est attribuable à l'effet des fractions fines; en effet, la combinaison d'une attrition et de la table à secousses semble avoir donné peu de résultats sur la fraction  $0,25 < x < 1$  mm, tandis que la fraction  $< 0,25$  mm n'a pas été décontaminée. Ces fractions, qui contribuent pour beaucoup à la masse totale de sol, masquent les bons résultats d'enlèvement obtenus pour les FG  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm. En ce qui concerne le cuivre, les procédés de séparation physique et d'extraction chimique (sur TR 52 uniquement) offrent des résultats variables, qui semblent confirmer que le cuivre est lié à une matrice de sol de densité intermédiaire. Par ailleurs, la variabilité des données sur le cuivre pourrait provenir d'une trop grande hétérogénéité à l'échantillonnage. Pour le Pb, l'attrition des fractions grossières et intermédiaires a permis d'obtenir de bons enlèvements. Les procédés de séparation gravimétrique permettent de réaliser un gain d'enlèvement additionnel, moins important toutefois que celui réalisé dans le cas de Sb et de Sn. Il ressort également du [Tableau 5.31](#) que le traitement des fractions fines par des procédés exclusivement physiques convient bien à certains métaux (comme Pb, Sb et Sn) mais moins à d'autres (Cd, Cu, Zn). Dans le cas particulier du zinc, les procédés de séparation physique semblent mieux convenir aux fractions grossières.

Le sol TR 40 rencontre donc les critères de contamination visés (plage B-C) pour les métaux et les HAP dans le cadre de ce projet. En effet, il a été démontré à la section 5.5.2 (Essais de colonne d'élutriation) que l'attrition combinée à un traitement par élutriation permet d'atteindre au moins la plage B-C pour les composés HAP problématiques.

**Tableau 5.30 Rendement du procédé global de décontamination pour TR 40**

						Critères						
						A	1,5	40	50	x	5	110
						B	5	100	500	20	50	500
						C	20	500	1 000	40	300	1 500
						D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500
Fractions (mm)	Traitement	p/p initial (%)	EP (%)	p/p final (%)	n	Concentrations (mg kg <sup>-1</sup> )						
						Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn	
<b>Sol complet</b>		<b>100</b>		<b>88,8</b>		<b>4,30</b>	<b>195</b>	<b>763</b>	<b>27,7</b>	<b>99,2</b>	<b>712</b>	
>25	Aucun	8,3	—	9,4	4	2,14 ± 0,01	40,2 ± 8,6	51,1 ± 1,0	8,64 ± 0,35	3,12 ± 0,50	274 ± 10	
12 < x < 25	Aucun	6,9	—	7,8	4	2,14 ± 0,01	40,2 ± 8,6	51,1 ± 1,0	8,64 ± 0,35	3,12 ± 0,50	274 ± 10	
4 < x < 12	AT 10 min	20,0	33,8	15,0	3	6,21 ± 0,08	148 ± 29	72,6 ± 24,0	7,92 ± 1,27	8,67 ± 4,89	241 ± 23	
2 < x < 4	AT 10 min + jig	11,1	15,8	9,8	3	0,51 ± 0,36	184 ± 37	177 ± 15	12,3 ± 3,8	43,3 ± 12,2	394 ± 72	
1 < x < 2	AT 10 min + jig	5,6	15,8	5,4	3	0,40 ± 0,06	202 ± 10	460 ± 54	14,8 ± 1,4	101 ± 11	527 ± 30	
0,25 < x < 1	AT + TS	20,1	8,9	20,7	3	6,12 ± 0,25	203 ± 10	320 ± 36	3,99 ± 0,24	44,9 ± 1,7	1 606 ± 68	
< 0,25	Aucun	28,0	—	31,8	4	4,75 ± 0,32	300 ± 21	1342 ± 32	25,1 ± 0,7	146 ± 7	1 172 ± 26	
<b>Sol complet après traitement</b>			<b>11,2</b>	<b>100</b>	—	<b>4,15</b>	<b>196</b>	<b>555</b>	<b>13,5</b>	<b>67,4</b>	<b>855</b>	
Enlèvement global (%)						3	0	27	51	32	-20	

**Tableau 5.31 EP et enlèvements obtenus par les différentes étapes du procédé de traitement de TR 40**

Fraction	Traitement	EP (%)	Enlèvement (%)					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
4 < x < 12	AT 10 min	33,8	-13	8	76	79	75	58
2 < x < 4	AT 10 min seule	15,8	41	39	-6	47	28	64
2 < x < 4	AT 10 min + jig	20,4	91	26	77	63	70	51
1 < x < 2	AT 10 min seule	15,8	10	-21	52	38	31	8
1 < x < 2	AT 10 min + jig	20,9	92	29	67	70	52	27
0,25 < x < 1	AT + TS	9,00	-98	-41	58	84	61	-232

