

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de L'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique



Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie Minier

Laboratoire Génie Minier



# Thèse de Doctorat En Génie Minier

Présentée par

Mme. Fatima HAMRANI

---

Estimation du risque de pollution par les métaux lourds  
induit par le bassin de résidus de la laverie de la mine Zn-  
Pb d'El Abed (Tlemcen, Algérie)

---

Soutenu publiquement le 29/ 06 / 2025 devant le jury :

Présidente	Mme. ARRAR Jazia	Professeur	ENP
Directeur de thèse	M. BOUTALEB Abdelhak	Professeur	USTHB
Co-Directeur de thèse	M. OULD HAMOU Malek	Professeur	ENP
Examinatrice	Mme. MOHELLEBI Faroudja	Professeur	ENP
Examineur	M. SAMI Lounis	Professeur	UMMTO
Examineur	M. HAMIS Ahmed	MCA	UMMTO

**ENP 2025**



REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de L'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique



Ecole Nationale Polytechnique

Département Génie Minier

Laboratoire Génie Minier



# Thèse de Doctorat En Génie Minier

Présentée par

Mme. Fatima HAMRANI

---

Estimation du risque de pollution par les métaux lourds  
induit par le bassin de résidus de la laverie de la mine Zn-  
Pb d'El Abed (Tlemcen, Algérie)

---

Soutenu publiquement le 29/ 06 / 2025 devant le jury :

Présidente  
Directeur de thèse  
Co-Directeur de thèse  
Examinatrice  
Examinateur  
Examinateur

Mme. ARRAR Jazia  
M. BOUTALEB Abdelhak  
M. OULD HAMOU Malek  
Mme. MOHELLEBI Faroudja  
M. SAMI Lounis  
M. HAMIS Ahmed

Professeur ENP  
Professeur USTHB  
Professeur ENP  
Professeur ENP  
Professeur UMMTO  
MCA UMMTO

**ENP 2025**

## ملخص:

تعد إعادة تأهيل المناجم إحدى القضايا المهمة من الناحية البيئية نظراً للمخاطر التي يمكن أن تشكلها المناجم المهجورة. تعتمد عملية إعادة التأهيل الفعالة بشكل أساسي على تحديد خصائص نفايات التعدين وطبيعة موقع التعدين. يركز عملنا على مخلفات المعالجة من مصنع التحويل لمنجم الزنك والرصاص في العابد (تلمسان، الجزائر)، المهجور منذ عام 2002. يهدف نهجنا إلى إجراء توصيف فيزيائي كيميائي كامل لنفايات التعدين وتقييم سميتها باستخدام الاختبارات الميكروبيولوجية التي تضع الكائنات الحية على اتصال مباشر بمصدر التلوث. لقد أجرينا أيضاً تقييماً لفعالية نبات الدفلى في معالجة التلوث بالنباتات في موقع التعدين. وأظهرت التحاليل التي أجريت أن محتوى المعادن الثقيلة في العينات مرتفع بشكل خاص لبعض المعادن الثقيلة مثل الحديد والزنك والرصاص والنحاس. وقد أظهرت الاختبارات البيولوجية أن التربة السطحية وأسطح المياه التي تلامس بركة المخلفات سامة قليلاً للكائنات الحية المستخدمة، في حين أن نفايات التعدين سامة أو حتى شديدة السمية لهذه الكائنات. فيما يتعلق بالمعالجة النباتية، يمكن أن يكون نبات الدفلى فعالاً في تثبيت نفايات التعدين واستخراج المعادن الثقيلة.

### الكلمات المفتاحية:

إعادة تأهيل المناجم، نفايات التعدين، السمية، الاختبارات الميكروبيولوجية، الكائنات الحية، التربة السطحية، الأسطح المائية، المعالجة النباتية، المعادن الثقيلة

## Abstract:

Mine rehabilitation is one of the important issues from an environmental point of view regarding the risks that abandoned mines can represent, an effective rehabilitation depends essentially on a good characterization of mining waste and the nature of the mining site. Our work focuses on the treatment residues of the Zn-Pb mine of El Abed (Tlemcen, Algeria), abandoned since 2002. Our approach aims at a complete physicochemical characterization of mining waste and the evaluation of their toxicity using microbiotests that put in direct contact living organisms (plants for the Phytotestkit and Phytotoxkit, crustaceans for the Rapidtoxkit, Ostracodtoxkit and Daphtoxkit tests) and the presumed source of pollution (in solid and liquid state). We also carried out the evaluation of the effectiveness of Oleander tree for phytoremediation in the mining site. The analyses carried out showed that the heavy metal content of the samples was particularly high for certain heavy metals such as Fe, Zn, Pb, and Cu. Biotests demonstrated that the topsoil and water surfaces in contact with the mine tailings pond were slightly toxic to the living organisms used, while the mine tailings were toxic or even highly toxic to these organisms. Regarding phytoremediation, oleander can be effective for the phytostabilization of mine waste and the phytoextraction of heavy metals.

### Keywords:

Rehabilitation, mine site, waste, characterization, toxicity, microbiotests, living organisms, topsoil, water surfaces, phytoremediation, heavy metals.

# Résumé :

La réhabilitation des mines est l'une des questions importantes du point de vue environnemental en regard des risques que peuvent représenter les mines abandonnées, une réhabilitation efficace dépend essentiellement d'une bonne caractérisation des rejets miniers et de la nature du site minier. Notre travail porte sur les résidus de traitement de la laverie de la mine Zn-Pb d'El Abed (Tlemcen, Algérie), abandonnée depuis 2002. Notre démarche vise une caractérisation physico-chimique complète des rejets miniers et l'évaluation de leur toxicité à l'aide de microbiotests qui mettent en contact direct les organismes vivants (plantes pour le Phytotestkit et Phytotoxkit, crustacés pour les tests Rapidtoxkit, Ostracodtoxkit et Daphtoxkit) et la source présumée de pollution (à l'état solide et liquide). Nous avons aussi procédé à l'évaluation de l'efficacité du Laurier Rose pour la phytoremédiation dans le site minier. Les analyses effectuées ont montré que la teneur en métaux lourds des échantillons est particulièrement élevée pour certains métaux lourds tel que Fe, Zn, Pb et Cu. Les biotests ont démontré que la terre végétale et les surfaces d'eau en contact avec le bassin de résidus miniers sont légèrement toxiques pour les organismes vivants utilisés tandis que les résidus miniers sont toxiques, voire très toxiques pour ces organismes. Concernant la phytoremédiation, le laurier Rose peut se révéler efficace pour la phytostabilisation des rejets miniers et la phytoextraction des métaux lourds.

## Mots clés :

Réhabilitation, site minier, rejets, caractérisation, toxicité, microbiotests, organismes vivants, terre végétale, surfaces d'eau, phytoremédiation, métaux lourds.

# Remerciements

- Un grand merci pour Professeur ARRAR Jazia, Professeur MOHELLBI Faroudja, Professeur SAMI Louinis et Docteur HAMIS Ahmed d'avoir accepté d'examiner ce travail.
- Un grand merci pour mes directeurs de thèse Professeur BOUTALEB Abdelhak et OULD HAMOU Malek pour leur indéfectible soutien et leur guidance durant toutes les années qu'a duré ce travail.
- Professeur OULD HAMOU Malek, en sa qualité de Directeur du Laboratoire Génie Minier de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, a toujours répondu présent à nos sollicitations et il a tant travaillé pour bien équiper notre laboratoire.
- Un grand merci pour tout le staff de l'Institut de biologie, de biotechnologie et de protection de l'environnement de la Faculté des sciences naturelles, de l'Université de Silésie, Katowice en Pologne. Je citerai particulièrement : Professeur BABCZYNSKA Agnieszka, Professeur AUGUSTYNIAK Maria, Docteur TARNAWSKA Monika et Docteur RABIA Hakima.
- Un grand merci pour tous les membres du département Génie Minier, à leur tête le chef du Département et à tout le staff de l'Ecole Polytechnique d'Alger, à leur tête le Directeur de l'Ecole.
- Un grand merci pour tous mes enseignants.
- Un grand merci pour tous mes collègues.
- Un grand merci pour tous ceux qui m'ont aidé, de près ou de loin, dans l'accomplissement de ce travail.

# Dédicaces

- Pour mon mari BELKAI Moussa, cette thèse je l'ai menée comme un travail à deux, en véritable binôme avec lui. Nous avons avancé ensemble pas à pas, avec le même engagement et les mêmes sacrifices, c'est grâce à lui que j'ai pu finir ce travail.
- Pour mes parents HAMRANI Allaoua et HAMRANI Ferroudja qui m'ont soutenu de toute manière possible et qui ont tant attendu que je devienne Docteur.
- Pour mes beaux-parents BELKAI Md Tahar et AIT SAIDI Noura qui m'ont considéré comme leur propre fille.
- Pour nos grands-parents : ALLACHE Tassadit, Talbi El-Djouhar, AIT SAIDI Lahcen et BEN MEDJKANE Taous.
- A la mémoire de nos grands-parents décédés : BELKAI Ali, HAMRANI Ghezzali, HAMRANI Arezki et MOULAY Fatima.
- Pour ma grande sœur HAMRANI Saliha qui m'a tellement soutenue et qui me porte un amour inconditionnel.
- Pour ma petite sœur Lydia HAMRANI, son adorable fils Amayas, son mari et toute sa belle-famille.
- Pour mes grand frère HAMRANI Hanafi et HAMRANI Lyazid, leurs épouses et leurs enfants Allaoua, Abdeljalil, Dalia, Amayas et Ayla.
- Pour mon petit frère HAMRNI Bilal et son épouse Alice.
- Pour ma belle-sœur BELKAI Ouardia, ses enfants Mayas, Massil et Mélina, son mari ainsi que toute sa belle-famille.
- Pour mes beaux-frères et mes belles-sœurs par alliance : BELKAI Boukhalfa , BELKAI Ghilas, AIT El MENSER Kahina, BELKAI Yacine, ABIR Baya et BELKAI Salah.
- Pour nos deux chères nièces : BELKAI Tafat et BELKAI Ania.
- Pour tous mes cousins, mes cousines, mes oncles, mes tantes ainsi que leurs conjoints et leurs enfants.
- Pour tous les cousins, les cousines, les oncles, les tantes de mon mari ainsi que leurs conjoints et leurs enfants.
- Pour BEN MOUHOUUB Noura et toute sa famille et à la mémoire de AIT EL MENSER Mohammed.
- Pour nos voisins : la famille OUDNI et la famille BELLOUNIS.
- Pour tous mes ami(e)s, je citerai : ABDRAHMANI Farida ; AKNOUCHE Assia ; BELKESSA Ouiza ; BOUDHAR Amina ; LASNI Amira ; MAHDI Nesserine ; MANSOUR Farid Aghilasse ; MESSAOUI Zohra ; RAMDANE Aziz.
- Pour notre PETIT TRESOR qui a pu assister à la soutenance de cette thèse...

# Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Abréviations

Introduction générale.....	14
<b>PARTIE 1 : VOLET THEORIQUE .....</b>	<b>14</b>
Chapitre 1.1 : Le gisement d'El Abed .....	17
1.1.1 Introduction.....	17
1.1.2 Géographie du site .....	17
1.1.3 Géologie du site .....	18
1.1.3.1 Géologie régionale.....	18
1.1.3.2 Géologie locale .....	20
1.1.4 Gitologie du site.....	22
Chapitre 1.2 : Exploitation minière et aspect économique du gisement .....	24
1.2.1 Introduction.....	24
1.2.2 Méthode d'exploitation.....	25
1.2.2.1 Travaux d'ouverture .....	25
1.2.2.2 Travaux d'extraction .....	26
1.2.3 Méthode de traitement .....	26
1.2.3.1 Le concassage .....	26
1.2.3.2 Le broyage .....	27
1.2.3.3 La flottation .....	27
1.2.4 Etat actuel des lieux .....	27
Chapitre 1.3 : Les rejets miniers.....	29
1.3.1 Introduction.....	29
1.3.2 Les types de rejets miniers.....	29
1.3.2.1 Les résidus d'exploitation.....	29
1.3.2.2 Les résidus de traitement .....	29
1.3.3 Impacts sur l'environnement et sur la santé humaine.....	30
1.3.3.1 Pollution des sols.....	30



1.3.3.2	Pollution des eaux.....	31
1.3.3.3	Pollution de l'air .....	31
1.3.3.4	Impacts sur les écosystèmes .....	31
1.3.3.5	Conséquences sur la santé humaine .....	31
1.3.4	Stratégies de gestion des rejets miniers .....	31
1.3.4.1	Stockage sécurisé.....	31
1.3.4.2	Caractérisation des rejets miniers .....	32
1.3.4.3	Mesures de prévention et de contrôle des impacts environnementaux liés au stockage des rejets miniers .....	32
1.3.5	Technologies innovantes .....	33
1.3.4.4	Réduction des rejets miniers.....	33
1.3.4.5	Retraitement et recyclage des rejets miniers .....	34
1.3.4.6	Remise en état des lieux .....	34
Chapitre 1.4	: Les métaux lourds.....	35
1.4.1	Introduction.....	35
1.4.2	L'activité minière et les métaux lourds .....	36
1.4.3	Normes réglementaires et teneurs limites autorisées .....	36
1.4.4	Contamination des sols par les métaux lourds dans les régions arides :.....	39
1.4.5	Impacts sur la santé humaine .....	39
PARTIE 2 : VOLET PRATIQUE .....		40
Chapitre 2.1 : Matériels et méthodes .....		41
2.1.1	Echantillonnage .....	41
2.1.2	Analyses physico-chimiques.....	42
2.1.2.1	Granulométrie.....	42
2.1.2.2	La teneur en eau pondérale (humidité) .....	43
2.1.2.3	Mesure du pH, Eh et EC.....	43
2.1.2.4	Caractérisation morphologique, minéralogique et chimique.....	44
2.1.2.4.1	SEM-EDX .....	44
2.1.2.4.2	XRF .....	44
2.1.2.4.3	ICP-AES .....	45
2.1.2.4.4	Analyse des échantillons d'eaux par ICP-MS .....	45
2.1.3	Les biotests .....	46

2.1.3.1	Phytotestkit et Phytotoxkit .....	46
2.1.3.2	Rapidtoxkit .....	47
2.1.3.3	Ostracodtoxkit .....	48
2.1.3.4	Daphtoxkit .....	50
2.1.4	Bioaccumulation des métaux lourds dans les plantes .....	52
Chapitre 2.2 : Résultats et discussion .....		54
2.2.1	Résultats des analyses physico-chimiques.....	54
2.2.1.1	Granulométrie.....	54
2.2.1.2	La teneur en eau pondérale (teneur en humidité) .....	57
2.2.1.3	Mesure du pH, Eh et EC.....	58
2.2.1.4	Caractérisation morphologique, minéralogique et chimique.....	59
2.2.1.4.1	Résultats des analyses par SEM-EDX et XRF .....	59
2.2.1.4.2	Concentrations des métaux lourds .....	64
2.2.1.4.3	Résultats de l'analyse des échantillons d'eau.....	72
2.2.2	Résultats des biotests .....	73
2.2.2.1	Phytotoxkit .....	73
2.2.2.2	Phytotestkit (liquide) .....	75
2.2.2.3	Rapidtoxkit .....	77
2.2.2.4	Ostracodtoxkit .....	78
2.2.2.5	Daphtoxkit .....	80
2.2.3	Estimation de la bioaccumulation des métaux lourds dans les plantes.....	83
2.2.3.1	Résultats de l'extraction des métaux par acide nitrique (HNO <sub>3</sub> ) à partir des échantillons de la plante Nerium Oleander.....	83
2.2.3.2	Le facteur de bioaccumulation (BF).....	85
2.2.3.3	Le facteur de translocation (TF) .....	86
Chapitre 2.3 : Synthèse des résultats .....		87
2.3.1	Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques .....	87
2.3.2	Synthèse des résultats des biotests.....	89
2.3.3	Synthèse sur l'analyse de la bioaccumulation des métaux lourds dans le laurier rose	89
Conclusion générale .....		91
Références bibliographiques.....		94

