

**Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Eau, Terre et Environnement**

**ÉVALUATION DES POSSIBILITÉS DU TRAITEMENT D'UN SOL
CONTAMINÉ PAR DU CUIVRE ET DU NICKEL PROVENANT DE
RÉSIDUS MINIERS EN UTILISANT DES PROCÉDÉS PHYSIQUE ET
CHIMIQUE**

**Préparé par
Sanae BENKARAACHE**

**Mémoire présenté
Pour l'obtention du grade de Maître ès en Sciences de l'Eau**

Jury d'évaluation

Examineur externe	Monsieur Mostafa EL FAHIME ISHÉDD, Maroc
Examineur externe	Monsieur Antoine KARAM Université Laval
Examineur interne	Monsieur Rajeshwar Dayal TYAGI INRS-ETE, Université du Québec
Directeur de recherche	Monsieur Guy MERCIER INRS-ETE, Université du Québec
Codirecteur de recherche	Monsieur Jean-François BLAIS INRS-ETE, Université du Québec

RÉSUMÉ

Le but de ce projet est d'explorer les possibilités de réhabilitation d'un sol contaminé à la fois par des hydrocarbures pétroliers et des métaux lourds. Néanmoins, l'étude s'est plus focalisée sur les contaminants métalliques provenant de résidus miniers chargés en cuivre et en nickel. Le sol contaminé est classé selon les cinq fractions suivantes : f1 > 4 mm ; f2 1-2 mm ; f3 0,250-1 mm et f4 <0,250 mm et a subi une caractérisation par dissolution acide puis ICP-AES, diffraction des rayons X (DRX) et microscope électronique à balayage (MEB).

D'après les analyses, les teneurs respectives sont de l'ordre de 2102 mg Cu/kg et 1146 mg Ni/kg pour f₄, ce qui dépasse le critère C du Ministère du Développement Durable de l'Environnement et de la Lutte contre les Changements Climatiques (MDDELCC).

Les analyses en DRX ont montré la présence importante de gypse ce qui laisse supposé une pollution anthropique par des résidus de construction ou des boues de neutralisation d'un procédé acido-basique à l'acide sulfurique et à la chaux, et ce, en plus de l'apport de résidus miniers. Tandis qu'au MEB, l'étude détaillée révèle que la pollution de Cu et Ni est sous forme de sulfure soit la chalcopryrite et la pentlandite avec un faible degré de libération des particules polluées. Donc une bonne partie de la pollution est portée par des particules qui ont une densité très près de celle des silicates du sol, rendant la séparation par différence de densité peu efficace. Par conséquent, les rendements de séparation obtenus par le procédé gravimétrique à l'aide de la table à secousses (ou table de Wilfley) restent faibles. Un enlèvement de 49% de cuivre et de 25 % de nickel de la fraction 1-2 mm a été obtenu. Les conditions appliquées étaient les suivantes : un débit d'eau d'appoint de 6 L/min, un débit d'eau de lavage de 6 L/min, une inclinaison de 11° degrés et une fréquence de secousses de 300 RPM. Sur la fraction <1 mm les rendements avec la table à secousses sont inconsistants et il n'a pas été possible malgré de nombreux essais, de concentrer le Cu et le Ni dans un plus petit volume de sol.

En appliquant sur le sol une lixiviation acide avec différents réactifs comme : H₂SO₄, HCl et (H₂SO₄ + 3 M NaCl) à pH 1,5; 2 et 3, il a été possible d'obtenir des rendements d'enlèvement à pH 1,5 avec H₂SO₄ de l'ordre de 13,4% et 22,2% pour le Cu et le Ni respectivement. Le fait que le Cu et le Ni seraient sous forme de sulfure tel que démontré lors des analyses au MEB pourraient expliquer ces faibles rendements. En effet les sulfures de métaux nécessitent un oxydant comme le peroxyde d'hydrogène ou tout autre oxydant fort, en plus des conditions acides pour passer en solution. Le faible degré de libération des particules n'aiderait pas non plus à leur solubilisation puisque souvent la partie portant le cuivre ou le nickel se situe dans le cœur de la masse de chaque particule polluée ce qui limite le contact entre l'acide et la source de Cu et Ni.

Mots clés : Résidus miniers, séparation gravimétrique, table de Wilfley, cuivre, nickel, lixiviation avec H₂SO₄.

ABSTRACT

The aim of this project is to explore the possibilities of setting up a treatment system for rehabilitation of soil contaminated by mining residues composed of copper and nickel.

The contaminated soil is classified in the following four fractions: $f_1 > 4$ mm ; f_2 1-2 mm ; f_3 0,250-1 mm and $f_4 < 0,250$ mm which are characterized by acid dissolution and detection with ICP-AES, X ray diffract meter (XRD), and scanning electron microscope (SEM).

The respective content is in the order of 2102 mg Cu/kg and 1146 mg Ni/kg. This fraction represents the most contaminated part of the whole soil.

The adopted method is physical with a shaking table (Wilfley table) on the fraction 1-2 mm. The XRD analyses showed the abundance of calcium sulfate. It probably originates from construction debris or from sludge produced by an acido-alkaline process using sulfuric acid and lime. Sulfur bearing mining residue containing Cu and Ni is also present on site. The SEM analyses reveal that the Cu and Ni pollution is mainly present as sulfide (chalcopyrite and pentlandite). The metal bearing particles have a low degree of liberation (small part of a particle is composed of Cu or Ni compound). Thus leading to a specific gravity close to the one of the silicates particles of the soil (around 2.7 g cm^3). So the small difference of density between the Cu or Ni bearing particles and the clean silicate particles make the utilisation of the shaking table less appropriate. We obtained a low removal rate of 49% for copper and 25% for nickel under the following conditions: tilt of 11° ; an extra water flow of the order of 6 L / min, a washing water flow of the order of 6 L/min and a frequency of strokes of 300 rpm.

We also tested the acid leaching as a chemical process. Solubilization was carried out with few kinds of acids. The four acids are H_2SO_4 , HCl and ($\text{H}_2\text{SO}_4 + 3\text{MNaCl}$) at different pH values 1.5, 2 and 3. The removing rates of copper and nickel, are respectively of the order of 13.4% and 22.2% with H_2SO_4 . Following the SEM analyses we found that the Cu and Ni pollution is present as sulfide (chalcopyrite and pentlandite). Those sulfides do not solubilise in the mild acid used and it requires the addition of a chemical oxidant like hydrogen peroxide to favor solubilisation. A low level of the liberation degree does not help either to solubilise the metals. The copper and nickel sulfide are often in the middle of a silicate particle thus limiting the contact. This implies that the leaching solution (solution of inorganic acid) has a poor access to the metallic sulfide, thus reducing the solubilisation of copper and nickel sulfides.

Keywords: Mining residues, gravity separation, shaking table, copper, nickel, leaching with H_2SO_4 .

REMERCIEMENTS

Je souhaiterais adresser mes remerciements les plus sincères aux personnes qui m'ont apporté du soutien et de l'aide tout au long de cette année universitaire.

Tout d'abord, je tiens à présenter ma sincère gratitude et remerciements pour mon directeur de recherche professeur **Guy Mercier**, qui s'est toujours montré présent et à l'écoute pour répondre à toutes mes questions et pour m'apporter toute l'aide nécessaire et sans qui la réalisation de ce projet de maîtrise n'aurait jamais été possible.

Je tiens aussi à remercier les professeurs **Jean-François Blais** et **Kamal El Haji**, pour leur confiance et leurs conseils très précieux.

Je ne pourrai cesser de remercier une personne très spéciale, qui a participé, pas à pas, à l'avancement de ce projet : madame **Myriam Chartier**. Je lui suis très reconnaissante pour son dévouement et toutes les choses qu'elle m'a apprises et le soutien moral qu'elle m'a apporté.

Je suis très reconnaissante à M. Rajeshwar Dayal Tyagi (Examineur interne), M. Mostafa EL Fahime et Monsieur Antoine Karam (Examineurs externes) d'avoir accepté de corriger mon document.

Pour tous les membres de mon équipe, vous êtes des personnes formidables, je vous remercie de m'avoir permis de passer une année universitaire très agréable.

Je tiens aussi à remercier tous mes collègues de l'INRS ainsi que son personnel qui ont participé que ce soit de près ou de loin à la réussite de ce projet.

Un grand remerciement pour mes très chers parents et mes sœurs.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	III
ABSTRACT	V
REMERCIEMENTS	VII
TABLE DES MATIÈRES	IX
LISTE DES FIGURES	XI
LISTE DES TABLEAUX	XIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XV
INTRODUCTION	1
1 REVUE DE LITTÉRATURE.....	3
1.1 LES CONTAMINANTS INORGANIQUES	3
1.1.1 CAS DES MÉTAUX LOURDS.....	3
1.2 CONTAMINANTS ORGANIQUES	9
1.2.1 CAS DES HYDROCARBURES PÉTROLIERS	9
1.3 TECHNIQUES DE TRAITEMENT DU SOL.....	11
1.3.1 AVANT PROPOS.....	11
1.3.2 PROCÉDÉS DE STABILISATION/SOLIDICATION (S/S).....	13
1.3.3 PROCÉDÉS PHYSIQUES	13
1.3.4 PROCÉDÉS CHIMIQUES	20
1.3.5 PROCÉDÉS BIOLOGIQUES.....	23
1.4 POLITIQUE QUÉBÉCOISE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS.....	24
1.5 OBJECTIFS DU PROJET DE RECHERCHE	27
1.5.1 Objectif ultime	27
1.5.2 Objectifs spécifiques	27
2 MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	29
2.1 MÉTHODOLOGIE	29
2.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES	30
2.2.1 Préparation du sol contaminé.....	30
2.2.2 Caractérisation du sol	31
2.2.3 Traitement des sols.....	34
3 RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	39
3.1 ASPECT VISUEL DU SOL CONTAMINÉ.....	39
3.2 RÉPARTITION MASSIQUE DU SOL	40

3.3	GRANULOCHEMIE DU SOL.....	41
3.4	RÉSULTATS OBTENUS PAR LA DRX DU SOL CONTAMINÉ	43
3.5	MICROGRAPHIES DES PARTICULES DU SOL CONTAMINÉ	46
3.6	RÉSULTATS OBTENUS SUITE AU TRAITEMENT PAR LA TABLE DE WILFLEY (TW)	57
3.6.1	<i>Essais préliminaires</i>	58
3.6.2	<i>Effet de l'alimentation sèche lors du traitement des sols par la table de Wifley</i>	72
3.7	RÉSULTATS DE LA LIXIVIATION ACIDE	80
4	CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	87
5	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	89
ANNEXE 1	89
ANNEXE 2	97
ANNEXE 3	99
ANNEXE 4	101

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1-1	A) STRUCTURE CRISTALLINE DU CUIVRE MÉTALLIQUE. B) COMPLEXE Cu(II)-HISTIDINE STABLE À PH. C) COMPLEXE Cu(II)-HISTIDINE AU PH PHYSIOLOGIQUE DE 7,4. SOURCE : LENOIR (2011).....	5
FIGURE 1-2	REPRÉSENTATION DES UTILISATIONS DU CUIVRE (TIRÉ DE GAMSONRÉ (2014))	7
FIGURE 1-3	REPRÉSENTATION DES UTILISATIONS DU NICKEL (TIRÉ DE GAMSONRÉ (2014)).....	8
FIGURE 1-4	AGENCEMENT CHIMIQUE DES HYDROCARBURES PÉTROLIERS (TIRÉ DE PULGARIN ET AL. (2012))	10
FIGURE 1-5	SCHÉMA DE BASE DES PROCÉDÉS DE DÉCONTAMINATION (MOUTON, 2008)	12
FIGURE 1-6	ESQUISSE DE LA TABLE À SECOUSSES AVEC LES DIFFÉRENTES FORCES APPLIQUÉES SUR UNE PARTICULE DE SOL.....	15
FIGURE 1-7	CHAÎNE DU PROCÉDÉ PHYSIQUE (USEPA, 1995).....	19
FIGURE 1-8	EXEMPLE D'UNE CHAÎNE DE DÉCONTAMINATION PAR VOIE PHYSICO-CHIMIQUE. SOURCE : (DERMONT ET AL., 2008).	23
FIGURE 1-9	REPRÉSENTATION DES POURCENTAGES DES CONTAMINANTS SUR LES TERRAINS QUÉBÉCOIS (BERNARD, 2013).....	26
FIGURE 2-1	EXEMPLE DE CHAUDIÈRES CONTENANT DU SOL CONTAMINÉ À L'ENTRÉE DES LABORATOIRES LOURDS DE L'INRS (PHOTO PRISE PAR SANAË BENKARAACHE, LE 07/04/2016).	30
FIGURE 2-2	DISPOSITIF ICP-AES (PHOTO PRISE PAR SANAË BENKARAACHE, LE 15/10/2015).....	32
FIGURE 2-3	A) LAMES MINCES POLIES DU SOL ; B) DISPOSITIF DU MEB-EDS (PHOTO PRISE PAR SANAË BENKARAACHCE, LE 23/05/2016)	34
FIGURE 2-4	DISPOSITIF DE LA CELLULE D'ATTRITION (PHOTO PRISE PAR SANAË BENKARAACHE, LE 28/09/2015)	35
FIGURE 2-5	TABLE DE WILFLEY DU LABORATOIRE LOURD DE L'INRS (PHOTO PRISE PAR SANAË BENKARAACHE, LE 17/04/2016)	37
FIGURE 3-1	DIFFÉRENTES FRACTIONS DU SOL CONTAMINÉ (PHOTOS PRISES PAR SANAË BENKARAACHE, LE 13/10/2015).....	39
FIGURE 3-2	RÉPARTITION MASSIQUE DES FRACTIONS DU SOL CONTAMINÉ	40
FIGURE 3-3	COURBE CUMULATIVE GRANULOMÉTRIQUE DU SOL CONTAMINÉ.....	40
FIGURE 3-4	CROQUIS DES ÉCHANTILLONS À ANALYSER PAR DRX.....	43
FIGURE 3-5	DIFFRACTOGRAMME DES PARTICULES DU SOL DE DENSITÉ 2,3 G/CM ³	44
FIGURE 3-6	DIFFRACTOGRAMME DES PARTICULES DU SOL DE DENSITÉ COMPRISE ENTRE 2,8 ET 3 G/CM ³	45
FIGURE 3-7	MICROGRAPHIE 1-A DU SOL CONTAMINÉ.....	47
FIGURE 3-8	MICROGRAPHIE 1-B DU SOL CONTAMINÉ.....	48
FIGURE 3-9	MICROGRAPHIE 1-C DU SOL CONTAMINÉ.....	49
FIGURE 3-10	MICROGRAPHIE 1-D DU SOL CONTAMINÉ.....	50
FIGURE 3-11	MICROGRAPHIE 1-E DU SOL CONTAMINÉ	51
FIGURE 3-12	MICROGRAPHIE 1-F DU SOL CONTAMINÉ.	52
FIGURE 3-13	MICROGRAPHIE 1-G DU SOL CONTAMINÉ.....	53

FIGURE 3-14	MICROGRAPHIE 1-H DU SOL CONTAMINÉ	54
FIGURE 3-15	ORGANIGRAMME DU PROCÉDÉ DE DÉCONTAMINATION DU SOL PAR LA TABLE DE WILFLEY (TW).....	57
FIGURE 3-16	POURCENTAGE DE MASSE RÉCUPÉRÉE AU NIVEAU DE LA SCH. I (POUR LES ESSAIS DE LA VARIATION DE L'INCLINAISON ET DU DÉBIT)	67
FIGURE 3-17	CONCENTRATION DE CU ET NI RETROUVÉE AU NIVEAU SCH. I (POUR LES ESSAIS DE VARIATION DE L'INCLINAISON ET DU DÉBIT)	67
FIGURE 3-18	ENLÈVEMENT DU CU ET NI AU NIVEAU SCH. I (POUR LES ESSAIS DE LA VARIATION DE L'INCLINAISON ET DU DÉBIT)	68
FIGURE 3-19	POURCENTAGES MASSIQUES OBTENUS LORS DU TRAITEMENT DES SOLS CONTAMINÉS DE LA FRACTION 1-2 MM SELON DIFFÉRENTES CONDITIONS DE TRAITEMENT	77
FIGURE 3-20	MASSE VOLUMIQUE OBTENUE LORS DU TRAITEMENT DES SOLS CONTAMINÉS DE LA FRACTION 1-2 MM SELON DIFFÉRENTES CONDITIONS DE TRAITEMENT	78
FIGURE 3-21	COMPARAISON DU RENDEMENT D'ENLÈVEMENT DU CU À DIFFÉRENTS PH EN UTILISANT H ₂ SO ₄ + 3 M NaCl	86
FIGURE 3-22	COMPARAISON DU RENDEMENT DE L'ENLÈVEMENT DU NI À DIFFÉRENTS PH EN UTILISANT H ₂ SO ₄ + 3 M NaCl	86

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 1-1	CARACTÉRISTIQUES DU CUIVRE.....	5
TABLEAU 1-2	RÉPARTITION DU CUIVRE DANS LES ÉCOSYSTÈMES	6
TABLEAU 1-3	PRÉDICTION DE LA DIFFICULTÉ DE LA SÉPARATION GRAVIMÉTRIQUE PAR LE CRITÈRE DE TAGGART (BOUCHARD, 2001)	17
TABLEAU 1-4	ÉQUIPEMENTS DES MILIEUX DENSES (BOUCHARD, 2001).....	20
TABLEAU 1-5	APERÇU DE LA GRILLE DES CRITÈRES (MDDELCC, 2016AB)	26
TABLEAU 3-1	VALEURS DE PH MESURÉES POUR CHAQUE FRACTION GRANULOMÉTRIQUE ÉTUDIÉE	41
TABLEAU 3-2	TENEURS EN CU ET NI RETROUVÉE DANS LES DIFFÉRENTES FRACTIONS GRANULOMÉTRIQUES DU SOL (MG/KG SEC).....	42
TABLEAU 3-3	TENEUR EN FE, AL, CA, CR, K, MN, NA, P, ET S RETROUVÉE DANS LES DIFFÉRENTES FRACTIONS GRANULOMÉTRIQUES (MG/KG SEC).....	43
TABLEAU 3-4	RÉSULTATS DE LA PRÉDICTION DU RENDEMENT DE LA TABLE DE WIFLEY PAR LIQUEUR DENSE POUR LES SOLS INFÉRIEURS À 1 MM	59
TABLEAU 3-5	ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE L'IMPACT DE L'INCLINAISON SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; $1\ 349 \pm 612$ MG CU/KG SEC ET 810 ± 267 MG NI/KG SEC, N = 42) POUR LES SOLS INFÉRIEURS À 1 MM (QL : 4 L/MIN ; QA : 1 L/MIN; VC : 500 RPM ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³).....	62
TABLEAU 3-6	ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE L'IMPACT DES DÉBITS D'EAU SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE $1\ 349 \pm 612$ MG CU/KG SEC ET 810 ± 267 MG NI/KG SEC, N = 42) POUR LES SOLS INFÉRIEURS À 1 MM (I : 12° ; VC : 500 RPM, ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³).....	65
TABLEAU 3-7	ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE L'IMPACT DES DÉBITS D'EAU SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; $1\ 349 \pm 612$ MG CU/KG SEC ET 810 ± 267 MG NI/KG SEC, N = 42) POUR LES SOLS INFÉRIEURS À 1 MM (I : 14°;VC : 500 RPM, ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³).....	66
TABLEAU 3-8	ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE L'IMPACT DE L'INCLINAISON SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; $1\ 133 \pm 306$ MGCu/KG SEC ET 649 ± 134 MG NI/KG SEC, N = 10) POUR LES SOLS COMPRIS ENTRE 0,053-1 MM (Q : 11 L/MIN; VC : 500 RPM, ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³).....	70
TABLEAU 3-9	ESSAIS PRÉLIMINAIRES DE L'IMPACT DE L'INCLINAISON SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; $1\ 133 \pm 306$ MGCu/KG SEC ET 649 ± 134 MG NI/KG SEC, N = 10) POUR LES SOLS COMPRIS ENTRE 0,053-1 MM (Q : 12 L/MIN; VC : 500 RPM ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³).....	71
TABLEAU 3-10	FACTEURS DE CONCENTRATION DES ESSAIS PRÉLIMINAIRES.....	72
TABLEAU 3-11	ESSAIS DE L'IMPACT DU DÉBIT DE LAVAGE SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; $1\ 133 \pm 306$ MG CU/KG SEC ET 649 ± 134 MG NI/KG SEC) POUR LES SOLS COMPRIS ENTRE	

	0,053-1 MM EN ALIMENTATION SÈCHE (I : 12° ; Q _A : 12 L/MIN; VC : 350 RPM ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³)	73
TABLEAU 3-12	ESSAIS DE L'IMPACT DE LA VITESSE SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; 1 133 ± 306 MG CU/KG SEC ET 649 ± 134 MG NI/KG SEC) POUR LES SOLS COMPRIS ENTRE 0,053-1 MM EN ALIMENTATION SÈCHE (I : 12° ; Q _A : 2 L/MIN ; Q _L : 3 L/MIN ET MV ⁴ . SCH. III € [3-3,4] G/CM ³)	74
TABLEAU 3-13	IMPACT DU LAVAGE DU SOL AU DICHLOROMÉTHANE PRÉALABLEMENT À LEUR PASSAGE SUR LA TABLE DE WILFLEY, SUR L'ENLÈVEMENT DU CUIVRE ET DU NICKEL (CONTAMINATION INITIALE DU SOL; 1 800 MG CU/KG SEC ET 1 103 MG NI/KG SEC) POUR LES SOLS INFÉRIEURS À 1 MM (VC : 350 RPM)	76
TABLEAU 3-14	RÉSULTATS OBTENUS SUITE AU TRAITEMENT À LA TABLE DE WILFLEY DE LA FRACTION 1-2 MM (CONDITIONS 2 : Q _A : 6 L/MIN, Q _L : 6 L/MIN, I: 11 °, VC : 301 RPM)	80
TABLEAU 3-15	ENLÈVEMENT DES MÉTAUX OBTENUS À PH 3 (TEMPÉRATURE AMBIANTE, DURÉE 2 H , DEUX ÉTAPES DE RINÇAGES, SOLIDES TOTAUX PULPE 10% (P/P) ET N = 3)	83
TABLEAU 3-16	ENLÈVEMENT DES MÉTAUX OBTENUS À PH = 2,25 (TEMPÉRATURE AMBIANTE, DURÉE 2 H, DEUX ÉTAPES DE RINÇAGES, SOLIDES TOTAUX 10% (P/P) ET N = 3)	84
TABLEAU 3-17	ENLÈVEMENT DES MÉTAUX OBTENUS À PH = 1,5 (TEMPÉRATURE AMBIANTE, DURÉE 2 H, DEUX ÉTAPES DE RINÇAGES, SOLIDES TOTAUX 10% (P/P) ET N = 3)	85

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ADN	Acide désoxyribonucléique
CEC	Capacité d'échange cationique
Cd	Cadmium
CH ₄	Méthane
CO ₂	Dioxyde de carbone
Cr	Chrome
Cu	Cuivre
DRX	Diffraction par rayons X
DMS	Séparation par milieux denses
EDTA	Éthylène Diamine Tétra-Acétique
HCl	Acide chlorhydrique
Hg	Mercure
HNO ₃	Acide nitrique
H ₂ O ₂	Peroxyde d'hydrogène
H ₂ SO ₄	Acide sulfurique
ICP-AES	Spectrométrie à plasma à couplage inductif
KM _n O ₄	Permanganate de potassium
MEB	Microscope électronique à balayage
Ni	Nickel
Pb	Plomb
Sch. I	Représente la sortie (1,2) de la table et est composée de particules fines et légères
Sch. II	Représente la sortie (3,4) de la table et est censée contenir du sol ayant une densité moyenne qui dans notre cas devrait correspondre au sol le plus décontaminé
Sch. III	Représente la sortie (5, 6,7) de la table et est censée contenir le sol ayant la densité la plus élevée, qui dans notre cas devrait correspondre au sol le plus contaminé. En effet la densité des métaux contaminants est plus élevée que la densité moyenne de la matrice de sol. Pour cette fraction, l'optimisation se fait par une certaine réduction de son volume de l'ordre de 20% tout en conservant une forte densité
ST	Solides totaux
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
Zn	Zinc

INTRODUCTION

À partir du vingtième siècle, en raison de son contexte géologique riche en minéraux, plusieurs mines ont vu le jour sur le territoire canadien. C'est ainsi que le pays est devenu une destination attrayante pour les prospecteurs de gisements miniers (Cranstone, 2002).

Cet essor minier a également permis au Canada de se distinguer mondialement pour la variété de ces métaux. En particulier, les métaux précieux du Bouclier canadien, les métaux essentiels comme le cuivre et le zinc en provenance des mines de FIN FLON, le nickel produit à SHERRIDON, ou encore l'or de YELKHI (Sandlos, 2015).

D'après le rapport publié en 2014 par l'Association Minière du Canada chargée de représenter les Entreprises d'exploration et d'exploitation minière, l'industrie minière emploie plus de 380 000 salariés à l'échelle nationale et contribue à hauteur de 54 milliards de dollars canadien au produit intérieur brut (PIB), dont un montant de 22 milliards de dollars canadien destiné à l'extraction minérale et un autre 32 milliards de dollars canadien alloué au traitement des produits minéraux. Notons cependant, que malgré les retombées positives de l'exploitation des mines sur les plans socio-économique, cette activité pourrait s'avérer nocive pour l'Homme si elle ne respecterait pas les règles et les chartes concernant la protection de l'environnement. Cette nocivité pourrait avoir comme conséquences un déséquilibre des écosystèmes (sol, eau, air et sédiments) et toucherait directement et/ou indirectement à la santé humaine et à la biodiversité en général. À titre d'exemple, les métaux lourds qui ont contaminé l'eau de boisson, le sol et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin) (Adam et al., 2010) ou encore la problématique d'épandages des terres agricoles françaises par les boues résiduelles des stations d'épuration qui sont chargées en métaux lourds (cadmium, cuivre, plomb, etc.) (Baize, 1997).

Quant aux impacts environnementaux, ils se manifestent sur différents plans ; par une pollution sonore causée par le bruit émis par les engins d'exploitation, par la pollution de l'air due aux poussières, par la pollution de l'eau et du sol causée par le drainage minier acide et surtout par les grands volumes de résidus miniers qui peuvent contenir des substances nuisibles comme des solvants, des acides, du mercure et des métaux lourds (cuivre, nickel, etc.). En effet, un projet minier visant l'extraction de 100 millions de tonnes de minerai serait éventuellement accompagné d'un volume de résidus dépassant d'un facteur supérieur à 1 la quantité de minerais générée (Castany, 1968).

Pour appuyer une gestion intégrée des grands volumes de résidus miniers produits, leur minimisation, leur réutilisation et inciter les utilisateurs à s'y conformer, des lois ont été promulguées pour réglementer le secteur minier dans son ensemble.

Au Québec, pour le cas des sols contaminés y compris par des résidus miniers, une législation a été mise en place sous le nom de « La politique québécoise de la protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés ». Parallèlement aux lois adoptées, la recherche scientifique s'active afin de trouver des solutions rapides et efficaces pour le traitement et la prévention de la pollution des sols contaminés par tous types d'industrie.

Le document ci-après se focalise plus particulièrement sur les traitements de décontamination du sol par les résidus miniers contenant du cuivre et du nickel, dans le Nord du Québec. Plusieurs séries d'essais de décontamination de ce sol contaminé par des résidus miniers ont été exécutés en laboratoire, afin de comparer l'efficacité de différentes méthodes d'enlèvement des métaux. Les méthodes utilisées concernent des procédés de séparation gravimétrique et de solubilisation chimique.

Le premier chapitre sera consacré à la revue de littérature qui comportera une description non exhaustive des grandes classes des contaminants inorganiques et organiques, la contamination des sols la plus fréquente au Canada ainsi que quelques techniques de remédiation. Le second chapitre, sera consacré à l'exposition de la méthodologie et des techniques utilisées dans ce projet pour décontaminer le sol du cuivre et du nickel. Le troisième chapitre présentera les principaux résultats obtenus. Les conclusions et recommandations seront présentées au Chapitre 4.

1 REVUE DE LITTÉRATURE

1.1 LES CONTAMINANTS INORGANIQUES

1.1.1 CAS DES MÉTAUX LOURDS

Les métaux retrouvés dans les résidus miniers proviennent généralement du traitement par plusieurs traitements physico-chimiques (lixiviation, flottation, magnétisme, gravimétrie ou existants dans des résidus miniers, etc.) du minerai exploité.

Ils possèdent des propriétés physiques, chimiques et thermiques particulières. En l'occurrence, des aptitudes mécaniques comme la ductilité et la malléabilité propres à chaque métal, par exemple, le plomb se lamine à froid et l'acier à chaud. Également, les métaux possèdent des caractères génériques comme la brillance, la fusibilité, la conductibilité, l'oxydabilité et la densité, etc. (Dillenseger et Moerschel, 2009).

Parmi ces métaux, on retrouve les métaux lourds. Cette appellation n'a pas de fondements particuliers tels que ; scientifique, juridique ou autres, mais elle est utilisée communément pour référer les métaux ayant une densité supérieure à 5g/cm^3 (Miquel, 2001).