Dans le cas du sol TR 52, différents scénarios de décontamination peuvent être envisagés. Cependant, seul le recours à des traitements d'extraction chimique (lixiviations des fractions fines) permet d'atteindre la cible de décontamination fixée, soit la plage de critères B-C pour l'ensemble du sol, principalement en raison du zinc qui demeure le contaminant le plus important et qui se concentre difficilement par des procédés gravimétriques seuls. En ce qui concerne le choix du pH de la solution acide de lixiviation, seul le pH 2 permet aux teneurs en zinc d'atteindre la cible pour la FG < 0,25 mm. Par ailleurs, tous les pH testés (pH 2, 3 ou 4) ont permis d'atteindre des concentrations en zinc inférieures au critère C pour les fractions  $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm. Ainsi, le choix du pH utilisé incombe à l'utilisateur, qui peut choisir d'utiliser le pH le plus élevé afin de réduire la consommation d'acide du procédé. Cette façon de faire est cependant plus risquée, puisqu'à pH 4, les concentrations en zinc sont inférieures, mais voisines du critère C. La lixiviation à pH 2 permet au contraire d'approcher le critère B, ce qui réduit les risques d'un dépassement compte tenu qu'une légère variabilité dans les effets du traitement peut être rencontrée.

Deux scénarios de décontamination sont ici présentés, soit dans un premier temps un train de procédés n'incluant que des méthodes de séparation physique ([Tableau 5.32](#)) et la lixiviation à pH 2 des fractions fines. Dans un deuxième temps les résultats du train de procédé incluant une lixiviation des fractions intermédiaires ( $2 < x < 4$  mm et  $1 < x < 2$  mm) à pH 4 ([Tableau 5.33](#)) sont présentés. Le [Tableau 5.34](#) présente, pour un procédé incluant une lixiviation à pH 4 ou à pH 2 des fractions intermédiaires, les entraînements particuliers globaux et les enlèvements en métaux obtenus. Les enlèvements sont calculés à partir des données du sol initial (avant tout traitement).

L'analyse de ces tableaux met en valeur la nécessité et l'intérêt d'effectuer une étape de lixiviation sur la fraction  $0,25 < x < 1$  mm également. Par contre, nous remarquons la faible solubilité du cuivre dans la solution acide.

Comme pour TR 40, le [Tableau 5.34](#) témoigne de la difficulté associée au traitement des fractions fines par des procédés exclusivement physiques.

**Tableau 5.32 Performances du procédé de décontamination sans lixiviation des fractions intermédiaires pour TR 52**

		Critères		A	1,5	40	50	x	5	110	
				B	5	100	500	20	50	500	
				C	20	500	1 000	40	300	1 500	
				D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
Fractions (mm)	Traitement	p/p initial (%)	EP (%)	p/p final (%)	n						
						Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
<b>Sol complet</b>		<b>100</b>		<b>78,8</b>		<b>14,0</b>	<b>469</b>	<b>380</b>	<b>8,91</b>	<b>87,5</b>	<b>2 830</b>
>25	Aucun	9,0	–	11,4	5	7,59 ± 1,40	50,9 ± 6,0	61,9 ± 3,0	4,80 ± 0,08	133 ± 8	1 523 ± 141
12 < x < 25	AT 10 min	7,0	24,9	6,7	3	5,70 ± 1,39	137 ± 15	33,7 ± 10,3	2,29 ± 0,45	4,95 ± 1,09	487 ± 15
4 < x < 12	AT 10 min	22,3	24,7	21,3	3	12,8 ± 2,9	261 ± 19	108 ± 10	4,41 ± 3,30	79,9 ± 14,0	1 304 ± 526
2 < x < 4	AT 10 min + jig	6,9	21,3	6,9	3	11,6 ± 2,1	163 ± 8	225 ± 31	4,44 ± 2,59	45,9 ± 0,7	1 925 ± 205
1 < x < 2	AT 10 min + jig	3,8	23,8	3,7	3	7,62 ± 1,24	226 ± 41	271 ± 42	4,19 ± 1,28	53,3 ± 8,4	1 648 ± 270
0,25 < x < 1	AT 10 min + TS	23,4	17,7	24,5	3	6,78 ± 1,00	256 ± 35	364 ± 62	3,10 ± 0,08	46,9 ± 0,4	1 919 ± 289
< 0,25	LIX pH 2	27,6	27,0	25,6	3	2,09 ± 0,15	287 ± 12	581 ± 12	8,92 ± 1,05	170 ± 5	1 053 ± 98
<b>Sol complet après traitement</b>			<b>21,2</b>	<b>100</b>		<b>7,20</b>	<b>225</b>	<b>292</b>	<b>5,11</b>	<b>91,4</b>	<b>1 397</b>
Enlèvement global (%)						<b>49</b>	<b>52</b>	<b>23</b>	<b>43</b>	<b>-4</b>	<b>51</b>

**Tableau 5.33 Performances du procédé de décontamination avec lixiviation (pH 4) des fractions intermédiaires pour TR 52 initial**