# Liste des figures

Figure 1.1.1: Situation géographique du gisement d'El Abed. ....	18
Figure 1.1.2: Schéma structuraldu Nord-Ouest de la cahine Tellienne.....	20
Figure 1.1.3: Log stratigraphique d'El Abed.....	21
Figure 1.2.1: Plan d'exploitation de la mine d'El Abed.....	24
Figure 1.2.2:Plan de situation de la mine d'El Abed.....	25
Figure 1.2.3: Etat des lieux à la mine d'El Abed .....	28
Figure 1.3.1: Les différents types de rejets miniers.....	30
Figure 1.3.2 : Coupe transversale simplifiée d'un bassin de résidus .....	32
Figure 1.3.3: La gestion des déchets miniers.....	33
Figure 1.4.1: Les métaux les plus toxiques du tableau périodique.....	35
Figure 2.1.1: Site d'étude. ....	41
Figure 2.1.2: Carte d'échantillonnage. ....	42
Figure 2.1.3: Principe de base du test Rapidtoxkit. ....	48
Figure 2.1.4: Mode de détermination de la mortalité et de mesure de la croissance des ostracodes. ....	50
Figure 2.1.5: Principe de base du test Daphtoxkit.....	51
Figure 2.1.6 : Nerium oleander L., parc de résidus de la mine d'El Abed (Tlemcen). ..	52
Figure 2.1.7 Procédures de déminéralisation de Nerium oleander L., par digestion à l'aide de l'acide nitrique (HNO <sub>3</sub> ). ....	53
Figure 2.2.1: Courbes d'analyse granulométrique du produit de tamisage des tailings. 56	
Figure 2.2.2: Courbes d'analyse granulométrique du produit de tamisage du sol. ....	57
Figure 2.2.3: Spectre à florescence X-Ray des tailings d'El Abed. ....	60
Figure 2.2.4: Spectre à florescence X-Ray de la terre végétale au contact du bassin de résidus d'El Abed. ....	61
Figure 2.2.5: Images obtenues au SEM du rejet miner d'El Abed.....	63
Figure 2.2.6: Spectre à dispersion d'énergie X-Ray du rejet miner d'El Abed.....	63
Figure 2.2.7: Graphes des concentrations des éléments chimiques extraits par HNO <sub>3</sub> et CaCl <sub>2</sub> .....	67
Figure 2.2.8: Graphe des valeurs du facteur d'enrichissement (EF). ....	70
Figure 2.2.9: Graphe des valeurs de l'indice de géo-accumulation (IGEO). ....	70
Figure 2.2.10: Graphique des données de l'analyse en composantes principales (PCA). ....	72
Figure 2.2.11: Graphe comparatif des valeurs de l'élongation des racines dans le test Phytotoxkit. ....	74
Figure 2.2.12: Graphe comparatif des valeurs de l'indice de germination dans le test Phytotoxkit. ....	75
Figure 2.2.13: Graphe comparatif des valeurs de l'élongation des racines dans le test Phytotestkit. ....	76

Figure 2.2.14: Graphe comparatif des valeurs de l'indice de germination dans le test Phytotestkit. ....	77
Figure 2.2.15: Graphe comparatif des valeurs de l'inhibition de l'absorption de particules dans le test Rapidtoxkit. ....	78
Figure 2.2.16: Graphe comparatif des valeurs de croissance des ostracodes. ....	79
Figure 2.2.17: Graphe comparatif des valeurs des effets de toxicité dans le test Daphtoxkit après 24 heures d'exposition. ....	80
Figure 2.2.18: Graphe comparatif des valeurs des effets de toxicité dans le test Daphtoxkit après 48 heures d'exposition. ....	81
Figure 2.2.19: Synthèse générale des résultats des biotests. ....	82
Figure 2.2.20: Concentrations des métaux lourds dans les échantillons de plantes. ....	84
Figure 2.2.21: Comparaison des valeurs de concentrations des métaux lourds dans les différentes parties de la plante Nerium Oleander. ....	85
Figure 2.3.1: Photographie du transport des tailings par le vent. ....	87
Figure 2.3.2: Plantes de laurier rose poussant dans les tailings. ....	92
Figure 2.3.3: Activité pastorale à proximité du parc de résidus miniers. ....	93
Figure 2.2.4: Oliveraie au contact des résidus miniers. ....	93

# Liste des tableaux

Tableau 1.4.1: Valeurs guides en matière de pollution des sols pour 15 éléments (en ppm de matière sèche). .....	37
Tableau 1.4.2: Valeurs guides néerlandaises pour la réhabilitation des sols .....	38
Tableau 2.2.1: Résultats du tamisage des tailings. ....	54
Tableau 2.2.2: Diamètre des particules selon le % passant. ....	54
Tableau 2.2.3: Résultats du tamisage du sol.....	56
Tableau 2.2.4: Diamètre des particules selon le % passant. ....	57
Tableau 2.2.5: Teneur en eau des tailings. ....	58
Tableau 2.2.6: Mesures du pH, Eh et EC. ....	58
Tableau 2.2.7: Analyses XRF de la concentration moyenne des éléments chimiques dans les tailings. ....	59
Tableau 2.2.8: Analyses XRF de la concentration moyenne des éléments chimiques dans la terre végétale.....	60
Tableau 2.2.9: Analyses EDX de l'abondance des éléments (%). ....	62
Tableau 2.2.10: Concentration des métaux lourds extraits par HNO <sub>3</sub> .....	64
Tableau 2.2.11: Concentration des éléments extraits par CaCl <sub>2</sub> .....	64
Tableau 2.2.12: Valeurs du facteur d'enrichissement (EF) et de l'indice de géo-accumulation (IGEO). ....	69
Tableau 2.2.13: Matrice des composants. ....	71
Tableau 2.2.14: la variance totale. ....	71
Tableau 2.2.15: Concentrations des éléments chimiques dans les échantillons d'eaux. ....	72
Tableau 2.2.16: Concentration des métaux lourds dans les échantillons de plantes, extraits par HNO <sub>3</sub> . ....	83
Tableau 2.2.17: Résultats de calcul du facteur de bioaccumulation (BF). ....	85
Tableau 2.2.18: Résultats de calcul du facteur de translocation (TF). ....	86

# Abréviations

ASTM	American Society for Testing and Materials
BRGM	Bureau de Recherches Géologiques et minières
CaCl <sub>2</sub>	Chlorure de calcium
CE	Commission Européenne
CEE	Communauté Économique Européenne
CRD	Centre de Recherches et de Développement
DMA	Drainage Minier Acide
EMEA	Eole de Mine d'El Abed
ENOF	Entreprise Nationale des Produits Miniers Non-Ferreux
HCl	Acide chlorhydrique
HNO <sub>3</sub>	Acide nitrique
ISO	International Organization for Standardization
KCN	Cyanure de potassium
OECD	Organization for Economic Cooperation and Development
ORGM	Office National de la Recherches Géologiques et Minières
SONAREM	Société Nationale de Recherche et d'Exploitation Minière
US EPA	United States Environmental Protection Agency
ZnSO <sub>4</sub>	Sulfate de zinc

# **Introduction générale**

# Introduction générale

Le secteur minier est un axe très important dans le développement économique d'un pays, en témoigne la hausse continue des cours internationaux des matières premières. L'exploitation des mines et carrières contribue favorablement au développement socioéconomique des régions dans lesquelles elles sont implantées en raison des possibilités de création d'emplois, de l'augmentation des recettes fiscales et, surtout, du développement des infrastructures (routes, usines, écoles, ...) notamment dans les zones rurales. Cependant, l'activité minière est génératrice de quantités importantes de déchets. Ces déchets peuvent contenir des quantités non négligeables d'éléments potentiellement toxiques pour les sols, les surfaces d'eau et les écosystèmes environnants (Karaca A. et al., 2010) et peuvent également porter préjudice à la santé humaine (Ohiagu F. O. et al., 2022). En effet, l'activité minière représente une source de pollution induite par l'extraction, le traitement et le transport du minerai. Elle peut contaminer le sol directement par le dépôt de minerai et de déchets miniers ou par transport des agents contaminants par les eaux de ruissèlements, les infiltrations d'eaux polluées peuvent aussi contaminer les rivières et les surfaces d'eau et les eaux en profondeur. Elle peut aussi engendrer la contamination atmosphérique à cause de l'érosion éolienne des sols contaminés, des terrils et des tailings stockés à l'air libre (Lee C. G. et al., 2001).

Le rejet des résidus miniers liquides et solides entraîne une sérieuse menace de contamination du milieu environnant. L'altération naturelle des résidus entraîne la mobilisation de la fraction fine des résidus miniers ce qui conduit à l'apparition de sédiments potentiellement toxiques dans les sols, les eaux et les systèmes de drainage environnants (Hatje V. et al., 2017). Ces résidus ne sont pas biodégradables, ils sont persistants dans l'environnement et se retrouvent assimilés dans la chaîne alimentaire, ce qui augmente les risques potentiels pour les êtres vivants (Terra B. F. et al., 2008). Par conséquent, il est donc nécessaire d'identifier les différents types de rejets générés par l'activité minière et d'estimer les risques que peuvent présenter ces déchets sur l'être humain et son environnement afin de prendre les mesures nécessaires pour réduire ce risque et assurer une protection optimale de l'environnement et de la santé publique. Pour une évaluation plus globale des effets toxiques des rejets miniers, il est important d'estimer leur teneur en contaminants par des tests chimiques et de déterminer leur toxicité à l'aide de biotests (García-Lorenzo M. L. et al., 2009).

Les résidus miniers sont tous les produits résultants de la recherche, de l'exploitation et du traitement du minerai. Ils peuvent être classés en résidus d'exploitation et résidus de traitement. Les résidus d'exploitation sont des stériles et des produits minéralisés non exploitables. Les résidus de traitement proviennent des phases de traitement et d'enrichissement du minerai tels que les rejets de laveries et les scories, ces rejets peuvent en plus contenir des additifs chimiques minéraux ou organiques (BRGM, 1997).



Dans ce manuscrit nous nous intéresserons à l'étude de l'impact environnemental des rejets de laverie (résidus de traitement) d'une mine abandonnée, il s'agit de la mine de Zinc et Plomb d'El Abed (Tlemcen, Algérie). L'exploitation de cette mine s'est déroulée durant la période allant de l'an 1953 jusqu'à l'an 2002. A partir de l'année 1975 l'usine de traitement du minerai a été construite sur place et les rejets de la laverie ont été stockés dans un bassin de résidu à quelques kilomètres en aval de l'usine de traitement. Le traitement du minerai passait d'abord par une séparation mécanique (concassage et broyage) puis une flottation par l'ajout d'additifs chimiques : le KCN (cyanure de potassium, utilisé en flottation des minerais pour déprimer certains minéraux tel que le zinc) ; le  $ZnSO_4$  (sulfate de zinc, utilisé pour déprimer le zinc lors de la flottation du plomb) ; le  $CuSO_4$  (sulfate de cuivre, utilisé pour l'activation du minerai de zinc lors de la flottation) ; l'Aeroflot (agent chimique collecteur, utilisé en flottation des minerais en particulier pour la séparation des sulfures de plomb et de zinc).

Ce travail a pour objectif l'étude des risques de pollution que présentent les rejets issus du traitement du minerai de Zn et de Pb au niveau de la laverie de la mine d'El Abed sur les organismes vivants, les sols végétaux et les surfaces en eau qui entourent le bassin de résidus.

Le document se présente en deux volets : un volet théorique et un volet pratique. Le volet théorique est bibliographique, il porte sur la géographie, la géologie et la géologie du site ; Et aussi la revue des différents rejets miniers et leurs caractéristiques, l'inventaire des métaux lourds et de leurs impacts. Le volet pratique comporte le matériel et les méthodes utilisés dans cette étude. Il s'agira des protocoles de la caractérisation physicochimique des échantillons, le détail des différents biotests utilisés et les analyses numériques qui ont aidé dans l'interprétation des résultats.

# **PARTIE 1 : VOLET THEORIQUE**

# Chapitre 1.1 : Le gisement d'El Abed

## 1.1.1 Introduction

Le gisement d'El-Abed, situé dans le nord-ouest de l'Algérie près de la frontière algéro-marocaine, constitue le prolongement oriental des gisements de Touissit et Boubekeur au Maroc. Ensemble, ces gisements forment le plus grand champ minier stratiforme de plomb-zinc en Afrique du Nord.

Découvert en 1940 grâce aux recherches menées par la compagnie franco-marocaine Zellidja et le bureau d'études français BRGM, le gisement d'El-Abed a été exploité pour la première fois en 1952 par Zellidja.

En 1964 l'Algérienne du Zinc reprit les droits d'exploitation, la mine fut nationalisée le 6 mai 1966, passant sous la gestion de la SONAREM. À partir de juillet 1983, elle intégra le patrimoine de l'ENOF. La mine fut finalement fermée en 2002.

Deux ans après la fermeture, en 2004, une école publique algérienne des mines a été créée sur les infrastructures de l'ancienne mine d'El-Abed. Cet établissement se spécialise dans les formations relatives aux métiers du secteur minier.

## 1.1.2 Géographie du site

Le village minier d'El Abed est situé dans la commune d'El Bouihi, qui relève administrativement de la wilaya de Tlemcen, dans le nord-ouest de l'Algérie, à proximité de la frontière algéro-marocaine. El Abed se trouve à 94 kilomètres au sud-ouest de Tlemcen et à 60 kilomètres au sud de Maghnia (Figure 1.1.1).

La région d'El Abed est caractérisée par des hauts plateaux, avec un relief montagneux au nord et une zone steppique au sud. La région connaît un climat continental marqué par des hivers rigoureux (température minimale enregistrée est de  $-5^{\circ}\text{C}$ ) et des étés très chauds (température maximale enregistrée est de  $+45^{\circ}\text{C}$ ). La pluviométrie y est irrégulière, variant de 200 à 500 mm par an. Les vents soufflent de manière variable, principalement de l'ouest, du sud-ouest et du nord-ouest en automne et en hiver, tandis que le sirocco, vent chaud du sud, prédomine en été. La végétation est de type pré-steppique à steppique, comprenant des chênes verts, des pins d'Alep et un sous-bois principalement composé d'alfa, de romarin et de palmier nain. L'hydrologie de la région se caractérise par de nombreux cours d'eau à écoulement irrégulier et temporaire, ainsi que par des sources d'eau karstiques à coefficient de tarissement élevé. L'activité agricole et agropastorale se concentre sur la culture de céréales et l'élevage ovin et caprin.



Figure 1.1.1: Situation géographique du gisement d'El Abed. (Image satellite)

### 1.1.3 Géologie du site

#### 1.1.3.1 Géologie régionale

De nombreux auteurs, algériens et français, ont mené des travaux sur la géologie des monts de Tlemcen dès le 19<sup>ième</sup> siècle (Chaa H., 2010). D'après la synthèse de ces travaux, la région d'El Abed fait partie de l'ensemble des monts de Ghar Rouban qui appartiennent au domaine Tlemcénien. Le domaine Tlemcénien étant la marge septentrionale des Hauts Plateaux algéro-marocains (Figure 1.1.2).

Les Monts de Ghar Roubane et de Sidi El Abed constituent un ensemble morpho-structural issu d'un contexte géodynamique complexe. Leur structuration en horsts et grabens résulte de la superposition de plusieurs événements majeurs : l'orogénèse hercynienne, suivie de déformations alpines et post-alpines ayant profondément réorganisé les reliefs. Ces reliefs présentent une architecture typique de type horst et graben :

- Les grabens, correspondant aux zones tectoniquement affaissées, forment des dépressions topographiques relatives, souvent comblées par des sédiments plus récents.
- Les horsts, correspondant à des blocs surélevés, constituent les principales crêtes montagneuses et escarpements visibles aujourd'hui.

Le horst de Ghar Roubane constitue l'un des éléments majeurs du paysage structural de la région. Il s'étend sur une longueur d'environ 25 km, avec une largeur comprise entre 5 et 8 km. Ce bloc surélevé est encadré de part et d'autre par deux grandes zones de failles bordières. Au nord et au sud, de direction nord-est et sud-ouest (NE-SW) définissent les limites tectoniques du horst. Ces failles sont généralement à pendage subvertical et présentent des rejets cumulatifs pouvant atteindre localement 1500 mètres, témoignant d'une activité tectonique importante.

L'ensemble du secteur présente une inversion du relief remarquable : les zones initialement surélevées ont été érodées et se retrouvent aujourd'hui dans les parties les plus basses (grabens). Inversement, certaines zones anciennement basses, plus résistantes à l'érosion ou tectoniquement surélevées, constituent aujourd'hui les principaux reliefs positifs (horsts).