Les métaux lourds proviennent de deux sources, soit naturelle ou anthropique (Han et al., 2002). Pour ce qui a trait à la source naturelle, les métaux sont présents sur le globe terrestre emmagasinés dans des formations rocheuses à de faibles concentrations ou à l'état de traces (Wixon et Davies, 1993). De part ces faibles concentrations ils sont surnommés « éléments traces métalliques ». Il y a sur le Bouclier canadien , du nickel, du cuivre, du plomb, du zinc ; allant vers la Terre Basse il sera possible de détecter du plomb et du zinc et enfin dans les Appalaches il pourra aussi y avoir des métaux lourds (McCracken, 2007). Dans le cas du Fe, le sol peut en contenir jusqu'à près de 1% (p/p) lorsque sa concentration est faible, à plus de 6% (p/p) pour des concentrations plus élevées.

En ce qui concerne la source anthropique, il s'agit de toutes les activités liées à l'homme et faisant appel à l'utilisation des métaux lourds (Petruzzelli et al., 2004). On pourrait citer les industries de production des batteries, d'exploitation minière, d'agroalimentaire, de métallurgie, de production cosmétique et de fabrication d'armes. Le secteur agricole a aussi sa part de contribution à travers l'utilisation des fertilisants qui parfois comportent des traces de métaux, etc. (Wuana et Okieimen, 2011). En 2000, on a noté une augmentation à l'échelon mondial de

la répartition des métaux lourds engendrée par le secteur industriel, plus particulièrement, celles du Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb et du Zn (Jean, 2007).

Une certaine catégorie de métaux à de faibles concentrations revêtent une très grande importance indispensable aux réactions métaboliques du corps humain (Lehninger, 1975). À titre d'exemple, le fer participe au processus de respiration du corps humain, le zinc, quant à lui, agit sur des protéines tel que l'ADN polymérase, etc. (Yassef, 2008).

Néanmoins, l'utilisation intensive des métaux lourds a engendré des conséquences irréversibles vis-à-vis de l'ensemble des écosystèmes (Bisone et al., 2013). Par exemple, il y a eu des cas de contamination des sols par des métaux lourds en provenance de l'exploitation minière (Bisone et al., 2013), des décharges de scories et des cendres métallurgiques (Dermont et al., 2008), des résidus d'incinération (Levasseur et al., 2006), des rejets des boues des stations d'épuration (Legret, 1984) et des terrains des buttes de tirs (Johnson et al., 1995).

Il est connu que tous les écosystèmes sont liés étroitement et entretiennent une relation de synergie. Selon Iskandar (2000), un déséquilibre qui toucherait un écosystème aurait probablement des répercussions sur les autres restants, par exemple un sol contaminé par des métaux lourds pourrait transférer la pollution à l'eau, soit par ruissellement des eaux de surface, ou par effet de solubilisation dans les eaux souterraines.

La forme sous laquelle se retrouveront les métaux lourds dans le sol dépend de plusieurs facteurs caractérisant le sol, comme le pH, le potentiel redox, la proportion de la matière organique (Deschamps et al., 2006), la composition en argile, limon et sable, etc. (Adriano, 2001).

Les travaux de Charlatchka et Cambier (2000) ont démontré qu'une baisse de pH causerait l'augmentation de la mobilité des métaux lourds dans le sol.

Une exposition (inhalation, ingestion directe ou indirecte et contact dermique) de l'homme à un sol contaminé pourrait lui causer des maladies de type : lésions cérébrales, perturbation du système nerveux, rénaux, osseux, cancérigènes, etc. (Bonnard, 1998).

1.1.1.1 Cuivre

Les propriétés du Cu, sa répartition, ainsi que ses caractéristiques sont présentées aux [Tableaux 1.1, 1.2](#) et à la [Figure 1.1](#). Le cuivre est un métal caractérisé par des propriétés de malléabilité, de ductilité et de résistance face aux corrosions excepté celle de l'acide. Il existe sous forme métallique Cu^0 , ou sous forme des ions cupriques Cu^{2+} et cupreux Cu^+

(voir [Figure 1.1](#)) (Flemming et Trevors, 1989). La majorité du cuivre se trouve lié aux sulfures, spécialement la chalcopyrite (CuFeS_2), la chalcocite (Cu_2S), la bornite (Cu_5FeS_4), la tétradrinite ($(\text{CuFe})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$) (CCME, 1999).

Le cuivre existe avec une concentration moyenne de 68 mg/kg sur le globe terrestre (ATSDR, 2004). Les principaux gisements de cuivre actuels sont au Chili, en Indonésie, aux États-Unis, en Australie et au Canada (Lenoir, 2011).

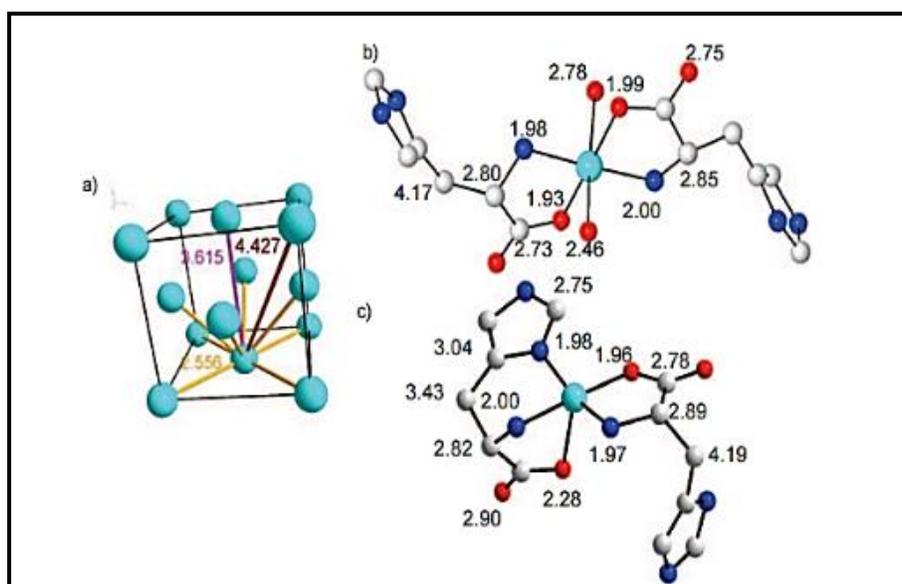


Figure 1-1 a) Structure cristalline du cuivre métallique. b) Complexe Cu(II)-histidine stable à pH. c) Complexe Cu(II)-histidine au pH physiologique de 7,4. Source : LENOIR (2011).

Tableau 1-1 Caractéristiques du cuivre

Numéro atomique	29
Masse molaire	63,57 g/mol
Densité	8.9 g/cm ³
Température de fusion	1084°C
Température de vaporisation	2567°C
Conductivité électrique	59,6 10 ⁵ S/m
Conductivité thermique	401 W/m·K

Source : Lenoir (2011).

Tableau 1-2 Répartition du cuivre dans les écosystèmes

Milieu	Particularités	Concentration
Air	-	5-50 mg/m ³
Eaux	Eaux de mer	0,05-12 µg/L
	Eaux douces	5-30 µg/L
Sols	Sols	2-250 mg/kg
	Sédiments	2-5000 mg/kg
	Roches volcaniques	13-90 mg/kg
	Roches sédimentaires	5-39 mg/kg
	Croute terrestre	24-70 mg/kg

Source : Lenoir (2011)

Le cuivre, à des concentrations peu élevées, représente un oligoélément impliqué dans plusieurs réactions métaboliques chez l'être humain surtout lors de la formation d'hémoglobine, des protéines et permet le transport du fer, du cholestérol et du glucose (Elvehjem et Hart 1929). Également, il intervient dans le processus de production des graines chez les plantes (Sommer, 1931).

Les industries s'intéressent au cuivre en raison de ses nombreuses propriétés et il est parmi les métaux les plus utilisés (Girard, 2004). Il est souvent employé dans la confection des câbles et des circuits électriques (voir [Figure 2.2](#)). On l'utilise aussi pour la production des fongicides contre la prolifération algale sur les coques de navires et dans la fabrication de tuyaux et de pièces de monnaie (Flemming et Trevors, 1989).

En dépit des avantages reconnus au cuivre, des concentrations trop élevées de ce métal conduisent à des conséquences indésirables. Ainsi, le cuivre est reconnu pour sa grande capacité de fixation sur les particules de sol en comparaison avec les autres métaux mis à part le plomb (Van Deuren et al., 2002). Le cuivre serait également responsable d'une phytotoxicité chez les plantes (Lombardi et Sebastiani, 2005). À des concentrations trop élevées il pourrait aussi engendrer une toxicité chez l'Homme se présentant sous forme d'irritation des voies respiratoires, des douleurs thoraciques et des complications gastro-intestinales (ATSDR, 2004), ainsi que des maladies rénales, d'estomac et du système nerveux (Gaetke et Chow, 2003). Une étude démontre qu'une concentration de sulfate de cuivre de l'ordre 5,7 à 637 mg de cuivre/kg/jour a déclenché chez des adultes une nécrose hépatique Centro lobulaire

et une nécrose tubulaire rénale (Pichard, 2005). Par contre, le Cd et le Pb sont des toxiques beaucoup plus préoccupants en général.

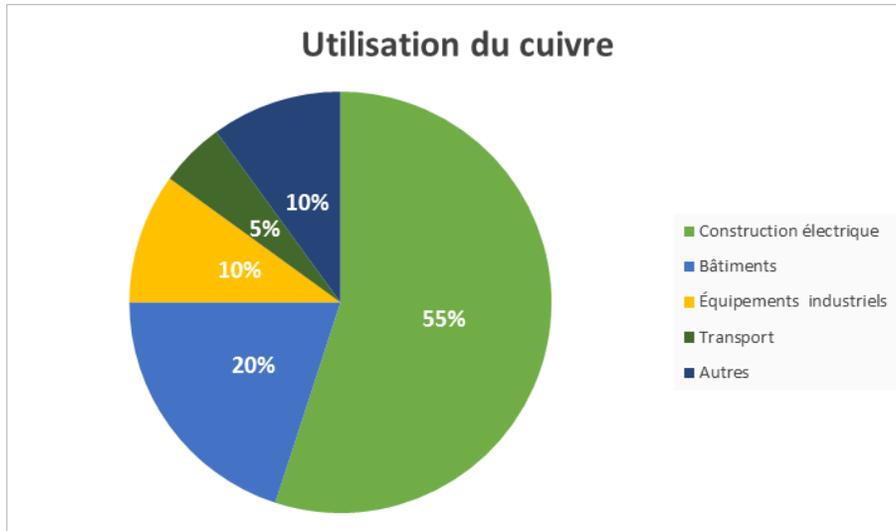


Figure 1-2 Représentation des utilisations du cuivre (Tiré de Gamsonré (2014))

1.1.1.2 Nickel

Le nickel est un métal caractérisé par une couleur blanche-bleuâtre. Il est doté d'un caractère de malléabilité, de ductilité et de conductibilité électrique (Bonnard, 2009). Ce métal se retrouve sous plusieurs formes en fonction des conditions du milieu (Gamsonré, 2014) :

- Bunsenite NiO (Hummel et Curti, 2003) ;
- Vaesite NiS_2 (Harraz et al., 2012) ;
- Millerite NiS (Desrosiers et al., 2008; Charriau et al. 2011) ;
- Pentlandite $\text{Fe,Ni}_9\text{S}_8$ (Hummel et Curti, 2003) ;
- Chlorure de nickel NiCl_2 (Bisson et al., 2006) ;
- Sulfate de nickel $\text{NiSO}_4(\text{H}_2\text{O})_6$ (Bisson et al., 2006) ;
- Nitrate de nickel $[\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6](\text{NO}_3)_2$ (Bisson et al., 2006) et
- Carbonate de nickel NiCO_3 (Torslov, 2012).

Au niveau de la croûte terrestre, les concentrations du nickel se situent entre 80 et 90 mg/kg. Il existe dans les minerais du sol et du sous-sol, plus particulièrement dans les roches ferromagnésiennes et magmatiques (Baize, 1997).

Généralement, dans le sol le nickel a tendance à se combiner avec les oxydes ferreux et les argiles (Rollin et Quiot, 2006). Il existe aussi en suspension dans l'air et il résulte des éruptions volcaniques et parfois des météorites en provenance de la haute atmosphère.

L'homme a exploré différentes pistes pour exploiter le nickel et profiter de ses propriétés pour produire de l'acier inoxydable, pour fabriquer des ustensiles de cuisine et il est également employé comme colorant de porcelaine. Il a suscité aussi l'intérêt des exploitants du domaine de textile (Jean, 2007). Globalement, ses utilisations sont résumées à la [Figure 2.3](#).

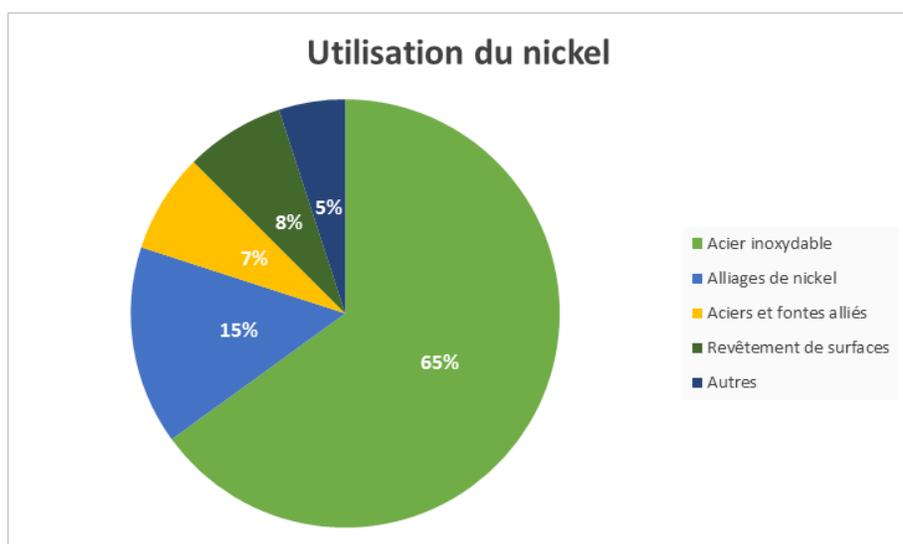


Figure 1-3 Représentation des utilisations du nickel (Tiré de Gamsonré (2014))

Cependant, une exposition de l'homme à des concentrations élevées du nickel pendant une durée définie, pourrait être la cause d'allergies, de dermatite de contact et des cancers (Pichard et al., 2005).

Une exposition à 1 mg Ni soluble/m³ et 10 mg Ni non soluble/m³ engendrerait un risque de cancers respiratoires (Monsieur, 2003).

1.2 CONTAMINANTS ORGANIQUES

1.2.1 CAS DES HYDROCARBURES PÉTROLIERS

Les hydrocarbures pétroliers résultent d'un processus combinant une dégradation de la matière organique contenue dans la roche mère du pétrole et sa fossilisation. Ils pourraient également être issus de résidus d'innombrables créatures transformées sous l'effet de la température et de la pression géothermiques (SMSTC, 2015).

L'homme a constaté que cette ressource naturelle représenterait un enjeu économique prometteur, ainsi il a décidé de s'investir dans des forages pétroliers pour extraire ce butin surnommé « L'or noir », par le biais de techniques géophysiques (sismiques, acoustiques, magnétiques, etc.). Cette matière brute est alors acheminée vers des tours de distillation pour produire une panoplie d'hydrocarbures pétroliers avec des propriétés valables pour des utilisations spécifiques (SMSTC, 2015).

Les hydrocarbures pétroliers sont des composés constitués d'une chaîne de carbone et des atomes d'hydrogène (C_nH_m), ils sont hydrophobes et peu solubles dans l'eau (Bergeron et al., 1999). Ces substances représentent un mélange complexe de divers hydrocarbures avec des traces de mercaptans et de phénols (CEAEQ, 2015). On retrouve généralement trois produits majeurs faisant allusion aux hydrocarbures pétroliers : le carburant , le mazout et le lubrifiant (Bergeron et al., 1999).

- Au niveau du carburant, on retrouve :
 - L'essence : composé de C_{12} , des cycloalcanes et des alcènes ;
 - Le carburant diesel : composé de C_8 à C_{27} et
 - Le carburant pour avion (jet fuel): composé $C_{10}H_{22}$ à $C_{14}H_{30}$ et bien d'autres alcanes, etc.

- Au niveau du mazout, on retrouve :
 - Fractions de carbone, soufre, hydrogène et azote, etc.

En fonction du poids moléculaire, de la densité, de la solubilité, du point d'ébullition, de la pression de vapeur et bien d'autres propriétés, les hydrocarbures pétroliers présenteraient diverses liaisons. Par exemple, des liaisons linéaires (paraffines), ramifiées (isoparaffines), cycliques (naphtènes), aromatiques ou oléfiniques (contenant un ou plusieurs liens doubles) (Bouchez, 1996). La [Figure 1.4](#) résume les différents agencements chimiques possibles.

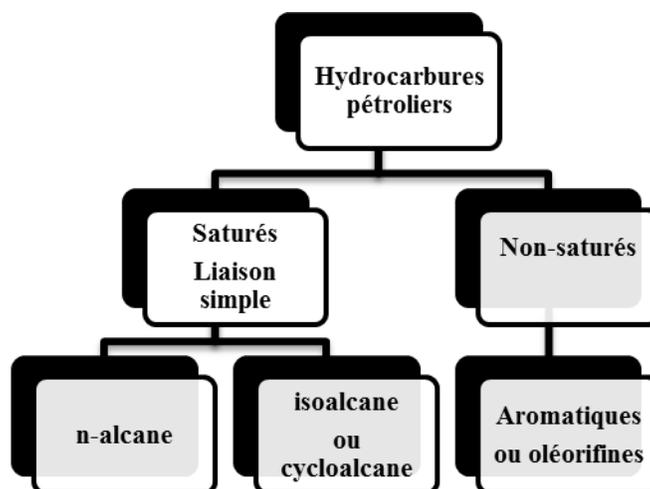


Figure 1-4 Agencement chimique des hydrocarbures pétroliers (Tiré de Pulgarin et al. (2012))

Les hydrocarbures pétroliers représentent une source énergétique très importante pour différents secteurs industriels, aéronautique, pétrochimique, etc. On en utilise, pour produire une large gamme de produits essentiels à la vie quotidienne, comme le plastique, les teintures et le gaz, etc. (SMSTC, 2015).

Néanmoins, malgré les attributs offerts par les hydrocarbures pétroliers, leur gestion demeure problématique. Au Canada, ils constituent la source la plus fréquente de contamination, menaçant l'eau, le sol et l'air. Ces menaces peuvent se manifester par un incendie, une explosion, une détérioration de la qualité des sols et des eaux potables surtout que le stockage des hydrocarbures se fait généralement dans des citernes enfouies dans le sol proche de la nappe phréatique, donc les probabilités d'une fuite éventuelle sont possibles et dommageables (CCME, 2014).

Par conséquent, un écosystème contaminé par les hydrocarbures pourrait directement et/ou indirectement touché les espèces vivantes à leur tour (Pulgarin et Van Coillie, 2012).

Après avoir passé en revue, les quelques contaminants menaçant la qualité du sol, l'interrogation sur les mesures à entreprendre pour y faire face s'impose. Parmi les mesures entreprises dans ce cadre, l'excavation et l'enfouissement des sols sont les techniques le plus souvent envisagées pour la gestion des sols contaminés par des hydrocarbures. Cependant, cette méthode de gestion est de moins en moins adéquate en raison des espaces de stockage de moins en moins importants. De plus, cette méthode de gestion ne s'intègre pas dans la politique de développement durable puisqu'elle consiste juste à transférer la contamination d'un lieu à un autre (déplacement du problème sans le résoudre). À la lumière de cette situation ambiguë, différentes parties prenantes comme gestionnaires, juristes et scientifiques se sont mis à la recherche de solutions efficaces pour, d'un côté réhabiliter les sols et, d'autre part, prévenir en amont d'éventuelles contaminations dans le futur. Parmi les alternatives adoptées pour reprendre les choses en main, le traitement des sols est privilégié.

La prochaine section aura pour objectif de présenter quelques techniques de décontamination des sols.

1.3 TECHNIQUES DE TRAITEMENT DU SOL

1.3.1 AVANT PROPOS

Avant d'entamer un traitement quelconque, une caractérisation du sol s'impose afin de pouvoir dresser un diagnostic global de la contamination. Cette évaluation pourrait se baser sur la collecte et l'analyse des données du terrain contaminé comme : la stratigraphie, la typographie, la profondeur de la nappe souterraine, les contaminants et leur localisation (Dufresne, 2013).

Ensuite, on peut effectuer le choix du ou des procédés convenables pour se lancer dans le traitement.

Bien évidemment, chaque étape de décontamination aurait ses propres exigences en termes de lieu, de temps et de coût d'exécution. On pourrait de façon globale classer les techniques de traitement en fonction du lieu d'applicabilité et de la nécessité ou non de l'excavation.

Par conséquent, on aurait deux options représentées ci-dessous (voir [Figure 1.5](#)):

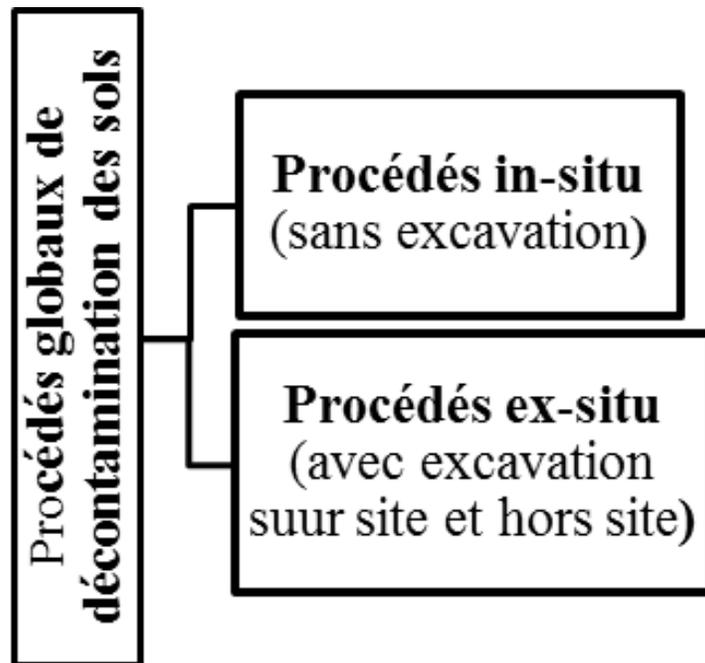


Figure 1-5 Schéma de base des procédés de décontamination (Mouton, 2008)

L'option du procédé *ex-situ* exige l'excavation du sol et son transfert vers une usine de décontamination sur une durée relativement courte. Quant au procédé *in-situ*, la réhabilitation du sol se fait directement sur le sol sans excavation (Landry, 1997).

Cette catégorisation est importante. En fait, elle permet d'orienter le processus.

Généralement, les technologies de décontamination sont les suivantes :

- i. Les procédés de stabilisation/solidification ;
- ii. Les procédés physiques ;
- iii. Les procédés chimiques et
- iv. Les procédés biologiques.

Le choix du traitement dépend du type de contamination et peut parfois exiger une combinaison d'un ensemble de procédés.

1.3.2 PROCÉDÉS DE STABILISATION/SOLIDICATION (S/S)

Ces procédés visent à retenir et piéger les contaminants *ex-situ* ou *in-situ*. Le traitement commence par une excavation suivie d'ajout d'additifs (la chaux hydratée, les composés phosphatés, l'hydroxyapatite, etc.). Ces substances injectées visent à contribuer aux changements de l'état physico-chimique du sol par l'augmentation de sa résistance et par la diminution de la toxicité des contaminants en les rendant moins mobiles et solubles et parfois cela favorise leur précipitation; ce mélange pourra par la suite être confiné dans des blocs de ciment, par exemple (Dermont et al., 2008; Snoussi, 2015). Cette technologie est en réalité moins coûteuse mais nécessite un suivi continu et représente une solution temporaire qui devrait être revue en raison de sa non-conformité aux exigences d'un développement durable (Mulligan et al., 2001).

1.3.3 PROCÉDÉS PHYSIQUES

Ces procédés ont connu leur développement en s'inspirant des processus utilisés dans le domaine de la minéralurgie qui se base sur l'exploitation d'un certain nombre de propriétés physiques pour extraire le minerai (Bouchard, 2001).

De ce fait, la décontamination physique du sol consiste en la séparation du sol de la contamination de type particulaire (Gosselin et al., 1999; Mercier et al., 2001).

Les propriétés physiques citées préalablement se rapportent plus aux caractères ferromagnétiques, à la taille des particules, à la différence de densité entre le sol et le contaminant, aux attributs électromagnétiques, au caractère d'hydrophobicité, à la composition silico-argileuse et la présence d'humus, etc. (Dermont et al., 2008; Mouton, 2008).

Sur la base de ces particularités, différents procédés furent développés. On en distingue quelques-uns : le tamisage, la classification hydrodynamique, la concentration gravimétrique, la flottation, la séparation magnétique, la séparation électrostatique et l'attrition. Chaque approche est adoptée en fonction des caractéristiques physiques de la contamination affrontée (Dermont et al., 2008). Ces différentes technologies sont adaptables pour les contaminants absorbés sur les particules de sol ou représenteraient, éventuellement, un prétraitement précédent un procédé chimique qui diminuerait les coûts élevés associés à l'utilisation de produits chimiques (USEPA, 1995).

1.3.3.1 Tamisage

Généralement, le tamisage est la première étape utilisée pour préparer le sol en le séparant selon la taille du diamètre des particules. Plusieurs types de tamis pour effectuer la séparation granulométrique existent sur le marché. Par exemple, pour séparer les débris et les roches on a recours aux tamis grizzly, pour un mélange de graviers et des roches les tamis vibrants représenteraient un choix convenable et pour des tailles plus petites, on emploie le tamisage humide vibrant (Bergeron et al., 1999).

Cette étape de ségrégation granulométrique est une phase cruciale car elle permet de préparer le sol à un traitement ultérieur. Dans certains cas, elle a l'avantage de diminuer le volume des sols à traiter et s'effectue à des coûts abordables (Guemiza, 2013).

1.3.3.2 Classification hydrodynamique

Cette technique se base principalement sur la vitesse de sédimentation des particules. Elle comprend trois classes de technologies; la centrifugation (les hydrocyclones), l'élutriation (la colonne d'élutriation et la colonne à lit fluidisé) et les classificateurs mécaniques (le classificateur à vis). En raison du coût et du temps d'opération relativement moindre et de la possibilité de séparer les fourchettes de particules de tailles grossières et fines, c'est parmi les techniques de traitement les plus privilégiés. Parmi ces techniques, les hydrocyclones, sont les équipements les plus utilisés (Gosselin et al., 1999; Dermont et al., 2008).

1.3.3.3 Concentration gravimétrique

Ce procédé s'attarde plus sur les différences gravimétriques entre les particules, comme la taille, la forme, le poids. Mais la masse volumique demeure la condition primordiale et exige une différence d'au moins 1 g/cm^3 entre les particules propres et les particules du sol contaminé (Dermont et al., 2008).

L'efficacité également d'une telle séparation dépend étroitement du degré de libération des particules par rapport à leur phase porteuse (Gosselin et al., 1999; Williford, 2000).

Les concentrateurs gravimétriques les plus courants sont le jig, la table à secousses (table de Wilfley) et la spirale (Dermont et al., 2008).

Le jig permet une séparation pour des fractions grossières entre 0,5 et 200 mm, tandis que la table à secousses serait efficace pour des tranches de 0,075 et 4,75 mm (INRS-Géoressources, 1997). L'utilisation du jig a permis de réduire la teneur en cuivre d'environ

89,4% et le plomb de 67% dans des sols issus de friches industrielles (Mercier, 2000; Dufresne 2013).

La table à secousses est un dispositif composé d'une étendue de liquide (nappe pelliculaire) s'écoulant le long d'un dalot incliné par rapport à l'horizontale. Les secousses de la table proviennent d'un moteur de transmission poulie-courroie qui engendre une résultante de forces imposées sur les particule de sol, comme la poussée d'Archimède, la force de pesanteur et la force de frottement.

À l'entrée de la table, il faut contrôler le pourcentage de solides en termes de masse, l'inclinaison, les débits d'eaux et la vitesse de secousses. Quant à la sortie de la table, elle est sous forme de trois strates, respectivement une fraction de masse volumique faible, d'une autre plus élevée et d'une troisième de masse volumique intermédiaire (Gosselin et al., 1999; Jobin et al., 2015). La [Figure 1-6](#) est une représentation simplifiée de la table à secousses.

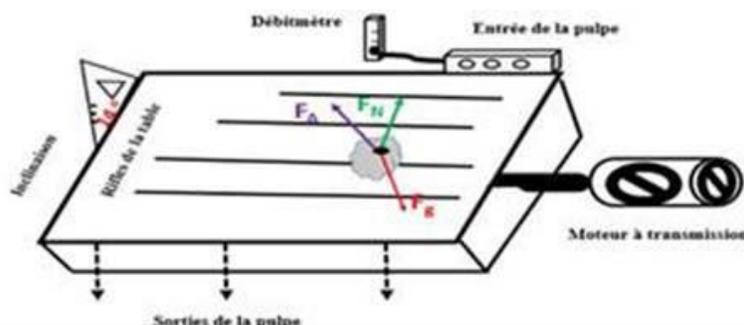


Figure 1-6 Esquisse de la table à secousses avec les différentes forces appliquées sur une particule de sol

La table à secousses a été utilisée dans le cas de plusieurs contaminations. En l'occurrence, elle a été testée sur un terrain contaminé par les balles de tir sur une portion des sols comprise entre 53 et 500 μm . Les teneurs initiales étaient d'environ de 1779 à 8163 mg Pb/kg et 366 à 885 mg Cu/kg. Les résultats obtenus ont montré un enlèvement de 94 % et 84% respectivement pour le plomb et pour le cuivre (Laporte-Saumure et al., 2011). Pour un autre terrain de même nature, mais de granulométrie comprise entre 250 et 1000 μm avec une

concentration en cuivre de l'ordre de 1576 Cu/kg, on a pu obtenir un enlèvement de 91 % pour le cuivre (Laporte-Saumure et al., 2010).