		Critères		A	1,5	40	50	x	5	110	
				B	5	100	500	20	50	500	
				C	20	500	1 000	40	300	1 500	
				D	100	2 500	5 000	x	1 500	7 500	
Fractions (mm)	Traitement	p/p initial (%)	EP (%)	p/p final (%)	n	Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
						<b>Sol complet</b>		<b>100</b>		<b>78,8</b>	
>25	Aucun	9,0	–	11,4	5	7,59 ± 1,40	50,9 ± 6,0	61,9 ± 3,0	4,80 ± 0,08	133 ± 8	1 523 ± 141
12 < x < 25	AT 10 min	7,0	24,9	6,7	3	5,70 ± 1,39	137 ± 15	33,7 ± 10,3	2,29 ± 0,45	4,95 ± 1,09	487 ± 15
4 < x < 12	AT 10 min	22,3	24,7	21,3	3	12,8 ± 2,9	261 ± 19	108 ± 10	4,41 ± 3,30	79,9 ± 14,0	1 304 ± 526
2 < x < 4	AT 10 min + jig + LIX pH 4	7	30,8	6,1	3	8,61 ± 1,78	198 ± 20	197,4 ± 31,5	0,32 ± 0,21	75,8 ± 0,9	1 201 ± 7
1 < x < 2	AT 10 min + jig + LIX pH 4	4	24,6	3,6	3	6,02 ± 0,59	213 ± 14	277 ± 45	4,52 ± 0,73	202 ± 16	1 391 ± 167
0,25 < x < 1	AT 10 min + TS	23,4	17,7	24,5	3	6,78 ± 1,00	256 ± 35	364 ± 62	3,10 ± 0,08	46,9 ± 0,4	1 919 ± 289
< 0,25	LIX pH 2	27,6	27,0	25,6	3	2,09 ± 0,15	287 ± 12	581 ± 12	8,92 ± 1,05	170 ± 5	1 053 ± 98
<b>Sol complet après traitement</b>		<b>100</b>	<b>21,9</b>	<b>100</b>		<b>6,97</b>	<b>228</b>	<b>294</b>	<b>4,90</b>	<b>100</b>	<b>1 357</b>
Enlèvement global (%)						<b>50</b>	<b>51</b>	<b>23</b>	<b>45</b>	<b>-15</b>	<b>52</b>

**Tableau 5.34 EP et enlèvements obtenus par les différentes étapes du procédé de traitement de TR 52**

Fraction	Traitement	EP (%)	Enlèvement (%)					
			Cd	Cu	Pb	Sb	Sn	Zn
12 < x < 25	AT 10 min	24,9	25	-169	46	52	96	68
4 < x < 12	AT 10 min	24,7	36	81	54	70	36	67
2 < x < 4	AT 10 min seule	15,3	42	-337	62	-900	29	53
2 < x < 4	AT 10 min + jig	21,2	53	17	62	55	42	51
2 < x < 4	AT 10 min + jig + LIX pH 4	30,8	65	-1	66	97	4	69
2 < x < 4	AT 10 min + jig + LIX pH 2	36,3	90	18	74	51	24	85
1 < x < 2	AT 10 min seule	15,3	18	-20	56	86	-21	24
1 < x < 2	AT 10 min + jig	23,7	62	61	74	92	56	52
1 < x < 2	AT 10 min + jig + LIX pH 4	24,6	70	63	73	92	-67	59
1 < x < 2	AT 10 min + jig + LIX pH 2	32,2	90	71	76	92	-107	81
0,25 < x < 1	AT + TS	17,7	0	-124	-6	27	-3	-47
< 0,25	LIX pH 2	27,0	87	13	-1	-104	-164	71

En début de projet, la contamination initiale du sol TR 52 correspondait à des concentrations comprises à l'intérieur de la plage C-D. Au terme des essais de traitement du sol, l'ensemble du sol TR 52 est passé sous le seuil de contamination du critère C et correspond désormais à la plage de critères B-C, avec un entraînement particulaire total de près de 22 %. Cet entraînement particulaire pourrait être diminué par le traitement des boues d'attrition par une lixiviation acide.

Contrairement au sol TR 40, le procédé offre une très bonne performance pour l'enlèvement du cadmium, dont la réponse aux traitements de séparation physique dans les FG grossières et intermédiaires est excellente. Par contre, la combinaison d'une attrition et de la table à secousses dans la FG 0,25 < x < 1 mm n'a aucun effet sur les concentrations en cadmium. La lixiviation à pH 2 permet réellement d'effectuer des gains d'enlèvement significatifs pour ce métal. Le comportement du cuivre semble largement imprévisible. Ici encore, nous pouvons soupçonner une hétérogénéité importante de ce métal à l'intérieur des sols, se traduisant par une faible représentativité lors de l'échantillonnage. La lixiviation des fractions intermédiaires permet de réaliser de légers gains d'enlèvement, mais pour ce métal en particulier, les

traitements de séparation physique seuls pourraient convenir. Cette situation est encore plus évidente pour Pb, où il apparaît que la majeure partie des enlèvements sont obtenus par l'attrition et les procédés gravimétriques. Ces observations peuvent par ailleurs être étendues à Sb et à Sn. L'attrition des fractions grossières a été efficace pour tous les métaux. Le zinc, finalement, offre de bons rendements d'enlèvement pour presque tous les traitements (sauf pour  $0,25 < x < 1$  mm), mais compte tenu des concentrations importantes en présence, une étape de lixiviation sera nécessaire.