Les monts de Ghar Rouban présentent une succession lithostratigraphique variée, témoignant d'une évolution géodynamique complexe depuis le Paléozoïque jusqu'au Cénozoïque. La stratigraphie de la région repose sur plusieurs grands ensembles structuraux et sédimentaires :

- Le socle paléozoïque plissé : largement affleurant dans les zones internes de la chaîne, est formé de séries métamorphiques (schistes, quartzites, parfois phyllades) et sédimentaires, affectées par une tectonique hercynienne intense. Il est localement traversé par des intrusions magmatiques basiques à ultrabasiques (gabbros, dolérites, serpentinites), souvent associées à des altérations hydrothermales. Ces altérations sont à l'origine de minéralisations métallifères (Pb-Zn).
- Le Permo-Trias : représenté par une série transgressive reposant en discordance sur le socle. Cet ensemble comprend : des conglomérats rouges à ciment argileux, issus de l'érosion post-hercynienne ; Des coulées basaltiques, parfois interstratifiées avec des niveaux calcaires, témoins d'un volcanisme d'extension ; Des argiles rouges latéritiques à matrice ferrugineuse.
- Le Trias gypseux : de nature évaporitique, composé de marnes gypsifères, parfois riches en anhydrite et de blocs de dolérites et de basaltes en disposition chaotique, interprétés comme témoins de phénomènes tectono-volcaniques ou d'olistostromes liés aux phases d'instabilité tectonique.
- La couverture mésozoïque discordante et transgressive sur les unités plus anciennes, comprenant :
  - Des formations dolomitiques du Lias et du Dogger, associées à des minéralisations stratiformes de plomb et de zinc ;
  - Les argiles de Saïda, datant du Callovien ;
  - Les grès de Boumeddine, d'âge oxfordien ;
  - Les calcaires de Zarifet et les dolomies de Tlemcen, datant du Kimméridgien.

- Formations dolomitiques du Lias et du Dogger : elles sont riches en fossiles benthiques (brachiopodes, bivalves) et souvent associées à des minéralisations stratiformes de plomb et de zinc.
- Argiles de Saïda (Callovien) : argiles riches en matière organique, localement bitumineuses.
- Grès de Boumeddine (Oxfordien) : grès fins à moyens, bien triés, alternant avec des passées marneuses, témoignant d'un environnement deltaïque ou côtier ;
- Calcaires de Zarifet et dolomies de Tlemcen (Kimméridgien) : ces formations indiquent un environnement de plateforme carbonatée externe à interne, à tendance régressive.

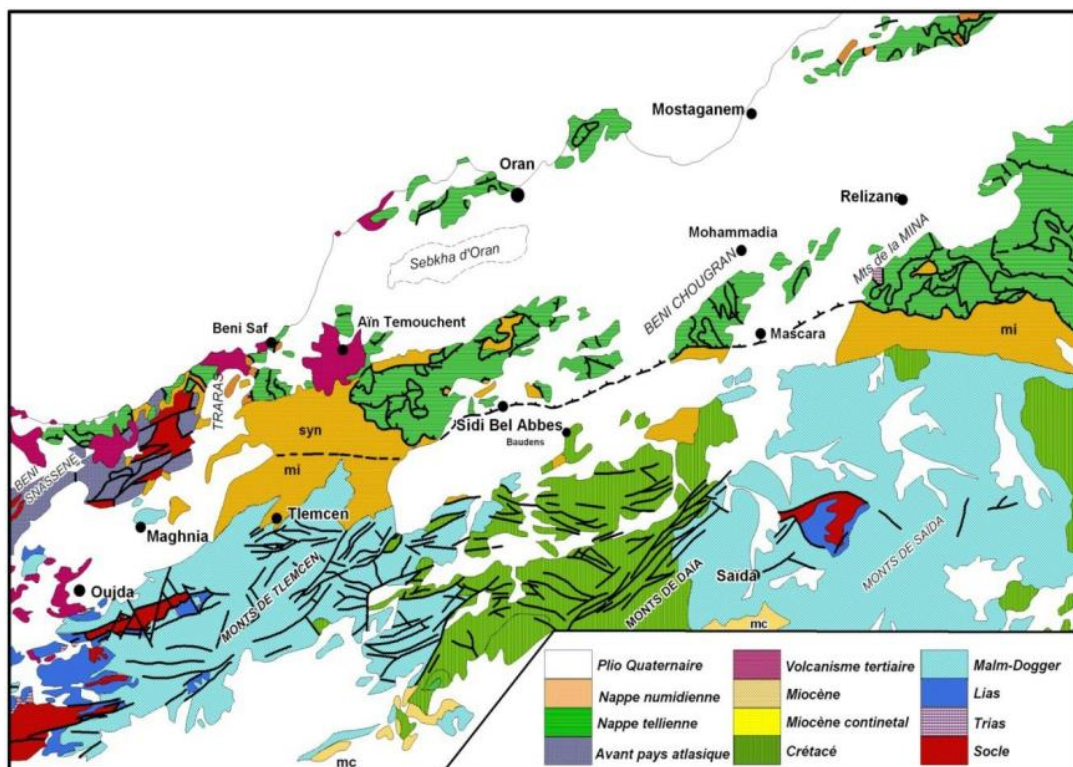


Figure 1.1.2: Schéma structural du Nord-Ouest de la chaîne Tellienne

(Boutaleb et al., 2000).

### 1.1.3.2 Géologie locale

Tout comme l'ensemble de la région de Ghar Rouban le secteur minier d'El Abed est structuré en deux grands ensembles géologique (Figure 1.1.3) :

- Un ensemble paléozoïque : composé principalement de schistes affectés par des intrusions magmatiques responsables d'altérations hydrothermales.
- Un ensemble mésozoïque : caractérisé par une série argilo-carbonatée rouge, suivie de formations dolomitiques en bancs intercalés de niveaux de laminites,

puis d'une autre formation dolomitique avec des intercalations argileuses. Cette série se termine par une surface d'émersion karstifiée surmontée de calcaires oolithiques ferrugineux d'âge jurassique moyen (Touahri B., 1991).

Les seules formations qui affleurent dans la région du gisement d'El Abed sont :

- Les Argiles de Saida (Callovien).
- Les Grés de Boumediene (Oxfordien).
- Les Dolomies de Tlemcen (Kimméridgien).

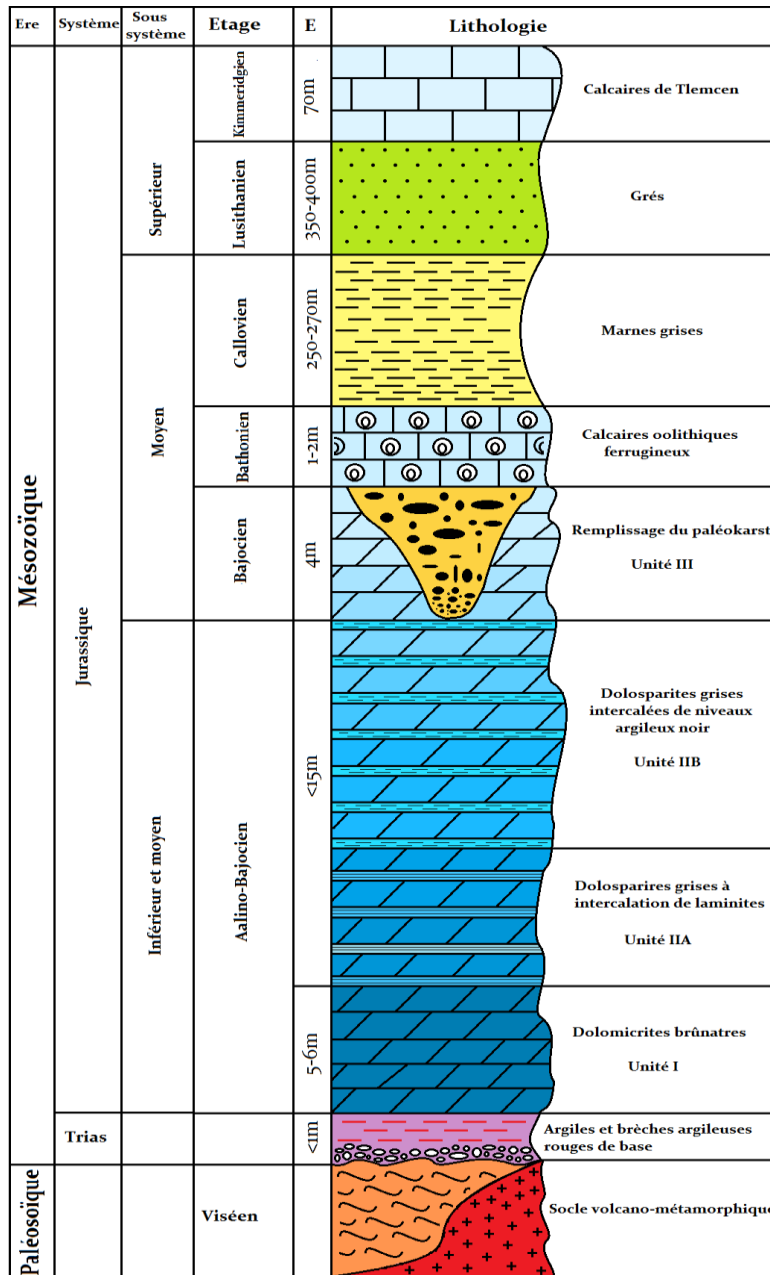


Figure 1.1.3: Log stratigraphique d'El Abed (Daouadji M. et Boudjadja L., 2002).

### 1.1.4 Géologie du site

Le gisement d'El Abed est associé à une paléostructure hercynienne réactivée tout au long du développement d'une plate-forme dolomitique intertidale. La transgression s'est faite sur une surface paléozoïque à topographie très irrégulière. Ces variations sont dues à un épisode de karstification en milieu laguno-continentale à cause de la surrection de la plate-forme pendant ou vers la fin du Bajocien moyen. Les trois directions tectoniques préférentielles qui soulignent les traits paléogéographiques du Jurassique sont : WNW- ESE à N-S, NE-SW, E-W (Touahri B., 1991).

La minéralisation du gisement d'El Abed est encaissée dans une série dolomitique de plateforme interne instable qui se développe entre l'Aalénien et le Bathonien inférieur sur une paléo-structure hercynienne. La série dolomitique montre une évolution régressive. Sur le site du gisement cette régression est suivie par une karstification des dolomies en milieu littoral ou laguno-continentale (Touahri B., 1991).

L'étude de la succession paragenétique révèle les processus suivants : la minéralisation liée aux dolomies et la minéralisation karstique. La minéralisation dolomitique est très variée, on y distingue deux générations : les dolomies stratiformes diagénétiques (dolomicrite et dolomite microcristalline) et les dolomites sécantes épigénétiques (dolomite spathique, dolomite zébrée, dolomite baroque et la dolomite veinulée) (Boutaleb A., 2003).

Le gisement d'El Abed est associé à une paléostructure hercynienne réactivée tout au long du développement d'une plate-forme dolomitique intertidale. La transgression s'est faite sur une surface paléozoïque à topographie très irrégulière. Ces variations sont dues à un épisode de karstification en milieu laguno-continentale à cause de la surrection de la plate-forme pendant ou vers la fin du Bajocien moyen. Les trois directions tectoniques préférentielles qui soulignent les traits paléogéographiques du Jurassique sont : WNW- ESE à N-S, NE-SW, E-W (Touahri B., 1991).

Deux grandes phases principales de mise en place de la minéralisation ont été distinguées (Ingoulene O., 2013) :

- Phase diagénétique : cette phase correspond à une dolomitisation précoce des calcaires oolithiques, au cours de laquelle il se produit une précipitation de pyrite et de marcassite, disséminées avant ou simultanément à la dolomie diagénétique. Elle est suivie par une dolomitisation diagénétique tardive, caractérisée par une augmentation de la taille des cristaux, contrôlée par la circulation des fluides interstitiels.
- Phase épigénétique : cette phase se manifeste par une recristallisation des minéraux sulfurés. Elle débute par une première fracturation de l'encaissant dolomitique, favorisant la circulation des fluides minéralisateurs et le dépôt des sulfures métalliques.



La pyrite est le premier minéral à précipiter ; elle se présente souvent en inclusions au sein de minéraux sulfurés ultérieurs tels que la sphalérite, à grain fin et en texture associée. Une seconde phase de fracturation favorise la mise en place d'une dolomie blanche ou rose, à structure géodique, sécante et parfois en veines. Cette dolomite est fréquemment associée à une minéralisation massive de galène.

L'étude de l'encaissant et des minéralisations a permis d'identifier six types de dolomites, dont quatre sont antérieures à la mise en place de la minéralisation. Ces dernières correspondent à des dolomites d'origine diagénétique, à savoir :

- Dolomicrite,
- Dolomite microcristalline,
- Dolomite spathique,
- Dolomite zébrée.

Le processus de dolomitisation s'est déroulé en plusieurs étapes successives, générant différentes générations de dolomites reconnaissables aussi bien à l'échelle macroscopique que microscopique.

La minéralisation est encaissée dans les dolomies de l'encaissant mésozoïque, plus précisément d'âge aaléno-bajocien. L'introduction des minéraux sulfurés est associée à une première phase de fracturation, accompagnée de phénomènes de stylolitisation, de cristallisation et de bréchification.

Une seconde phase de fracturation a permis le développement de la dolomite baroque ainsi que de la dolomite veinulée, ces dernières étant liées à la phase épigénétique. Cette phase est également marquée par l'apport de minéraux métalliques tels que la pyrite, le quartz et la galène.

La minéralisation du gisement est constituée par la sphalérite qui est dominante, la pyrite et la galène qui sont abondantes. La silice et la dolomie qui sont abondantes dans le produit de remplissage de karsts. La barytine, la chalcopyrite, la marcasite et le cuivre gris sont rarement observés (Touahri B., 1983 ; Boutaleb A., 2003).

Il est à souligner que la matière organique est un constituant majeur des produits de remplissage du karst. Elle forme une couche noire riche en pyrite à la base du karst, c'est la litière (Touahri B., 1983). Les analyses géochimiques ont montré que la matière organique est composée de lignite et d'antracite d'origine lagunaire et marine et qu'elle a subi un faible degré de transformation du charbon (Labchri D., 2011).

# Chapitre 1.2 : Exploitation minière et aspect économique du gisement

## 1.2.1 Introduction

Le gisement d'El Abed présente une superficie qui dépasse les 04 Km<sup>2</sup> avec un poids métal estimé à 0,9 MT Pb + Zn. Il s'étend d'Ouest en Est sur une longueur de 4.5 Km, sa plus grande largeur est de 2.5 Km (Figure 1.2.1). La morphologie stratiforme et multicouche est dominante dans le gisement, la puissance des couches minéralisées varie de (-1 m) à (+12 m). Les concentrations en plomb et zinc dans le minerai sont très dispersées (1.5 % à 15 %). Depuis le début de son exploitation en 1952 jusqu'à sa fermeture par l'ENOF en 2002, la mine a permis l'extraction de plus de 12 millions de tonnes de minerai de zinc et de plomb confondus. (ORGM, 1991 ; ENOF, 2015).

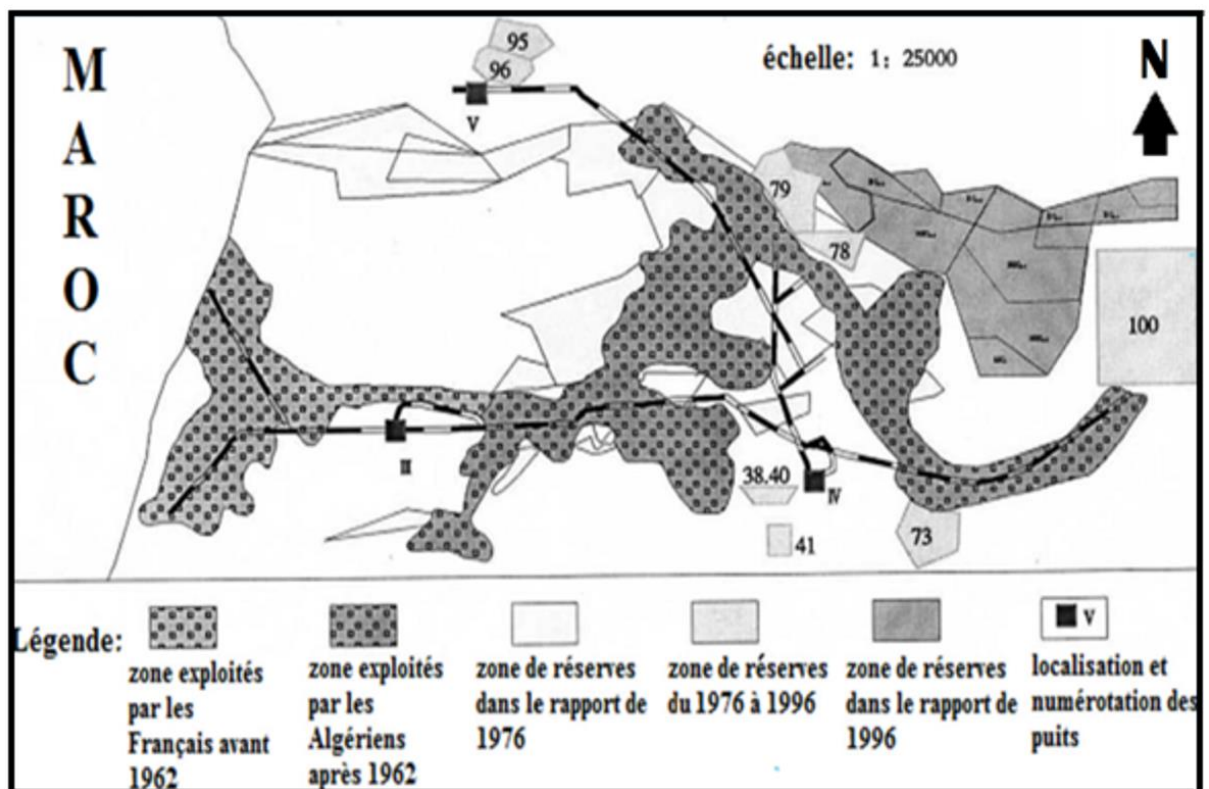


Figure 1.2.1: Plan d'exploitation de la mine d'El Abed (ORGM).