Ces études précitées démontrent qu'une même contamination enlevée avec le même procédé ne donneraient pas forcément le même résultat. D'autres facteurs, dont l'hétérogénéité du sol, la forme physico-chimique des contaminants, leur distribution granulométrique, pourraient possiblement avoir une influence (Jobin et al., 2015).

En ce qui concerne la spirale, c'est un dispositif de forme hélicoïdale utilisé pour la séparation gravimétrique de sol avec une granulométrie entre 0,075 et 3 mm, capable de supporter une capacité d'à peu près de 6 t/h (Jobin et al., 2015).

Les forces centrifugeuses et gravitationnelles permettent d'étendre la pulpe, de ce fait les particules lourdes subissent la sédimentation entravée et atterrissent à côté de l'axe principal de la spirale, tandis que les plus légères et mixtes continuent leur parcours jusqu'à atteindre les sections les plus élevées du dispositif (USEPA, 1995; Gosselin et al., 1999).

Il serait possible de prédire le rendement des procédés de séparation gravimétrique en se basant sur certains critères dont voici quelque uns :

- **Critère de Taggart**

Utilisé souvent dans les techniques minéralurgiques, qui avec une équation où la variable principale est la masse volumique, fournit une idée sur la difficulté de séparation du sol du contaminant.

Équation 1-1 Équation du critère de Taggart

$$C_T = \left(\frac{\rho_{L1} - \rho_f}{\rho_{L2} - \rho_f} \right)^n$$

Où :

ρ_{L1} : Masse volumique de la particule lourde.

ρ_{L2} : Masse volumique de la particule légère.

ρ_f : Masse volumique du fluide.

n : Nombre compris entre 0,5 et 1, il dépend du régime d'écoulement.

Tableau 1-3 Prédiction de la difficulté de la séparation gravimétrique par le critère de Taggart (Bouchard, 2001)

C_T	Séparation	Granulométrie
>2,5	Facile	75 μm
2,5 - 1,75	Effective	150 μm
1,75 - 1,5	Possible mais difficile	2 mm
1,5 - 1,25	Possible mais difficile	6,5 mm

- **Microscope électronique à balayage (MEB)**

Les micrographies produites par l'interaction des électrons et des particules du sol fournissent une idée sur le degré de la libération des contaminants par rapport à la phase porteuse. À partir de ces images, on pourrait déduire le degré de difficulté qu'on va rencontrer au niveau d'une séparation par gravimétrie.

- **Séparation par liqueurs denses**

Comme son nom l'indique, c'est une séparation qui utilise un liquide de densité connue afin d'avoir deux strates de sol séparées ; une de densité élevée et une autre de faible densité. Elle fournit un bilan approximatif sur l'efficacité de la séparation par gravimétrie (Mercier et al., 2001)

1.3.3.4 Flottation

C'est un processus qui exploite les propriétés d'hydrophobicité pour séparer les métaux de leur matrice.

Généralement, dans une cellule de flottation, qui est souvent le système le plus utilisé, on injecte des bulles d'air qui permettent d'emprisonner les contaminants et les remonter en surface sous forme d'une mousse. La matière formée est par la suite raclée (Gosselin et al., 1999).

C'est une technologie très adaptable pour les matrices de particules fines inférieures à 250 µm (Cauwenberg et al., 1998). Elle a également été jugée efficace pour la séparation des sulfures métalliques par rapport aux carbonates et aux oxydes (Bouchard, 2001).

Parmi les paramètres influençant le procédé de la flottation, on retrouve l'hétérogénéité de la distribution des contaminants dans le sol, les teneurs élevées en matière organique et quelques fois l'adhésion des contaminants aux particules fines de diamètre inférieur à 10 µm (Cauwenberg et al., 1998).

1.3.3.5 Séparation magnétique

Cette technologie est fondée sur l'application d'une force magnétique à la matrice du sol. Ce champ, une fois propagé, aurait pour cibles certaines particules comme les matériaux ferromagnétiques (Fe, Ni, Co et leurs alliages); qui sont attractifs à faible intensité (Mercier et al., 2001) et les matériaux paramagnétique (quartz, Pb, Cu, Zn, Sn, Sb, As, etc...) exigeant une forte intensité (Rikers et al., 1998).

Rikers et al. (1998) ont pu aussi démontrer un rendement d'enlèvement de 83% pour le cuivre, de 77% pour le chrome, de 46% pour le plomb et de 79% pour le zinc en utilisant une séparation magnétique sur une fraction de sol comprise entre 63 et 2 000 µm dont la contamination provient d'unité industrielle de nettoyage.

Cette technique largement appliquée, peut éventuellement être utilisée comme technique principale de décontamination ou alors comme étape de prétraitement pour enlever les particules de susceptibilité magnétique, d'un sol pour ensuite l'envoyer vers un autre procédé de traitement.

1.3.3.6 Attrition

Elle permet par l'agitation et le brassage assez forts des particules de sol, d'entraîner leur collision. Ceci permet le détachement du film enveloppant les particules et la séparation des particules fines contaminées des plus grossières (Williford et al., 1999).

Par exemple, dans une cellule d'attrition on a pu désintégrer un mélange d'argile, de sable, de limon et de gravier (Dermont et al., 2008).

L'attrition est souvent considérée comme une étape de conditionnement. Elle pourrait précéder une classification hydrodynamique (Williford et al., 1999), une table à secousses (Marino et al., 1997) et un traitement par flottation (Bouchard, 2001).

D'ailleurs, Jobin et al. (2015) ont pu étudier l'importance de l'attrition sur l'amélioration du degré de sphéricité des particules, car il s'est avéré que la forme des particules de même masse volumique pourrait influencer la séparation par gravimétrie (Bouchard, 2001).

Les procédés de décontamination physique représenteraient un choix économique en raison des faibles coûts de réalisation surtout pour des sols où la pollution est locale, comme les friches industrielles, les terrains contaminés par les résidus miniers et les scories, etc. Mais dans le cas d'une différence non-significative de densité entre les particules contaminants et le sol ou alors une présence d'au-dessus de 30% à 50% de limon et d'argile et des fortes teneurs en matière organique dans le sol, les procédés physiques ne seraient pas privilégiés (Dermont et al., 2008). D'autant plus, il existe d'autres facteurs qui vont influencer l'efficacité des procédés physiques comme l'hétérogénéité du sol et la forme des contaminants.

Dépendamment de la contamination, il est possible faire appel à plusieurs procédés combinés en même temps (voir la [Figure 1.7](#) ci-dessous).

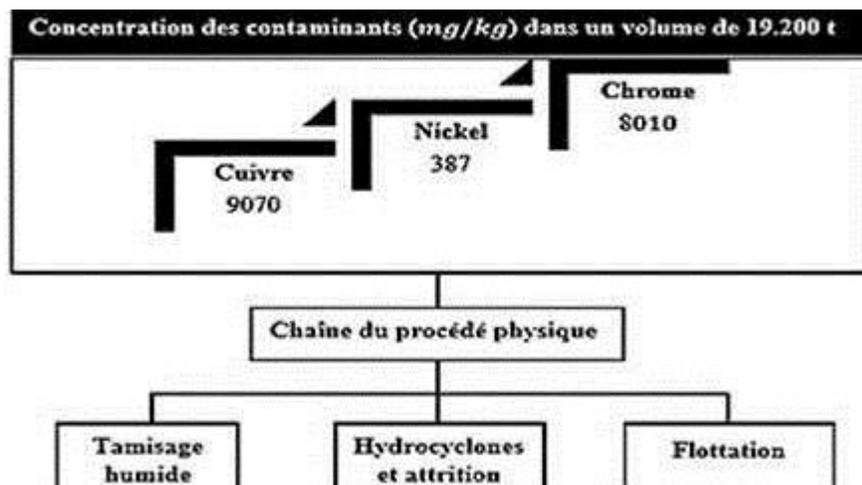


Figure 1-7 Chaîne du procédé physique (USEPA, 1995)

1.3.3.7 Milieux denses

Ce sont les méthodes de séparation gravimétriques les plus efficaces et dont le principe est très simple. En effet, grâce à des liquides de densité généralement supérieure à celle de l'eau et comprise entre 1,3 et 3,8, les particules peuvent se positionner dans ce milieu suivant leur

densité par rapport au liquide qu'on appelle communément milieu. De ce fait, des particules de densité légère (flottant) et des particules de densité lourde (plongeant) sont obtenues. Les forces permettant cette séparation sont la force gravitationnelle et la poussée d'Archimède.

Ils existent plusieurs milieux de séparation tels les milieux organiques comme le pentachloroéthane (masse volumique 3,33 g/cm³), le dibromométhane (2,49 g/cm³) et le diiodométhane (3,33 g/cm³) et les solutions de sels comme les chlorures de calcium, de baryum ou de zinc. Les milieux denses les plus employés en industrie sont le ferrosilicium et la magnétite, les milieux denses organiques ne servent qu'au laboratoire.

Par ailleurs, la présence ou l'absence d'une force centrifuge ainsi que le mouvement (rotation ou statique) des équipements des milieux denses ont pu produire une panoplie de dispositifs présentés au [Tableau 1.4](#) ci-dessous :

Tableau 1-4 Équipements des milieux denses (Bouchard, 2001)

Appareil	Mouvement	Granulométrie (pulpe)	Capacité
Cône	Statique	1,5 mm - 20 cm	500 tph
Drague	Racloir mobile	0,5 cm - 20 cm	30 à 75 tph
Tambour	Rotatif	2 cm - 20 cm	5 à 10 tph
Dyna Whirpool	Statique Centrifuge/Incliné	0,5 mm - 30 mm	100 tph

1.3.4 PROCÉDÉS CHIMIQUES

Cette approche technologique a comme principe de base la dissolution et la solubilisation des contaminants présents dans le sol à l'aide de réactifs chimiques. Elle permet de les extraire de les transférer du sol vers une phase aqueuse qui serait gérée autrement (Mulligan et al., 2001).

Il existe une panoplie de choix du type d'acide à appliquer. On en cite par exemple : les acides de nature organique comme l'acide citrique et acétique, etc. Également, on pourrait faire appel aux agents tensio-actifs, aux chélatants tels que l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA), ou les acides inorganiques (H₂SO₄, HCl, HNO₃, etc...), aux agents oxydants (KMnO₄, H₂O₂,

etc.) et réducteurs, et les sels de chlorures ont leur part également de contribution dans ce processus.

Il est à mentionner que la lixiviation est applicable sur des fractions de sol de granulométrie fine (Mercier et al., 2007; Dermont et al., 2008).

Il faut prendre en considération certaines propriétés comme la nature géochimique du sol, sa texture, sa teneur en matière organique, etc. Un protocole de traitement est également requis comme la fixation de la valeur du pH et le nombre de lavages utiles. Une grande attention devrait être accordée spécialement à l'agent d'extraction utilisé (Dermont et al., 2008). À titre d'illustration, l'extraction des métaux lourds est efficace à un pH acide (Masscheleyn et al., 1999).

Cependant, chaque procédé est subordonné à un coût d'investissement donné. À cet effet, l'oxydation chimique est souvent utilisée dans les pays industrialisés. Elle est appliquée généralement pour les composés organiques en utilisant soit du peroxyde de permanganate, ou de l'ozone, ou alors le peroxyde d'hydrogène. En dépit des charges financières onéreuses, elle ne génère pas de sous-produits dangereux mis à part l' H_2O/CO_2 et dans des cas extrêmes du chlorure de vinyle (Duo-Dong et al., 2009).

En ce qui concerne les surfactants, ils se présentent comme étant des agents impactant la tension superficielle des particules de par leur propriété amphiphile (queue lipophile apolaire et tête hydrophile polaire) (Mouton, 2008); ce qui induit la désorption et la solubilisation des contaminants. Ils sont adaptés à la contamination organique et inorganique et avec l'avènement d'une volonté de préserver l'environnement, divers biosurfactants ont commencé à être proposés. Par exemple, Rufino et al. (2012) ont extrait près de 96% du Zn et du Cu initialement présents dans un sol contaminé, à l'aide de biosurfactant.

L'EDTA, un agent chélateur performant, a été utilisé lors de nombreuses études. Une étude réalisée en Grèce a permis de développer un procédé de décontamination utilisant de l'EDTA pour traiter un sol calcaire issu d'une exploitation minière. Ce sol contenait initialement entre 20 et 130 $\mu\text{g/g}$ de cadmium, entre 500 et 34800 $\mu\text{g/g}$ de plomb et entre 700 et 20200 $\mu\text{g/g}$ de zinc. Le procédé développé a permis d'obtenir des rendements d'enlèvement allant de 50% à 98% pour le plomb et inférieurs à 50% pour le zinc et le cadmium. Une étude réalisée sur des sols calcaires canadiens en présence d'EDTA a été menée sur des sols contenant initialement 24 à 600 $\mu\text{g/g}$ de plomb et 27 $\mu\text{g/g}$, 241 $\mu\text{g/g}$, 43 $\mu\text{g/g}$ et 120 $\mu\text{g/g}$ de cadmium, le zinc, de cuivre et de nickel, respectivement. La contamination de ce site provenait de l'entreposage de batteries.

D'après les résultats obtenus, un rendement d'enlèvement très intéressant a été obtenu pour le plomb de 99% comparativement aux autres contaminants (Dermont et al., 2008).

La lixiviation par l'acide sulfurique préparée dans une matrice de NaCl a démontré un rendement d'enlèvement de $80,9 \pm 2,3$ % pour le cuivre, de $94,5 \pm 0,7$ % pour le plomb, de $51,1 \pm 4,8$ % pour l'antimoine et de $43,9 \pm 3,9$ % pour le zinc sur un sol de contamination en provenance des champs de tirs avec des concentrations initiales de 904 ± 112 mg/kg de cuivre, de 8550 ± 940 mg/kg de plomb de 370 ± 26 mg/kg en antimoine et en 169 ± 14 mg/kg de zinc (Guemiza et al., 2014).

En regard des exemples d'acides employés dans le cadre de la décontamination des sols par voie chimique, il est possible de constater que cette technique présente un certain nombre d'avantages en ce qui a trait au rendement d'enlèvement des contaminants des sols. Des recherches sont réalisées de manière intensive dans le sens de tester différents acides avec le souci de découvrir les conditions optimales afin de réduire les impacts sur l'environnement et les coûts de traitement. Néanmoins, les acides forts peuvent affecter la géochimie et la microbiologie du sol (Reynier, 2012). De plus, des effluents acides chargés en contaminants sont générés. Ces effluents doivent être pris en charge et gérés de manière à respecter la réglementation en vigueur (Masscheleyn et al., 1999). Les boues résiduelles de ce procédé présenteraient également une problématique environnementale qui doit être prise en considération lors du développement de procédés de décontamination (Guemiza, 2013).

Un procédé physique et/ou chimique appliqué individuellement au sol pourrait s'avérer insuffisant. De ce fait la combinaison de procédés physico-chimiques pourrait améliorer la performance de décontamination du sol. Ci-après un exemple d'un procédé physico-chimique (voir [Figure 1.8](#)).

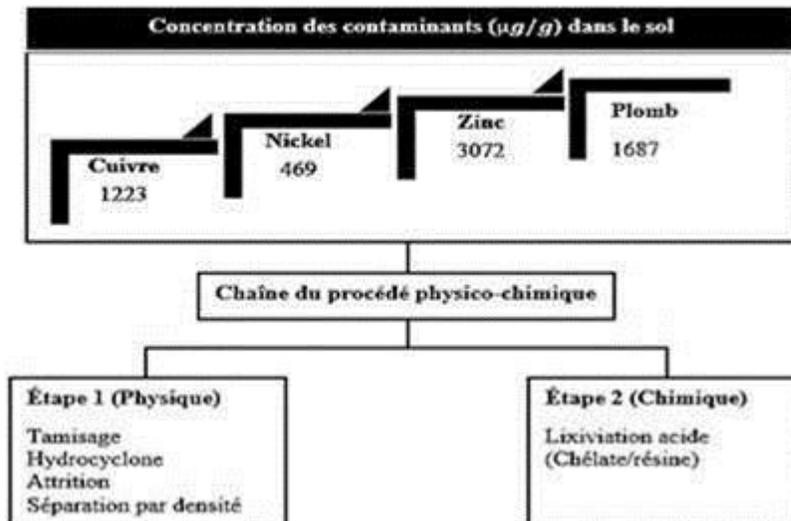


Figure 1-8 Exemple d'une chaîne de décontamination par voie physico-chimique. Source : (Dermont et al., 2008).

1.3.5 PROCÉDÉS BIOLOGIQUES

En ce qui a trait aux procédés biologiques, l'approche de base consiste en l'exploitation du métabolisme des organismes vivants (microorganismes, plantes, animaux, etc...) pour extraire, dégrader et/ou réduire la contamination généralement de type organique. Ce genre de processus nécessite un temps d'opération assez long (Dabouineau et al., 2005).

Les procédés biologiques sont appliqués soit *in-situ* et/ou *ex-situ* du site contaminé dépendamment de plusieurs facteurs dont la nature de la contamination, le volume des sols à décontaminer, etc. Parmi, les procédés de décontamination par voie biologique, on retrouve les biopiles, les bioréacteurs et la phytoremédiation (Dufresne, 2013).

Par exemple, la phytoremédiation permet l'exploitation des plantes ou des végétaux. Ces derniers ont la faculté de réhabiliter les terrains contaminés par l'extraction ou l'adsorption des contaminants en utilisant leur système racinaire (McIntyre, 2003).

Après la présentation des différents contaminants et les techniques possibles pour la réhabilitation des terrains contaminés, il est à noter que pour contrôler l'efficacité du traitement adopté pour un sol contaminé, il faudrait bien évidemment se référer aux exigences de la

réglementation. À titre d'exemple, ci-après la réglementation adoptée au Québec décrite d'une manière succincte.

1.4 POLITIQUE QUÉBÉCOISE DE PROTECTION DES SOLS ET DE RÉHABILITATION DES TERRAINS CONTAMINÉS

Pour mettre en œuvre l'approche d'assainissement des terrains contaminés et s'inscrire dans le cadre d'une démarche de développement durable ; l'arsenal juridique s'avère l'outil le plus puissant qui permettrait de concrétiser les objectifs de la réhabilitation des terrains contaminés. Au Canada, l'environnement est de juridiction provinciale. Dans ce contexte, le Québec a mis en place une réglementation provinciale sur la protection des sols et la réhabilitation des terrains contaminés.

Cette stratégie représenterait une ligne directrice qui orienterait les décisions du gouvernement face à la gestion des contaminations relatives au sol et tracerait son chemin vers les horizons d'un développement durable. En outre, une prévention et une protection des sols accompagnées d'une remédiation des contaminations existantes permettraient d'une part, de sauvegarder les sols et d'autre part, favoriser une administration économique efficiente des terrains canadiens car une prévention à l'amont réduirait les coûts faramineux de traitement à l'aval.

L'ensemble de ces mesures entreprises seraient en faveur des conjonctures du développement durable publié dans le rapport de Brundtland (Gendron et Revérêt, 2000).

Cette politique québécoise porte sur plusieurs volets, chacun d'entre eux cerne un aspect bien déterminé, on en distingue :

i. La loi sur la qualité de l'environnement (LQE) adoptée en 1972 :

- Elle permet au ministre intéressé de caractériser tous les terrains contaminés et leur réhabilitation ;
- Elle impose également aux firmes à vocation commerciale ou industrielle de prendre en charge toutes les corrections relatives à la réhabilitation du terrain occupé en cas du démantèlement de leur activité ;
- Elle attribue aux municipalités le pouvoir de lister les terrains contaminés;
- Elle octroie le droit de suivre la procédure et l'exécution du traitement de terrains contaminés (Landry, 1997).

ii. Le Règlement sur la protection et la réhabilitation des terrains :

- C'est en quelque sorte la jurisprudence qui va épauler les décisions prises par la LQE et veiller à leur application.

iii. Le Règlement sur l'enfouissement des sols contaminés :

- Ce règlement est édicté en vertu de corriger les pratiques anciennes d'enfouissement sans traitement qui ont induit de grands volumes de sols contaminés à prendre en charge. Il permet également de réglementer les pratiques d'enfouissement en imposant un traitement préalable des sols pollués.

iv. Le Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts environnementaux :

- Cette clause de la politique s'attarde sur l'évaluation des impacts de la contamination sur l'environnement. En effet, le diagnostic se fait en se basant sur une grille de pondération de la contamination, qu'on appelle grille de critères génériques ; elle établit des seuils limites de différentes catégories de la contamination et tout dépassement de la limite ferait objet contraventions, d'amendes ou d'obligations d'assainissement immédiat, etc.

La grille des critères génériques A, B et C est établi sur la base du type d'usage du terrain : récréatif, résidentiel, commercial ou industriel.

- Pour les sols classifiés <A : L'usage du terrain se fait sans interdiction quelconque;
- À l'intérieur de la fourchette A-B : Ce sol pourrait être utilisé en tant que remblayage ou exploité dans des sites d'enfouissement à condition d'être mélangé avec une couche de sol propre. Il pourrait éventuellement servir comme support de terrain résidentiel ou industriel mais sous réserve de garder sa nature;
- À l'intérieur de la fourchette B-C : Ce sol devrait a priori être traité et
- Pour les sols classifiés > C : Une décontamination est a fortiori obligatoire s'il y a changement d'usage du propriétaire.
- Le règlement sur l'enfouissement des sols contaminés définit un niveau au-delà duquel il n'est plus autorisé d'enfourir les sols. Ils doivent donc être traités. Ce critère est qualifié comme étant le niveau D

La catégorisation des sols à la lumière de la grille des critères permettrait la prise de décisions fondées. En l'occurrence, la suggestion ou l'obligation de traitement, la possibilité d'un confinement pour l'isolation des contaminants tout en veillant sur le contrôle du site (MDDELCC, 2016a;b).

Le [Tableau 1.5](#) présente un exemple tiré de la grille qui contourne la contamination par le nickel, le cuivre et les hydrocarbures pétroliers :

Tableau 1-5 Aperçu de la grille des critères (MDDELCC, 2016ab)

Contaminants	Critères des sols (mg/kg sec)			
	A	B	C	D
Cuivre	40	100	500	2500
Nickel	50	100	500	2500
Hydrocarbures pétroliers C ₁₀ à C ₅₀	300	700	3500	-10 000

L'information recueillie sur les terrains contaminés au Québec ne demeure pas confidentielle, au contraire elle est diffusée auprès du public avec toute transparence moyennant le système de gestion des terrains contaminés (MDDELCC, 2016c).

À travers cet outil de pilotage, il est possible de recenser une base des données sur la catégorisation de la contamination sur les 8 334 terrains québécois comme l'indique la [Figure 1.9](#).

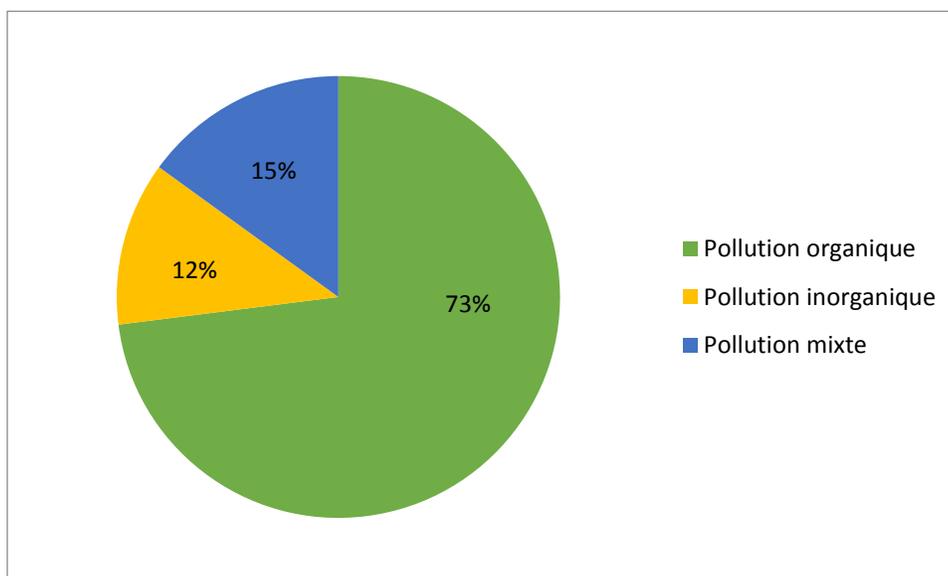


Figure 1-9 Représentation des pourcentages des contaminants sur les terrains québécois (Bernard, 2013)

1.5 Objectifs du projet de recherche

1.5.1 Objectif ultime

La présente recherche vise à identifier une approche technologique permettant la réhabilitation d'un sol contaminé par des résidus miniers chargés en cuivre et en nickel et ce, en utilisant de façon séquentielle des procédés physique et chimique afin de respecter la réglementation québécoise en vigueur.

1.5.2 Objectifs spécifiques

Les objectifs spécifiques liés à cette étude, se présentent comme suit :

- Caractérisation morphologique (MEB et DRX), texturale et granulochimique du sol contaminé;
- Utilisation de l'attrition comme étape de pré-conditionnement du sol contaminé;
- Prédiction du rendement de la table à secousses en utilisant un milieu dense;
- Évaluation de l'efficacité de la table à secousses sur ce type de contamination;
- Évaluation de l'efficacité de la lixiviation acide sur ce type de contamination.

2 MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 MÉTHODOLOGIE

Pour atteindre les objectifs fixés par cette étude, l'approche adoptée s'articule autour des deux axes suivants :

1. Caractérisation et pré-conditionnement du sol contaminé par :

- i. Une classification granulométrique du sol contaminé ;
- ii. Une étude des minéraux principaux du sol contaminé par DRX ;
- iii. Une mesure de la contamination par ICP-AES ;
- iv. Un repérage de la contamination (surface et /ou incluse) par une microanalyse réalisée avec le MEB ;
- v. Une augmentation du degré de liberté des contaminants dans le sol par l'application d'une attrition.

2. Traitement du sol contaminé par la table à secousses et par la lixiviation acide comme suit :

- i. Application d'une séparation gravimétrique par la table à secousses pour exploiter les différences de densité entre les contaminants et le sol (Mercier, 2000) ;
- ii. Prédiction et suivi du rendement de la table à secousses en utilisant une séparation dans un milieu dense ;
- iii. Variation et fixation des variables de la table à secousses comme : le débit d'eau, l'inclinaison et la vitesse ;
- iv. Suivi et évaluation de l'efficacité de la table à secousses sur la séparation des contaminants du sol contaminé ;
- v. Application de la lixiviation acide sur le sol contaminé en raison de son efficacité de solubiliser les métaux présents dans les fractions < 4 mm ;
- vi. Optimisation de la lixiviation acide par l'utilisation de plusieurs acides à des valeurs de pH différentes ;
- vii. Suivi et évaluation de l'efficacité de la lixiviation acide sur le sol contaminé ;
- viii. Établissement d'un bilan global de l'efficacité du traitement adopté sur le sol contaminé.

2.2 MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'ensemble du matériel et des méthodes utilisé dans cette étude sera présenté dans ce qui suit. Toutes les concentrations massiques, présentées en pourcentage (%) massique ou en mg/kg, sont exprimées en base sèche.

2.2.1 Préparation du sol contaminé

La préparation du sol contaminé regroupe l'échantillonnage sur le terrain et sa mise en place au laboratoire pour étudier les possibilités de sa décontamination.

En ce qui concerne l'échantillonnage, le sol contaminé au cuivre, au nickel et aux hydrocarbures pétroliers a été échantillonné durant l'été 2015 sur un site industriel au Canada. Ce sol a été contaminé par les activités industrielles (transport des résidus miniers de la mine vers le site d'entreposage, déversement accidentel, etc.) lors de l'exploitation de la mine. Toute information concernant l'industrie minière demeure confidentielle suite à la demande de l'industriel.

Ensuite, il a été acheminé aux laboratoires lourds de l'équipe d'assainissement contenu dans des chaudières de 20 L HDPE composées de polyéthylène haute densité (voir la [Figure 2.1](#)).



Figure 2-1 Exemple de chaudières contenant du sol contaminé à l'entrée des laboratoires lourds de l'INRS (Photo prise par Sanae BENKARAACHE, le 07/04/2016).

2.2.2 Caractérisation du sol

Elle consiste à identifier le caractère physico-chimique du sol et des contaminants afin d'obtenir un diagnostic qualitatif et quantitatif de la contamination.

2.2.2.1 Répartition massique

Afin de déterminer la répartition massique des sols et d'isoler chaque fourchette granulométrique, les échantillons reçus de sol, ont subi un tamisage humide à l'aide des tamis de type Sweco™ de 46 cm de diamètres pour les grandeurs suivantes : 4 mm - 1 mm - 0,250 mm et 0,125 mm. Le tamisage humide permet d'une part, d'éviter l'éparpillement des particules et d'autre part, de contribuer à la séparation des grains. Suite au tamisage, les solides totaux des sols ont été mesurés.