## 6 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le présent projet visait à tester et à sélectionner des méthodes de séparation physique et chimique pour décontaminer le sol du site de la rue Ressac. Parmi les quatre (4) sols échantillonnés, deux (2) ont été retenus en raison de leurs teneurs en contaminants inorganiques, plus particulièrement en six (6) métaux lourds. Le sol TR 40 contenait également des HAP.

Les essais de décontamination ont porté sur toutes les fractions de TR 52 et sur presque toutes les fractions de TR 40. Ainsi il faudra vérifier à l'échelle pilote que le procédé mis au point pour TR 52 pourra être exporté sur TR 40 et sur l'ensemble des sols de la rue Ressac. Compte tenu de la nature minérale de la matrice de sol et des faibles propriétés ferromagnétiques ou paramagnétiques de cette matrice, la séparation magnétique, bien qu'offrant des résultats intéressants, n'a pas été retenue pour le traitement du sol. Les essais d'attrition ont démontré que celle-ci augmente l'efficacité des techniques de séparation gravimétrique en permettant la libération des contaminants comme le Pb, le Sb, le Sn et le Zn. Aussi, l'attrition a été retenue comme stratégie de traitement principale pour les fractions grossières ( $12 < x < 25$  mm et  $4 < x < 12$  mm), tandis qu'elle sera employée comme pré-traitement pour les fractions intermédiaires ( $2 < x < 4$  mm,  $1 < x < 2$  mm) et fines ( $0,25 < x < 1$  mm).

Le jig a été retenu comme méthode de séparation gravimétrique sur les fractions intermédiaires, tandis que la fraction  $0,25 < x < 1$  mm devra être traitée par table à secousses compte tenu de la plage granulométrique d'efficacité de chaque appareil. Le jig sera favorisé par rapport à la table à secousses en raison de son débit de traitement supérieur et de sa plus petite empreinte au sol. Dans cet ordre d'idée, il serait intéressant d'effectuer des effets complets de traitement par les spirales, dont la plage d'efficacité couvre les particules de 0,075 à 3 mm. Comme pour le jig, le débit de traitement de pulpe de sol de la spirale est supérieur à celui de la table à secousses, tandis que son empreinte au sol est moindre. Lorsque les HAP sont présents, une étape d'élutriation peut s'insérer dans le traitement, avant ou après le jig. Contrairement à Jobin (2015), dont les travaux sur les cendres d'incinérateur mettent en évidence l'efficacité des procédés densimétriques sur la fraction  $0,25 < x < 1$  mm, les présents

travaux indiquent au contraire que la fraction  $0,25 < x < 1$  mm des sols de la rue Ressac devra au contraire être assimilée aux fractions fines du sol ( $< 0,25$  mm), requérant une étape de lixiviation chimique pour rencontrer les critères de décontamination fixés. En lieu et place d'une lixiviation en milieu acide, le potentiel de la flottation pourrait être évalué. Une mise en place d'un procédé de flottation pourrait avantageusement s'insérer dans le présent projet de décontamination, compte tenu de sa grande utilité dans la remédiation des contaminations mixtes.

Le procédé développé pour TR 40 permet d'abaisser les teneurs en métaux, sans toutefois passer sous le seuil du critère B, ce qui signifie que le sol demeure dans la plage B-C où il se situait initialement. La contamination en HAP, qui se situait initialement au-dessus du critère C (plage C-D) pour certains composés, pourrait passer en dessous du critère C (plage B-C) grâce à une combinaison de procédés d'attrition et d'élutriation. Par ailleurs, le procédé développé pour TR 52 permet d'abaisser les teneurs en métaux lourds jusqu'en dessous du critère C (plage B-C), alors qu'elles excédaient initialement le critère C (plage C-D).

Ce projet découlait des récentes avancées technologiques ayant permis la mise au point du procédé METOX<sup>®</sup>. Au terme du projet, il devient évident que les travaux ici décrits diffèrent toutefois grandement du procédé METOX<sup>®</sup>, de par la nature des procédés employés (METOX<sup>®</sup> est une méthode de lavage de sol par flottation) ainsi que par le recours à différents intrants pour le traitement (surfactant CAS, EDTA et NaCl pour METOX<sup>®</sup>, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> pour ce projet).

Finalement, une étude technico-économique devra être réalisée pour valider la viabilité commerciale du procédé.