En 2006, une entreprise chinoise (le Bureau de l'Exploration et de l'Exploitation des Ressources Minérales et Géologiques de la province de Henan de la République Populaire de Chine) va reprendre la mine d'El Abed. Elle va y investir environ 1 200 millions de Dinars Algériens dont 800 millions pour la réhabilitation de la mine. Le projet a été abandonné en 2010 alors que le

plan prévisionnel prévoyait la production de 1 000 à 1 500 tonnes de minerai par an et les réserves en place ont été estimées à 12 millions de tonnes toutes catégories confondues.

## 1.2.2 Méthode d'exploitation

Le gisement d'El Abed se trouve entre 200 m et 500 m de profondeur ; Le pendage varie de 7° à 10°, c'est donc un gisement en plateau. Le minerai a été extrait par la méthode souterraine dite de chambres et piliers. C'est une méthode qui consiste à l'enlèvement partiel du minerai en abandonnant des piliers formant ainsi des chambres vides entre les piliers de minerai abandonnés. Cette méthode est utilisée dans le cas des gisements de minerais à faible teneur ou rentabilité basse.

### 1.2.2.1 Travaux d'ouverture

Vue sa grande superficie, le gisement d'El Abed a été subdivisé en zones et en quartiers (Figure 1.2.2) :

- La zone sud où se trouve tous les quartiers exploités d'Ain Arko à l'Ouest, Alzi au centre et El Abed à l'Est du gisement.
- La zone nord où l'exploitation n'a jamais vu le jour.

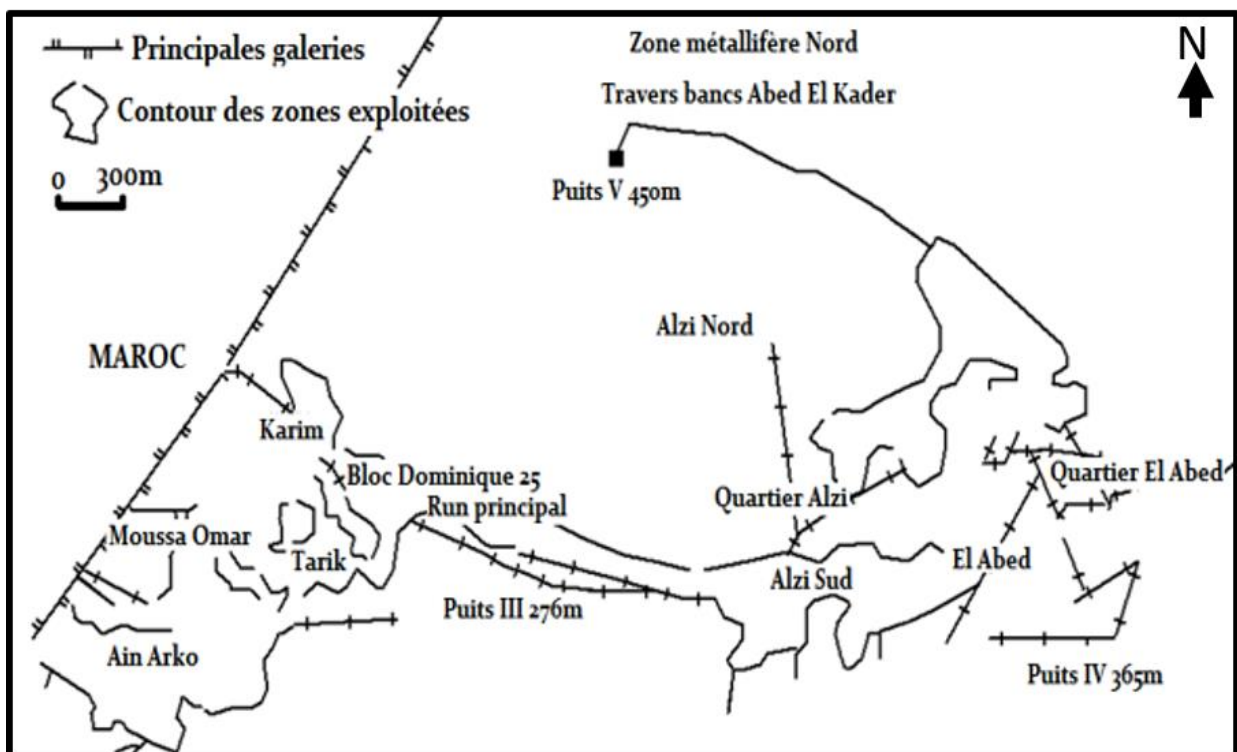


Figure 1.2.2: Plan de situation de la mine d'El Abed (ORGM).

Les travaux d'ouverture ont été réalisés à l'aide de trois puits verticaux :

- Le puits N°3 : au carreau de la mine, avec 276 m de profondeur. Il est de forme rectangulaire avec 10 m<sup>2</sup> de section. Il sert pour l'exhaure, la montée et descente du personnel et aussi pour l'entrée de l'air frais dans les galeries de la mine. Il donne accès au quartier de Aïn Arko,
- Le puits N°4 : à l'Est du gisement à 365 m de profondeur. De forme rectangulaire avec une section de 10 m<sup>2</sup>. Il est utilisé pour l'extraction du minerai, la montée et descente du personnel et également pour l'entrée d'air. Il donne accès aux quartiers d'Alzi et d'El Abed.
- Le puits N°5 : Au nord du gisement à 500 m de profondeur. Avec une section de 20 m<sup>2</sup> il a été initialement prévu pour l'extraction du minerai mais à cause d'une légère déviation de la verticale il n'a servi que pour le retour d'air.

### **1.2.2.2 Travaux d'extraction**

L'extraction du minerai commence d'abord par la délimitation de blocs de réserves grâce aux sondages effectués à partir du jour. Pour atteindre ces blocs de réserves, il faut creuser une galerie, à partir du puits, dans les roches stériles jusqu'à atteindre le bloc de minerai. Une fois cette galerie soutenue, elle deviendra une galerie de roulage. Une fois le bloc de réserves délimité par des galeries principales, des galeries secondaires seront creuser afin de diviser le bloc en panneaux de dimension 60x60 m (quartier d'Aïn Arko) ou bien 50x50 m (quartiers d'Alzi et d'El-Abed). Vient ensuite l'abattage des panneaux à l'aide d'explosifs en laissant en place des piliers de 6x6 m (quartiers d'Aïn Arko et d'El Abed) ou de 4.5x4.5 m (quartier d'Alzi). Les chambres présentent une dimension de 3.5 m de hauteur et de 5 m de largeur. L'évacuation du minerai abattu se fait par son chargement dans des camions vers les trémies des convoyeurs à bande menant aux trémies doseuses des puits 3 et 4, s'en suit le transport par rames de wagons de 3 tonnes et enfin l'extraction vers le jour par des skip de 3 m<sup>3</sup>.

### **1.2.3 Méthode de traitement**

La mine d'El Abed est dotée d'une laverie d'une capacité de traitement de 2 000 tonnes/jour. Le traitement consiste en un concassage visant à réduire la granulométrie à 12 mm, puis un broyage jusqu'à la fraction 0.074 mm et enfin, la flottation sélective permettant d'obtenir un concentré de plomb à 60 % et de zinc à 54 % (Soualmia M. L., 1991).

#### **1.2.3.1 Le concassage**

Le minerai extrait présente une granulométrie allant de 0 à 350 mm, il est déversé directement dans un crible d'ouverture [100mm]. Les grandes particules [+100 mm] passent au concasseur à mâchoire, avec une granulométrie de sortie de [-100 mm]. Le passant du crible et du concasseur se rejoignent sur un second convoyeur pour passer un deuxième crible d'ouverture [-12mm]. Les particules de granulométrie comprise entre [+14 -100 mm] sont déversées dans un concasseur à cône moyen et celle comprise entre [+12-14 mm] sont envoyées vers un concasseur à cône fin. (Maddi N., 2002)

### **1.2.3.2 Le broyage**

Le minerai de granulométrie [-12mm] est acheminé à travers deux classificateurs spiraux vers deux broyeurs à boulets humides. La granulométrie de sortie est de [-74 micron]. La densité de la pulpe sortante est de 1360 à 1380 grammes par litre, avec un apport de 5 à 20 grammes par tonne de cyanure de potassium (KCN) et de 200 g/t de sulfate de zinc (ZnSO<sub>4</sub>) ; Le mélange est orienté vers la flottation. (Maddi N., 2002)

### **1.2.3.3 La flottation**

La flottation est une technique couramment utilisée pour séparer les minéraux sulfurés en fonction de leur affinité pour des réactifs spécifiques. Dans le cas présent, le traitement du minerai vise à récupérer sélectivement le plomb, puis le zinc, à travers un enchaînement précis d'étapes de conditionnement chimique, d'agitation et d'insufflation d'air.

Le procédé de flottation est réalisé en deux étapes distinctes : (Maddi N., 2002)

- La première étape : consacrée à l'extraction sélective du plomb. Le KCN et le ZnSO<sub>4</sub>, précédemment ajoutés, dépriment respectivement le fer et le zinc, on ajoute alors à la pulpe du butyle xanthate pour l'adsorption du plomb et de l'Aeroflot comme moussant. Sous l'action de l'agitateur et l'injection d'air comprimé l'effervescence de la pulpe provoque la formation de bulle d'air qui vont s'accrocher au plomb et qui vont flotter en surface des cellules de flottation. L'enlèvement de la mousse se fait par apport d'eau, elle sera ensuite épaissie et séchée, le concentré de plomb ainsi obtenu est envoyé vers l'aire de stockage.
- La deuxième étape : vise la récupération du zinc. Le même procédé précédent est appliqué : afin de flotter le zinc, le sulfate de zinc (ZnSO<sub>4</sub>) est remplacé par l'activant de sulfate de cuivre.

## **1.2.4 Etat actuel des lieux**

Après la mise à l'arrêt de la mine en 2002 et le non aboutissement du projet de la réouverture de la mine par l'entreprise chinoise entamer en 2006, la mine est abandonnée sans plan de remise en état. Hormis les bâtiments administratifs occupés par l'EMEA (Ecole des Mines d'El Abed) le reste des infrastructures avec leurs équipements est laissé à l'abandon.

En visitant la mine, on y trouve des piles de ferraille et d'engins abandonnés et surtout des piles de stériles et de produits minéralisés non exploitables déposés à l'air libre sans aucun moyen d'isolation (Figure 1.2.3). En allant vers le sud, à environ 2 km de la mine, on trouve le bassin de décantation où les résidus de traitement (rejets de la laverie) ont été déversés. La digue barrage de ce bassin ne semble plus en mesure d'assurer la stabilité physique ni chimique des rejets miniers, ce qui pose un sérieux problème environnementale d'autant plus que ces rejets sont exposés aux facteurs climatiques (vents, pluies, ...).



Le bassin se remplit d'eau durant la période des pluies donc le risque de contamination de ces eaux par les rejets miniers est à prendre en considération pour éviter la pollution des eaux souterraines et des eaux de surface y compris le barrage d'eau localisé du côté sud du bassin des résidus à seulement 1 km de distance. Les vents sont fréquents dans la région ce qui accroît le transport des particules par les airs, augmentant ainsi le risque de contamination des sols environnants d'autant plus que les sols aux alentours du bassin de résidus sont des terrains agropastoraux.

Le bassin de résidus d'El Abed présente une superficie d'environ 365 062 m<sup>2</sup> et des épaisseurs variant de 5 à 15 mètres, le volume des résidus est estimé à 5 475 930 m<sup>3</sup> (environ 15 Millions de tonnes) (ENOF, 2015). C'est un volume très important, il est donc nécessaire de caractériser ces rejets miniers et d'estimer le risque de pollution qu'ils représentent pour l'environnement afin de protéger les populations qui vivent à proximité notamment la population du village d'El Abed, plus de 3 000 habitants, qui vivent à moins de 1 km de distance du bassin de résidus.



Figure 1.2.3: Etat des lieux à la mine d'El Abed (Mai, 2018).

# Chapitre 1.3 : Les rejets miniers

## 1.3.1 Introduction

L'exploitation minière génère des quantités importantes de rejets (solides, liquides ou gazeux) tout au long de la durée de vie de la mine. Les rejets miniers sont considérés, par l'exploitant, des produits sans valeur économique, ce sont des déchets qui s'accumulent sur des aires de stockage sur le site minier. Cependant, ces déchets peuvent être problématiques car ils peuvent contenir des substances toxiques (métaux lourds, métalloïdes, acides, produits chimiques de traitement, ...) ils nécessitent donc une surveillance et un traitement particulier.

## 1.3.2 Les types de rejets miniers

Nous pouvons classer les rejets miniers en deux groupes principaux (Figure 1.3.1) :

- Les résidus d'exploitation
- Les résidus de traitement

### 1.3.2.1 Les résidus d'exploitation

Les résidus d'exploitation sont issus directement des opérations d'extraction du minerai. Dans ce groupe on distingue deux types de stériles, selon leur origine et leur rôle dans le processus d'exploitation minière : les stériles de découverte et les stériles miniers

Les stériles de découverte sont les sols, morts-terrains (dépôts meubles non consolidés tels que les alluvions, colluvions ou altérites) et roches situés au-dessus du gisement. Leur extraction est nécessaire en amont de l'exploitation pour dégager l'accès au minerai. Bien qu'ils puissent contenir des minéraux, leurs teneurs sont trop faibles pour justifier une valorisation économique. Dans les mines souterraines, ces stériles représentent généralement 5 à 15 % du volume de roche extrait, contre au moins 60 % dans les exploitations à ciel ouvert (Aubertin M. et al., 2008).

Les stériles miniers, en revanche, sont issus du tri du minerai extrait. Il s'agit de roches contenant du minerai, mais dont la teneur est trop faible pour être économiquement rentable à traiter. Ces matériaux sont donc rejetés après extraction et sont généralement stockés en surface sous forme d'empilements appelés haldes ou terrils.

### 1.3.2.2 Les résidus de traitement

Les résidus de traitements (seuls considérés dans cette thèse de doctorat) proviennent des différents procédés mis en œuvre pour concentrer les minéraux d'intérêt économique contenus dans le minerai brut. Dans l'exploitation minière des métaux, les minéraux économiques extraits ne représentent qu'une petite fraction de la masse totale du minerai. Plus de 99 % du minerai extrait peut finalement devenir des résidus lorsque des minerais métalliques de faible teneur

sont utilisés. Les résidus représentent donc les déchets les plus volumineux des sites de mines de métaux. (Lottermoser B. G., 2010).

Les rejets de concentrateurs, ou tailings, sont généralement constitués de particules finement broyées, de sables fins et de limons issus de la laverie. Ils contiennent fréquemment des teneurs significatives en minéraux secondaires, ainsi que des concentrations non négligeables en réactifs chimiques utilisés lors des processus de traitement du minerai. Ces rejets peuvent également renfermer des métaux lourds (tels que le plomb, le zinc, le cuivre ou l'arsenic) et une proportion importante d'eau, ce qui accentue leur potentiel polluant. Les tailings sont généralement acheminés sous forme de pulpe vers un bassin de décantation (parc à résidus), situé à proximité des installations minières.