2.2.2.2 Détermination du pH du sol contaminé

Une mesure du pH du sol a été effectuée en se basant sur la méthode *MA. 100 - pH 1.1* du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du QUÉBEC (CEAEQ 2003). Un pH-mètre de modèle « *AR-25, Fisher Scientific, Accumet Research, Dual Channel pH/Ion meter* » a été utilisé pour déterminer les mesures de pH. Cet appareil est muni d'un système de mesure de double jonction à laquelle se fixe une électrode de type « *Cole Parmer* », caractérisée par une cellule de référence de pH Ag/AgCl.

2.2.2.3 Caractérisation granulochimique du sol contaminé

La caractérisation granulochimique consiste en l'évaluation quantitative des teneurs en métaux pour chaque fraction granulométrique. Tous les échantillons du sol contaminé utilisés ont été broyés par un broyeur à billes de tungstène (*Fritsh Pulverisette, modèle 6*) et riflés par un rifleur (*Riffle- Type, Sample Splitter*). En effet, le broyage permet de mieux homogénéiser le sol et de diminuer les erreurs relatives à l'hétérogénéité de la contamination lors de l'analyse.

Pour déterminer la teneur en métaux, la méthode utilisée consiste en la minéralisation de 1 g du sol contaminé ; sous-échantillon riflé. La digestion adoptée est celle de la méthode *MA. 200-Mét.1.2* du Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du QUÉBEC (CEAEQ, 2003). Il s'agit d'ajouter au sol contenu dans des béchers couverts, 4 mL d'acide nitrique (HNO₃) à 50% (v/v) et 10 mL d'acide chlorhydrique (HCl) à 20 % (v/v) et le laisser chauffer à 100 °C sur une plaque chauffante pendant 30 min.

Les digestions obtenues sont complétées à 100 mL avec de l'eau distillée et envoyées au Laboratoire du centre-ville de l'INRS pour être analysés par spectrophotométrie d'émission atomique couplée à une induction par plasma (ICP-AES) sur un appareil de type *Varian* connecté avec le logiciel *Vista* (voir la [Figure 2.2](#)).

Pour contrôler la fiabilité des résultats un sol certifié de référence SC0063618 (*Enviro MAT sol Num. catalogue 140-025-001*) est également analysé en tant que témoin.



Figure 2-2 Dispositif ICP-AES (Photo prise par Sanae BENKARAACHE, le 15/10/2015)

2.2.2.4 Détermination de la teneur en C₁₀-C₅₀ des sols

La teneur en C₁₀-C₅₀ a été déterminée dans les sols. La méthode suivie est celle du CEAEQ MA400-HYD1.1. Le sol sec asséché avec du MgSO₄ (ratio sol/MgSO₄ de 2/1, p/p) est brassé dans de l'hexane avec des ultra-sons afin d'extraire les C₁₀-C₅₀. Par la suite, de la silice est ajoutée pour éliminer les substances polaires. Le surnageant recueilli est dosé sur GC FID (Agilent 7890B Gas Chromatograph). En parallèle pour certifier les analyses, une solution certifiée de chlorooctadécane est utilisée.

2.2.2.5 Analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX)

C'est une technique d'analyse qui permet d'identifier les minéraux. L'analyse a été faite avec un appareil modèle *Siemens diffractometer D5*. Quant à la radiation du cuivre, elle est faite avec un angle d'inclinaison de $1,54^\circ$ avec un scan range allant de 2 à 65, un step size de 0,02 et un court time de 1,2 seconde.

2.2.2.6 Analyse au microscope électronique à balayage

Cette technique d'analyse permet l'identification de la morphologie du sol et des contaminants et elle est faite au sein des laboratoires de l'INRS. Deux échantillons de diamètre de 31,75 mm ont été utilisés (voir la [Figure 2.3.a](#)). Ils ont été polis puis imprégnés de résine pour assurer la fixation des graines. La résine préparée est un mélange de deux produits : *EpoxiCure 2 Resin, 128oz* et *EpoxiCure 2 Hardener, 32oz*. Le tout est suivi d'un sablage et d'un polissage en utilisant un abrasif d'oxyde d'aluminium. Ensuite, les échantillons sont plaqués avec de l'or et analysés avec un microscope électronique à balayage couplé à un appareil EDS (voir la [Figure 2.3.b](#)) sous une tension d'accélération de 20 kV pour exciter au moins une raie de l'ensemble des éléments présents dans le volume analysé et une distance de travail de 8,5 mm.

Cette analyse des échantillons permettra de visualiser la phase porteuse des contaminants et d'avoir une idée sur la minéralogie du sol.

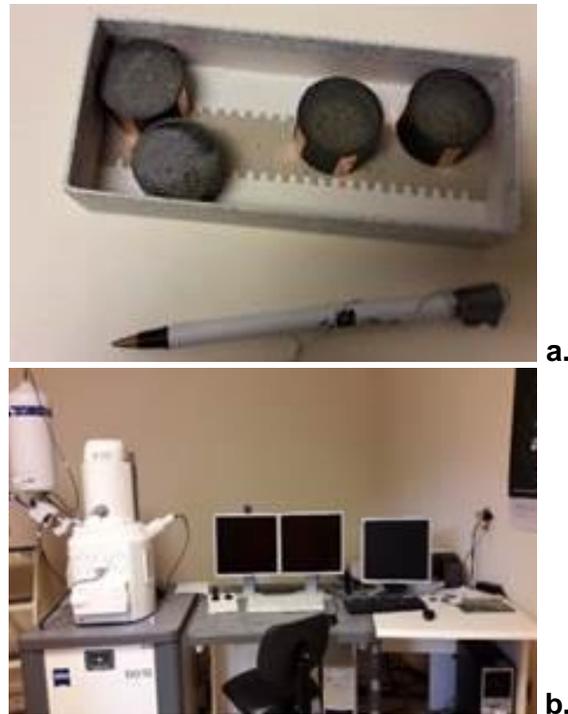


Figure 2-3 a) Lames minces polies du sol ; b) Dispositif du MEB-EDS (Photo prise par Sanae BENKARAAHCE, le 23/05/2016)

2.2.3 Traitement des sols

2.2.3.1 Traitement par des procédés gravimétriques

2.2.3.1.1 Traitement par les milieux denses

Pour prédire l'efficacité du procédé gravimétrique une séparation par liquide dense (Mercier et al., 2001) a été effectuée. Le Tetrabromoéthane (TBE) comme milieu de séparation de densité $2,95 \text{ g/cm}^3$ a été utilisé. Le dispositif conçu pour l'expérience est formé par une ampoule de décantation où 80 - 100 g de sol ont été injectés et auxquels sont ajoutés environ 250 mL du mélange TBE. Après l'application d'une agitation manuelle, quelques minutes sont ensuite allouées au mélange afin de lui laisser l'occasion de décanter. Les particules lourdes sont récupérées sur un papier filtre de 25 microns de porosité (*P8, Fisher Scientific, PA, États-Unis*). Ensuite les particules de sol sont lavées avec de l'éthanol et laissées à l'étuve sous une température d'au moins 60 degrés pour enlever le restant du Tetrabromoéthane et éviter les erreurs au moment de la pesée du sol.

2.2.3.1.2. Traitement par la table à secousses

- **Pré-conditionnement de la table à secousses**

L'attrition est utilisée comme étape de pré-conditionnement afin de désintégrer le film enveloppant les particules du sol. Le dispositif de laboratoire (Figure 2.4) est composé d'une cellule d'attrition de capacité de 1L munie de trois chicanes et d'une hélice de type Rushton alimentée par un moteur *Lightin*SM (modèle EV1P25).

Les conditions adoptées au moment de cette expérience ont été empruntées de l'étude de Mouton (2008) en utilisant une vitesse de 1500 rpm, une durée de 10 min et un pourcentage de solides totaux de 30%.

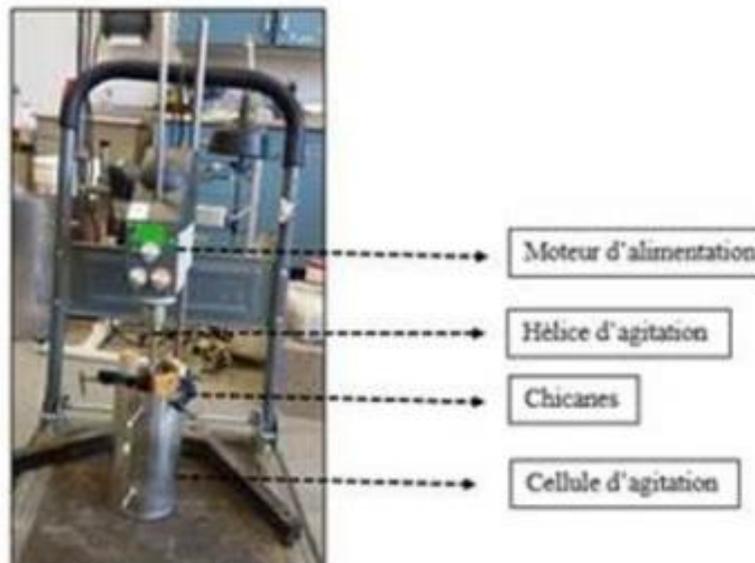


Figure 2-4 Dispositif de la cellule d'attrition (Photo prise par Sanae BENKARAACHE, le 28/09/2015)

- **Traitement par la table à secousses**

Le procédé gravimétrique adopté pour la décontamination est la table de *Wilfley Outkumpu Technology* équipée d'un pont (*modèle 13 A-S*) de longueur de 1,02 m sur 0,46 m de largeur alimentée par un convoyeur vibrant (*Fritsh -Laborette modèle 24*, voir [Figure 2.5](#)). Le dalot est fait de fibre de verre hachurée par des petites cloisons de quelques millimètres. L'alimentation des secousses se fait par le biais d'un moteur de transmission du mouvement poulie-courroie. Grâce à un galet tendeur (petite roue pleine), il est possible de diminuer le frottement et permettre le roulement. De plus, la table peut être réglée à des vitesses différentes comprises entre 260 à 500 rpm.

L'arrivée de l'eau sur la table se fait grâce à des débitmètres réglables. Quant à l'inclinaison transversale de la table elle varie à peu près entre 6 à 14 degrés.

Durant chaque essai, il faudrait fixer le pourcentage des solides totaux de la pulpe d'alimentation et l'inclinaison de la table à l'aide d'une équerre et un niveau à bulle. Le débit d'alimentation et la vitesse du moteur sont aussi des paramètres à régler.

La sortie de la table se présente sous forme de trois chaudières contenant respectivement, des particules de sol fines, des mixtes et des lourdes.

Le sol récupéré au niveau de chaque sortie est séché à l'étuve à 60 degrés. Après le séchage le poids, la teneur en métaux et la densité mesurée par un pycnomètre (*Accupyc 1330, Micrometrics*) sont les paramètres de suivi.

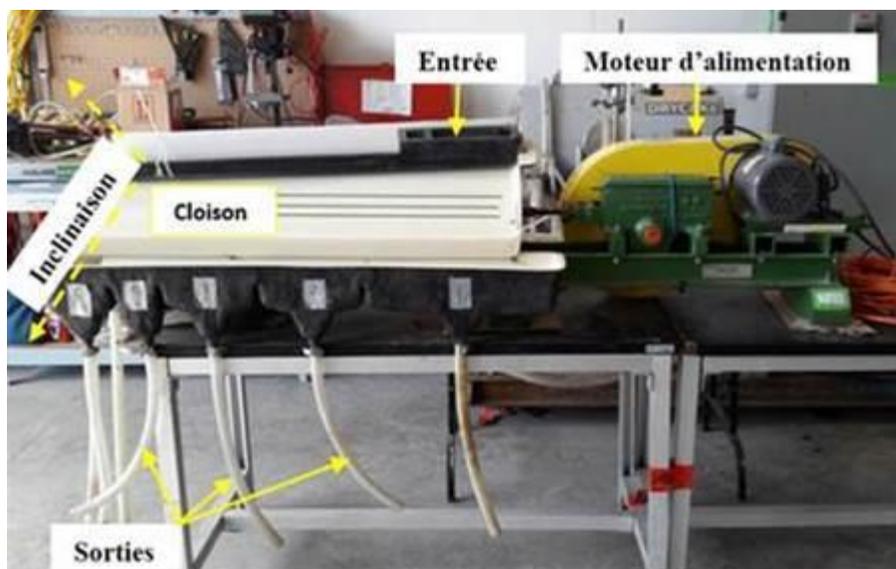


Figure 2-5 Table de Wilfley du laboratoire lourd de l'INRS (Photo prise par Sanae BENKARAACHE, le 17/04/2016)

2.2.3.2 Traitement par lixiviation acide

La lixiviation des sols consiste à faire réagir le sol avec une solution lixiviante appropriée, afin de solubiliser les métaux.

À cet effet, 30 g du sol contaminé de granulométrie < 4 mm sont mélangés avec de l'eau pour obtenir une pulpe de 10% (p/p) introduite ensuite dans des erlenmeyers de 500 mL. Par la suite, le pH est maintenu à la valeur désirée par l'ajout d'acide en assurant simultanément l'agitation par une plaque vibrante.

La durée maximale de l'expérience est de 2 h à température ambiante. À toutes les 30 min, un échantillon de 10 mL est prélevé et filtré sous vide sur des filtres de type *Whatman G6* (porosité = 1,5 μm). Les échantillons du lixiviat, quant à eux, sont préservés par acidification (5% HNO_3) et leur teneur en métaux est déterminée par ICP-AES. Les paramètres de suivi lors de cette expérience sont le pH et le potentiel d'oxydo-réduction mesurés à l'aide d'un pH mètre *Accumet Research model AR 25 Dual Chanel* équipé de double jonctions.

Chaque expérience de solubilisation du cuivre et du nickel est effectuée en triplicate séparément par l'utilisation à chaque fois d'un acide spécifique. Trois types d'agents lixivants ont été utilisés : H_2SO_4 , HCl et $H_2SO_4 + 3 M NaCl$. De plus, à chaque manipulation le pH de chacun des acides testés a été ramené de 3 à 2,5 puis à 1,25.

L'expérience de la lixiviation est suivie de deux étapes de rinçage durant chacune 15 minutes. Les échantillons rincés sont aussi filtrés et acidifiés pour analyser les teneurs en métaux. Après chaque essai de lixiviation et chaque étape de rinçage, le sol restant est récupéré soigneusement et est par la suite rincé à l'eau. Le sol lavé est séché à 60 degrés, minéralisé et envoyé pour l'analyse des métaux à l'ICP-AES.

3 RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Aspect visuel du sol contaminé

Ces résultats sont basés sur l'évaluation visuelle des échantillons du sol contaminé après leur séparation granulométrique par un tamisage humide. En effet, les différentes fractions du sol contaminé présentent une texture hétérogène (Figure 3-1). Pour le cas des fractions du sol de diamètre supérieur à 4 mm, elles sont de couleurs entre grisâtre et rougeâtre et ayant une structure rocheuse. Quant aux particules de diamètre inférieur à 1 mm la texture est entre rocheuse et similaire aux grains de riz, de couleur proche du marron. En ce qui concerne la fraction de diamètre inférieur à 0,250 mm, c'est une substance finement broyée en poudre de couleur entre noirâtre, grisâtre et verdâtre avec un éclat de brillance. L'odeur très forte humée des hydrocarbures pétroliers au niveau de cette fraction fine a été confirmée par des analyses.



> 4 mm



0,250 – 1 mm



< 0,250 mm

Figure 3-1 Différentes fractions du sol contaminé (Photos prises par Sanae BENKARAACHE, le 13/10/2015)

3.2 Répartition massique du sol

La répartition massique du sol se présente comme suit (voir Figures 3.2 et 3.3). L'histogramme montre qu'à peu près 50% du sol est composé d'un mélange de particules de taille < 0,250 mm et celle de taille > 4 mm, le restant est une composition d'une quantité de 16% de particules de taille incluse entre 0,250 - 1 mm, de 12% entre 1 - 2 mm et de 19% de la fraction de 2 - 4 mm.

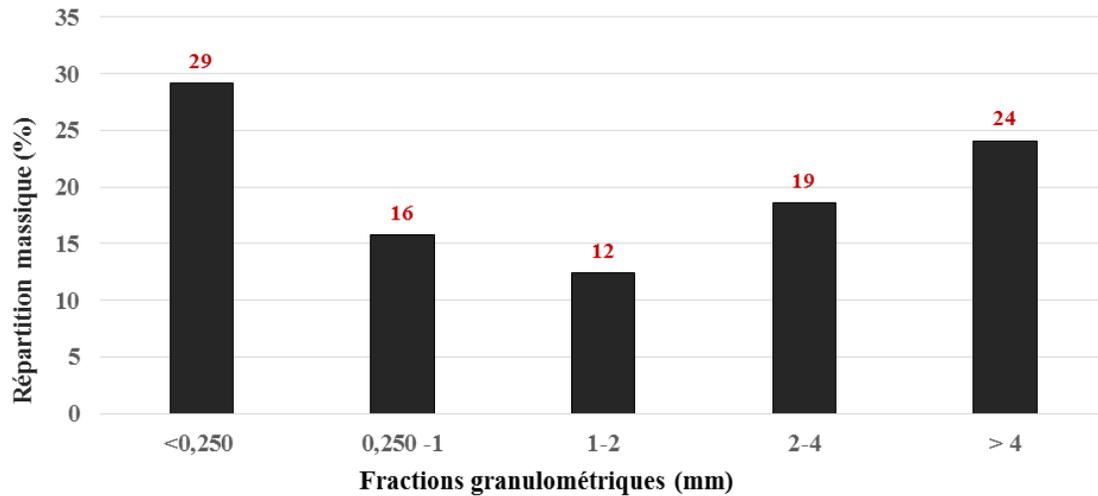


Figure 3-2 Répartition massique des fractions du sol contaminé

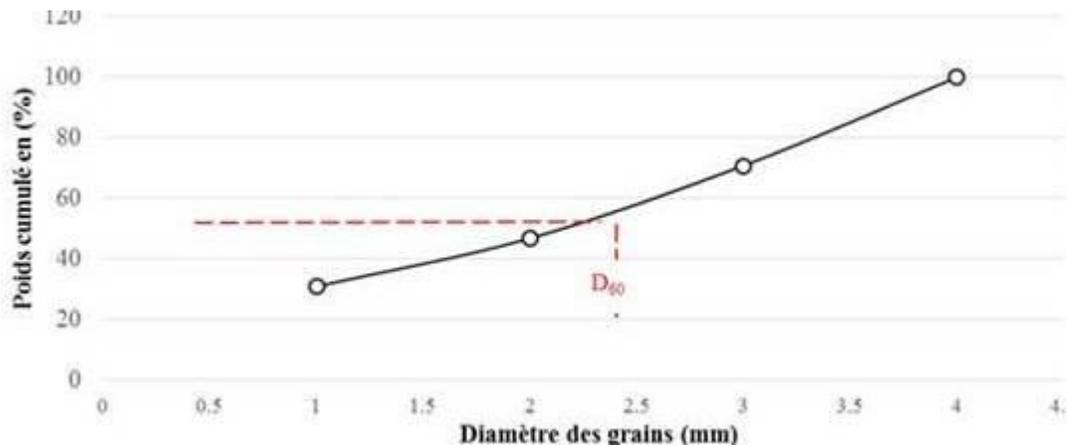


Figure 3-3 Courbe cumulative granulométrique du sol contaminé

Équation 3-1 Coefficient d'uniformité

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$

Équation 3-2 Coefficient de courbure

$$C_c = \frac{(D_{30})^2}{D_{10} * D_{60}}$$

Où :

C_u : Le coefficient d'uniformité.

D_{60} : Correspond au diamètre du tamis laissant passer 60% des particules.

D_{30} : Correspond au diamètre du tamis laissant passer 30% des particules.

D_{10} : Correspond au diamètre du tamis laissant passer 10% des particules.

C_c : Le coefficient de courbure.

Étant donné que le coefficient d'uniformité est supérieur à 2 et que le coefficient de courbure est compris entre 1 et 3, cela permet de déduire que la granulométrie du sol inférieure à 4 mm est étalé et que le sol est composé d'un matériau dense (Holtz et al., 1991).

3.3 Granulochimie du sol

Le [Tableau 3.1](#) présente les valeurs de pH mesuré pour les différentes fractions de sol étudiées. Selon les résultats obtenus, le pH du sol varie entre 6,88 et 7,19 et ce, quel que soit la fraction granulométrique considérée. Cependant, le sol contaminé a un caractère alcalin.

Tableau 3-1 Valeurs de pH mesurées pour chaque fraction granulométrique étudiée

Granulométrie	pH
> 4 mm	7,00
1 - 4 mm	7,19
0,250 - 1 mm	6,88
< 0,250 mm	6,91

Les teneurs en métaux (voir [Tableaux 3.2](#) et [3.3](#)) montrent que la fraction grossière est moyennement à fortement contaminée pour le Cu et le Ni. Quant aux particules de diamètre inférieur à 1 mm, la contamination y est plus prononcée. Généralement les particules fines constituent la fraction la plus contaminée dans un sol pollué (Dermont et al., 2008).

Les coefficients de variation (> 10 %) démontrent parfois une dispersion par rapport à la moyenne, ce qui présage que la contamination au niveau du sol est hétérogène et impose un grand défi lors de la décontamination et de la représentativité du traitement.

Tableau 3-2 Teneurs en Cu et Ni retrouvée dans les différentes fractions granulométriques du sol (mg/kg sec)

Fraction (µm)	Cu	Ni	Coefficient de variation	
			Cu (%)	Ni (%)
> 4 000	238 ± 48	816 ± 64	17,1	14,1
1 000 – 4 000	573 ± 18	362 ± 123	37,2	41,3
250 – 1 000	2 102 ± 281	1 146 ± 253	22,7	23,9
125 - 250	522 ± 51	579 ± 21	11,2	16,5
53 - 125	1 017	902		
20 - 53	3 487	1 358		
< 20	1 035	884		
	Plage des critères B-C			
	Plage des critères C-D			
	Critères >D			

Tableau 3-3 Teneur en Fe, Al, Ca, Cr, K, Mn, Na, P, et S retrouvée dans les différentes fractions granulométriques (mg/kg sec)

Fraction (μm)	Fe	Al	Ca	Cr	K	Mn	Na	P	S
> 4 000	76	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*	<LD*
1 000 – 4 000	59 611	14 591	37 059	145	592	1 493	378	293	25 840
250 – 1 000	108 994	13 200	15 598	210	515	1 251	247	209	16 743
125 - 250	53 960	7 418	53 006	392	967	<LD	270	472	2 647
53 - 125	27 013	6 437	26 400	58	1 140	539	305	402	2 831
20 - 53	57 375	11 690	24 315	121	845	690	764	530	5 810
< 20	23 058	5 272	25 757	49	894	505	211	403	2 441

*LD=limite de détection

3.4 Analyse par DRX du sol contaminé

L'aspect visuel du sol contaminé présentait plusieurs nuances de couleurs. De ce fait, on a choisi d'analyser sa minéralogie par DRX. Pour cette raison, on a pris la fraction 1-2 mm du sol contaminé qu'on a séparé à l'aide de la table à secousses en deux fractions respectivement une de densité égale à 2.3 g/cm^3 et une autre de densité comprise entre 2.8 et 3 g/cm^3 (Figure 3.4).

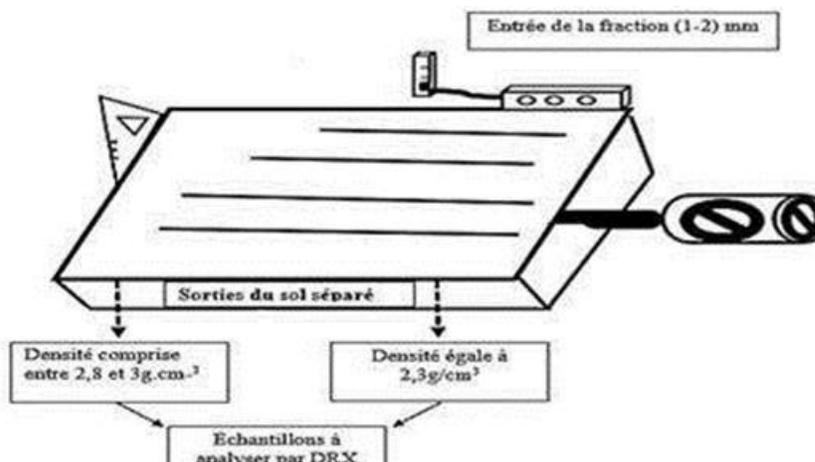


Figure 3-4 Croquis des échantillons à analyser par DRX

La couleur de l'échantillon de densité égale à 2.3 g/cm^3 est blanche, et celui de densité comprise entre 2.8 et 3 g/cm^3 est verte.

L'analyse DRX des deux échantillons a généré les deux diffractogrammes ci-après (Figure 3.5).

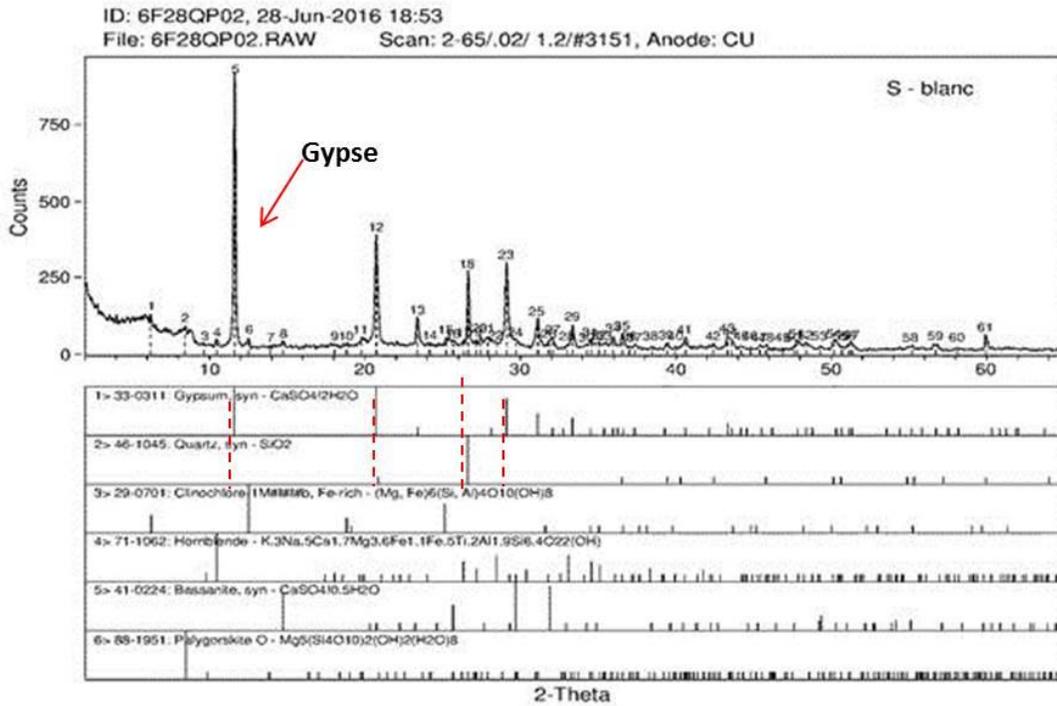


Figure 3-5 Diffractogramme des particules du sol de densité $2,3 \text{ g/cm}^3$.

À l'égard du diffractomètre de la Figure 3.5, elle est caractérisée par une intensité (count) maximale dépassant les 750 en faveur du gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$). Ce dernier pourrait être d'origine anthropique en provenance des résidus d'une construction ou d'une démolition, ou alors issu d'un processus chimique au sein de la mine. La couleur blanche observée sur l'échantillon pourrait donc être due au gypse (Mariétan, 1953).

L'échantillon est également composé de plusieurs minéraux de la classe silicatée comme les silicates d'aluminium, de fer et de magnésium $[(\text{Fe}, \text{Mg}, \text{Al})_6(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8]$. Il y a également la

présence du quartz (SiO_2) qui est possiblement dû à l'altération de la roche silicatée par des facteurs d'érosion (Dufrene, 2014).

On en retrouve aussi de la hornblende $((\text{Ca}, \text{Na}, \text{K})_2(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Al})_5[\text{Si}_6(\text{Al}, \text{Si})_2\text{O}_{22}](\text{OH}, \text{F})_2)$ qui pourrait avoir comme source la roche mère (O'Donoghue, 1990).

Le diffractogramme a affiché une présence de la palygorskite $(\text{Mg}, \text{Al})_2\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH}) \cdot 4(\text{H}_2\text{O})$, dont sa présence pourrait peut être due à une utilisation quelconque dans la mine comme pour la séparation de composés chimiques, ou pour le nettoyage des surfaces (Singer, 1989) ou alors une origine naturelle étant donné qu'elle fait partie de la classe silicatée (WEBMINERAL).