## 7 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdul AS, Gibson TL & Rai DN (1990) Selection of Surfactants for the Removal of Petroleum-Products from Shallow Sandy Aquifers. *Ground Water* 28(6):920-926.
- Abols J & Grady P (2006) Maximizing Gravity Recovery through the application of multiple gravity devices. Gekko Systems, Canada, 15 p.
- Alcantara MT, Gomez J, Pazos M & Sanroman MA (2008) Combined treatment of PAHs contaminated soils using the sequence extraction with surfactant-electrochemical degradation. *Chemosphere* 70(8):1438-1444.
- An YJ & Jeong SW (2001) Interactions of Perfluorinated Surfactant with Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Critical Micelle Concentration and Solubility Enhancement Measurements. *Journal of Colloid and Interface Science* 242(2):419-424.
- Anderson WC (1993) Innovative site remediation technology. Soil Washing/Soil Flushing. *American academy of environmental engineers*, Annapolis, MD, USA, 192 p.
- Anderson WC (1995) Innovative site remediation technology. Solvent/chemical extraction. *American academy of environmental engineers*, Annapolis, MD, USA, 159 p.
- ATSDR (1995) Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons. *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, Atlanta, GA, USA, 487 p.
- Baek SO, Field RA, Goldstone ME, Kirk PW, Lester JN & Perry R (1991) A review of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Sources, fate and behavior. *Water, Air, and Soil Pollution* 60(3-4):279-300.
- Barkay T, Navon-Venezia S, Ron EZ & Rosenberg E (1999) Enhancement of solubilization and biodegradation of polyaromatic hydrocarbons by the bioemulsifier Alasan. *Applied Environmental Microbiology* 65(6):2697-2702.
- Basta N, Ryan J & Chaney R (2005) Trace element chemistry in residual-treated soil. *Journal of environmental quality* 34(1):49-63.
- Bayley RW & Biggs CA (2005) Characterisation of an attrition scrubber for the removal of high molecular weight contaminants in sand. *Chemical Engineering Journal* 111(1):71-79.

- Benin AL, Sargent JD, Dalton M & Roda S (1999) High concentrations of heavy metals in neighborhoods near ore smelters in Northern Mexico. *Environmental Health Perspectives* 107(4):279-284.
- Benschoten J, Matsumoto M & Young W (1997) Evaluation and Analysis of Soil Washing for Seven Lead-Contaminated Soils. *Journal of Environmental Engineering* 123(3):217-224.
- Bergeron M (2001) Traitement des matériaux contaminés solides par utilisation des procédés de séparation physique. Notes de Cours, Québec, Qc, Canada, 298 p.
- Bergeron M (2005) *Method of decontaminating soil*. Brevet 6,915,908 (US) Attribué.
- Bergeron M, Blackburn D, St Laurent H & Gosselin A (2001) *Sediment and soil remediation by column flotation*. Brevet 6,273,263 (US) Attribué.
- Bisone S (2012) Décontamination de sols contaminés par du cuivre du zinc et des HAP provenant de déchets métallurgiques. Mémoire de thèse, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Qc, Canada, 230 p.
- Bisone S, Mercier G & Blais JF (2013) Decontamination of metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from slag-polluted soil. *Environmental Technology* 34(18):2633-2648.
- Bongo G, Mercier G, Drogui P & Blais JF (2008) Treatment of PAH-contaminated aluminium wastes by flotation using amphoteric surfactants. *Environmental Technology* 29(4):479-488.
- Bonnard N, Falcy M, Hesbert A, Jargot D, Pillière F, Schneider O & Serre P (1998) Plomb et composés minéraux, INRS, Paris, France, ISBN 2-7389-1392-X, 12 p.
- Cauwenberg P, Verdonck F & Maes A (1998) Flotation as a remediation technique for heavily polluted dredged material. 2. Characterisation of flotated fractions. *Science of the total environment* 209(2):121-131.
- CEAEQ (2003) Méthode d'analyse. Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments: Méthode par spectrométrie d'émission au plasma d'argon après minéralisation acide. MA.205 - Mét/P 1.0. *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec*, Ministère de l'Environnement du Québec, Québec, Qc, Canada, 18 p.
- CEAEQ (2011) Détermination des hydrocarbures aromatiques polycycliques : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse. MA. 400 – HAP 1.1, Rév. 4, *Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec*, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, Québec, Qc, Canada, 27 p.

- 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, France, 403 p.
- Coudert L, Blais JF, Mercier G, Cooper P, Janin A & Gastonguay L (2014) Demonstration of the efficiency and robustness of an acid leaching process to remove metals from various CCA-treated wood samples. *Journal of environmental management* 132:197-206.
- Crundwell F (2013) The dissolution and leaching of minerals: Mechanisms, myths and misunderstandings. *Hydrometallurgy* 139:132-148.
- Dermont G, Bergeron M, Mercier G & Richer-Lafleche M (2008a) 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, Mercier G & Richer-Lafleche M (2008b) Metal-Contaminated Soils: Remediation Practices and Treatment Technologies. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 12(3):188-209.
- Dermont G, Bergeron M, Richer-Lafleche M & Mercier G (2010) Remediation of metal-contaminated urban soil using flotation technique. *The Science of the total environment* 408(5):1199-1211.
- Duchesne J & Mercier G (2003) Établissement d'une méthode de caractérisation minéralogique décrivant les sols contaminés par le plomb. *Canadian Geotechnical Journal* 40(4):731-741.
- Dunier M & Siwicki AK (1993) Effects of pesticides and other organic pollutants in the aquatic environment on immunity of fish: a review. *Fish & Shellfish Immunology* 3(6):423-438.
- Florea AM & Busselberg D (2006) Occurrence, use and potential toxic effects of metals and metal compounds. *Biometals : an international journal on the role of metal ions in biology, biochemistry, and medicine* 19(4):419-427.
- Fréchette R (1997) Rapport de réhabilitation des sols. Tome 1. Projet Degussa., Édit Québec, Québec, Qc, Canada, 36 p.
- Genivel-BPR (1996) Site Degussa. Disposition des déblais. Rapport environnemental. Version préliminaire. Québec, Qc, Canada.