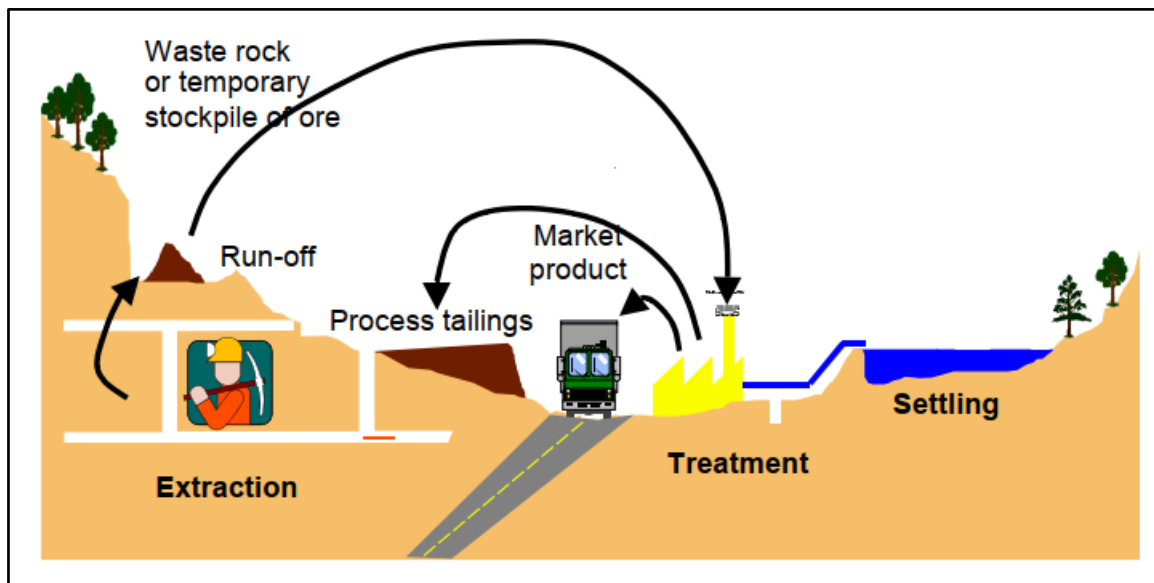


Figure 1.3.1: Les différents types de rejets miniers (BRGM., 2001).

### 1.3.3 Impacts sur l'environnement et sur la santé humaine

#### 1.3.3.1 Pollution des sols

Les rejets miniers peuvent entraîner des impacts significatifs et néfastes sur les sols :

- Ils contiennent souvent des métaux lourds (plomb, zinc, cadmium, etc.) qui peuvent s'infiltrer dans le sol et le contaminer,
- Ils peuvent être à l'origine d'une acidification des sols (drainage minier acide).
- Ils peuvent causer une modification de la structure du sol, entraînant une compaction ou une dégradation de sa qualité. Cela peut réduire sa capacité à retenir l'eau et les nutriments, ainsi que sa capacité à supporter la végétation

La contamination, l'acidification et les modifications de la structure du sol peuvent entraîner une perte de fertilité, rendant les terres moins propices à l'agriculture.



### **1.3.3.2 Pollution des eaux**

Les rejets miniers peuvent contaminer les eaux de surfaces tout comme les nappes phréatiques. Le lessivage des rejets miniers peut conduire à des concentrations élevées en métaux lourds qui vont être transporté par les eaux de ruissellements vers divers plans d'eaux et par les eaux de surface vers les nappes phréatiques.

### **1.3.3.3 Pollution de l'air**

Les rejets miniers ont des impacts significatifs sur la qualité de l'air, contribuant à la pollution atmosphérique. Les principales sources de pollution atmosphérique liée à l'exploitation minière comprennent les émissions de poussières, de gaz et de particules fines, ainsi que la libération de substances toxiques. Ces émissions peuvent contenir des métaux lourds et d'autres polluants, ce qui nuit à la qualité de l'air et peut entraîner des problèmes respiratoires chez les populations locales.

### **1.3.3.4 Impacts sur les écosystèmes**

La contamination des sols, des eaux et des airs peut entraîner la perte d'habitats et le déclin d'espèces végétales et animales ce qui influencera négativement la biodiversité et la santé des écosystèmes. Les changements dans la qualité des sols, des eaux et des airs peuvent affecter la composition des communautés végétales et animales, entraînant une perte de la biodiversité.

### **1.3.3.5 Conséquences sur la santé humaine**

Les populations vivantes à proximité des sites miniers sont exposées aux rejets miniers d'une manière intense et continue. Il a été démontré que les rejets miniers peuvent contenir des métaux lourds à des concentrations élevées ce qui se révèle être un grand problème de santé publique.

L'exposition des humains aux contaminants peut être directe, par l'inhalation des poussières toxiques tout comme le contacte cutané avec les substances et les sols pollués, ou indirecte, par ingestion de végétaux cultivés dans les zones polluées et la consommation de produits animaliers contaminés.

## **1.3.4 Stratégies de gestion des rejets miniers**

### **1.3.4.1 Stockage sécurisé**

Les bassins de résidus doivent être conçus de manière à réduire les risques d'infiltrations et de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines (Figure 1.3.2). La digue des bassins doit minimiser l'instabilité des décharges. Il est important de procéder à la fermeture des bassins de résidus à la fin de l'exploitation minière pour éviter le déplacement de résidus par les vents et les pluies.

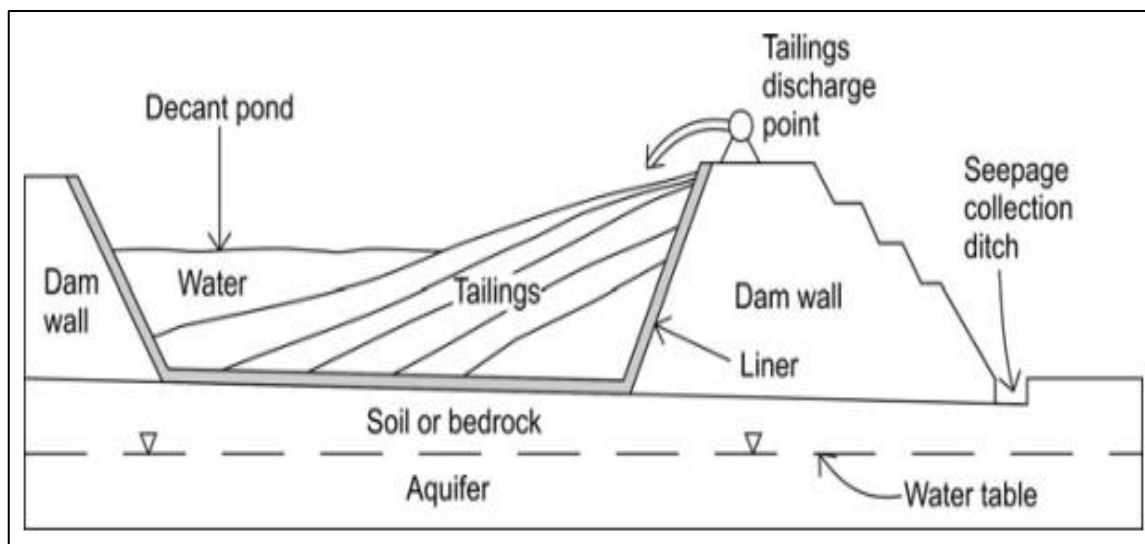


Figure 1.3.2: Coupe transversale simplifiée d'un bassin de résidus.

(Lottermoser B.G., 2010).

#### 1.3.4.2 Caractérisation des rejets miniers

Pour assurer une bonne gestion des rejets miniers, il faut d'abord les caractériser en tenant compte des paramètres suivants (BRGM, 2001) :

- Caractériser les différentes espèces minérales présentes dans le minerai primaire, y compris les minéraux secondaires issus de l'altération des minéraux primaires.
- Tenir compte des éléments non valorisés, car même en très faible concentration, ils peuvent engendrer des pollutions importantes si le tonnage exploité est important.
- Identifier les procédés industriels employés pour traiter le minerai, ainsi que leur rendement et leur efficacité en termes de récupération de minerai.

#### 1.3.4.3 Mesures de prévention et de contrôle des impacts environnementaux liés au stockage des rejets miniers

Plusieurs paramètres doivent être pris en compte lors du stockage des rejets minier (BRGM, 2001 ; CE, 2004) :

- Collecter et traiter les eaux polluées et les lixiviats et éviter la pollution des eaux de surface et les eaux souterraines en assurant l'étanchéité des bassins de résidus et en mettant en place des systèmes de drainage contrôlés.
- Canaliser les lixiviats pour les récupérer et les traiter (barrages, canaux).
- Créer un barrage hydraulique en établissant des pompes immédiatement en aval du stock afin d'éviter la dispersion des polluants. Les eaux pompées devront être traitées.
- Détourner les eaux de surface (non polluées) provenant de l'amont du site.
- Gérer les poussières notamment en couvrant les bassins par des revêtements en argile ou autre revêtements artificiels.

- Vérifier l'épaisseur, l'homogénéité et le coefficient de perméabilité de la couche d'argile (ou de la couche à plus faible perméabilité) située entre le fond du stock et le niveau piézométrique le plus élevé de la nappe phréatique sous-jacente.

Ces mesures visent à protéger l'environnement (eaux, air, sol) contre les pollutions issues du stockage des résidus miniers, tout en assurant une gestion durable et sécurisée des déchets issus de l'activité extractive.

### 1.3.5. Technologies innovantes

L'approche la plus responsable se situe tout en amont de l'activité minière, c'est celle de réduire la production de rejets miniers par l'utilisation de technologies propres et l'extraction durable. Il y a aussi le traitement écoresponsable des rejets pour réduire au maximum le risque de contamination tel que la bioremédiation. Et en contexte d'économie circulaire, le recyclage de rejets miniers peut s'avérer l'une des meilleures solutions pour les entreprises exploitantes, pour la population locale et aussi pour la protection de l'environnement (Figure 1.3.3).

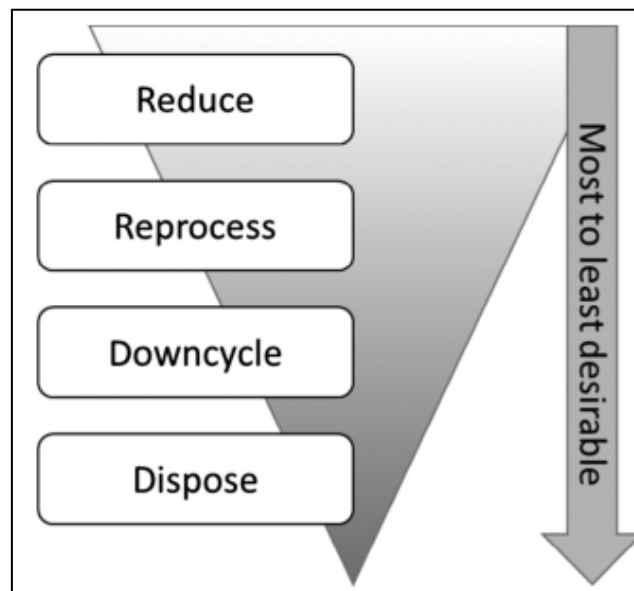


Figure 1.3.3: La gestion des déchets miniers (Lèbre É. et Corder G. D., 2015)

#### 1.3.4.4 Réduction des rejets miniers

Dans le cas de l'exploitation minière, la réduction des déchets ne tend pas à réduire l'apport de minerai. Son objectif est d'optimiser l'extraction du minerai de manière à minimiser les pertes minérales à chaque étape de l'exploitation (Lèbre É. et al., 2016). Les méthodes de préconcentrations est un processus de tri du minerai qui vise à réduire la quantité de matériaux stériles (Haque N. et Norgate T., 2013). Les technologies de préconcentrations offrent un moyen d'extraire et de traiter les matériaux plus efficacement grâce à une caractérisation et une sélection plus précise des matériaux, ce qui offre des possibilités d'optimisation de la production (Lèbre É. et al., 2016).

Les méthodes telles que la biolixiviation et l'utilisation d'acides organiques dans le traitement des minéraux réduisent l'impact environnemental par rapport aux méthodes traditionnelles. Par exemple, une étape de biolixiviation par réacteur à cuve agitée continue pour extraire les métaux accessoires y compris ceux potentiellement toxiques tels que As, Cd, Sb et Th, et les sous-produits minéraux tel que l'acide sulfurique et le sulfate ferreux (Bian Z. et al., 2012).

#### **1.3.4.5 Retraitement et recyclage des rejets miniers**

Le retraitement des déchets vise à améliorer la récupération des minéraux et à atténuer la pollution. Le retraitement peut être effectué pour récupérer un métal secondaire, négligé auparavant, dont le prix du marché a augmenté de manière significative (Macri, D., 2015).

Le recyclage consiste à utiliser les déchets pour un usage qui génère une faible valeur par rapport à celle qui pourraient être produite en retraitant les déchets (Laurence D., 2011). L'un des usages les plus courants est le remblayage des mines souterraines (Lottermoser B.G., 2011). Cependant, le remblayage par les déchets miniers fait que les matériaux souterrains minéralisés et perméables peuvent entrer en contact avec les eaux souterraines ce qui peut conduire à la survenue de DMA (Johnson G. et al., 2004). Il est donc important d'éviter d'utiliser des matériaux hautement réactifs dans le remblayage et d'utiliser des matériaux inertes à cette fin (Lèbre É. et al., 2016). Les déchets miniers sont souvent recyclés en matériaux de construction : les résidus de broyage sont utilisés pour fabriquer des parpaings et des briques, et les matériaux riches en métaux sont utilisés pour la production de verre et de laine de roche (Edraki M. et al., 2014).

#### **1.3.4.6 Remise en état des lieux**

Les méthodes d'élimination des déchets telles que les méthodes de recouvrement, l'élimination conjointe ou le traitement de surface des minéraux visent à isoler, diluer, encapsuler ou neutraliser les matières réactives. Ces méthodes peuvent être mises en œuvre après avoir envisagé toutes les utilisations possibles des déchets, car elles peuvent rendre les matériaux moins accessibles et le retraitement ultérieur plus coûteux et moins efficace.

Les lois et décrets législatifs imposent aux sociétés minières de remettre les sites miniers dans un état acceptable et d'assurer la sécurité environnementale. L'un des moyens efficaces, écologique et économique pour la remise en état des sites miniers et pour la protection de l'environnement est la mise en œuvre des barrières géochimiques (comme les argiles, les matériaux organiques, les oxydes de fer ou des réactifs spécifiques), afin de provoquer des réactions chimiques ou biochimiques qui limitent la mobilité ou la toxicité des polluants, ce qui réduit dans une large mesure l'impact négatif de l'exploitation minière et contribue à la conservation des sols et à l'amélioration de l'environnement.

Pour atténuer l'impact visuel causé par les rejets miniers, des actions doivent être entreprises incluant la stabilisation des sols sur les sites par l'application de couvertures géo-synthétiques, des amendements de sols et la restauration de la couverture végétale (Alekseenko A. V. et al., 2022).

# Chapitre 1.4 : Les métaux lourds

## 1.4.1 Introduction

Les métaux considérés comme étant lourds sont ceux qui possèdent une densité spécifique supérieure à 5 g/cm<sup>3</sup> (Figure 1.4.1) et qui affectent négativement l'environnement et les organismes vivants (Järup L., 2003). Certains de ces métaux sont essentiels à diverses fonctions biochimiques et physiologiques des organismes vivants, mais ils deviennent nocifs lorsqu'ils dépassent certains seuils de concentration (Jaishankar M. et al., 2014). Les métaux lourds les plus toxiques : l'arsenic, le cadmium, le chromium, le cuivre, le manganèse, le mercure, le nickel, le plomb, le sélénium et le zinc. Les métaux lourds entre dans de nombreuses applications industrielles et agricoles ce qui a conduit à leur large diffusion dans l'environnement.

De nombreuses études ont démontré que les métaux lourds sont toxiques pour la santé humaine et environnementale. La toxicité des métaux lourds est considérée comme une menace majeure des temps actuels en raison de leur toxicité biologique, de leur persistance, de leur non-dégradabilité et de leur capacité à pénétrer dans la chaîne alimentaire.

Figure 1.4.1: Les métaux les plus toxiques du tableau périodique.

1 H																	2 He
3 Li	4 Be											5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne
11 Na	12 Mg											13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar
19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr
37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe
55 Cs	56 Ba	*	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
87 Fr	88 Ra	**	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Cn	113 Nh	114 Fl	115 Mc	116 Lv	117 Ts	118 Og
		*	57 La	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu
		**	89 Ac	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr

Les métaux lourds les plus toxiques

Figure 1.4.1: Les métaux les plus toxiques du tableau périodique.