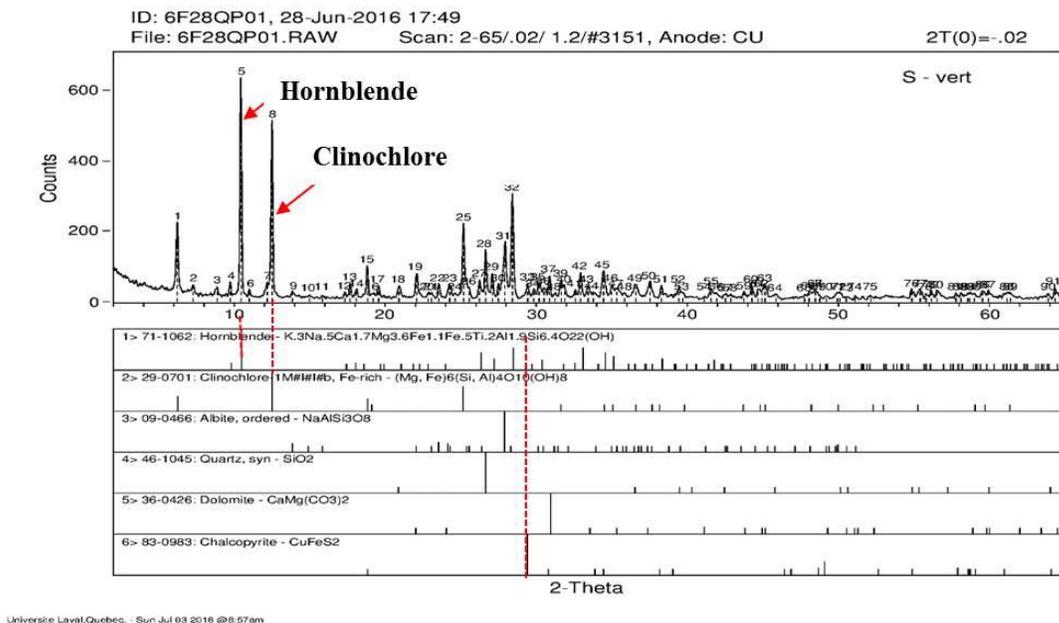


Figure 3-6 Diffractogramme des particules du sol de densité comprise entre 2,8 et 3 g/cm³

En ce qui concerne, la fraction de densité comprise entre 2,8 et 3 g/cm³. On retrouve une intensité (count) dépassant les 600 de la hornblende $(\text{Ca}, \text{Na}, \text{K})_2(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+}, \text{Fe}^{3+}, \text{Al})_5[\text{Si}_6(\text{Al}, \text{Si})_2\text{O}_{22}](\text{OH}, \text{F})_2$ et une intensité (count) comprise entre 500 et 600 de la clinocllore $(\text{Mg}, \text{Fe}^{2+})_5\text{Al}(\text{Si}_3\text{Al})\text{O}_{10}(\text{OH})_8$.

Ces deux minéraux reflètent une présence de la silice amorphe et renseignent que probablement le sol est de nature siliceuse.

Un pic indiquant la présence de la chalcopryrite (CuFeS_2), qui est lié au gisement minier. Compte tenu de l'absence d'un pic de nickel, on pourrait supposer que l'échantillon analysé ne contenait pas 1% à 2% de nickel ; quantité nécessaire pour la limite de détection par DRX standard (Ji, 2003).

Les diffractogrammes visionnés des deux échantillons démontrent que le sol est prédominé par la silice avec un éclat de la chalcopryrite et une présence prononcée du gypse. Ce constat pourrait avoir comme déduction que le sol contaminé, objet de l'étude, a été échantillonné sur le site industriel aux alentours de la mine.

3.5 Micrographies des particules du sol contaminé

On a pu examiner huit particules de diamètre compris entre 0,125-1 mm du sol contaminé au microscope électronique à balayage. Les micrographies obtenues sont présentées aux [Figures 3.7 à 3.14](#).

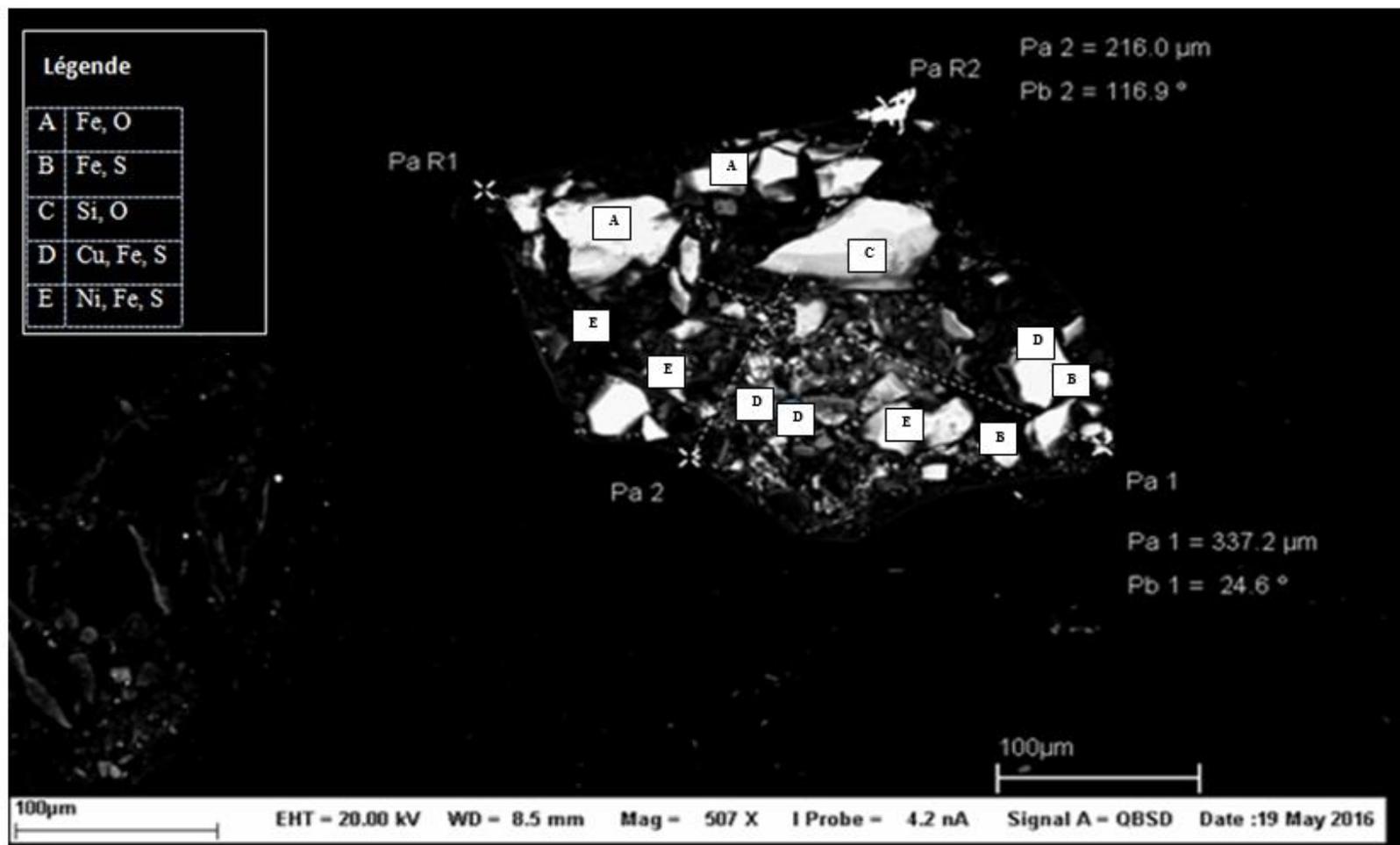


Figure 3-7 Micrographie 1-a du sol contaminé

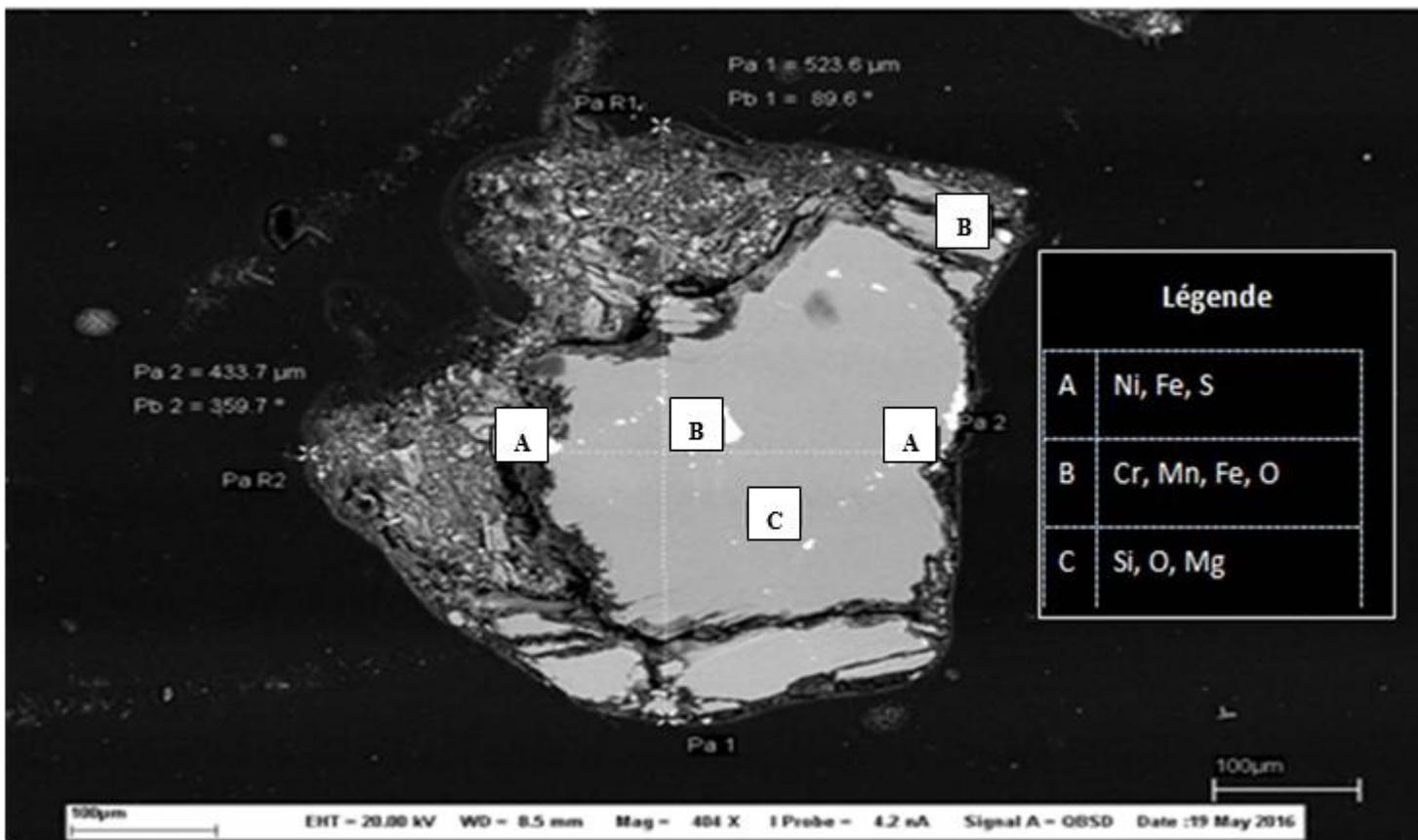


Figure 3-8 Micrographie 1-b du sol contaminé

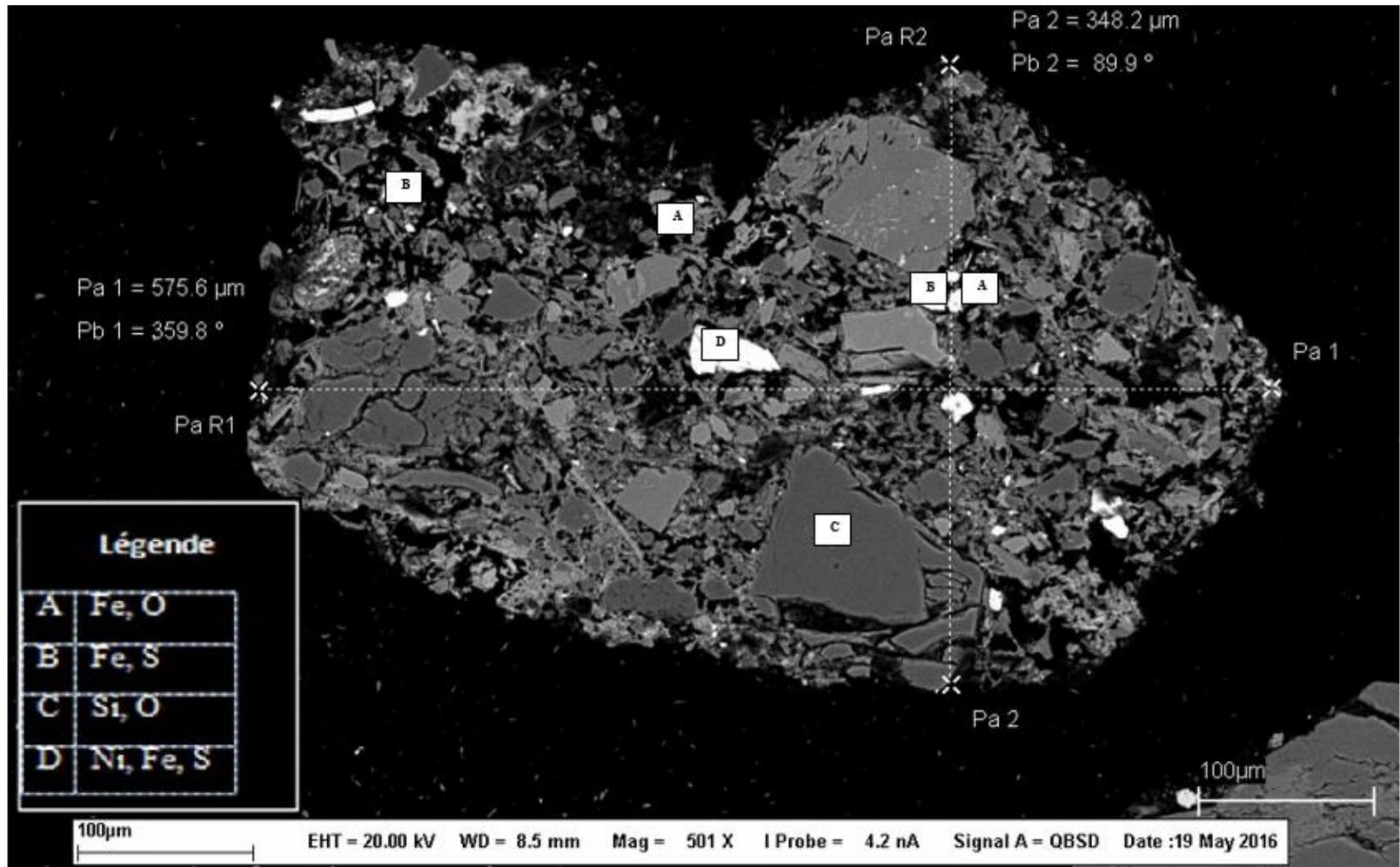


Figure 3-9 Micrographie 1-c du sol contaminé

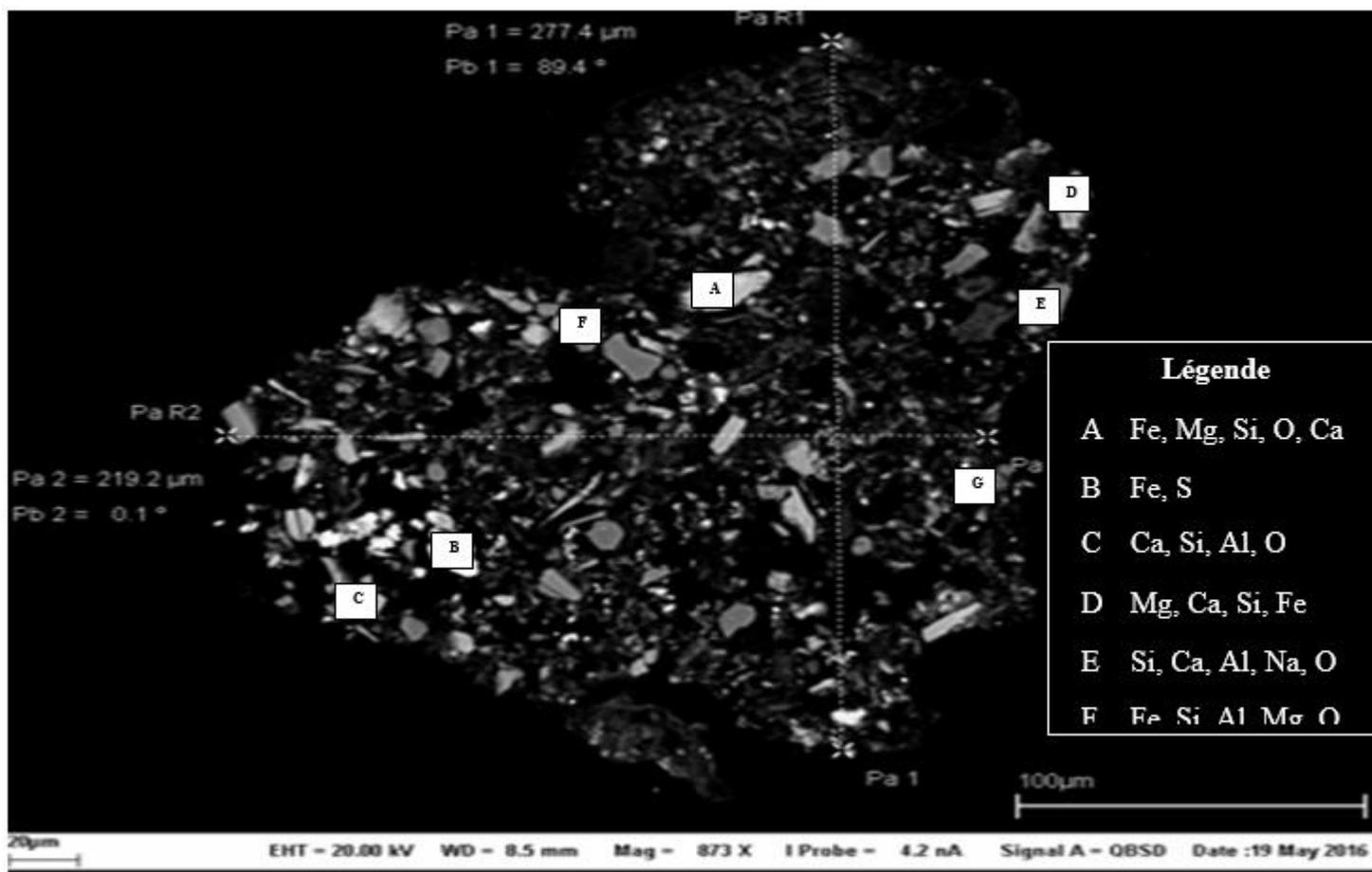


Figure 3-10 Micrographie 1-d du sol contaminé

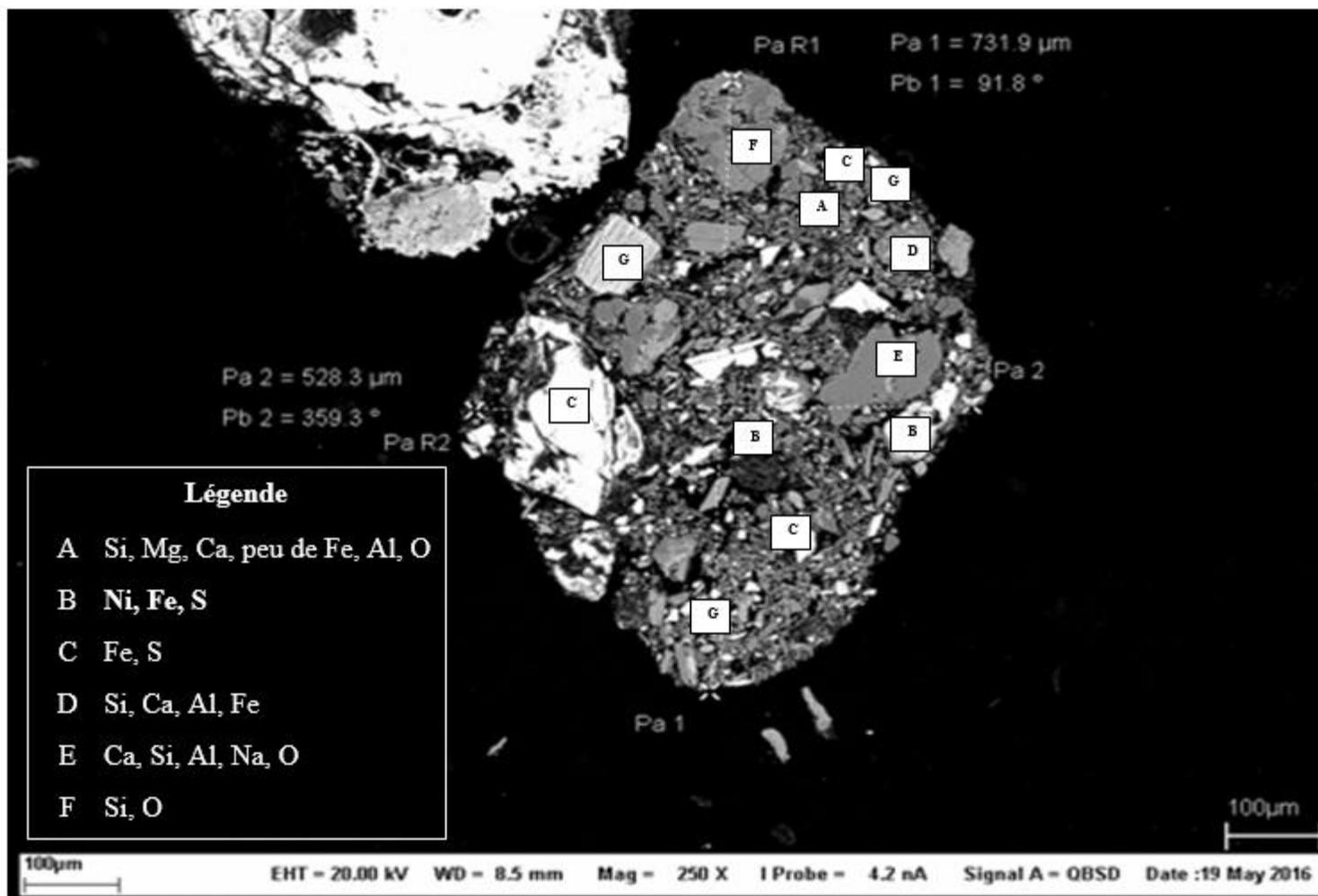


Figure 3-11 Micrographie 1-e du sol contaminé

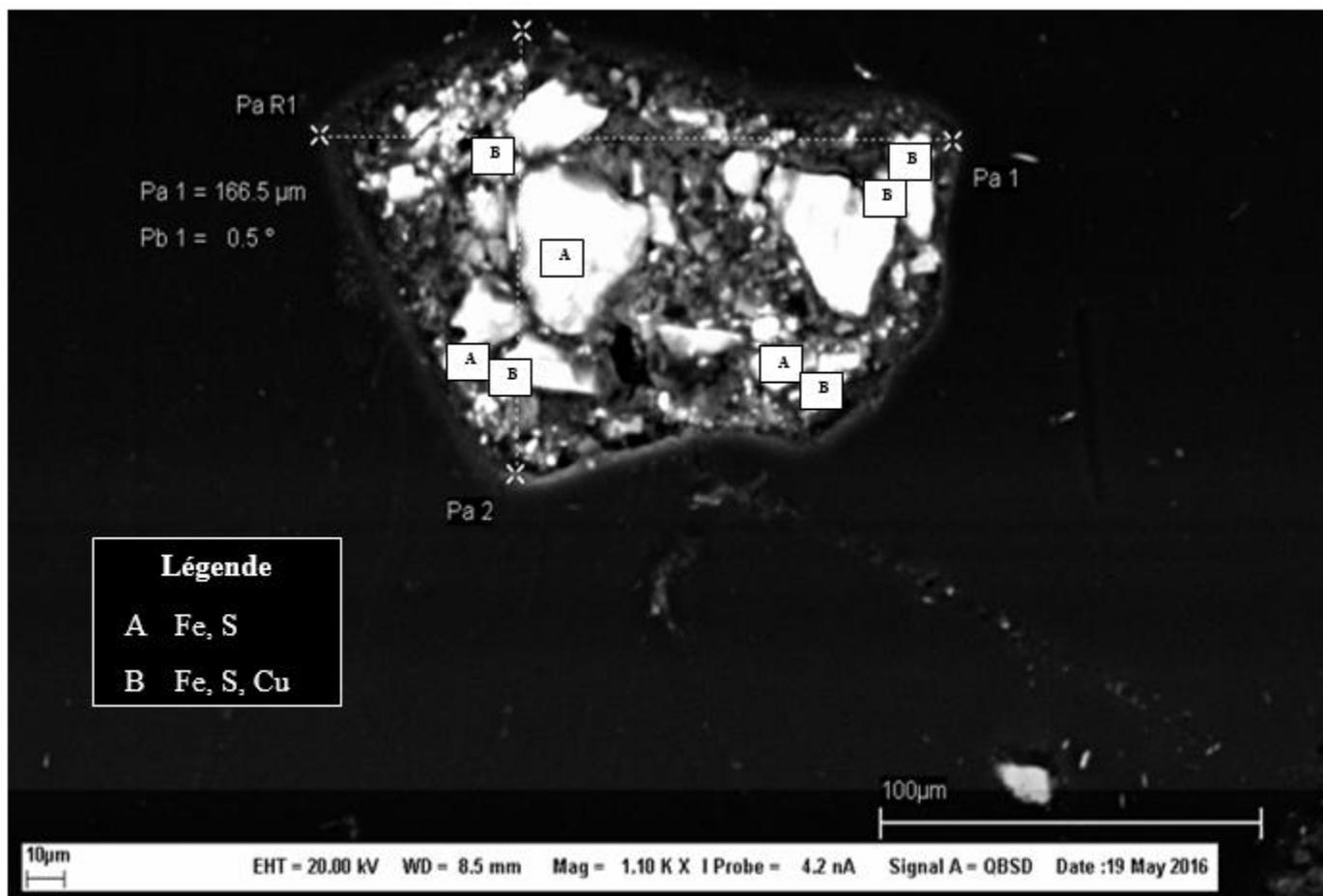


Figure 3-12 Micrographie 1-f du sol contaminé.