- Gosselin A, Blackburn D & Bergeron M (1999) Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques., Ministère de l'Environnement, Québec, Qc, Canada, 148 p.
- Griffiths RA (1995) Soil-washing technology and practice. *Journal of Hazardous Materials* (40):175-189.
- Grobler JD & Bosman JB (2011) Gravity separator performance evaluation using Qemscan (R) particle mineral analysis. *Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy* 111(6):401-408.
- Guemiza K, Mercier G & Blais JF (2014) Pilot-scale counter-current acid leaching process for Cu, Pb, Sb, and Zn from small-arms shooting range soil. *Journal of Soils and Sediments* 14(8):1359-1369.
- Hébert J & Bernard J (2013) Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010. Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs, Gouvernement du Québec, Québec, Qc, Canada, 31 p.
- Hildebrand EE & Blum WE (1974) Lead Fixation by Iron Oxides. *Naturwissenschaften* 61:169-170.
- Hintikka V, Parvinen P, Stén P, Laukkanen J & Leppinen J (2001) Remediation of soils contaminated by lead-and copper-containing rifle bullets. Special Paper Geological Survey of Finland:151-158.
- Hlavackova P (2005) *Evaluation du comportement du cuivre et du zinc dans une matrice de type sol à l'aide de différentes méthodologies*. Mémoire de thèse, Institut national des sciences appliquées de Lyon, Lyon, France, 207 p.
- Inspec-Sol (2011) Évaluation environnementale de site -phase 1. Terrain vacant. Lot 1 571 593 du cadastre du Québec. Boulevard Henri-Bourassa, Québec. N/Réf: Q024777-E1, Québec, Qc, Canada, 23 p.
- Inspec-Sol (2012) Caractérisation environnementale des sols et de l'eau souterraine. Terrain vacant. Lot 1 571 593 du cadastre du Québec, situé sur le boulevard Henri-Bourassa. N/Réf. Q024777-E2, Québec, Qc, Canada, 392 p.
- Janin A, Riche P, Blais JF, Mercier G, Cooper P & Morris P (2012) Counter-current acid leaching process of copper azole treated wood waste. *Environmental Technology*, 33(16-18):2111-2118.
- Jiang XM, Zhou LS, Liu JG & Han XX (2009) A model on attrition of quartzite particles as a bed material in fluidized beds. *Powder Technology* 195(1):44-49.

- Jobin P (2014) *Traitement de sols pollués par les cendres d'incinérateur contenant une contamination inorganique multiple. Mémoire d'examen doctoral*, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Qc, Canada, 43 p.
- Jobin P (2015) *Traitement des sols pollués par les cendres d'incinération provenant de déchets municipaux. Thèse de doctorat*, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Qc, Canada, 132 p.
- Kabata-Pendias A (2011) *Trace Elements in Soils and Plants, 4th ed.* CRC Press LCL, Boca Raton, Floride, USA, 505 p.
- Khodadoust AP, Bagchi R, Suidan MT, Brenner RC & Sellers NG (2000) Removal of PAHs from highly contaminated soils found at prior manufactured gas operations. *Journal of Hazardous Materials* 80(1-3):159-174.
- Khodadoust AP, Reddy KR & Maturi K (2005) Effect of different extraction agents on metal and organic contaminant removal from a field soil. *Journal of Hazardous Materials* 117(1):15-24.
- Kuhlman MI & Greenfield TM (1999) Simplified soil washing processes for a variety of soils. *Journal of Hazardous Materials* (66):31-45.
- Kyllönen H, Pirkonen P, Hintikka V, Parvinen P, Grönroos A & Sekki H (2004) Ultrasonically aided mineral processing technique for remediation of soil contaminated by heavy metals. *Ultrasonics Sonochemistry* 11(3-4):211-216.
- Lanphear BP, Matte TD, Rogers J, Clickner RP, Dietz B, Bornschein RL, Succop P, Mahaffey KR, Dixon S, Galke W, Rabinowitz M, Farfel M, Rohde C, Schwartz J, Ashley P & Jacobs DE (1998) The Contribution of Lead-Contaminated House Dust and Residential Soil to Children's Blood Lead Levels: A Pooled Analysis of 12 Epidemiologic Studies. *Environmental Research* 79(1):51-68.
- Lanphear BP & Roghmann KJ (1997) Pathways of Lead Exposure in Urban Children. *Environmental Research* 74(1):67-73.
- Laperche V, Dictor MC, Closel-Leloup B & Baranger P (2004) Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Étude réalisée dans le cadre des opérations de services publics du BRGM 2003-POLA06 et de la convention d'étude BRGM MEDD/DPPR-BRGM CV 030000012. BRGM/RP-52881-FR, France, 138 p.