### **1.4.2 L'activité minière et les métaux lourds**

L'industrie minière génère de grandes quantités de métaux lourds durant toutes les phases d'exploitation (l'extraction et le traitement des minerais et la concentration métallurgique). Le minerai subi généralement un traitement physique appelé enrichissement avant toute extraction métallurgique. Les techniques de traitement des minéraux peuvent inclure : le lavage simple du minerai, l'enrichissement magnétique, électrique, optique ou par gravité. Ces méthodes de traitement entraînent la production de déchets de traitement. Les caractéristiques physiques et chimiques des déchets de traitement varient en fonction de la minéralogie et de la géochimie de la ressource traitée, du type de technique de traitement, de la taille des particules du matériau broyé et du type de produits chimiques de traitement. Les déchets de traitement peuvent être utilisés pour remblayer les chantiers miniers ou pour la remise en état et la réhabilitation des zones minières ou simplement déversés en surface à côté des sites miniers. La plupart des déchets de traitement s'accumulent en solution ou sous forme de boue sédimentaire. Ces résidus sont généralement déposés dans un bassin de résidus qui a été construit à l'aide de déchets miniers ou de traitement ou d'autres matériaux terrestres disponibles sur le site minier ou à proximité (Lottermoser B.G., 2010). Les concentrations des métaux lourds à proximité des sites miniers sont très élevées, les facteurs atmosphériques (vents et pluies) conduisent au transport et à la dispersion des métaux lourds aux alentours des sites miniers.

Il est toutefois important de comprendre que les rejets miniers n'entraînent pas nécessairement de dommages pour l'environnement. Même si des concentrations très élevées en métaux sont présentes dans les déchets miniers, les éléments peuvent ne pas être facilement biodisponibles (Williams D. R., 1999). De plus, même si les éléments sont biodisponibles, ils ne sont pas nécessairement absorbés par les plantes et les animaux et dans les cas où les éléments sont absorbés, ils n'entraînent pas nécessairement une toxicité. De nombreux métaux sont essentiels aux fonctions cellulaires et sont nécessaires aux organismes à de faibles concentrations (Smith K. S. et Huyck H. L. O., 1999). Ce n'est que lorsque ces concentrations biodisponibles sont excessivement élevées qu'elles ont un impact négatif sur la santé de l'organisme et qu'une toxicité peut être constatée.

La contamination et la pollution de l'environnement est le résultat de pratiques d'extraction, de traitement et d'élimination des déchets inappropriées qui se sont produites et se produisent encore partout dans le monde. Les nouvelles technologies peuvent être utilisées pour prévenir la pollution et des réglementations doivent être appliquées pour garantir que les performances environnementales des entreprises sont adéquates (Lottermoser B.G., 2010).

### **1.4.3 Normes réglementaires et teneurs limites autorisées**

Les normes réglementaires sont importantes pour le contrôle et la gestion des résidus et pour déclencher des actions d'alerte, mais la définition d'une teneur universelle indépendante des caractéristiques pédoclimatiques ne donne pas nécessairement des indications fiables sur la biodisponibilité des micropolluants dans le sol. La teneur maximale admissible sera définie en fonction des risques à prendre en compte : par exemple les risques pour la santé humaine,

l'environnement, les sols et les eaux. Il est nécessaire de comprendre et d'analyser les mécanismes de tolérance et de résistance des êtres vivants aux toxicités induites par les métaux lourds (Chassin P. et al.,1996).

Une norme ou une réglementation sur la qualité des sols implique : l'obligation de prévention et de contrôle en amont et l'obligation de réhabilitation des sites présentant un danger pour la santé en aval.

Les procédures d'évaluation des risques pratiquées pour la gestion des sites et sols pollués se basent sur deux valeurs indicatives (Albert, O et al., 2003) (Tableau 1.4.1) :

- La Valeur de Définition de Source-Sol (VDSS) : un sol présentant une teneur supérieure à cette valeur sera considéré comme une source de pollution ;
- La Valeur de Constat d'Impact (VCI) : elle permet d'affirmer l'impact de la pollution sur le sol pour un usage donné. Deux usages sont retenus, l'usage sensible correspondant à un scénario d'exposition de type résidentiel avec jardin potager, et l'usage non sensible de type industriel.

Tableau 1.4.1: Valeurs guides en matière de pollution des sols pour 15 éléments (en ppm de matière sèche) (Albert, O et al., 2003).

Élément	VDSS	VCI sol	
		Usage sensible	Usage non sensible
As (pH > 7)	19	37	120
Ba	312	625	3125
Be	250	500	500
Cd	10	20	60
Co	120	240	1200
Cr total	65	130	7000
Cu	95	190	950
Hg	3.5	7	600
Mo	100	200	1000
Ni	70	140	900
Pb	200	400	2000
Sb	50	100	250
Tl	5	10	pvl
V	280	560	pvl
Zn	4500	9000	pvl

pvl : pas de valeur limite.

L'investigation détaillée du sol permettra d'évaluer le fond géochimique naturel et d'en déduire la contribution anthropique pour savoir si le sol est pollué ou non. Pour ce faire, l'idéal est de disposer d'une base de données représentative du type de sol considéré. La mesure du fond pédo-géochimique naturel est une étape indispensable pour déterminer rigoureusement le degré de pollution d'un sol en éléments traces métalliques, et notamment l'apport anthropique en ces éléments.

La plupart des métaux peuvent être naturellement présents dans un sol à des concentrations dépassant largement les seuils préconisés, il est donc illusoire de chercher à déterminer une valeur d'une concentration au-delà de laquelle un sol est nécessairement pollué, dans ce cas, il faut définir une valeur indicative de la teneur en un élément trace qui permette de déclencher des analyses complémentaires pour déterminer si l'on a affaire à une contamination ou pas (Sirven J.-B., 2006).

Dans le cadre de l'évaluation de la pollution des sols, les Pays-Bas ont établi des valeurs guides de référence reconnues internationalement. Ces seuils, définis par le RIVM (Institut national néerlandais pour la santé publique et l'environnement), permettent de classer le niveau de contamination des sols et d'orienter les actions de gestion ou de réhabilitation. Le tableau 1.4.2 présente les valeurs cibles (objectifs de qualité à long terme) et les valeurs d'intervention (niveaux au-delà desquels le sol est considéré comme gravement pollué) pour différents polluants, selon la circulaire néerlandaise de 2000.

Tableau 1.4.2: Valeurs guides néerlandaises pour la réhabilitation des sols (RIVM, 2000).

Polluant	Valeur cible (mg/kg MS)	Valeur d'intervention (mg/kg MS)
Arsenic (As)	29	55
Cadmium (Cd)	0,8	13
Chrome total (Cr)	100	380
Cuivre (Cu)	36	190
Mercure (Hg)	0,3	10
Nickel (Ni)	35	210
Plomb (Pb)	85	530
Zinc (Zn)	140	720
Benzène / Benzene	0,01	1
Benzo(a)pyrène	0,1	1
PCB totaux / Total PCBs	0,02	1
Huiles minérales	50	5000

- Les valeurs sont exprimées en mg/kg de matière sèche (MS).
- La valeur cible représente un niveau de qualité à atteindre à long terme.
- La valeur d'intervention désigne un seuil au-delà duquel le sol est considéré comme gravement pollué et nécessite une action de dépollution.



#### **1.4.4 Contamination des sols par les métaux lourds dans les régions arides :**

Les régions arides sont sujettes aux soulèvements de poussière et aux tempêtes de sable qui peuvent transporter des métaux lourds en suspension dans l'air sur de longues distances. Des niveaux élevés de métaux ont été trouvés dans des zones reculées des régions arides et ont été liés à la poussière atmosphérique contenant des métaux lourds entre autres (Al-Taani A. A. et al., 2021). Le transfert des polluants de la source vers les sols voisins sont fortement influencés par le climat semi-aride, l'évaporation pendant les périodes sèches peut conduire à la formation de dépôts de sel secondaires et le ruissellement pendant des orages torrentiels vont dissoudre ces dépôts en formant un drainage minier hautement toxique (González V. et al., 2011).

Les surfaces non revêtues, les décharges non stabilisées et l'impossibilité de restauration de la végétation sans mesures spéciales d'amélioration des terres arides donnent lieu à l'érosion par la pluie et le vent. Les conditions climatiques subtropicales sèches limitent les chances de restauration du paysage et nécessitent une revitalisation assistée par l'homme pour réduire le risque écologique causé par les rejets miniers (Alexey, 2021).

#### **1.4.5 Impacts sur la santé humaine**

La toxicité des métaux lourds est une menace majeure pour la santé. Les effets toxiques de ces métaux résident dans le fait qu'ils restent présents dans le corps humain, peu de métaux, comme l'aluminium, peuvent être éliminés, tandis que la majorité des métaux s'accumulent dans le corps agissant parfois comme des pseudo-éléments du corps et peuvent même interférer avec les processus métaboliques (Jaishankar M. et al., 2014).

Les métaux lourds pénètrent dans le corps humain par l'alimentation, l'eau, l'air ou par absorption par la peau. Lorsque les métaux lourds ne sont pas métabolisés par l'organisme, ils deviennent toxiques et s'accumulent dans les tissus. Une exposition à long terme aux métaux lourds peut avoir des effets dangereux tels que des cancers et de multiples dysfonctionnements du système nerveux (Bhat S. A. et Majid S., 2019).

Les métaux lourds sont présents dans l'environnement et dans les aliments. Ils sont nécessaires au bon fonctionnement des organismes vivants, mais en plus grande quantité, ils peuvent devenir dangereux, voire toxiques. La toxicité des métaux lourds peut entraîner une fatigue chronique et un dysfonctionnement du cerveau, du foie, des poumons, des reins, et d'autres organes importants. Une exposition à long terme peut entraîner des processus dégénératifs physiques, musculaires et neurologiques progressifs qui ressemblent à des maladies telles que la sclérose en plaques, la maladie de Parkinson, la maladie d'Alzheimer et la dystrophie musculaire. Une exposition répétée à long terme à certains métaux peut même provoquer le cancer (Jarup, 2003).

## **PARTIE 2 : VOLET PRATIQUE**

# Chapitre 2.1 : Matériels et méthodes

Ce volet portera sur le matériel et les différentes méthodes utilisées durant la préparation de cette thèse. Les essais ont porté sur les tailings (contenu du bassin de résidus), le sol en contact avec le bassin de résidus, les plantes poussant dans le bassin et son voisinage et des échantillons d'eau collectés dans le bassin de résidus (eau de pluie stagnante) et dans une retenue d'eau en amont du parc de résidus (Figure 2.1.1).



Figure 2.1.1: Site d'étude (photographie).

(a et b : retenues d'eau en amont du parc de résidus, c : barrage d'eau en aval du parc de résidus)

## 2.1.1 Echantillonnage

Les échantillons analysés dans le cadre de cette thèse (Figure 2.1.2) ont été collectés durant trois campagnes d'échantillonnage (Mai 2018, Décembre 2018 et Octobre 2019). Deux types d'échantillons solides ont été collectés : les tailings, ce sont les rejets miniers de traitement acheminés vers le bassin de résidus situé à quelques kilomètres au sud de la mine, ils ont été prélevés à l'aide d'une tarière à main (150 cm à 200 cm de profondeur). Les échantillons de sol ont été collectés à partir de la couche arable environnante (30 à 50 cm). Les échantillons d'eau ont été prélevés en amont du bassin de résidus (dans une retenue d'eau au centre du bassin de résidus) et dans un barrage d'eau situé à quelques kilomètres en aval du bassin des résidus. Les échantillons d'eau ont été stockés dans des bouteilles en polyéthylène correctement rincées à

l'acide, 2 ml d'HCl ont été ajoutés pour conserver les échantillons d'eau. Les échantillons de plantes (feuilles, tiges et racines) ont été collectés tout autour du bassin de résidus, ils ont été stockés dans des sacs en polyéthylène.

Les échantillons ont été bien numérotés et acheminés vers le laboratoire Génie Minier de l'Ecole National Polytechnique d'Alger. Une fois au laboratoire, les échantillons ont été séchés à l'air libre et homogénéisés. Après un quartage manuel puis mécanique, les échantillons sont prêts pour les différents essais et analyses.

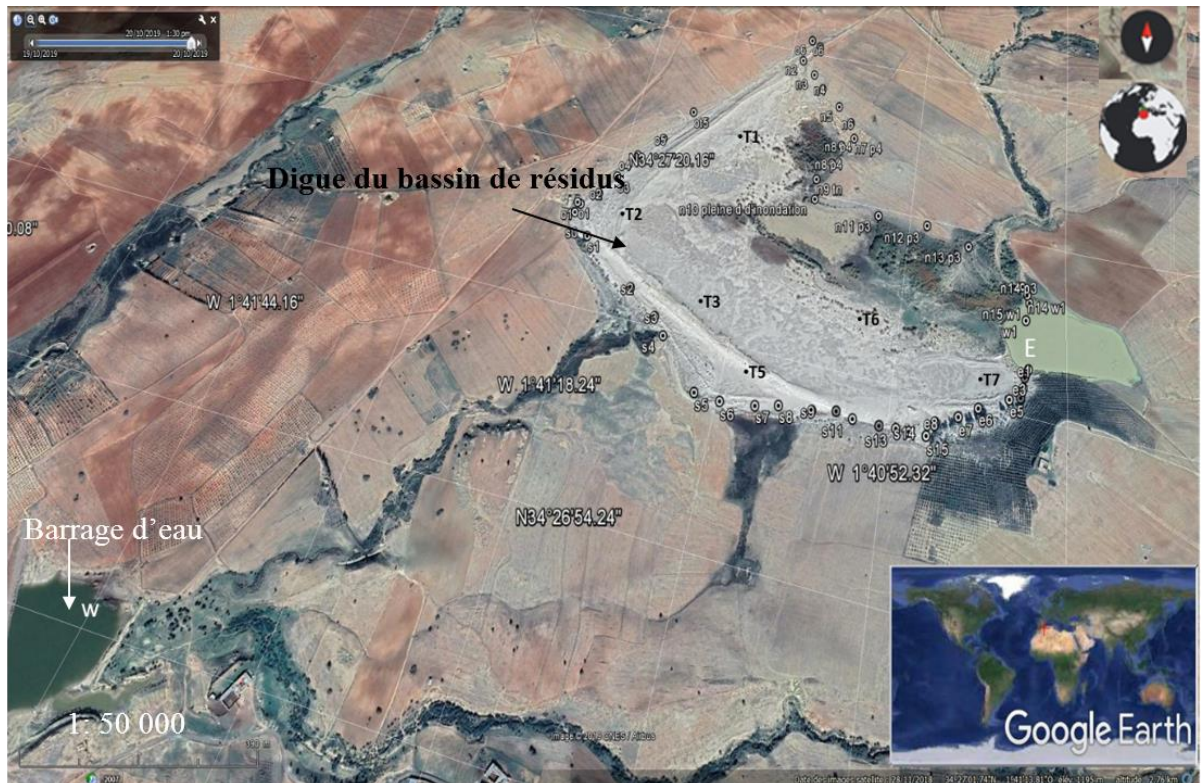


Figure 2.1.2: Carte d'échantillonnage. (Image satellite)

## 2.1.2 Analyses physico-chimiques

### 2.1.2.1 Granulométrie

La taille des particules a une influence importante sur les caractéristiques des déchets miniers : des études ont montré que les petites particules peuvent affecter la taille des pores et la perméabilité ce qui peut augmenter la quantité d'eau dans les espaces poreux et la durée de rétention de cette eau. De ce fait, les particules de petites tailles des déchets miniers présentent une forte lixiviation par rapport aux particules de grandes tailles (Marwa A., 2023). De plus les petites particules sont plus susceptibles d'être transportés sur de longues distances par les vents et les eaux de pluies.

Pour ce travail, l'étude granulométrique des échantillons a été effectuée à l'aide d'une tamiseuse agitatrice Retsch Digital AS200. Le tamisage a été réalisé au moyen d'une série de tamis à

mailles carrées d'ouvertures normalisées, la maille de chaque tamis doit correspondre à la maille du précédent multipliée par  $\sqrt{2}$ . Les ouvertures des mailles des différents tamis sont comprises entre 0.04 mm et 5 mm.

Deux échantillons ont été analysés : un échantillon de tailings de 689 g et un échantillon de sol de 621 g. Les tamis sont fixés en colonne sur la tamiseuse, du plus petit diamètre de maille en bas vers le plus grand en haut. L'échantillon est versé du haut de la colonne, la tamiseuse est mise en marche durant 15 minutes. A la fin de l'opération, le contenu de chacun des tamis est mesuré, les résultats sont présentés sous forme de tableaux et de graphes.

### **2.1.2.2 La teneur en eau pondérale (humidité)**

La détermination de la teneur en eau pondérale est essentielle pour prédire le comportement des rejets miniers. Elle peut déterminer la disposition des rejets miniers à infiltrer les eaux de pluie, l'infiltration d'eau favorise l'activation de nombreuses réactions chimiques et augmente le risque de lixiviation. Elle est aussi importante pour déterminer la stabilité mécanique des rejets pour prévoir le risque d'effondrement et de glissement dans les parcs de résidus.

Pour ce travail, la teneur en humidité est déterminée par séchage à l'étuve. On prend un contenant d'un poids connu, on place une quantité déterminée de l'échantillon dans ce contenant et on le passe à l'étuve à une température de 105°C pendant 24 heures. Après le passage à l'étuve, on pèse l'ensemble contenant plus échantillon séché.