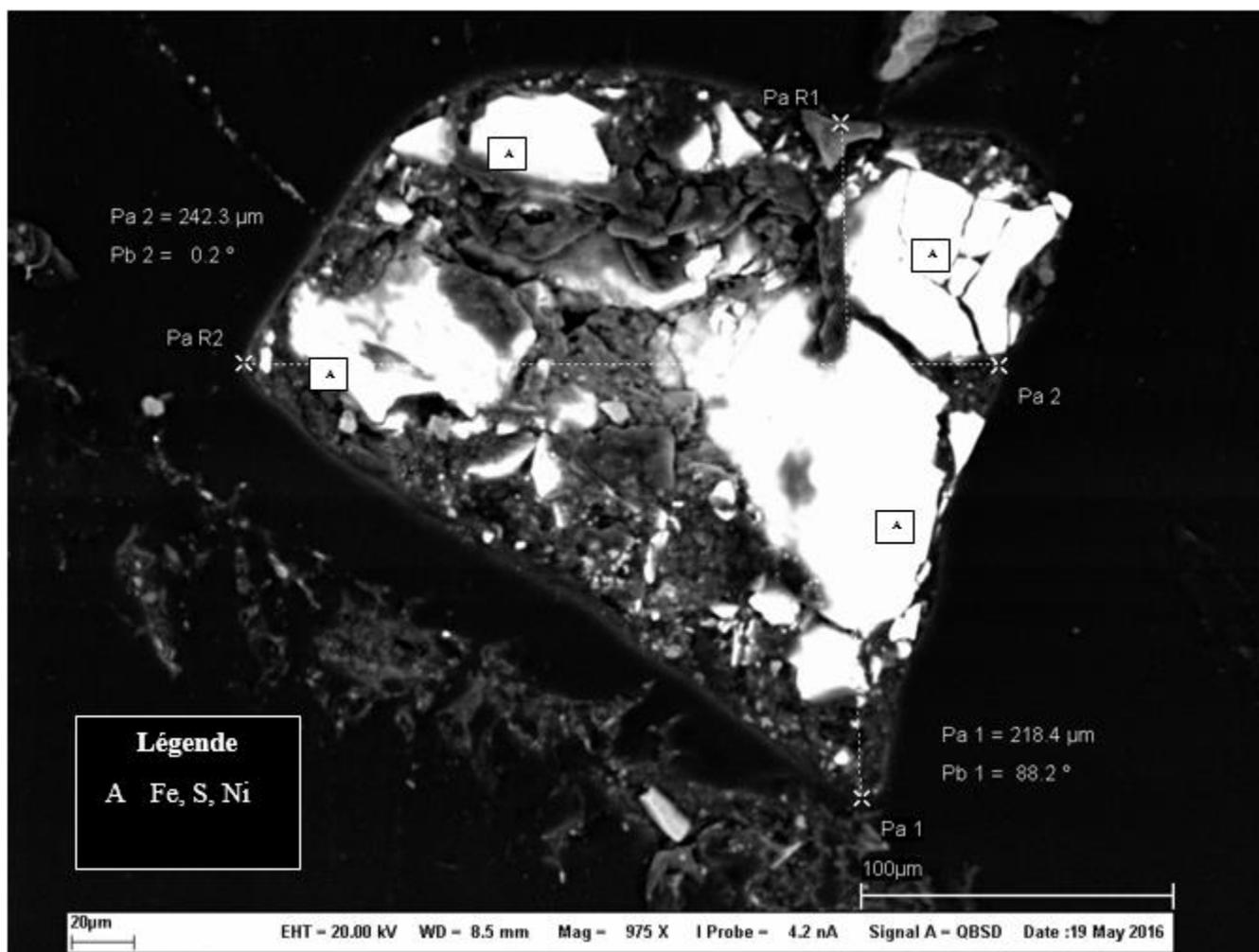


Figure 3-13 Micrographie 1-g du sol contaminé

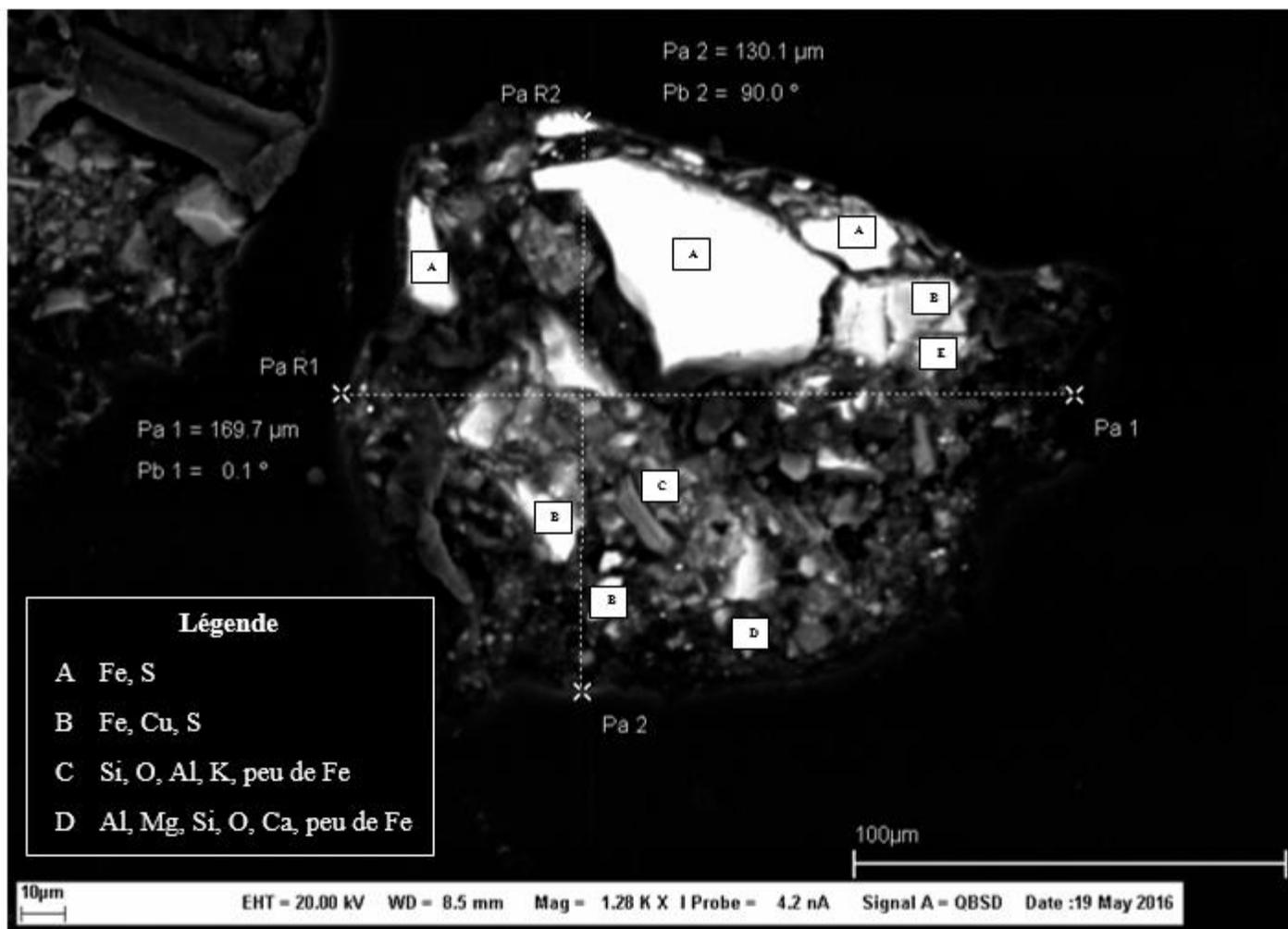


Figure 3-14 Micrographie 1-h du sol contaminé

La micrographie 1-a démontre que la composition de la phase porteuse de cette particule analysée est en majorité à base d'oxyde de fer (peut-être de l'hématite de formule chimique Fe_2O_3 ou de la magnétite de formule chimique Fe_3O_4) et de sulfures de fer (peut être sous forme de la pyrite de formule chimique FeS_2 ou de la troïlite de formule chimique FeS) avec la détection d'un morceau de silice de formule chimique SiO_2 . Quant aux Cu et Ni, ils sont associés aux sulfures de fer. Le cuivre pourrait probablement, se présenter sous forme de la chalcopryrite de formule chimique CuFeS_2 ce qui est confirmé par la DRX et de masse volumique comprise entre 4,1 et 4,30 g/cm^3 ; et pour ce qui en est du nickel, il serait possiblement sous forme d'une pentlandite de formule chimique $(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$ de masse volumique incluse entre 4,60 et 5,00 g/cm^3 ou alors de la bravoïte de formule chimique $(\text{Fe,Ni})\text{S}_2$ et de masse volumique entre 4,95 et 5,10 g/cm^3 (WEBMINERAL).

D'après cette micrographie, la masse volumique totale de la particule est élevée et sera en faveur d'une séparation gravimétrique. Les micrographies 1-b et 1-c démontrent que le nickel est piégé dans un grand volume de phase silicatée. En plus de la présence de la silice sur la micrographie 1-b, on remarque également une présence d'une phase phosphatée; plus particulièrement, le phosphate de calcium de formule chimique $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ et de masse volumique de l'ordre de 3,14 g/cm^3 .

De manière globale, sur les deux micrographies on remarque une prédominance de la phase silicatée qui est de masse volumique d'environ 2,7 g/cm^3 . Cet aspect a pour effet de diminuer la masse volumique des particules observées et limiter ainsi l'efficacité de la séparation gravimétrique.

La micrographie 1-d indique une présence du cuivre au niveau de cette particule. La contamination est liée au sulfure de fer ; ce qui présage la présence de la chalcopryrite de formule chimique CuFeS_2 et de masse volumique comprise entre 4,1 et 4,30 g/cm^3 (WEBMINERAL). On remarque également la présence de différentes phases d'aluminosilicates de calcium, de magnésium et de sodium, qui peuvent être rattachées au fer.

Sur la base d'analyse de cette particule, on pourrait stipuler le scénario d'une séparation gravimétrique étant donné que la phase porteuse du cuivre est de nature ferrique de masse volumique assez prononcée.

La micrographie 1-e affiche la présence de quelques morceaux de silice et des aluminosilicates. Par ailleurs, la surface de la particule est dominée par des sulfures de fer peut être sous forme de la pyrite de formule chimique FeS_2 ou de la troïlite de formule chimique FeS .

La contamination par le cuivre se trouve liée aux sulfures de fer et des fois en coexistence avec le nickel qui lui aussi est rattaché au sulfures de fer aussi. Le diagnostic observé sur cette particule est le même constaté sur la particule de la micrographie 1-a. Cependant, on peut supposer que le cuivre se présenterait sous forme de la chalcopryrite de formule chimique CuFeS_2 et de masse volumique comprise entre 4,1 et 4,30 g/cm^3 et que le nickel serait possiblement sous forme d'une pentlandite de formule chimique $(\text{Fe,Ni})_9\text{S}_8$ de masse volumique incluse entre 4,60 et 5,00 g/cm^3 ou alors de la bravoïte de formule chimique $(\text{Fe,Ni})\text{S}_2$ et de masse volumique entre 4,95 et 5,10 g/cm^3 (WEBMINERAL).

En observant les particules des micrographies 1-f; 1-g et 1-h, on a la possibilité de constater que le volume occupé par la contamination en Ni et en Cu est plus important que dans le cas des micrographies précédentes. La micrographie 1-f montre une particule de Cu (probablement de la chalcopryrite) associée au sulfure de fer (pyrite). La micrographie 1-g montre une particule de sulfure de Ni présentant un degré de liberté très élevé. Ceci reflète une masse volumique élevée de ces graines et favorise par conséquent le traitement du sol par une méthode gravimétrique. D'autre part, la micrographie 1-h présente une coprésence de sulfures de Ni et de Cu associés aussi bien à la pyrite qu'à une fraction silicatée. Le volume occupé par la phase lourde est légèrement moins important que celui occupé par la phase légère. Ceci confère à cette classe de graine une masse volumique moyennement élevée et pourrait influencer la séparation par gravimétrie sans en éliminer l'application. En considérant toutes les particules il est possible d'observer qu'il y a des particules lourdes et légères mais souvent la taille de la particule s'approche de la limite technologique de la séparation par la table à secousses (100 microns) ce qui explique la difficulté à opérer ce traitement.

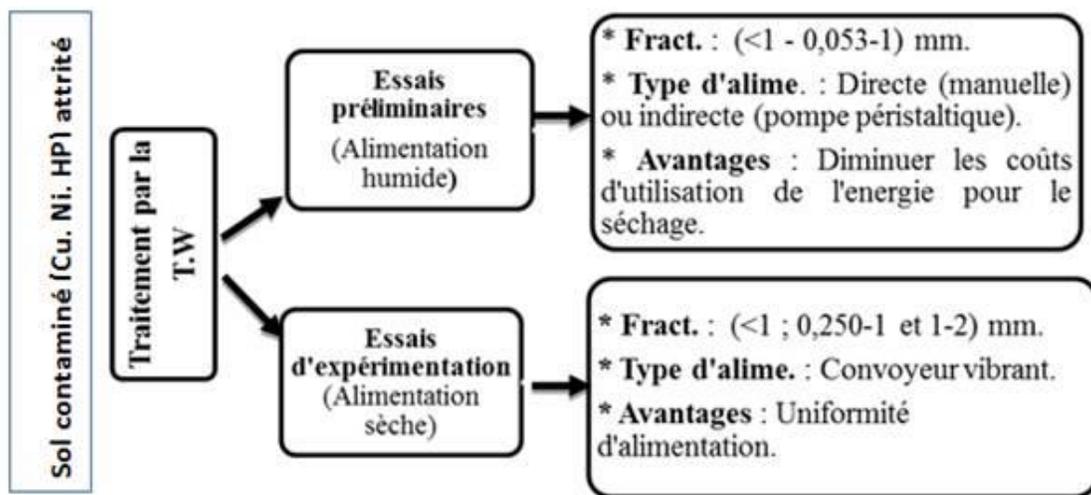
Donc une bonne partie de la pollution est portée par des particules qui ont une densité très près de celle des silicates du sol, rendant la séparation par différence de densité peu efficace. Ce fait a comme effet que les rendements de séparation avec le procédé gravimétrique qu'est la table à secousses (ou Table de Wilfley) sont faibles. Sur la fraction <1 mm les rendements avec la table à secousses sont inconsistants et il n'a pas été possible malgré de nombreux essais, de concentrer le Cu et le Ni dans un plus petit volume de sol. En conclusion, une large hétérogénéité minéralogique des particules du sol a été observée. La distribution statistique de chaque classe des graines identifiées joue un rôle déterminant dans l'efficacité du traitement sélectionné.

3.6 Traitement du sol par la table de Wilfley (TW)

Les essais de traitement du sol contaminé par la table de Wilfley sont menés en prenant en considération les facteurs suivants :

- Le type d'alimentation du sol contaminé sur la table (humide ou sèche) ;
- La fraction du sol à traiter (< 1 mm ; 0.053-1 mm ; 0.250-1 mm et 1-2 mm);
- Le paramétrage des variables de la table, en l'occurrence les débits, l'inclinaison, etc.

La [Figure 3.15](#) expose le schéma du procédé des essais de la décontamination avec la table de Wilfley.



* *Fract.* : Fraction. ** *Alime.* : Alimentation

Figure 3-15 Organigramme du procédé de décontamination du sol par la table de Wilfley (TW).

Les sols contaminés traités par la table de Wilfley ont tous subi une attrition préalable. Les résultats de cette attrition peuvent être consultés à l'[Annexe 4](#).

3.6.1 Essais préliminaires

L'ajustement de la table de Wifley est relativement aisé car le mécanisme de fonctionnement est simple et il est facile de faire des réglages manuels. Toutefois la détermination des paramètres qui devront être appliqués pour le traitement d'un sol, demeure très complexe. En effet, ces facteurs dépendent de plusieurs variables. Jusqu'à maintenant ils sont en général déterminés de façon empirique.

Une série d'essais préliminaires a donc été entreprise pour identifier les facteurs les plus optimaux pour le sol concerné par les essais. Ces essais préliminaires se font à l'instar, de l'observation de l'influence de chaque paramètre de la table, notamment le débit, l'inclinaison ou autres sur le comportement des particules du sol contaminé.

À cet effet, on a effectué dans le cadre de ce projet, des essais préliminaires avec une alimentation humide en suivant les indications de performance ci-après :

- Effet de la variation de l'inclinaison;
- Effet de la variation du débit;
- Bilan : masse et concentration.

Une séparation par liqueur dense a été effectuée en utilisant comme milieu le tétrabromoéthane de densité $2,89 \text{ g/cm}^3$ pour prédire les rendements de la décontamination de la fraction $< 1 \text{ mm}$ par la table à secousses. Rappelons que la séparation par liqueur dense permet de prévoir de façon théorique les rendements de décontamination par gravimétrie. Les résultats obtenus par les milieux denses sont représentés au [Tableau 3.4](#).

Tableau 3-4 Résultats de la prédiction du rendement de la table de Wifley par liqueur dense pour les sols inférieurs à 1 mm

	Répartition (%)	Contaminants suivis		Masse volumique (g/cm ³)	Poids (g)
		Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)		
Sol initial	100	2102 ± 281	1146 ± 253		
> 2,89	25,4	6 960 (FC*= 3,31)	3 972 (FC*= 3,46)	3,52	22,8
<2,89	74,6	1 471 (FC*= 0,69)	1 073 (FC*= 0,93)	2,84	66,7

*FC=facteur de concentration

La séparation par le tétrabromoéthane a permis d'obtenir deux phases ; une contenant 25,4% du sol de masse volumique supérieure à 2,89 g/cm³ et l'autre 74,6% du sol de masse volumique inférieure 2,89 g/cm³. La densité des deux phases démontre qu'il est possible d'obtenir une différence de densité de plus de 0,72 g/cm³ (en considérant la densité moyenne du sol à 2,8 g/cm³). C'est un facteur positif pour un traitement gravimétrique, malgré que l'on préfère des différences de densité de 1 (Wills, 1992). Au niveau de la fraction la plus lourde on a pu concentrer 2,33% de Cu et 2,64% de Ni. Ceci nous indique donc à quel ratio de décontamination on peut s'attendre. Ces rendements obtenus sont moyennement satisfaisants pour une séparation gravimétrique. Toutefois, il pourrait y avoir une certaine marge d'imprécision dans les résultats en raison de la difficulté de séparer de façon précise les particules fines de sol lors de la séparation par liqueur dense. Il y a également une variation importante au niveau de la détermination de la teneur métallique du sol. Le coefficient de variation est très élevé avec plus de 45% pour le Cu et 33% pour le Ni. Toutefois, le nombre de digestion est très élevé (n = 42) et pour cette raison on a conservé la moyenne pour ne pas introduire d'autres biais.

Les résultats des essais préliminaires comme mentionnées préalablement sont obtenus sur la base du suivi des variables ; inclinaison et débits d'eau de la table.

Par ailleurs les calculs des bilans de masse et des pourcentages d'enlèvement se font suivant la considération suivante :

- **Sch. I** : représente la sortie (1,2) de la table et est composée de particules fines et légères.
- **Sch. II** : représente la sortie (3,4) de la table et est censée contenir du sol ayant une densité moyenne qui dans notre cas devrait correspondre au sol le plus décontaminé.
- **Sch. III** : représente la sortie (5, 6,7) de la table et est censée contenir le sol ayant la densité la plus élevée, qui dans notre cas devrait correspondre au sol le plus contaminé. En effet la densité des métaux contaminants est plus élevée que la densité moyenne de la matrice de sol. Pour cette fraction, l'optimisation se fait par une certaine réduction de son volume de l'ordre de 20% tout en conservant une forte densité.

3.6.1.1 Effet de l'inclinaison

Les premiers essais ont visé à déterminer l'influence de l'inclinaison de la table. De multiples essais ont été effectués mais trois essais concernant trois différentes inclinaisons ont été retenus (voir [Tableau 3.5](#)). Les paramètres QL : 4 L/min (débit de lavage); QA : 1 L/min (débit d'alimentation); et VC : 500 rpm (vitesse de course) sont fixés (voir [Tableau 3.5](#)).

Ces essais de la variation de l'inclinaison de 6 à 14 démontrent que les pertes de masse pour l'inclinaison 6 et dans une moindre mesure l'inclinaison 14 sont acceptables. La perte est toutefois un peu élevée pour l'inclinaison 11. L'opération de la table pour certains essais pourrait expliquer la perte plus élevée. Il a été observé que suite à certains essais, les particules de sol pouvaient se retrouver coincées sous la table. Ceci a été corrigé par la suite.

Les rendements obtenus à Sch. III (chaudières 5 et 6) montrent qu'il n'est pas possible de concentrer suffisamment le sol. Par exemple pour l'inclinaison 14, la majorité du sol va vers la Sch. I (chaudières 1, 2). Quant aux concentrations pour le nickel et le cuivre retrouvées dans le sol traité (voir Sch. II), elles sont comprises dans la plage C-D sauf pour l'inclinaison 14 qui n'a pas été favorable pour le cuivre. Un enlèvement maximal de 50 % a été enregistré pour les deux métaux, mais avec des facteurs de concentrations très faibles.

En dépit de ce constat peu prometteur, les recherches ont été orientées vers la variation des débits d'eau pour examiner le comportement du sol.

Tableau 3-5 Essais préliminaires de l'impact de l'inclinaison sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 349 ± 612 mg Cu/kg sec et 810 ± 267 mg Ni/kg sec, n = 42) pour les sols inférieurs à 1 mm (QL : 4 L/min ; QA : 1 L/min; VC : 500 rpm et MV⁴. Sch. III ∈ [3-3,4] g/cm³).

Degré	Masse récupérée			Pertes (%)	Teneur ¹ (mg/kg)		Enlèvement ² (%)		Facteur de concentration ³	
	Sch. I (%)	Sch. II	Sch. III		Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
11	22,0	30,5	24,3	23,2	1 437	843	52,1	43,8	1,19	1,06
14	81,4	15,4	0,17	3,03	3 367	1 644	ND	ND	4,20	3,32
6	49,2	28,8	6,55	15,5	571	523	53,7	53,7	1,12	0,51
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	Critère > D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

3.6.1.2 Effet du débit

Les débits d'eau ont été variés en maintenant la vitesse de course à 500 rpm et en faisant deux groupes d'essais : le premier avec une inclinaison de 12° l'autre avec une inclinaison à 14°. Les résultats sont présentés aux [Tableaux 3.6](#) (inclinaison=12°) et [3.7](#) (inclinaison=14°).

Afin de ne pas trop faire varier les paramètres de la table, nous avons considéré un débit total d'eau ; somme du débit d'alimentation et du débit de lavage. Le débit d'eau consiste une variable cruciale pour une séparation gravimétrique, car il impose aux particules la poussée d'Archimède.

Pour le groupe d'essais faits à 12°, les pertes ont varié entre 5 et 18% avec un essai à 35% (essai 12). Ce qui fait une moyenne de 12% de perte (cv = 40%) si on exclut l'essai à 35%. En ce qui concerne les trois essais faits à 14°, les pertes sont moins élevées avec 5,4% en moyenne, peut-être en raison du fait que 14 représente l'inclinaison maximale de la table ce qui pourrait favoriser davantage la force gravitationnelle. On peut donc considérer outre l'essai à 12 L/min (35% de perte), que les essais sont fiables en termes de récupération pour les essais faits aux deux inclinaisons.

Dans le cas des essais faits à 12° pour des débits faibles, nous avons pu ramener plus de masse en sol au niveau de la Sch. II, passant de 16 à plus de 92,6% pour des débits variant de 13 à 5 L/min. Pour le sol récupéré au niveau de Sch. I, la tendance est inverse, à savoir que l'augmentation du débit est proportionnelle à l'augmentation de la masse récupérée au niveau de la Sch. I.

Toutefois, en ce qui concerne les essais faits avec 14°, il est difficile de discerner la même tendance. Il n'y a pas assez d'essais. Les meilleurs rendements d'enlèvement seraient 8 L/min. Toutefois, le facteur de concentration au niveau de Sch. III demeure très faible. Il est donc difficile de discerner une tendance.

La masse de sol retrouvée dans Sch. III, varie entre 2 et 15% dans le cas des essais faits à 12°. Pour les essais faits à 14°, elle a grimpé de moins de 1% à 21,7%. Les facteurs de concentration sont faibles avec 1,48% pour le Cu et 1,81% pour le Ni pour les essais faits avec 12°. Dans le cas des essais faits à 14°, la moyenne des facteurs de concentration est de 2 pour le Cu et le Ni. Toutefois, l'essai fait avec 5 L/min à 14° d'inclinaison affichait comme facteur de concentration 4,67 pour le Cu et 3,32 pour le Ni. La même tendance avait été observée pour l'essai fait à 12°, soit un des facteurs de concentration élevée (au-dessus de 3,5) pour l'essai à

5 L/min. Toutefois, l'essai fait avec 5 L/min à 14° ne se conduit pas comme les autres essais, à savoir que la quantité de sol retrouvée au niveau de Sch. I est très élevée (81,4% voir [Tableau 3.7](#)), ce qui est à l'opposé de la tendance observée, i.e. que plus le débit diminue, plus la quantité de sol dans Sch. I tend à diminuer. Il sera donc difficile ici de conclure quoi que ce soit.

Si on compare les deux inclinaisons, on se rend compte que pour les essais à 8 et 10 L/min, les quantités de sol retrouvées dans les chaudières respectives sont semblables avec moins de 10% de variation entre les essais. Toutefois les teneurs en métaux, ne concordent pas pour l'essai à 8 L/min (801 mg Cu/kg et 694 mg Ni/kg pour l'inclinaison à 12° et 344 mg Cu/kg et 375 mg Ni/kg à 14°). Il est fort possible que l'analyse au niveau du sol de Sch. II ait posé problème. Malgré tous les soins pris pour un échantillonnage représentatif, la nature de la contamination rend les échantillons très hétérogènes. En revanche, la détermination du poids récupéré dans les chaudières ne pose pas de problème majeur.

D'après cet ensemble d'essais d'observations préliminaires, nous récupérons plus de masse au niveau de la Sch. I et en ce qui a trait aux teneurs des métaux nous concentrons des quantités assez faibles au niveau de la Sch. III. Donc la séparation gravimétrique se fait mal. La [Figure 3.16](#) donne le pourcentage de masse récupéré au niveau de Sch. I pour les essais de variation du débit et de l'inclinaison dont on a sélectionné 15 essais, soit les particules qui seraient normalement les plus légères. La [Figure 3.17](#) représente les teneurs en métaux pour Sch. I pour 15 essais alors que la [Figure 3.18](#) donne l'enlèvement pour ces mêmes essais.

Une étude similaire a été menée sur une fraction comprise entre 250 µm et 2000 µm de sédiments contaminés par des résidus miniers et contenant initialement 906 mg de Pb/kg, 127 mg de Zn/kg et 304 mg de Cu/kg. L'utilisation de la table à secousses avec une inclinaison longitudinale de 20° et un débit total de 15 L/min (supérieur aux débits utilisés lors de nos essais préliminaires) n'a pas permis de décontaminer de manière efficace le cuivre initialement présent dans le sol sous forme de chalcopryrite. D'après les auteurs, la présence du cuivre sous forme de chalcopryrite pourrait être à l'origine des faibles performances de traitement d'un sol et/ou des sédiments par la table à secousses (Veetil, 2013).

Tableau 3-7 Essais préliminaires de l'impact des débits d'eau sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 349 ± 612 mg Cu/kg sec et 810 ± 267 mg Ni/kg sec, n = 42) pour les sols inférieurs à 1 mm (I : 14°;VC : 500 rpm, et MV⁴. Sch. III ε [3-3,4] g/cm³)

Q (L/min)	Masse récupérée			Pertes (%)	Teneur ¹ (mg/kg)		Enlèvement ² (%)		Facteur de concentration ³ (%)	
	Sch. I (%)	Sch. II	Sch. III		Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
5	81,4	15,4	0,17	3,03	3 367	1 644	ND	ND	4,62	3,32
8	59,2	32,3	4,65	3,85	344	374	72,1	42,8	0,65	1,04
10	59,9	10,2	21,7	9,26	729	588	ND	ND	0,15	0,30
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	Critère>D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III),⁴MV=masse volumique.

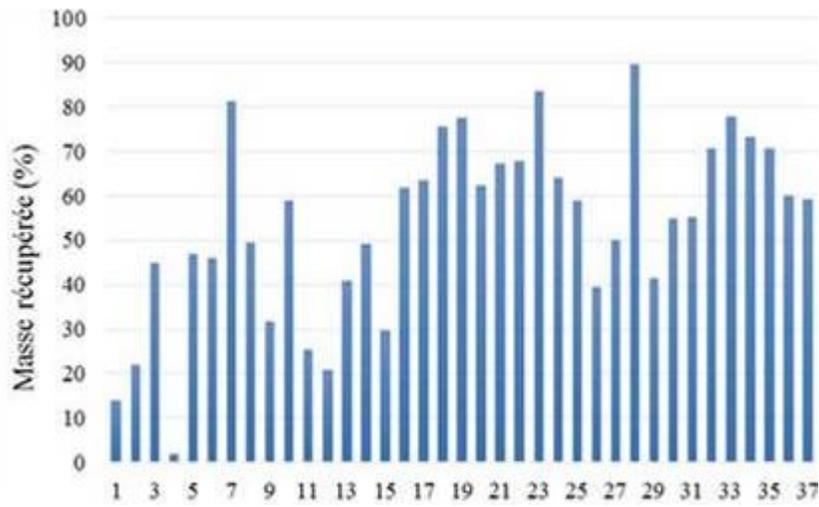


Figure 3-16 Pourcentage de masse récupérée au niveau de la Sch. I (pour les essais de la variation de l'inclinaison et du débit)

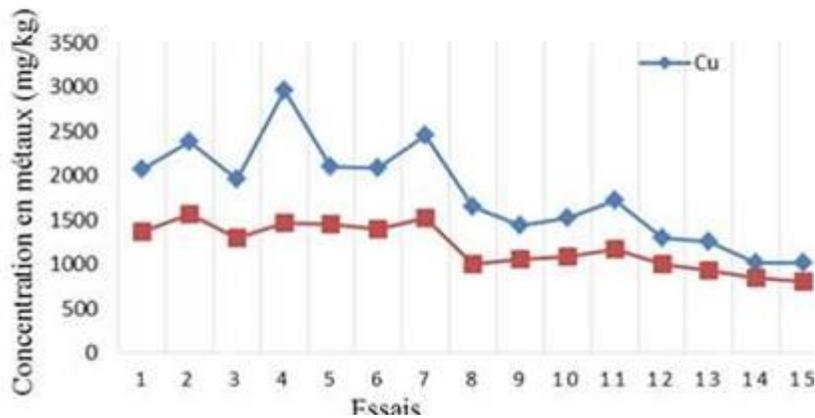


Figure 3-17 Concentration de Cu et Ni retrouvée au niveau Sch. I (pour les essais de variation de l'inclinaison et du débit)

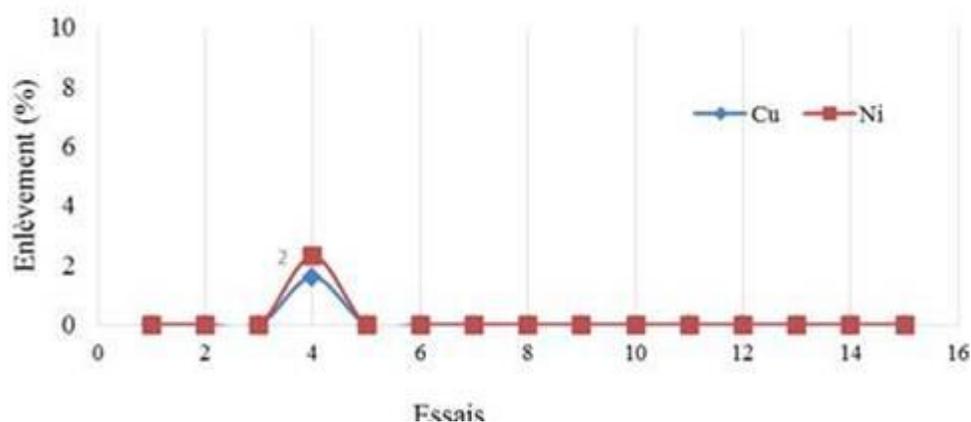


Figure 3-18 Enlèvement du Cu et Ni au niveau Sch. I (pour les essais de la variation de l'inclinaison et du débit)

L'histogramme de la [Figure 3.16](#) démontre que de grandes quantités de sol sur l'ensemble des séries d'essais ($n = 37$) se retrouvent au niveau Sch. I. Cependant, les [Figures 3.17](#) et [3.18](#) montrent également que ces sols demeurent toujours contaminés et que l'enlèvement du cuivre et du nickel est faible à négligeable et ne dépasse pas les 2%.

Compte tenu de ce qui précède, il est possible de constater que la Sch. I est fortement contaminée et étant donné qu'elle est composée de particules fines, nous avons pensé que cette fraction de < 1 mm devrait être divisée. À cet effet, nous avons fait des essais en retranchant de la fraction < 1 mm, la fraction inférieure 0,053 mm.

Avec cette série d'essais, nous avons fait varier l'inclinaison en fixant tous les autres paramètres pour prendre le temps de comprendre ce qui se passe au niveau des chaudières Sch. I.