- 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.
- Laporte-Saumure M, Martel R & Mercier G (2011) Characterization and metal availability of copper, lead, antimony and zinc contamination at four Canadian small arms firing ranges. *Environmental Technology* 32(7-8):767-781.
- Leoz-Garziandia E, Bocquet N, Marilere M & Lacroix G (2000) Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques dans l'air ambiant. INERIS - Laboratoire centrale de surveillance de la qualité de l'air, France, 50 p.
- Li Z & Shuman LM (1996) Heavy metal movement in metal-contaminated soil profiles. *Soil Science* 161(10):656-666.
- Lidsky TI & Schneider JS (2006) Adverse effects of childhood lead poisoning: The clinical neuropsychological perspective. *Environmental Research* 100(2):284-293.
- Lu SG & Bai SQ (2008) Magnetic characterization and magnetic mineralogy of the Hangzhou urban soils and its environmental implications. *Chinese Journal of Geophysics-Chinese* 51(3):762-769.
- Lundstedt S, White PA, Lemieux CL, Lynes KD, Lambert IB, Öberg L, Haglund P & Tysklind M (2007) Sources, fate, and toxic hazards of oxygenated polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at PAH-contaminated sites. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(6):475-485.
- Lyn P (2006) Lead toxicity, a review of the literature. Part I: exposure, evaluation, and treatment. *Alternative Medicine Review* 11(1):2-22.
- Marino MA, Brica RM & Neale CN (1997) Heavy metal soil remediation: The effects of attrition scrubbing on a wet gravity concentration process. *Environmental Progress* 16(3):208-214.
- Maturi K & Reddy KR (2008) Extractants for the removal of mixed contaminants from soils. *Soil & sediment contamination* 17(6):586-608.
- MDDELCC (2014a) Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Annexe 2: les critères génériques pour les sols et les eaux souterraines. En ligne. Adresse URL: [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe\\_2\\_tableau\\_1.htm](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/annexe_2_tableau_1.htm).
- MDDELCC (2014b) Politique de protection et de réhabilitation des terrains contaminés. En ligne. Adresse URL: <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/sol/terrains/politique/resume.htm>.

- MDDELCC (2014c) Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains. En ligne. Adresse URL: <http://www2.publicationsduquebec.gouv.qc.ca/dynamicSearch/telecharge.php?type=3&file=/Q2/Q2R37.htm.>
- Mercier G (2000) *Disponibilité des métaux dans les sols et prévision du rendement d'enlèvement par des techniques minéralurgiques*. Mémoire de thèse, Université Laval (Québec) et INSA Toulouse (France), Québec-Toulouse, 210 p.
- Mercier G, Blais JF & Chartier M (2007) Pilot-scale decontamination of soils polluted with toxic metals by mineral processing technology and chemical leaching. *Journal of Environmental Engineering Science* 6(1):53-64.
- Mercier G, Duchesne J & Blackburn D (2001) Prediction of Metal Removal Efficiency from Contaminated Soils by Physical Methods. *Journal of Environmental Engineering* 127(4):348-358.
- Mercier G, Duchesne J & Blackburn D (2002a) Removal of metals from contaminated sites by mineral processing techniques followed by chemical leaching. *Water, Air, & Soil Pollution* (135):105-130.
- Mercier G, Duchesne J & Carles-Gibergues A (2002b) A simple and fast screening test to detect soils polluted by lead. *Environmental Pollution* 118(3):285-296.
- Miquel G (2001) Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Paris, France, 336 p.
- Mouton J (2008) *Procédé simultané de traitement de sols contaminés par des HAP et du plomb*. Mémoire de thèse, Institut National de la Recherche Scientifique, Université du Québec, QUébec, Qc, Canada, 273 p.
- Mouton J, Mercier G & Blais JF (2008) Amphoteric Surfactants for PAH and Lead Polluted-Soil Treatment Using Flotation. *Water, Air, and Soil Pollution* 197(1-4):381-393.
- Mouton J, Mercier G & Blais JF (2010) Laboratory-scale flotation process for treatment of soils contaminated with both PAH and lead. *Journal of Environmental Engineering* 136(10):1063-1074.
- Mouton J, Mercier G, Drogui P & Blais JF (2009) Experimental assessment of an innovative process for simultaneous PAHs and Pb removal from polluted soils. *The Science of the total environment* 407(20):5402-5410.