La teneur en eau est donnée par la formule :

$$\text{Teneur en eau (\%)} = (B - C / C - A) \times 100$$

Où :

A : masse du contenant vide

B : masse du contenant + masse échantillon humide

C : masse du contenant + masse échantillon séché

### **2.1.2.3 Mesure du pH, Eh et EC**

La mesure du potentiel hydrogène (pH) d'un rejet minier est importante pour l'évaluation du potentiel de pollution de l'environnement par ce rejet minier, car la basicité ou l'acidité d'un milieu peut perturber les écosystèmes, d'autant plus que le pH est le facteur clé affectant la solubilité des métaux lourds dans l'eau.

Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) indique si un milieu est oxydant ou réducteur, souvent combiné avec la mesure du pH pour évaluer la stabilité chimique du rejet minier.



La mesure de la conductivité électrique (EC) nous donne des informations sur la minéralisation d'un rejet minier, c'est-à-dire la proportion de sels et métaux dissous dans cette solution contenant ce rejet, cela est très utile pour la prédiction du risque de pollution qui pourra être induit par ce rejet.

La mesure du pH, Eh et EC a été effectuée à l'aide du Multiparameter Hi9811.

Plusieurs ratio échantillon séché/eau déminéralisée ont été préparé (1:1 et 1:2). L'eau et l'échantillon ont été mélangés et agités durant 30 minutes puis laissés reposer pour encore 30 minutes avant d'être filtrés. L'électrode du multimètre est placée dans la solution filtrée.

#### **2.1.2.4 Caractérisation morphologique, minéralogique et chimique**

##### **2.1.2.4.1 SEM-EDX**

Le SEM (Scanning Electron Microscope en anglais ou microscope électronique à balayage en français) permet d'observer la surface des échantillons avec une grande résolution permettant d'observer la taille, la forme et la texture des particules analysées. Le SEM couplé avec un EDX (Energy dispersive X-ray en anglais ou spectrométrie à dispersion d'énergie en français) permettra d'effectuer des analyses chimiques et minéralogiques des échantillons observés.

Les échantillons analysés sont sous forme de poudre recouverte d'une couche métallique fine. Ils sont placés dans une chambre sous vide, un faisceau d'électrons vient balayer la surface de l'échantillon permettant de générer des images de haute résolution contenant des informations sur la morphologie de l'échantillon. Lors de l'interaction des électrons avec l'échantillon des rayons X caractéristiques des éléments chimiques présents dans l'échantillon sont produits. L'EDX permettra d'identifier les éléments présents dans l'échantillon et leurs proportions en mesurant l'énergie et l'intensité de ces rayons X.

Pour ce travail, un SEM-EDX Phenom XL a été utilisé. Le revêtement métallique a été appliqué aux échantillons par le système Qorum Q150T ES plus.

##### **2.1.2.4.2 XRF**

X-ray Radiation Fluorescence (XRF), ou spectrométrie de fluorescence à rayon X en français, a été utilisée pour l'analyse élémentaire des différents échantillons (tailings, sol et plantes). Le principe de base est de bombarder l'échantillon par des rayons X ce qui conduit à l'éjection des électrons des couches internes de l'échantillon ce qui les rend instables, pour regagner de la stabilité et remplir la vacance, un électron de la couche supérieure de l'échantillon descend vers la couche interne libérant ainsi de l'énergie sous forme de rayon X secondaire. La mesure de l'intensité et de l'énergie de ces rayons X secondaires permettra d'identifier les éléments présents dans l'échantillon ainsi que leur concentration.

Les échantillons ont été broyés et homogénéisés, placés dans des pastilles pour être passés aux analyses avec un XRF du modèle PANalytical Epsilon 3.

#### 2.1.2.4.3 ICP-AES

La spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif ou Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP AES) en anglais, est utilisée pour mesurer la concentration des éléments chimiques dans un échantillon. Son principe de base consiste à transformer un échantillon liquide en vapeur qui seront introduit dans un plasma d'argon à très haute températures dans le but d'exciter les atomes de l'échantillon, lorsque les atomes retournent à leur état fondamental ils émettent de la lumière (la longueur d'onde d'un rayon lumineux est spécifique à chaque élément), le faisceau lumineux sera intercepté par un spectromètre qui mesurera l'intensité de chacune des longueurs d'ondes permettant ainsi de mesurer la concentration d'un élément en fonction de l'intensité de la longueur d'onde absorbée.

Pour cette analyse, des échantillons de tailings et de sol ont été utilisés. Les échantillons ont été broyé et tamisé à travers un tamis de 1mm, les métaux ont été extrait par deux méthodes :

- Les éléments extraits à l'acide  $\text{HNO}_3$  par la méthode d'Ostrowska (Ostrowska A. et al., 1991) : elle est utilisée pour l'extraction des métaux lourds (Cadmium, Plomb, Cuivre, etc.) des échantillons à l'aide de l'acide nitrique, ce qui permettra d'évaluer la mobilité de ces métaux dans des conditions d'acidité. Le protocole opératoire consiste à prendre 10 g d'échantillon avec 100 ml de 2M  $\text{HNO}_3$ , le mélange a été chauffé à  $120^\circ\text{C}$  et agité pendant deux heures. Après refroidissement, le mélange a été filtré et stocké dans des tubes en propylène.
- Les éléments extraits par  $\text{CaCl}_2$  par la méthode de Bouwman (Bouwman L. et al., 2001) : cette méthode est utilisée notamment pour extraire les minéraux nutritifs (Manganèse, Fer, Zinc, etc.), elle permet d'évaluer la disponibilité des éléments nutritifs dans le sol. Le mode opératoire consiste à mélanger 10 g d'échantillon avec 50 ml de solution de 0,01M  $\text{CaCl}_2$ . Le mélange a été agité pendant 1 heure avant d'être filtré et stocké dans des tubes en propylène.

La concentration en métaux dans les extraits filtrés a été mesurée par des instruments de spectrométrie d'émission atomique avec plasma à couplage inductif (ICP-AES).

#### 2.1.2.4.4 Analyse des échantillons d'eaux par ICP-MS

L'analyse des échantillons d'eaux (collectés dans les retenus d'eau en amont et en aval du parc de résidus) ont été faites au CRD.

Le principe de base de la Spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif, ou Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) en anglais est atomisé et ionisé un échantillon liquide grâce à un plasma d'argon à très haute température, les ions générés sont séparés en fonction de leur rapport masse/charge à l'aide d'un analyseur de masse et leurs intensités sont mesurées pour déterminer la concentration des éléments présents.

### 2.1.3 Les biotests

Pour bien évaluer la toxicité d'un rejets miniers et du sol au contact de ce rejet il faut mettre en place une approche globale qui tient compte des concentrations des contaminants et de leurs effets biologiques. Les méthodes chimiques doivent être complétées par des méthodes biologiques pour bien estimer le risque de contamination (Pérez-Sirvent C. et al., 2010). Les stratégies d'évaluation des propriétés potentiellement dangereuses d'un milieu devraient inclure des organismes d'essai de différents niveaux trophiques représentant à la fois les compartiments terrestres et aquatique puisque il n'existe aucune espèce d'essai sensible universelle qui puisse prédire de manière fiable les dangers potentiels associés aux sédiments contaminés, une batterie d'essais qui inclut un certain nombre d'espèces d'essai différentes, est donc préconisée pour réduire l'incertitude dans l'évaluation de la qualité des sédiments. De plus, une stratégie d'essai qui comprend l'évaluation de plusieurs phases d'exposition (phase solide et phase liquide) permet une évaluation plus détaillée de la toxicité potentielle des sédiments. (Chapman, 2002).

Les tests de toxicité ont été réalisés à l'aide de Toxkit : phytotoxkit (plantes/sédiments), phytotestkit (plantes/eau), Rapidtoxkit (crustacés/eau), Ostracodtoxkit F (crustacés/sédiments) et Daphtoxkit F Magna (crustacés/eau). Ce sont des microbiotests de contact direct entre l'organisme vivant et l'échantillon à analyser. Les Toxkits sont des microbiotests contenant tout le matériel nécessaire pour effectuer des tests de toxicité simples, rapides, sensibles et reproductibles à faible coût. Ils sont particulièrement adaptés aux tests de toxicité des produits chimiques et des déchets rejetés dans les milieux aquatiques et terrestres. Ils ont été réalisés conformément aux procédures recommandées par le fabricant (Le Professeur Dr. G. Persoone en association avec le laboratoire de toxicologie environnementale et de l'écologie aquatique de l'université de Gand en Belgique). L'avantage des microbiotests Toxkits est que les organismes d'essai sont incorporés dans les kits sous forme immobilisée à partir de laquelle ils peuvent être activés à tout moment avant l'exécution des tests de toxicité.

#### 2.1.3.1 Phytotestkit et Phytotoxkit

Ces deux tests ont été effectués pour évaluer l'effet de la toxicité des résidus miniers, du sol végétal au voisinage du bassin de résidus et de l'eau de lessivage de ces deux échantillons sur les plantes. Trois espèces végétales ont été sélectionnées pour ce test sur la base de la germination rapide de leurs graines et de la croissance de leurs racines après seulement trois jours d'incubation : *Sorghum Saccharatum* (sorgho), *Lepidium Sativum* (cresson) et *Sinapsis Alba* (moutarde). Les paramètres analysés étaient l'inhibition de la germination des graines ou l'allongement des racines et des tiges.

Pour le test Phytotoxkit, les sédiments ont été placés sur des plaques d'essai (25 × 15.5 × 0.8cm), divisées en deux compartiments. Le sédiment (90cm<sup>3</sup>) est placé dans le compartiment inférieur de la plaque et recouvert d'un papier filtre noir et neuf (09) graines de test sont placées dans une rangé à 1cm sous la ligne médiane de la plaque.

Pour le test Phytotestkit le compartiment inférieur de la plaque d'essai n'est pas rempli de terre mais avec un tampon en mousse et un papier filtre imbibé d'eau de lessivage (20 cm<sup>3</sup>).



Le sol référence utiliser pour ces deux tests est le sol artificiel recommandé par l'OCDE, pour les essais de toxicité, le sol témoin est composé de sable (85%), de Kaolin (10%) et de tourbe (05%), le pH est ajusté avec du carbonate de calcium.

Les plaques, une fois préparées, sont incubées en position horizontale à 25°C, dans l'obscurité pendant 72 heures.

A la sortie de l'incubateur les plaques ont été scannées et transférées sur ordinateur. La germination et l'élongation des racine et des tiges ont été mesurées à l'aide du logiciel ImageJ.

### **2.1.3.2 Rapidtoxkit**

Rapidtoxkit est un microbiotest rapide, très sensible et facile à répéter qui mesure le stress subi par le crustacé *Thamnocephalus Platyurus* mis en contact avec les déchets et les composants chimiques potentiellement toxiques dans les environnements aquatiques et terrestres après seulement 15 minutes, 30 minutes ou 1 heure d'exposition. Les crustacés s'alimentent par la filtration de l'eau, quand ces organismes sont stressés à cause des facteurs environnementaux ou par la présence des toxines, la filtration diminue voire même elle s'arrête dans le cas d'un stress sévère. Des études sur une variété de produits chimiques ont montré que les crustacés larvaires utilisés dans le microtest Rapidtoxkit détectent la présence de substances toxiques dans les échantillons d'eau à un niveau de sensibilité sensiblement inférieur aux doses létales pour l'homme.

Son principe d'utilisation est de placer des larves de crustacés, obtenus après activation des œufs dormants livrés avec les kits, dans des tubes coniques en polystyrène contenant des échantillons d'eau à analyser et de l'eau fraîche standard pour les échantillons de contrôles auxquels on ajoute une suspension de microsphères rouge en polystyrène pour une période de 15min à 1 heure. Dans les tubes de contrôles les organismes vont ingérer les microsphères qui vont donner à leur système digestif une couleur rouge foncé, les organismes stressés (intoxiqués) ne vont pas ingérer ces particules colorées ou bien l'ingestion va être très faible en comparaison aux tests contrôles (Figure 2.1.3).

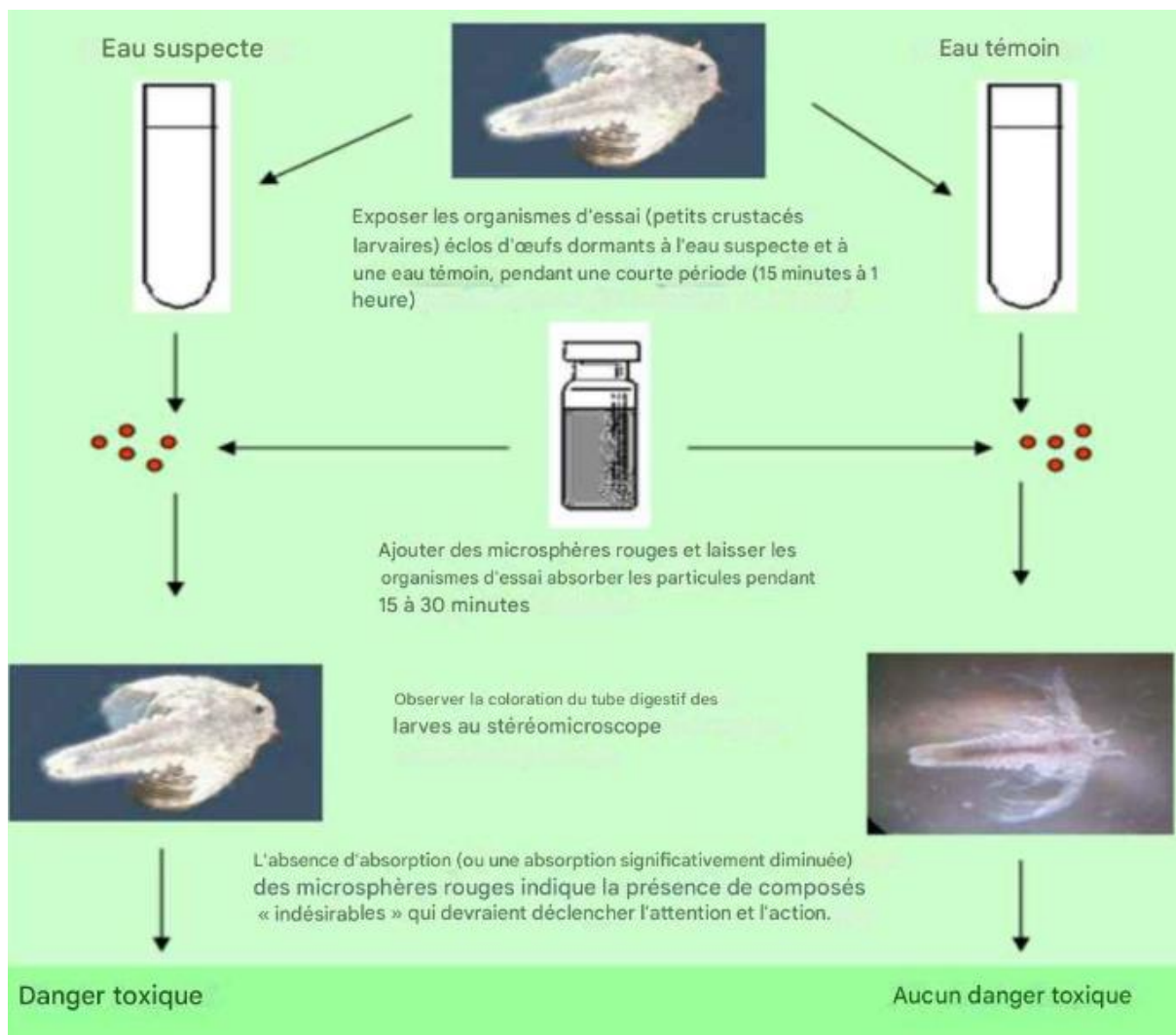


Figure 2.1.3: Principe de base du test Rapidtoxkit.

### 2.1.3.3 Ostracodtoxkit

La toxicité du sol est souvent réalisée sur la fraction liquide en utilisant des organismes d'essai représentatifs de la colonne d'eau uniquement. Ces tests ne révèlent que l'impact toxique des contaminants dissous dans l'eau. Pour une évaluation plus complète de la toxicité, des tests de contact direct entre le sol et les organismes benthiques sont également nécessaires pour montrer l'impact des substances toxiques. Le microbiotest Ostracodtoxkit est un test de contact avec le sol avec une espèce de crustacé pour l'évaluation de la toxicité du sol, y compris le danger des polluants dissous et non dissous.