3.6.1.3 Effet de l'inclinaison à débit fixe pour la fraction de sol comprise entre 0,053-1 mm

Les [Tableaux 3.8](#), [3.9](#) et [3.10](#) présentent les résultats obtenus pour les essais préliminaires lors de l'étude de l'impact de l'inclinaison à 10 et 12° avec deux débits d'alimentation ; soit 11 et 12 L/min faits sur des sols entre 0,053 et 1 mm.

Sur l'ensemble de ces essais, la quantité de particules fines retrouvées dans Sch. I demeure la même. Il n'y a pas vraiment moins de particules fines dans ces chaudières. Par conséquent, il ne semble pas que le fait d'avoir moins de fines ($< 0,053$ mm) influence la répartition des sols à la sortie de la table de Wifley, les résultats se rapprochent en termes de distribution des sols aux essais présentés précédemment. Notons que pour ces essais les teneurs retrouvées dans les chaudières 3 et 4 (soit les sols décontaminés) sont particulièrement faibles. La teneur initiale est plus faible aussi, ce qui est normal puisque l'on retranche la fraction la plus contaminée (< 53 μm).

Les facteurs de concentration (Tableau 3.10) demeurent faibles indiquant qu'il n'y a pas vraiment de séparation gravimétrique sur la table, ceci pourrait supposer que peut être la table effectue une séparation granulométrique au lieu d'une séparation gravimétrique. Également, il est possible qu'en retranchant la fraction la plus contaminée, l'on diminue de façon non proportionnelle les teneurs qui auraient pu se concentrer dans la chaudière 5,6 et 7.

D'après l'étude réalisée par Laporte-Saumure et al. (2011) sur la fraction 53-500 μm d'un sol contaminé par des munitions de tirs, l'utilisation de la table à secousse (débit total de 7 L/min) a permis d'enlever 84% du cuivre initialement présent dans la fraction contaminée. En comparant nos résultats avec ceux de Laporte-Saumure et al. (2011), il semblerait que les débits utilisés dans notre étude étaient trop élevés et ont causés l'entraînement particulaire du sol au lieu de favoriser une séparation granulométrique. Des essais réalisés avec le même débit total de 7 L/min sur une fraction plus grossière (250 à 1000 μm) contenant initialement 24 805 mg de Zn/kg et de 1 576 mg de Cu/kg, ont montré que près de 91% du cuivre a pu être éliminé grâce à l'utilisation de la table à secousses (Laporte-Saumure et al., 2010). De ce fait, le débit est un paramètre crucial, qui sans doute devrait être étudié davantage pour favoriser la décontamination du sol étudié.

Tableau 3-8 Essais préliminaires de l'impact de l'inclinaison sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 133 ± 306 mgCu/kg sec et 649 ± 134 mg Ni/kg sec, n = 10) pour les sols compris entre 0,053-1 mm (Q : 11 L/min: VC : 500 rpm, et MV⁴. Sch. III ε [3-3,4] g/cm³)

Inclinaison	Masse récupérée			Pertes	Teneur ¹		Enlèvement ²		Facteur de concentration ³	
	Sch. I	Sch. II	Sch. III		Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
Degré	(%)			(%)	(mg/kg)		(%)		(%)	
10	34,7	46,3	16,7	3,30	223	321	ND	ND	0,34	0,47
12	63,0	33,0		ND	431	367	ND	ND	0,32	0,33
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	Critère > D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

Tableau 3-9 Essais préliminaires de l'impact de l'inclinaison sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 133 ± 306 mgCu/kg sec et 649 ± 134 mg Ni/kg sec, n = 10) pour les sols compris entre 0,053-1 mm (Q : 12 L/min: VC : 500 rpm et MV⁴. Sch. III ε [3-3,4] g/cm³)

Inclinaison	Masse récupérée			Pertes	Teneur ¹		Enlèvement ²		Facteur de concentration ³	
	Sch. I	Sch. II	Sch. III		Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
Degré	Sch. I			(%)	(mg/kg)		(%)		(%)	
10	48,8	36,8	6,90	7,50	288	305	ND	ND	0,43	0,56
12	68,0	16,4	2,40	13,2	387	325	ND	ND	1,04	0,31
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	Critère > D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties 5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

Tableau 3-10 Facteurs de concentration des essais préliminaires

Essais	Facteur de concentration du Cu			Facteur de concentration du Ni		
	Sch. I	Sch. II	Sch. III	Sch. I	Sch. II	Sch. III
1	0,67	0,58	0,72	0,85	0,74	0,77
2	0,69	0,39	0,69	0,91	0,57	0,55
3	0,23	0,85	0,71	0,40	1,14	0,38
4	0,82	0,81	0,47	1,02	0,99	0,28
5	0,48	0,24	0,30	0,71	0,39	0,15
6	0,51	0,15	0,20	0,73	0,27	0,11
7	0,52	0,23	0,13	1,32	0,44	0,10
8	0,27	1,21	3,43	0,50	2,12	1,84
9	0,42	0,19	0,23	0,62	0,27	0,14
10	0,34	0,12	0,40	0,56	0,18	0,29

3.6.2 Effet de l'alimentation sèche lors du traitement des sols par la table de Wifley

3.6.2.1 Cas de la fraction 53-1000 µm

Afin de vérifier l'influence de l'alimentation, des essais d'expérimentation avec une alimentation sèche sur différentes fractions granulométriques ont été effectuées pour ces mêmes sols. Les résultats de ces expériences sont présentés aux [Tableaux 3.11](#) et [3.12](#) pour les sols compris entre 53 µm - 1 mm. La variation du débit de lavage ainsi que la vitesse ont été expérimentés pour cette fourchette granulométrique.

Il est possible de constater à la lecture des [Tableaux 3.11](#) et [3.12](#) que les résultats pour l'ensemble des essais menés en alimentation sèche sont presque similaires à ceux d'alimentation humide. Les facteurs de concentration des métaux dans le concentré sont peu intéressants. Près ou en bas de 1, ils indiquent que le concentré est plus faiblement contaminé que les chaudières 2-3. Il n'y a donc pas de concentration gravimétrique qui se fait et ce, peu importe les débits ou conditions de vitesses. Le faible degré de libération et la faible taille des particules portant la pollution expliquent ces faibles rendements.

Tableau 3-11 Essais de l'impact du débit de lavage sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 133 ± 306 mg Cu/kg sec et 649 ± 134 mg Ni/kg sec) pour les sols compris entre 0,053-1 mm en alimentation sèche (I : 12° ; Q_a : 12 L/min; VC : 350 rpm et MV⁴. Sch. III ε [3-3,4] g/cm³)

Q _L (L/min)	Masse récupérée			Pertes (%)	Teneur ¹		Enlèvement ²		Facteur de concentration ³	
	Sch. I (%)	Sch. II	Sch. III		Cu (mg/kg)	Ni	Cu (%)	Ni	Cu (%)	Ni
2	53,6	22,3	14,0	10,1	510	388	ND	ND	1,31	1,19
2,5	52,4	25,3	14,4	7,90	778	504	ND	ND	2,15	1,15
3	34,3	8,30	3,55	7,75	1 199	742	ND	ND	1,13	1,00
3,5	27,5	9,93	7,80	9,55	935	664	14,4	ND	0,42	0,56
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	>D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II). ²Enlèvement calculé à partir des concentrations. ³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

Tableau 3-12 Essais de l'impact de la vitesse sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 133 ± 306 mg Cu/kg sec et 649 ± 134 mg Ni/kg sec) pour les sols compris entre 0,053-1 mm en alimentation sèche (I : 12° ; Q_a : 2 L/min ; Q_L : 3 L/min et MV⁴. Sch. III ε [3-3,4] g/cm³)

V rpm	Masse récupérée			Pertes (%)	Teneur ¹ (mg/kg)		Enlèvement ² (%)		Facteur de concentration ³ (%)	
	Sch. I (%)	Sch. II	Sch. III		Cu	Ni	Cu	Ni	Cu	Ni
254	73,5	21,8	25,2	7,06	529	404	71,1	63,4	0,17	0,28
332	55,0	19,8	15,6	9,55	1346	748	17,8	5,64	0,33	0,46
350	31,2	15,1	23,3	30,35	1316	644	28,1	41,6	0,76	0,45
500	28,9	21,1	20,6	29,35	1428	698	21,9	36,7	0,25	0,28
	Plage des critères B-C									
	Plage des critères C-D									
	>D									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

3.6.2.2 Lavage des sols au dichlorométhane

Tel que les analyses l'ont démontré, les sols sont contaminés par des C_{10} - C_{50} . À travers ces essais, on a voulu vérifier si la présence des hydrocarbures aurait une influence sur le traitement des sols par séparation gravimétrique avec de l'eau. L'hypothèse supposée est que la nature hydrophobe C_{10} - C_{50} , pourrait influencer le comportement des sols sur la table de Wifley, en raison des grandes quantités d'eau utilisée pour le transport des particules de sol. Deux essais ont été menés avec un sol lavé au dichlorométhane pour enlever toute trace des hydrocarbures. Comme il s'agissait d'essais exploratoires différentes conditions ont été testées. Les résultats sont présentés au [Tableau 3.13](#). Les essais avec le lavage au dichlorométhane ont pu moyennement décontaminer la Sch. I avec un enlèvement entre 42,9% et 59,2% pour le cuivre et de 43,2% à 57,4% pour le nickel. Quoiqu'il faudrait expérimenter plusieurs essais pour en sortir avec une conclusion justifiée. Il est difficile d'expliquer pourquoi lors de l'essai à 8°, autant de sol peut se retrouver dans le concentré (33,7% dans chaudière 5,6, 7 voir [Tableau 3.13](#)). Malgré tout, il n'est pas possible à partir de ces résultats de conclure à l'influence de la contamination en C_{10} - C_{50} pour expliquer le comportement des particules de sol sur la table de Wifley.

Tableau 3-13 Impact du lavage du sol au dichlorométhane préalablement à leur passage sur la table de Wilfley, sur l'enlèvement du cuivre et du nickel (contamination initiale du sol; 1 800 mg Cu/kg sec et 1 103 mg Ni/kg sec) pour les sols inférieurs à 1 mm (VC : 350 rpm)

Inclinaison	Masse récupérée			Débit		Teneur		Enlèvement ¹	
	Sch. I	Sch. II	Sch. III	Q _L	Q _a	Cu	Ni	Cu	Ni
Degré	%			L/min		mg/kg		%	
14	63,5	40,2	10,0	3	2	1 044	625	41,9	43,2
8	7,70	42,4	33,7	4	3	734	499	59,2	57,4
									

¹Concentration des métaux retrouvés dans les sorties 3, 4 (Sch. II) .²Enlèvement calculé à partir des concentrations .³Facteur de concentration calculé à partir des sorties.5, 6,7 (Sch. III), ⁴MV=masse volumique.

3.6.2.3 Cas de la fraction 1-2 mm.

Avant de procéder au traitement gravimétrique, la fraction 1-2 mm a subi une attrition selon les conditions proposées par Mouton (2000). Quatre conditions de traitement ont été choisies et se présentent comme suit :

1. **Condition 1** : Débit d'eau d'alimentation : 2 L/min, débit d'eau de lavage: 5,4 L/min, inclinaison: 14°, vitesse de la course : 328 rpm.
2. **Condition 2** : Débit d'eau d'alimentation : 6 L/min, débit d'eau de lavage : 6 L/min, inclinaison: 11°, Vitesse de la course : 301 rpm.
3. **Condition 3** : Débit d'eau d'alimentation : 6 L/min, débit d'eau de lavage: 6 L/min, Inclinaison: 11°, vitesse de la course: 301 rpm.
4. **Condition 4** : Débit d'eau d'alimentation: 2 L/min, débit d'eau de lavage: 6 L/min, inclinaison: 10,5°, vitesse de la course: 432 rpm.

Les résultats obtenus sont présentés aux [Figures 3.19](#) (pourcentage massique) et [3.20](#) (masse volumique). Ici ch 1 à ch 5,6,7, indiquent les sorties dans les chaudières 1 à 7, respectivement.

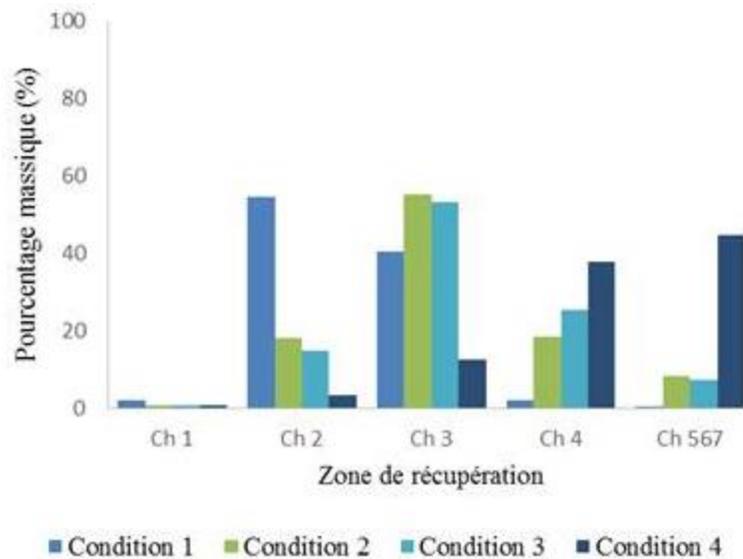


Figure 3-19 Pourcentages massiques obtenus lors du traitement des sols contaminés de la fraction 1-2 mm selon différentes conditions de traitement

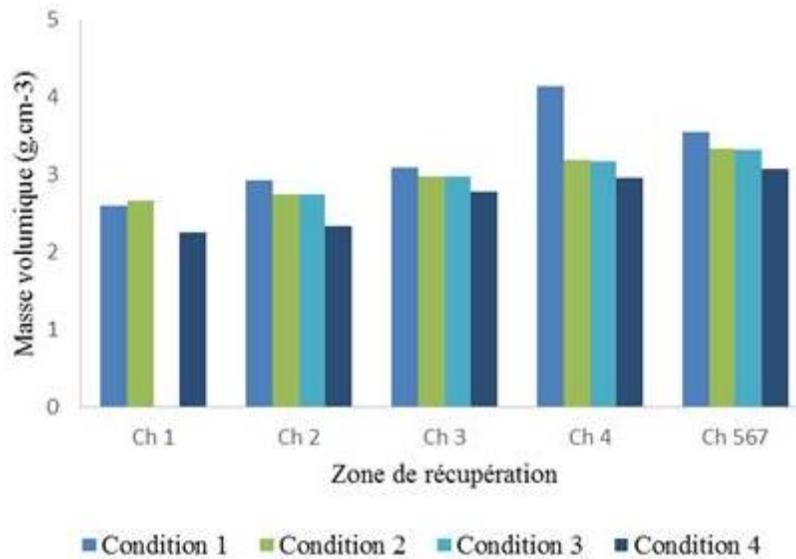


Figure 3-20 Masse volumique obtenue lors du traitement des sols contaminés de la fraction 1-2 mm selon différentes conditions de traitement

En observant les différents essais de séparation avec la table à secousses, il est possible de remarquer trois différents niveaux de séparation. D'abord, pour le cas de la condition 1, bien que la masse volumique soit élevée au niveau des zones Sch. 4 et Sch. 5, le pourcentage massique du concentré métallique récupéré est égal à 2 %. En effet, les paramètres sélectionnés n'engendrent pas la force requise pour le déplacement des particules lourdes vers la zone de concentration. D'autre part, la condition 4 permet d'obtenir un pourcentage massique de 83 % de la masse totale du sol au niveau de la zone de concentration. Contrairement à la condition 1, les paramètres sélectionnés ont permis un entraînement particulaire massif et non désiré lors de la séparation. Il est à remarquer que même si la masse récupérée au niveau de Sch. 567 est élevée (40 % du sol total), la masse volumique correspondante est égale à 3 g/cm³. Ceci est dû à l'effet de la concentration métallique élevée dans cette zone. Les conditions 3 et 4 permettent de réduire l'entraînement particulaire au niveau de la zone de récupération du concentré métallique. En effet, un pourcentage massique de 30 % a été obtenu dans les zones Sch. 4 et Sch. 567 avec des masses volumiques de 3 g/cm³. La masse volumique au niveau de la zone Sch. 3 est de l'ordre de 2.9 g/cm³. Cette dernière reflète la persistance d'une partie de la contamination dans cette zone. Cependant, compte tenu du coût de disposition du concentré métallique, ces conditions ont été retenues pour le traitement de la

présente fraction. Les analyses chimiques correspondant à la condition 2 sont présentées suivant sur le [Tableau 3.14](#). Le bilan indique qu'il n'y a pas eu de perte lors de l'essai, 103 et 106% des sols sont retrouvés. Toutefois il est possible de constater que la contamination de départ est faible avec 463 mg Cu/kg et 266 mg Ni/kg. En effet la fraction 1-2 mm est moins concentrée que les fractions inférieures à 1 mm. Il est donc difficile de conclure quoi que ce soit. Néanmoins il est quand même possible de concentrer dans les chaudières 4,5,6,7, mais avec des pourcentages d'enlèvement relativement faibles. Une étude similaire a été réalisée par Jobin (2016) pour traiter à l'aide de la table à secousses la fraction 1- 2 mm d'un sol contaminé par des résidus d'incinération (teneurs initiales : 43 mg As/kg, 2 053 mg Cu/kg, 5 893 mg Pb/kg, 95 mg Sb/kg et 1 330 mg de Sn/kg). Les conditions opératoires retenues sont : un débit d'alimentation de 5 L/min, un débit de lavage de 5 L/min, une inclinaison de l'ordre de 10° et une vitesse de course de 500 rpm. Les résultats obtenus à partir de ces conditions opératoires montrent un enlèvement du cuivre de 62%. À cet effet, il semblerait que les conditions opératoires choisies dans la présente étude n'étaient pas favorables à l'enlèvement du cuivre.

Tableau 3-14 Résultats obtenus suite au traitement à la table de Wilfley de la fraction 1-2 mm (conditions 2 : Q_A: 6 L/min, Q_L : 6 L/min, I: 11 °, VC : 301 rpm)

	Récupération de la masse (%)	Masse volumique (g/cm ³)	Cu	Ni
Sol entrant	(mg/kg)		463	266
Ch 1	(mg/kg) 0,71	2,67	551	502
Ch 2	(mg/kg) 18,1	2,75	317	259
Ch 3	(mg/kg) 55,3	2,98	334	236
Ch 4	(mg/kg) 18,4	3,19	1025	326
Ch 5	(mg/kg) 8,17	3,34	772	460
Sol entrant	(g)		92,6	53,2
Ch 1	(g)		0,77	0,70
Ch 2	(g)		11,3	9,23
Ch 3	(g)		36,3	25,6
Ch 4	(g)		37,1	11,8
Ch 5	(g)		12,38	7,37
Entrant	(g)		92,6	53,2
Sortant	(g)		97,8	54,6
S/E	(%)		106	103
Enlèvement (bilan massique)	(%)		49	35

3.7 Résultats de la lixiviation acide

Des essais de la lixiviation acide sur la fraction < 4 mm du sol contaminé ont été effectués avec deux acides inorganiques: l'acide sulfurique (H₂SO₄) et l'acide chlorhydrique (HCl). Les essais avec l'acide sulfurique ont été menés avec et sans ajout de chlorure de sodium à raison de 3 M de NaCl. L'ensemble des expériences de la lixiviation acide ont été effectuées en triplicata sur une durée de 2 h avec une densité de pulpe de 10%, suivis de deux étapes de rinçage.

Le paramètre d'optimisation du procédé de la lixiviation acide choisi est le pH. À cet effet, le pH a été fixé à 1,5; 2,25 et 3. Les résultats sont présentés aux [Tableaux 3.15 à 3.17](#), respectivement, alors que les enlèvements sont présentés aux [Figures 3.21 et 3.22](#).

Le [Tableau 3.15](#) expose les résultats de la solubilisation des métaux à pH = 3. Globalement, les coefficients de variation ne sont pas trop élevés sauf pour le cas de l'essai mené avec l'acide sulfurique et le sel de NaCl. Pour le cas du cuivre, les enlèvements sont faibles, entre 6 et 19%. Les meilleurs rendements sont avec H₂SO₄ et 3 M NaCl. En ce qui concerne le nickel, lui aussi a affiché de faibles pourcentages de solubilisation et on a obtenu un enlèvement maximal de 20% en utilisant H₂SO₄. Laporte-Saumure et al. (2010) ont étudié les performances de la lixiviation acide en présence de NaCl à pH 3 avec un temps d'expérience de 25 min pour le traitement de la fraction fine (inférieure à 53 µm) d'un sol contaminé. L'enlèvement du cuivre était compris entre 21 et 39%. Lafond (2012) a obtenu 83% d'enlèvement du cuivre après lixiviation en présence de 4M de NaCl et d'H₂SO₄, sur une fraction inférieure à 125 µm avec un temps de lixiviation de 1h. De ce fait, deux paramètres seraient à revoir dans le cas de nos essais : le temps de contact du sol avec la solution de lixiviation et la concentration en NaCl pour essayer d'améliorer les performances du procédé. La forme sous laquelle les métaux se trouvent dans les sols et le type de contamination peuvent également être à l'origine des différences de performances observées entre cette étude et la littérature.

Concernant les expériences menées avec un pH plus bas fixé à 2,25 ([Tableau 3.16](#)), on a retenu des coefficients de variation intéressants, indiquant ainsi que les expériences sont reproductibles. Toutefois, les enlèvements du Cu et du Ni demeurent en bas de 10% et ce, quel que soit l'acide utilisé.

Les résultats présentés sur le [Tableau 3.17](#) ont été effectués à des conditions d'acidité assez agressives avec un pH fixées à 1,5. Pour ces essais, les coefficients de variation obtenus sont satisfaisants. Toutefois malgré le pH agressif, l'enlèvement est demeuré bas pour le Cu avec < 5% et autour de 20% pour le Ni. Bisone et al. (2013) ont également étudié les performances de la lixiviation acide pour le traitement de la fraction fine (fraction inférieure à 125 µm) d'un sol contaminé. Les conditions testés (pH 1,5-2, température entre 20 et 80°C, temps = 1 h) ont permis d'obtenir un enlèvement de l'ordre de 88% pour le cuivre, ce qui est supérieur aux performances observées dans le cadre de la présente étude. Les différences observées peuvent être dues aux conditions opératoires différentes et à la nature de la contamination (présence de sulfures métalliques dans la présente étude qui sont plus réfractaires à la lixiviation).

Si on analyse l'histogramme (Figure 3.12), on pourrait obtenir un maximum d'extraction de cuivre de 12% à pH = 2,25 et un maximum de 20,20% de nickel à pH = 1,5. Il a été démontré que le cuivre et le nickel sont piégés dans la phase silicatée, ce qui a dû rendre difficile leur solubilisation.

De ce fait, on pourrait supposer la présence de deux phénomènes, le premier consiste en la présence des métaux sous forme de sulfures. Ces derniers sont hautement insolubles même à des valeurs de pH agressives comme à pH de 1,5. En fait, Tessier et al. (1979) ont montré dans leur méthode d'extraction séquentielle qu'il était requis d'utiliser un oxydant en l'occurrence le H_2O_2 dans leur cas, pour solubiliser les métaux présents sous forme de sulfure. Le second phénomène impliqué est celui du Cu et Ni qui sont inclus dans des volumes silicatés. Ces derniers seraient donc potentiellement peu dégagés de la matrice, et ainsi, peu accessibles pour être solubilisés.

Tableau 3-15 Enlèvement des métaux obtenus à pH 3 (température ambiante, durée 2 h , deux étapes de rinçages, solides totaux pulpe 10% (p/p) et n = 3)

	Cuivre				Nickel			
	Teneur initiale (mg/kg)	finale (mg/kg)	Variation ¹ (%)	Enlèvement (%)	Teneur initiale (mg/kg)	finale (mg/kg)	Variation ¹ (%)	Enlèvement (%)
H₂SO₄	1 722 ± 305	1 607	11,5	6,67	1 104 ± 155	890	8,27	19,4
HCl		1 472	6,06	14,5		942	4,93	14,7
H₂SO₄ + 3 M NaCl		1 387	7,07	19,4		1 154	40,5	ND

¹on considère la variation entre les 3 essais pour les sols traités

Tableau 3-16 Enlèvement des métaux obtenus à pH = 2,25 (température ambiante, durée 2 h, deux étapes de rinçages, solides totaux 10% (p/p) et n = 3)

	Cuivre				Nickel			
	Teneur		Variation ¹	Enlèvement	Teneur		Variation ¹	Enlèvement
	initiale	finale			initiale	finale		
	(mg/kg)	(mg/kg)	(%)	(%)	(mg/kg)	(mg/kg)	(%)	(%)
H₂SO₄	1 997 ± 123	1 952 ± 1	2,25	6,55	1 228 ± 16	1 140 ± 63	5,50	7,17
HCl		2 250 ± 46	ND	ND		1 164 ± 62	5,34	5,21
H₂SO₄ + 3 M NaCl		1 837 ± 16	8,01	8,01		1 094 ± 10	0,88	10,1

¹on considère la variation entre les 3 essais pour les sols traités

Tableau 3-17 Enlèvement des métaux obtenus à pH = 1,5 (température ambiante, durée 2 h, deux étapes de rinçages, solides totaux 10% (p/p) et n = 3)

	Cuivre			Nickel				
	Teneur initiale (mg/kg)	Teneur finale (mg/kg)	Variation ¹ (mg/kg)	Teneur initiale (mg/kg)	Teneur finale (mg/kg)	Variation ¹ (mg/kg)	Teneur initiale (mg/kg)	Teneur finale (mg/kg)
H₂SO₄	1 997 ± 123	1 809 ± 69	3,79	9,04	1 228 ± 16	944 ± 22	2,32	23,2
HCl		2 019 ± 87	ND	3,36		1 309 ± 60	4,58	ND
H₂SO₄ + 3 M NaCl		1 924 ± 64	3,33	3,65		968 ± 25	2,57	21,2

¹on considère la variation entre les 3 essais pour les sols traités

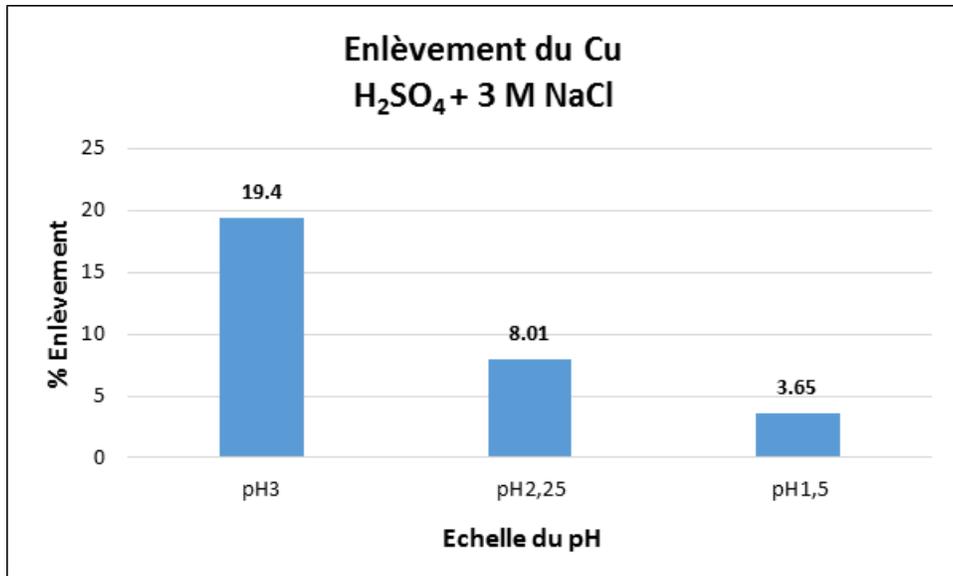


Figure 3-21 Comparaison du rendement d'enlèvement du Cu à différents pH en utilisant H₂SO₄+ 3 M NaCl

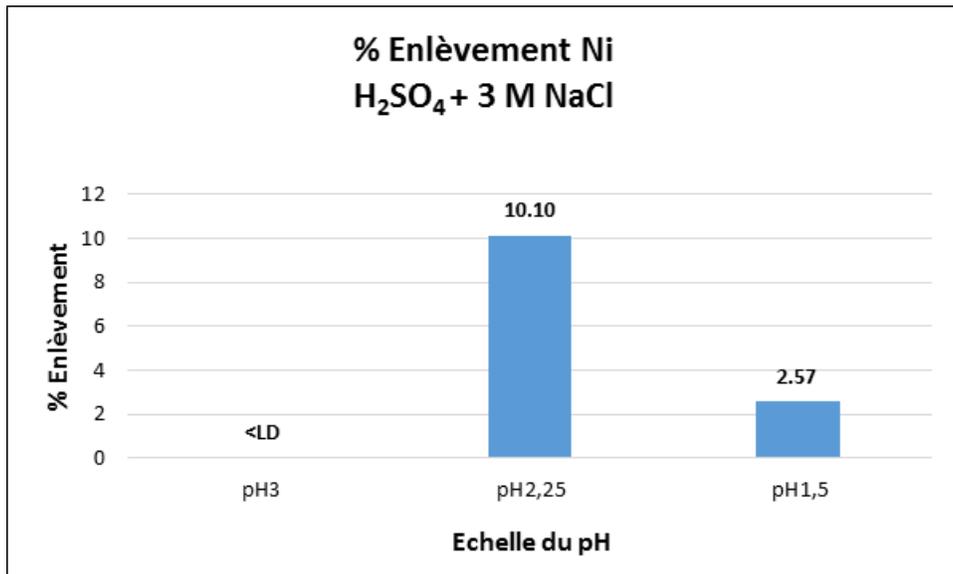


Figure 3-22 Comparaison du rendement de l'enlèvement du Ni à différents pH en utilisant H₂SO₄+ 3 M NaCl

4 CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

La caractérisation physico-chimique du sol contaminé par des résidus miniers a été menée et un portrait diversifié de la contamination a été établi par le biais des analyses. Le pH initial du sol étudié est neutre avec des valeurs allant de 6,88 à 7,19 et ce, en fonction de la fraction granulométrique considérée. Au MEB, l'étude détaillée révèle que la pollution de Cu et Ni est sous forme de sulfures, soit la chalcopyrite et la pentlandite avec un faible degré de libération des particules polluées. Donc, une bonne partie de la pollution est portée par des particules qui ont une densité très près de celle des silicates du sol, rendant la séparation par différence de densité peu efficace. Ce fait a comme effet que les rendements de séparation avec le procédé gravimétrique (table à secousses ou Table de Wilfley) sont faibles. Sur la fraction < 1 mm, les rendements avec la table à secousses sont inconsistants et il n'a pas été possible malgré de nombreux essais, de concentrer le Cu et le Ni dans un plus petit volume de sol. Les résultats obtenus ont mis en évidence que les possibilités de décontamination du sol à l'aide de la table à secousses sont restreintes pour les fractions contenant des particules fines, mais aussi pour la fraction 1-2 mm. En effet, pour la fraction 1-2 mm, il a été possible d'enlever seulement 49% du cuivre et 25% du nickel.