- Naja GM & Volesky B (2009) Toxicity and sources of Pb, Cd, Hg, Cr, As, and radionuclides in the environment. *Heavy metals in the environment*, L. K. Wang JPC, Y. T. Hung, & N. K. Shammam (Édit.) CRC Press, Taylor & Francis Group., Boca Raton, Floride, USA, 13-61 p.
- Pichard A (2003) Plomb et ses dérivés. Ineris. Rapport d'étude no 25590-ETSC-API-SD, France, 90 p.
- Plante K (2005) *La gestion commerciale des sols contaminés au Québec*. Mémoire de maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Qc, Canada, 120 p.
- Reynier N, Blais JF, Mercier G & Besner S (2014) Decontamination of metals, pentachlorophenol, and polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans polluted soil in alkaline conditions using an amphoteric biosurfactant. *Environmental Technology* 35(2):177-186.
- Rikers R, Rem P & Dalmijn W (1998) Improved method for prediction of heavy metal recoveries from soil using high intensity magnetic separation (HIMS). *International journal of mineral processing* 54(3):165-182.
- 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.
- Rollin C & Quiot F (2005) Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Guide méthodologique. INERIS. Rapport d'étude no 66244-DESP-R01, France, 99 p.
- Rosen JF (1995) Adverse health effects of lead at low exposure levels: trends in the management of childhood lead poisoning. *Toxicology* (97):11-17.
- Roudier P (2004) Techniques de réhabilitation des sites et sols pollués. Fiche de synthèse. Techniques de l'Ingénieur. G 2 670. Éditions T.I. France, 40 p.
- Sales PS, de Rossi RH & Fernandez MA (2011) Different behaviours in the solubilization of polycyclic aromatic hydrocarbons in water induced by mixed surfactant solutions. *Chemosphere* 84(11):1700-1707.
- Sierra C, Gallego JR, Afif E, Menendez-Aguado JM & Gonzalez-Coto F (2010) Analysis of soil washing effectiveness to remediate a brownfield polluted with pyrite ashes. *Journal of Hazardous Materials* 180(1-3):602-608.
- Sierra C, Menéndez-Aguado JM, Afif E, Carrero M & Gallego J-R (2011) Feasibility study on the use of soil washing to remediate the As-Hg contamination at an ancient mining and metallurgy area. *Journal of hazardous materials* 196:93-100.

- Sposito G (2008) *The chemistry of soils*. Oxford university press, États-Unis, 330 p.
- Stražičar J & Sešelj A (1999) Attrition as a process of comminution and separation. *Powder Technology* 105(1–3):205-209.
- 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, Québec, Qc, Canada, 275 p.
- Tessier A, Campbell PG & Bisson M (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical chemistry* 51(7):844-851.
- Tran LH, Drogui P, Mercier G & Blais JF (2010) Comparison between Fenton oxidation process and electrochemical oxidation for PAH removal from an amphoteric surfactant solution. *Journal of Applied Electrochemistry* 40(8):1493-1510.
- Tran LH, Drogui P, Mercier G & Blais JF (2009) Coupling extraction-flotation with surfactant and electrochemical degradation for the treatment of PAH contaminated hazardous wastes. *Journal of Hazardous Materials* 170(2-3):1218-1226.
- Van Benschoten JE, Matsumoto MR & Young WH (1997) Evaluation and analysis of soil washing for seven lead-contaminated soils. *Journal of Environmental Engineering-Asce* 123(3):217-224.
- Van Der Velpen B & Minguet T (2004) *Traitement physico-chimique: lavage des sols pollués*. Techniques de l'Ingénieur. G 2 630. Éditions T.I. France, 8 p?.
- Vanthuyne M, Maes A & Cauwenberg P (2003) The use of flotation techniques in the remediation of heavy metal contaminated sediments and soils : an overview of controlling factors. *Minerals Engineering* 16:1131-1141.
- Veetil D, Mercier G, Blais JF, Chartier M & Tran LH (2013) Simultaneous removal of Cu and PAHs from dredged sediments using flotation. *Journal of Soils and Sediments* 13(8):1502-1514.
- Wang XS & Qin Y (2005) Correlation between magnetic susceptibility and heavy metals in urban topsoil: a case study from the city of Xuzhou, China. *Environmental Geology* 49(1):10-18.
- Williford CW, Li Z, Wang Z & Bricka RM (1999) Vertical column hydroclassification of metal-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 66(1):15-30.
- Williford Jr CW, Li Z, Wang Z & Bricka RM (1999) Vertical column hydroclassification of metal-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 66(1–2):15-30.

Wills B (1988) *Mineral processing technology*. Pergamon Books Inc., Elmsford, New, York, USA, 650 p.

Yarlagadda P, Matsumoto M, VanBenschoten J & Kathuria A (1995) Characteristics of Heavy Metals in Contaminated Soils. *Journal of Environmental Engineering* 121(4):276-286.

Zheng Y & Zhang SH (2008) Magnetic properties of street dust and topsoil in Beijing and its environmental implications. *Chinese Science Bulletin* 53(3):408-417.