En appliquant sur le sol une lixiviation acide avec différents réactifs comme : H_2SO_4 , HCl et ($H_2SO_4+3MNaCl$) à pH 1,5 - 2 et 3, il a été possible d'obtenir des rendements d'enlèvement à pH 1,5 avec H_2SO_4 de l'ordre de 13,4% et 22,2% pour le Cu et le Ni, respectivement. Le fait que le Cu et le Ni seraient sous forme de sulfure tel que démontré lors des analyses au MEB pourraient expliquer ces faibles rendements. En effet les sulfures de métaux nécessitent un oxydant comme le peroxyde d'hydrogène ou tout autre oxydant fort, en plus des conditions acides pour passer en solution. Le faible degré de libération des particules n'aiderait pas non plus à leur solubilisation, puisque souvent la partie portant le cuivre ou le nickel se situe dans le cœur de la masse de chaque particule polluée ce qui limite le contact entre l'acide et la source de Cu et Ni.

Il apparait donc que ce sol est très difficile à décontaminer par des procédés gravimétriques et chimiques étant donné que la source de pollution est très particulière du fait qu'elle est constituée principalement des sulfures de cuivre et de nickel peu libérés. L'utilisation d'oxydant en supplément aux acides pourrait être envisagé mais le coût d'un tel procédé ne serait probablement pas compétitif face à l'enfouissement qui est peu coûteux au Québec.

Recommandations

Comme la localisation dans une région très éloignée peut fortement modifier le scénario de réhabilitation à appliquer, il est donc recommandé d'étudier davantage le contexte géographique et économique où est situé ce sol afin de pouvoir élaborer des scénarios concernant les possibilités d'amélioration à apporter au procédé dans un contexte pratique. De plus, il serait intéressant d'étudier plus en détails l'influence de la lixiviation acide sur la morphologie des minéraux présents dans les sols afin de mieux comprendre les phénomènes observés (faibles performances de solubilisation pour certains métaux). L'utilisation de technologies de biolixiviation en mesure d'oxyder les sulfures métalliques en sulfates de métaux solubles pourrait également être exploitée.

5 RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adam, S.E., P.A. Totin, H. Koumolou, L. Amoussou, E. Aklikokou et M. KodjoBoko (2010) Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara (Bénin) *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 4(4).
- Adriano, D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments: Biogeochemistry, bioavailability, and risks of metals. Springer Verlag, New York, USA, 867 p.
- ATSDR (2004). Toxicological profiles for copper. US Department of Health and Human Services, Atlanta, Géorgie, USA, 314 p.
- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Editions Quae, INRA, France, 410 p.
- Bergeron, M., A. Gosselin et D. Blackburn (1999). Protocole d'évaluation de la traitabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques, Environnement Canada, Québec, Québec, Canada, 148 p.
- Bernard, H. (2013). Bilan sur la gestion des terrains contaminés au 31 décembre 2010. Ministère du développement durable, de l'environnement, de la faune et des parcs, Québec, Québec, Canada, 31 p.
- Bisone, S., J.F. Blais et G. Mercier (2013). Counter-current metal leaching and precipitation for soil remediation. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal* 22(8): 856-875.
- Bisone, S., G. Mercier et J.F. Blais (2013). Decontamination of metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from slag-polluted soil. *Environmental Technology* 34(18): 2633-2648.
- Bisson, M., N. Houeix, G. Gay, B. Jolibois, G. Lacroix, J. Lefevre, H. Magaud, A. Morin, S. Tissot et G. Gillet (2006). Nickel et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS, France, 71 p.
- Bonnard, N., M. Falcy, A. Hesbert, D. Jargot, F. Pillière, O. Schneider et P. Serre. (1998). Plomb et composés minéraux, INRS, Paris, France, ISBN 2-7389-1392-X, 12 p.
- Bouchard, S. (2001). Traitement du minerai: flottation, méthodes physiques. Éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, Québec, Canada, 373 p.
- Bouchez, M., D. Blanchet, J.P. Vandecasteele et F. Haeseler (1996) Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement. Première partie. Propriété, origines, devenir. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP* 51(3): 407-419
- Castany, G. (1968). Prospection et exploitation des eaux souterraines, Dunod, Université du Wisconsin, Madison, USA, 718 p.
- Cauwenberg, P., F. Verdonck et A. Maes (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.
- CCME (1999). Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine-Cuivre, Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, Canada, 8 p.
- CCME (2014). Standards pancanadiens relatifs aux hydrocarbures pétroliers dans le sol. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, Canada, 9 p.
- CEAEQ (2003) Détermination des métaux et du phosphore dans les sédiments: méthode par spectrométrie au plasma d'argon après minéralisation acide. Centre d'expertise en

- analyse environnementale du Québec, Ministère de l'environnement du Québec, Québec, Québec, Canada, 18 p.
- CEAEQ (2015). Détermination des hydrocarbures pétroliers (C10 à C50) : dosage par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur à ionisation de flamme, Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Québec, Québec, Canada, 17 p.
- Charlatchka, R. et P. Cambier (2000). Influence of reducing conditions on solubility of trace metals in contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution* 118(1-2): 143-168.
- Charriau, A., L. Lesven, Y. Gao, M. Leermakers, W. Baeyens, B. Ouddane et G. Billon (2011). Trace metal behaviour in riverine sediments: role of organic matter and sulfides. *Applied Geochemistry* 26(1): 80-90.
- Cranstone, D.A. (2002) Historique de l'exploration minérale et de l'exploitation minière au Canada et perspectives pour l'avenir. *Ressources naturelles Canada*, Canada, 58 p.
- Dabouineau, L., Y. Lamy et P. Collas (2005). Phytoremédiation et phytorestoration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. *Le rôle d'eau* 124: 8-15.
- Dermont, G., M. Bergeron, G. Mercier et M. Richer-Laflèche (2008). Metal-contaminated soils: remediation practices and treatment technologies. *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management* 12(3):188-209.
- Deschamps, T., M. Benzaazoua, B. Bussière, T. Belem et M. Mbonimpa (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo-la revue électronique en sciences de l'environnement* 7(2).
- Desrosiers, M., C. Gagnon, S. Masson, L. Martel et M. P. Babut (2008). Relationships among total recoverable and reactive metals and metalloid in St. Lawrence River sediment: bioaccumulation by chironomids and implications for ecological risk assessment. *Science of the Total Environment* 389(1): 101-114.
- Dillenseger, J.P. et E. Moerschel (2009). Guide des technologies de l'imagerie médicale et de la radiothérapie: quand la théorie éclaire la pratique, Elsevier Masson, Strasbourg, France, 496 p.
- Dufresne, M. (2013). Les technologies de traitement des sols contaminés: Lesquelles sont durables. *Mémoire de Maîtrise*, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 69 p.
- Duo-Dong, W., Z. Zhong-Wei, C. Ai-Liang, C. Xing-Yu, H. Guang-Sheng et L. Hong-Gui (2009). Oxidative leaching of refractory Cu-Co white alloy in acid solution. *Journal of Central South University (Science and Technology)* 5: 005.
- Elvehjem, C. et E. Hart (1929). The relation of iron and copper to hemoglobin synthesis in the chick. *Journal of Biological Chemistry* 84(1): 131-141.
- Flemming, C. et J. Trevors (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, & Soil Pollution* 44(1): 143-158.
- Gaetke, L.M. et C.K. Chow (2003). Copper toxicity, oxidative stress, and antioxidant nutrients. *Toxicology* 189(1): 147-163.
- Gamsonré, C. (2014). Gestion terrestre des sédiments de dragage et processus biophysicochimiques impliqués. *Mémoire de Doctorat*, Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec, Canada, 382 p.

- Gendron, C. et J.P. Revérêt (2000). Le développement durable. *Économies et sociétés* 37(91): 111-124.
- Girard, H. (2004) Cuivre : Origines, Usages et Différentes formes. Conférence Journées Techniques Nationales Viticulture Biologique, Avignon, France, 154 p.
- Gosselin, A., M. Blackburn et M. Bergeron (1999). Assessment Protocol of the applicability of ore-processing technology to Treat Contaminated Soils, Sediments and Sludges, prepared for Eco-Technology innovation Section. Canada, Environment Canada, Québec, Québec, Canada, 142 p.
- Guemiza, K. (2013). Décontamination à l'échelle pilote des particules fines de sols de buttes de tir à l'arme légère pollués en cuivre, plomb, antimoine et zinc par lixiviation acide et saline. Mémoire de Maîtrise, Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique, Québec, Québec, Canada, 188 p.
- Guemiza, K., G. Mercier et J.F. Blais (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.
- Han, F.X., A. Banin, Y. Su, D.L. Monts, J.M. Plodinec, W.L. Kingery et G.E. Triplett (2002). Industrial age anthropogenic inputs of heavy metals into the pedosphere. *Naturwissenschaften* 89(11): 497-504.
- Harraz, H.Z., M.M. Hamdy et M.H. El-Mamoney (2012). Multi-element association analysis of stream sediment geochemistry data for predicting gold deposits in Barramiya gold mine, Eastern Desert, Egypt. *Journal of African Earth Sciences* 68: 1-14.
- Holtz, R.D. et W.D. Kovacs (1991) Introduction à la géotechnique. Presses Inter Polytechnique. École Polytechnique de Montréal, Montréal, Québec, Canada, 808 p.
- Hummel, W. et E. Curti (2003). Nickel aqueous speciation and solubility at ambient conditions: a thermodynamic elegy. *Monatshefte für Chemie/Chemical Monthly* 134(7): 941-973.
- INRS-Géoressources (1997). Protocole d'évaluation de la trabilité des sédiments, des sols et des boues à l'aide des technologies minéralurgiques. Sainte-Foy, Québec, Canada, 148 p.
- Iskandar, I. K. (2000). Environmental restoration of metals-contaminated soils. CRC Press, Boca Raton, London, Washington, USA, 320 p.
- Jean, L. (2007). Mobilisation du chrome et du nickel à partir de sols contaminés, en présence de complexants: transfert et accumulation de ces métaux chez *Datura innoxia*, Limoges, France, 290 p.
- Ji, V.N. (2003) Contribution à l'analyse par diffraction des rayons X de l'état microstructural et mécanique des matériaux hétérogènes. Mémoire de Doctorat, Université de Lille, Lille, France, 384 p.
- Jobin, P., G. Mercier, J.F. Blais et V. Taillard (2015). Understanding the Effect of Attrition Scrubbing on the Efficiency of Gravity Separation of Six Inorganic Contaminants. *Water, Air, & Soil Pollution* 226(5): 1-13.
- Sandlos, A.K. (2015). Exploitation minière. Disponible à l'adresse suivante <http://www.encyclopediecanadienne.ca/fr/article/exploitation-miniere>. Consulté en Octobre 2016.
- Landry B. (1997). Génie et Environnement- Chapitre 3 - Nature et origine des sols. Les éditions Le Griffon d'orgile. Québec, Québec, Canada. 540 p..
- Laporte-Saumure, M., R. Martel et G. Mercier (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., R. Martel et G. Mercier (2011). Characterization and metal availability of copper, lead, antimony and zinc contamination at four Canadian small arms firing ranges. *Environmental Technology* 32(7): 767-781.
- Legret, M. (1984). Les métaux lourds dans les boues de stations d'épuration. Valorisation agricole et extraction des métaux toxiques. 129: 35-40.
- Lehninger, A.L. (1975). *Biochemistry*, Worth publishers Inc., New-York, États-Unis, ISBN 0-87901-047-9, 1104 p.
- Lenoir, T. (2011). Mécanismes de rétention du cuivre dans les sols: Évaluation statistique des approches macroscopiques et spectroscopiques, Université de Grenoble, France, 267 p.
- Levasseur, B., M. Chartier, J.F. Blais et G. Mercier (2006). Metals removal from municipal waste incinerator fly ashes and reuse of treated leachates. *Journal of Environmental Engineering* 132(5): 497-505.
- Lombardi, L. et L. Sebastiani (2005). Copper toxicity in *Prunus cerasifera*: growth and antioxidant enzymes responses of in vitro grown plants. *Plant Science* 168(3): 797-802.
- Mariétan, I. (1953) Les sources chaudes de Val d'Illiez. *Bulletin de la Murithienne*. 70: 94-96.
- Marino, M.A., R.M. Brica and C.N. Neale (1997). Heavy metal soil remediation: The effects of attrition scrubbing on a wet gravity concentration process. *Environmental Progress* 16(3): 208-214.
- Masscheleyn, P., F. Tack et M. Verloo (1999). A model for evaluating the feasibility of an extraction procedure for heavy metal removal from contaminated soils. *Water, Air, and Soil pollution* 113(1-4): 63-76.
- McIntyre, T. (2003). Phytoremediation of heavy metals from soils. *Phytoremediation*, Springer, 78: 97-123.
- MDDELCC (2016a). Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés - Loi et règlements. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Québec, Québec, Québec, Canada.
- MDDELCC (2016b). Protection des sols et réhabilitation des terrains contaminés - Politique ministérielle. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Québec, Québec, Québec, Canada.
- MDDELCC (2016c). Répertoire des terrains contaminés. Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques. Québec, Québec, Québec, Canada.
- Mercier, G. (2000). Disponibilité des métaux dans les sols et prévision du rendement d'enlèvement par des techniques minéralurgiques. Mémoire de Doctorat, Université Laval, Québec, Québec, Canada, 273 p.
- Mercier, G., J.F. Blais et M. Chartier (2007). Décontamination à l'échelle pilote de sols pollués en métaux toxiques par des procédés miniers et lixiviation chimique. *Journal of Environmental Engineering and Science* 6(1): 53-64.
- Mercier, G., J. Duchesne et D. Blackburn (2001). Prediction of metal removal efficiency from contaminated soils by physical methods. *Journal of Environmental Engineering* 127(4): 348-358.
- Mercier, G., J. Duchesne et D. Blackburn (2001). Prediction of the efficiency of physical methods to remove metals from contaminated soils. *Journal of Environmental Engineering* 127(4): 348-358.

- Miquel, G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire des choix scientifiques et technologiques n 261. Sénat. 5 Avril 2001.
- Monsieur R. (2003) Nickel, Intoxications et carcinogénèse labo sp. Disponible à l'adresse suivante:
http://www.labosp.com/fr/liste_des_etudes_scientifiques/nickel__intoxications_et_carcinogenese.doc.php. Consulté en Octobre 2016.
- Mouton, J. (2008). Développement d'un procédé de lavage de sol pour le traitement simultané des HAP et du plomb. Mémoire de Doctorat, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Québec, Canada, 274 p.
- Mulligan, C., R. Yong et B. Gibbs (2001). Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater: an evaluation. *Engineering Geology* 60(1): 193-207.
- O'Donoghue (1990) *American Nature Guide - Rocks and minerals*: GALLERY Books, New York, New York, USA, 224 p.
- Palakkeel Veetil, D. (2013). Développement d'un procédé de traitement pour l'enlèvement simultané des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et des métaux des sédiments contaminés, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Québec, Canada, 228 p.
- Petruzzelli, G., M. Barbafieri, L. Bonomo, S. Saponaro, A. Milani et F. Pedron (2004). Bench scale evaluation of soil washing for heavy metal contaminated soil at a former manufactured gas plant site. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 73(1): 38-44.
- Pichard, A., M. Bisson, R. Diderich, N. Houeix, C. Hulot, G. Lacroix, J. Lefevre, S. Leveque, H. Magaud et A. Morin (2005). *Chrome et ses dérivés*. INERIS: Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, France, 80 p.
- Pulgarin, A. et R. Van Coillie (2012). Méthodes pour la datation des hydrocarbures déversés dans l'environnement. Mémoire de Maîtrise, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, Canada, 90 p.
- Reynier, N. (2012). Décontamination des sols pollués par des métaux, du pentachlorophénol et des dioxines et furanes. Mémoire de Doctorat, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Québec, Canada, 284 p.
- Rikers, R., P. Rem et W. Dalmijn (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.
- Rollin, C. et F. Quiot (2006). *Éléments traces métalliques-guide méthodologique: recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines*. Rapport d'étude INERIS, France, 138 p.
- Rufino, R.D., J.M. Luna, G.M. Campos-Takaki, S.R. Ferreira et L.A. Sarubbo (2012). Application of the biosurfactant produced by *Candida lipolytica* in the remediation of heavy metals. *Chemical Engineering* 27:61-66.
- Singer, A. (1989) Palygorskite and sepiolite group minerals. *Minerals in Soil Environments* 829-872
- SMSTC (2015). Sources d'énergie-pétrole. Société des Musées de Sciences et Technologies du Canada, IFP Energies nouvelles (IFPEN). Disponible à l'adresse suivante:
<http://energie.techno-science.ca/fr/energie101/petrole.php>. Consulté en Octobre 2016.

- Snoussi, R. (2015). Enlèvement des métaux présents dans la fraction fine de sols contaminés par des cendres d'incinération (Ba, Cu, Pb, Sn, Zn) de déchets municipaux, Université du Québec, Institut National de la Recherche Scientifique, Québec, Québec, Canada, 229 p.
- Sommer, A. L. (1931). Copper as an essential for plant growth. *Plant physiology* 6(2): 339-345.
- Tessier, A., P.G. Campbell et M. Bisson (1979) Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry* 51(7):844-851.
- Torslov, J. (2012). Risk characterization of nickel in sediments. Draft prepared for Danish Environmental Protection Agency, Danemark, 80 p.
- USEPA (1995). Contaminants et Remedial Options at Selected Metal-Contaminated Sites, Office of Research and Development, EPA/540/R-95/512, US. Environmental Protection Agency, Washington, Washington, USA, 268 p.
- Van Deuren, J., T. Lloyd, S. Chhetry, R. Liou et J. Peck (2002). Remediation technologies screening matrix and reference guide—version 4.0, US Department of Defense, US Army Environmental Center. Disponible à l'adresse suivante: <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-19.html>. Consulté en Octobre 2016.
- Williford, B. et R. Mark (2000). Physical separation of metal-contaminated soils. *Environmental Restoration of Metals-Contaminated Soils*, 1st ed., CRC Press LLC, Boca Raton, Floride, USA, 121-165.
- Williford, C.W., Z. Li, Z. Wang et R.M. Bricka (1999). Vertical column hydroclassification of metal-contaminated soils. *Journal of Hazardous Materials* 66(1): 15-30.
- Wills, B.A. (1992) *Mineral Processing Technology*. Pergamon, New York, USA, 512 p.
- Wixon, B. et B. Davies (1993). Lead in soil, recommended guidelines. Rapport préparé pour Society for Environmental Geochemistry and Health, Washington, Washington, USA.
- Wuana, R.A. et F.E. Okieimen (2011). Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *ISRN Ecology*, 20 p.
- Yassef, P. (2008). Guide Diététique Nutriments Sels minéraux - Fer: ses rôles e-santé. Disponible à l'adresse suivante: <http://www.e-sante.be/fer-ses-roles/guide/868>. Consulté en Octobre 2016.

ANNEXE 1

COEFFICIENTS DE VARIATION (CV, %) OBTENUS LORS DE LA CARACTÉRISATION INITIALE DES DIFFÉRENTES FRACTIONS GRANULOMÉTRIQUES DU SOL

	Fractions granulométriques (mm)		
	1-4	0.250-1	< 0.250
Nombre de mesures (n)	22	42	10
Métaux	Coefficients de variations (CV) (%)		
Cu	37,2	22,7	11,2
Ni	41,3	23,9	16,4
Fe	7,70	13,9	9,30
Al	3,80	4,80	21,2
B	13,2	n.a.	120
Ba	8,70	24,0	24,8
Ca	18,7	7,70	11,7
Cd	7,60	13,2	6,40
Co	18,0	22,9	10,1
Cr	33,4	6,60	9,10
K	6,90	12,7	24,3
Mn	15,8	11,4	7,60
Mo	16,3	21,6	39,5
Na	18,8	12,4	32,9
P	18,7	23,6	20,1
Pb	12,1	11,9	18,2
S	27,0	36,1	22,9
Zn	22,2	6,50	13,0

ANNEXE 2

TENEURS EN CUIVRE ET EN NICKEL MESURÉES DANS LES SOLS À LA SORTIE DE LA TABLE À WILFLEY

N = 77 Essais	F _c de Cu			F _c de Ni		
	Sch. I	Sch. II	Sch. III	Sch. I	Sch. II	Sch. III
1	0,67	0,58	0,72	0,85	0,74	0,77
2	0,69	0,39	0,69	0,91	0,57	0,55
3	0,23	0,85	0,71	0,40	1,14	0,38
4	0,82	0,81	0,47	1,02	0,99	0,28
5	0,48	0,24	0,30	0,71	0,39	0,15
6	0,51	0,15	0,20	0,73	0,27	0,11
7	0,52	0,23	0,13	1,32	0,44	0,10
8	0,27	1,21	3,43	0,50	2,12	1,84
9	0,42	0,19	0,23	0,62	0,27	0,14
10	0,34	0,12	0,40	0,56	0,18	0,29
11	0,74	0,48	1,06	0,98	0,56	1,19
12	0,79	0,53	1,75	1,04	0,63	3,54
13	0,65	0,58	1,93	0,87	0,72	2,99
14	0,98	1,12	3,32	0,98	1,10	4,62
15	0,70	0,22	1,19	0,96	0,38	1,20
16	0,27	1,21	3,43	0,50	2,12	1,84
17	0,46	0,38	0,93	0,43	0,34	1,11
18	0,73	0,49	0,76	0,65	0,36	1,25
19	0,29	0,75	1,00	0,31	0,48	1,16
20	0,73	0,49	0,76	0,65	0,36	1,25
21	0,23	0,18	0,65	0,34	0,31	0,47
22	0,51	0,14	0,88	0,52	0,21	1,55
23	0,63	0,19	0,67	0,59	0,31	0,87

*n : nombre d'essais.

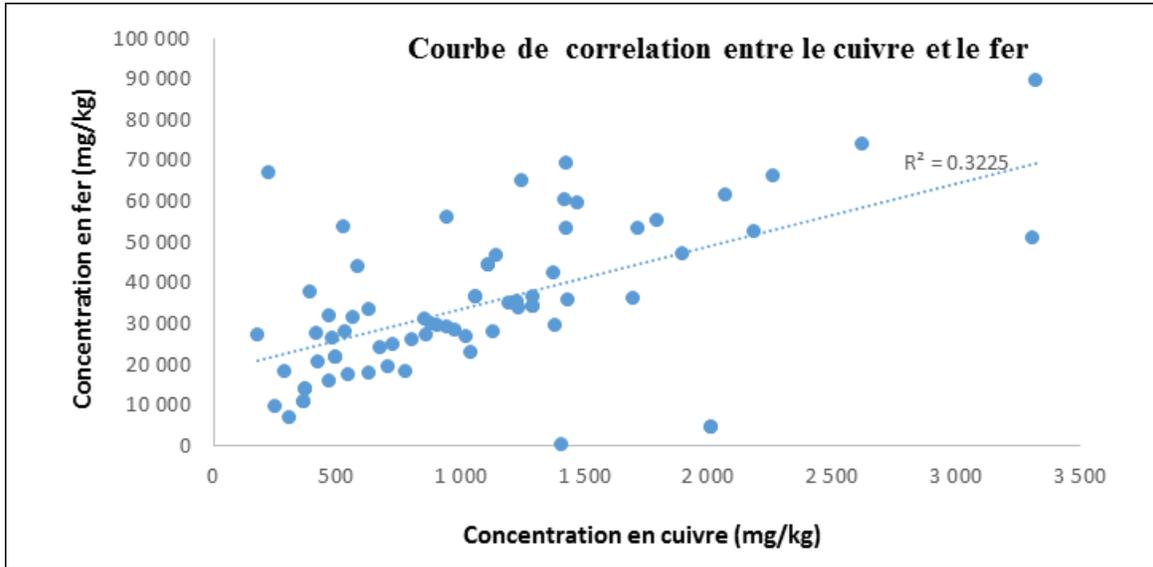
** F_c : Facteur de concentration.

C_v : Coefficient de variation par rapport à la moyenne.

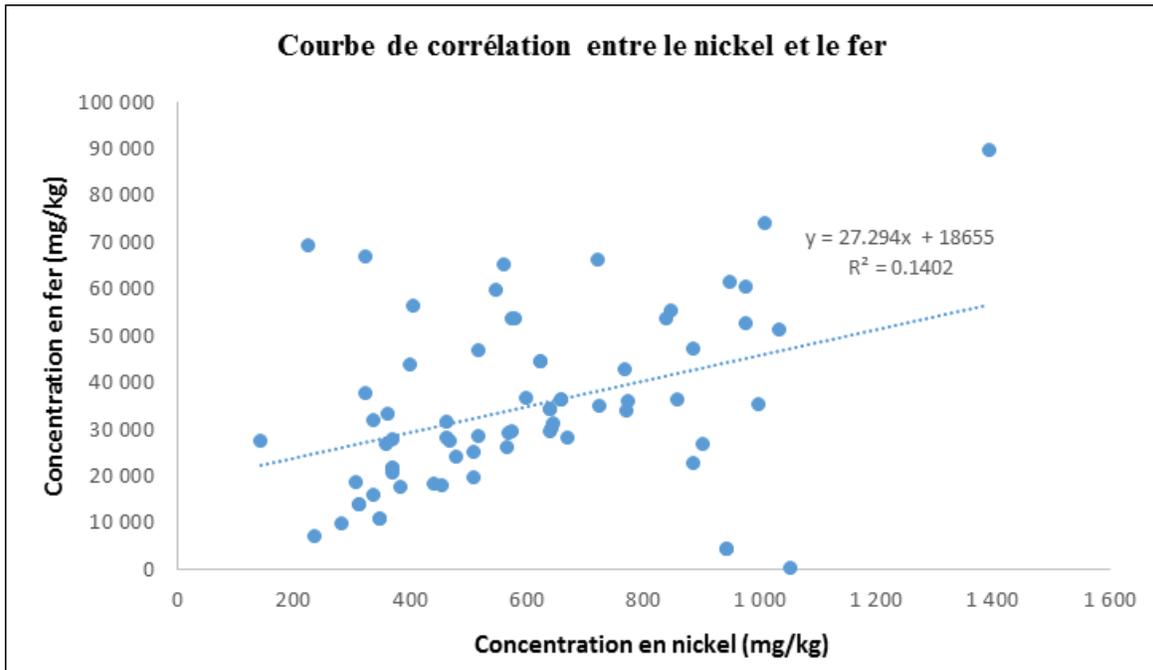
N : Nombre d'essais.

ANNEXE 3

VARIATION DES TENEURS EN CUIVRE EN FONCTION DES TENEURS EN FER



VARIATION DES TENEURS EN NICKEL EN FONCTION DES TENEURS EN FER



ANNEXE 4

BILAN DES TENEURS EN MÉTAUX DU PROCÉDÉ D'ATTRITION POUR LES ESSAIS RÉALISÉS SUR LA FRACTION 0,250-1 MM

Id.	Masse (%)	Cu	Ni
Avant attrition (mg/kg)	100	1 892 ± 11	1 131 ± 41
Après attrition (mg/kg)	89	1 892	1 131
Boue d'attrition (mg/kg)	11	3 581	2 482
Avant attrition (g)		343	206
Après attrition (g)		315	189
Boue d'attrition (g)		73,4	50,9
Bilan (%)		88,2	86,3
% Enlèvement (C)		-3,32	-2,52
% Enlèvement (Bilan)		7,99	8,70

TENEURS EN CUIVRE ET EN NICKEL POUR LA FRACTION 1-2 MM NON ATTRITÉE

Id.Fraction	Masse (%)	Cu	Ni
< 250 µm	29,2		
0,250-1 mm	15,7	1 831	1 103
1 à 2	12,4	745	398
2 à 4 mm	18,6		
> 4 mm	24,1		

TENEURS EN CUIVRE ET EN NICKEL POUR LA FRACTION 1-2 MM ATTRITÉE

Id.	Masse (%)	Cu	Ni
Avant attrition	100	745	398
Après attrition	77	463	266
% Enlèvement (C)	23	37,8	33,3