Le microtest Ostracodtoxkit est un test de toxicité simple, sensible et à faible coût. Il a été développé pour détecter et quantifier la toxicité des sédiments d'eau douce et également des sols contaminés par des polluants organiques et inorganiques. Les expériences ont été menées avec des larves de l'ostracode d'eau douce *Heterocypris Incongruens*. Les crustacés ostracodes sont des membres écologiquement importants de la méiofaune des sédiments d'eau douce. *Heterocypris Incongruens* a une distribution cosmopolite et peut être trouvé dans divers habitats benthiques d'eau douce sur tous les continents ce qui rend ce test très représentatif.

Le principe de l'essai consiste à mettre une larve d'ostracode en contact direct avec les sédiments durant six (06) jours pour ensuite déterminer le pourcentage de mortalité et la croissance des crustacés et les comparer aux résultats obtenus dans un sédiment référence (non toxique).

Les étapes suivies lors du test sont comme suit :

- Les œufs enkystés de *H. Incongruens* incorporés dans le kit sous une forme dormante et doivent être activés 52 heures avant les tests de toxicité, pour se faire, les œufs enkystés sont mis dans une eau douce standard est utilisée comme milieu d'éclosion pour les kystes. L'eau douce synthétique sélectionnée pour les tests dans le kit Ostracodtoxkit est une eau synthétique moyennement dure formulée par l'US EPA.
- Les kystes sont incubés à 25°C sous éclairage continu. Les larves sont pré-alimentées 48h après le début de l'incubation avec de la poudre de spiruline pour être collectées 52h après le début de l'incubation. La longueur des ostracodes doit être mesurée le plus rapidement possible après l'éclosion. Les mesures de longueur peuvent être effectuées très facilement à l'aide d'un micromètre spécial inclus dans le kit (Figure 2.1.4).
- Les dosages sont effectués dans des plaques multicellulaires en polystyrène de 20 cellules avec dix (10) organismes dans chaque cellule en trois répétitions, chaque cellule devant contenir 1 ml de sédiment, 2ml d'eau douce standard. Pour éviter des résultats biaisés dus à la famine des organismes testés, une quantité standard de cellules d'algues est ajoutée aux plaques multicellulaires comme complément alimentaire au début de l'essai.
- Les plaques sont couvertes d'un Para film et sont incubées dans l'obscurité à 25°C pendant six (06) jours.
- A la fin des 6 jours d'exposition, les ostracodes doivent être récupérés des plaques multicellulaires pour déterminer le pourcentage de mortalité et pour effectuer les mesures de longueur des ostracodes survivants afin de calculer l'inhibition de la croissance. Les ostracodes peuvent être récupérés directement à partir des plaques multicellulaires contenant le sédiment de référence car les organismes sont facilement visibles sous un microscope à dissection. Mais pour les plaques multicellulaires contenant les échantillons d'essai une procédure de tamisage doit être appliquée pour récupérer les ostracodes.

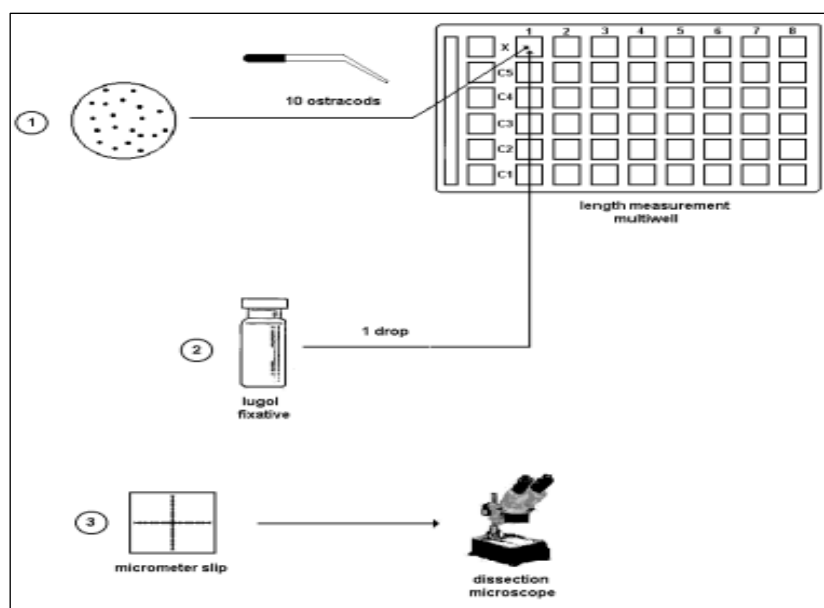


Figure 2.1.4: Mode de détermination de la mortalité et de mesure de la croissance des ostracodes.

#### 2.1.3.4 Daphtoxkit

Les Daphtoxkit utilisent les œufs dormants (ephippia) des crustacés *Daphnia magna* ou *Ceriodaphnia Dubia* pour les tests de toxicité. Ces œufs sont protégés par une capsule chitineuse appelée ephippium et peuvent être stockés pendant de longues périodes sans perdre leur viabilité. Lorsque les ephippia sont placés dans des conditions environnementales spécifiques, les œufs se développent environ 3 jours en nouveau-nés qui peuvent ensuite être utilisés immédiatement pour les tests de toxicité. Les daphnies sont les espèces de crustacés les plus couramment utilisées pour déterminer les effets des xénobiotiques sur les consommateurs primaires dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce. Les tests Daphtoxkit ont été réalisés conformément aux procédures de test prescrites par les organisations nationales et internationales (OCDE, ISO, CEE, USEPA, ASTM, etc.).

Les principales procédures du microtest Daphtoxkit sont les suivantes :

- L'activation des éphippies qui doit être initiée 3 jours avant le début du test de toxicité, les éphippies doivent être transférées dans une boîte pétrie contenant 15 ml d'eau douce standard (formulée selon la norme ISO 6341) et incubées pendant 72 heures à une température de 20 à 22°C sous lumière continue. 48h après le début de l'incubation, une pré-alimentation avec une suspension de micro algues de spiruline est nécessaire pour empêcher la mortalité par famine des nouveau-nés (qui biaiserait les résultats du test) pendant les 48 h d'exposition ultérieures au test pendant lesquelles les organismes ne seront pas nourris. Un minimum de 120 nouveau-nés sont nécessaires pour réaliser un test complet et que les nouveau-nés ne doivent pas être âgés de plus de 24 heures au début du test de toxicité, les organismes doivent être collectés au plus tard 90 heures après le début de l'incubation.

- A la fin de la période d'incubation, les daphnies sont transférées dans des plaques multi-cellules en polycarbonate, chaque plaque contient quatre cellules de test pour les contrôles (eau douce standard) et quatre cellules de test pour chaque concentration de lixivias dilué avec l'eau douce standard. On doit transférer cinq (05) daphnies vivantes dans chaque cellule. Le transfert des daphnies nouveau-nées dans les puits d'essai est effectué à l'aide d'une micropipette. En raison de la petite taille des jeunes daphnies nées, le transfert est effectué sous un microscope de dissection.
- La série de dilutions (100 %, 50 %, 25 %, 12,5 % et 6,25 %) de l'échantillon est préparée comme suit : on prépare six fioles jaugées de 100 ml (étiquetées C0- C1 - C2 - C3 - C4 - C5), on pèse 100 mg de l'échantillon à tester et on le transfère le dans la fiole C0, on remplit la fiole jusqu'au repère de 100 ml avec de l'eau douce standard (pour obtenir une concentration de 1 g/l). On verse 90 ml d'eau douce standard dans toutes les autres fioles. On transfère 10 ml de solution mère dans la fiole C1 pour obtenir la concentration de 100 mg/l. On répète l'opération pour les fioles C2 à C5, c'est-à-dire : 10 ml de C1 dans C2 (10 mg/l) ; 10 ml de C2 dans C3 (1 mg/l) ; 10 ml de C3 dans C4 (0,1 mg/l) et 10 ml de C4 dans C5 (0,01 mg/l).
- Les plaques multi-cellules doivent être couvertes de Para-film avant de placer le couvercle fermement, elles sont immédiatement incubées dans le noir à 20°C. Après 24h et 48h d'incubation les plaques multi-cellules sont placées sous un microscope de dissection pour compter le nombre de nouveau-nés morts et immobilisés par et celui des organismes de test nageant activement dans chaque puits. Pour que le test soit validé, une condition majeure doit être vérifiée, le nombre d'organismes morts et immobiles ne dépasse pas 10 % dans les contrôles.
- Les nombres obtenus sont portés sur une feuille de résultats. On calcule le nombre total de nouveau-nés morts et immobiles pour chaque concentration de toxique puis on calcule la moyenne EC<sub>50</sub> après 24 heures et après 48 heures d'exposition (Figure 2.1.5).

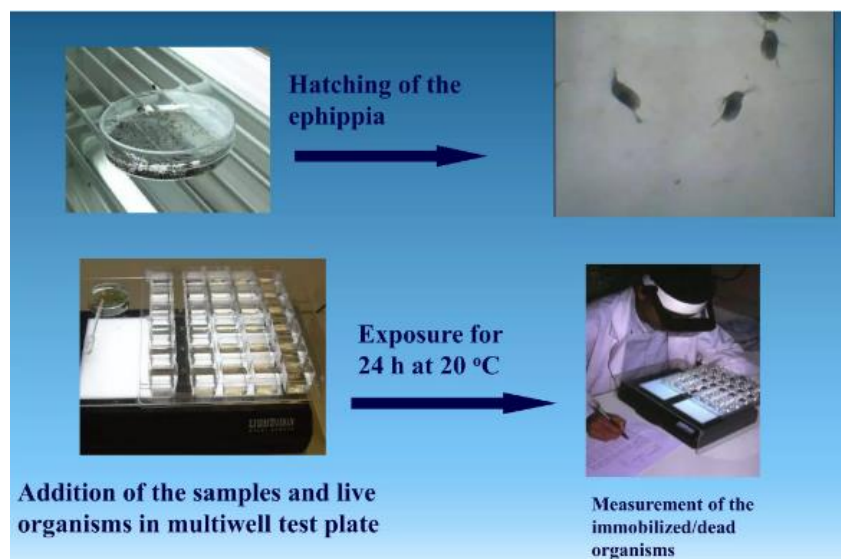


Figure 2.1.5: Principe de base du test Daphtokit.

## 2.1.4 Bioaccumulation des métaux lourds dans les plantes

La plante choisie pour cette analyse est le laurier rose (*Nerium oleander* L.), *Nerium oleander* L. (Figure 2.1.6) est un petit arbuste persistant de 2 à 6 mètres de haut, appartenant à la famille des Apocynaceae, originaire de la région méditerranéenne et du sous-continent indo-pakistanaï (Patel L., 2010). Cette plante montre une grande tolérance à la sécheresse grâce à des mécanismes de défense tels que les adaptations anatomiques de la structure des feuilles, qui contribuent à réduire leur déshydratation en cas de déficit hydrique (Kumar D. et al., 2017).

*Nerium oleander* L. est fréquemment utilisé comme plante ornementale dans les régions arides, car il consomme peu d'eau et ne nécessite pas beaucoup d'entretien. Bien que le laurier-rose ne soit pas considéré comme un halophyte, il est néanmoins assez résistant au stress salin (Kumar D. et al., 2017). Il a été suggéré que les halophytes sont mieux adaptés pour faire face aux stress environnementaux, comme la pollution aux métaux lourds, et offrent ainsi un plus grand potentiel de recherche en phytoextraction et phytostabilisation des sols salins et non salins (Manousaki E. et Kalogerakis N., 2011).



Figure 2.1.6: *Nerium oleander* L., parc de résidus de la mine d'El Abed (Tlemcen).

Pour déterminer la bioaccumulation des métaux lourds dans les plantes (Figure 2.1.7) nous avons procédé à la déminéralisation de 50 échantillons de plantes par digestion à l'aide de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ). Le but est de détruire la matière organique pour libérer les métaux pour pouvoir analyser leurs concentrations par l'ICP-AES. La procédure expérimentale est la suivante :

- Les échantillons de plantes (feuilles, tiges et racines) ont été déshydratés, on a pesé 50 mg de chaque échantillon pour les transférer dans des tubes en verre.



- Dans chaque tube contenant 50 mg d'échantillon ont y a ajouté 1ml d'acide nitrique  $\text{HNO}_3$  (65%).
- Les tubes sont couverts d'un film plastique et laisser à température ambiante pendant 12 heures.
- On retire le film plastique des tubes et on les place dans une étuve à  $50^\circ\text{C}$  pendant 2 heures, puis à  $120^\circ\text{C}$  pendant deux jours jusqu'à digestion complète de l'échantillon (le mélange devient transparent).
- A la fin de la digestion on ajoute 1 ml d'eau distillée pour chaque tube et on agite pendant quelques secondes. On couvre les tubes et on laisse reposer pendant 1 heure.
- On ajoute de l'eau distillée jusqu'à atteindre un volume de 50 ml, on filtre le mélange et on le stock dans des tubes en propylène pour l'analyse par l'ICP-AES.



Figure 2.1.7: Procédures de déminéralisation de *Nerium oleander* L., par digestion à l'aide de l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ).

# Chapitre 2.2 : Résultats et discussion

## 2.2.1 Résultats des analyses physico-chimiques

### 2.2.1.1 Granulométrie

Les résultats de tamisage de l'échantillon des tailings sont portés sur le tableau 1.2.1 :

Tableau 2.2.1 : Résultats du tamisage des tailings.

Diamètre (mm)	Masse retenue (g)	% retenu	% passant	% cumulatif retenu	% cumulatif passant
>2	1	0,15	99,85	0,15	99,85
1,25	2	0,30	99,54	0,46	99,54
1	3	0,46	99,09	0,91	99,09
0,8	12	1,82	97,27	2,73	97,27
0,5	119	18,06	79,21	20,79	79,21
0,315	170	25,80	53,41	46,59	53,41
0,25	83	12,59	40,82	59,18	40,82
0,2	62	9,41	31,41	68,59	31,41
0,16	73	11,08	20,33	79,67	20,33
0,125	51	7,74	12,59	87,41	12,59
0,1	11	1,67	10,93	89,07	10,93
0,08	43	6,53	4,40	95,60	4,40
0,063	19	2,88	1,52	98,48	1,52
0,04	7	1,06	0,46	99,54	0,46
<0,04	3	0,46	0,00	100,00	0,00

% retenu (i) = 100 \* (masse retenue (i) / total des masses retenues).

% cumulatif retenu (i) = % cumulatif retenu (i-1) + % retenu (i).

% cumulatif passant (i) = 100 - % cumulatif retenu (i).

Tableau 2.2.2: Diamètre des particules selon le % passant.

D60	D30	D10
0,4 mm	0,2 mm	0,1 mm

D60 : le diamètre correspondant au 60% passage de l'échantillon de départ.

D30 : le diamètre correspondant au 30% passage de l'échantillon de départ.

D10 : le diamètre correspondant au 10% passage de l'échantillon de départ.



L'analyse de la forme des courbes de distribution granulométrique permet de déterminer l'uniformité d'étalement de la granulométrie ou sa « non uniformité » exprimées par le coefficient de HAZEN, elle permet aussi d'évaluer la distribution granulométrique par le coefficient de courbure.

- **Coefficient d'uniformité HAZEN ( $C_u$ ) :**

$$C_u = D_{60} / D_{10}$$

Interprétation :

Si  $C_u < 4$  : sable uniforme, peu stable.

Si  $4 < C_u < 6$  : sable modérément gradué.

Si  $C_u > 6$  : sable bien gradué, plus stable.

Le coefficient de HAZEN ( $C_u$ ) pour l'échantillon de tailings est de 4, les tailings sont donc à la limite entre un sable uniforme et un sable bien gradué (Figure 2.2.1). Les tailings risquent de présenter des problèmes de compaction et de stabilité.

- **La formule de HAZEN pour estimer la perméabilité ( $K$ )**

$$K = C * D_{10}^2$$

$C$  = Coefficient empirique (selon la compacité, généralement  $C=1$ ).

Interprétation :

Si  $10^{-9} > K < 10^{-6}$  : sol très imperméable.

Si  $10^{-6} > K < 10^{-5}$  : sol peu perméable.

Si  $10^{-5} > K < 10^{-3}$  : sol modérément perméable.

Si  $10^{-3} > K < 10^{-1}$  : sol perméable.

Si  $K > 10^{-1}$  : sol très perméable.

La perméabilité de l'échantillon de tailings est de  $10^{-2}$ , les tailings sont donc considérés comme perméables, ce qui implique un problème au point de vue environnemental.

- **Coefficient de Courbure ( $C_c$ ) :**

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

$D_{10}$  : le diamètre correspondant au 10% passage de l'échantillon de départ.

$D_{60}$  : le diamètre correspondant au 60% passage de l'échantillon de départ.

$D_{30}$  : le diamètre correspondant au 30% passage de l'échantillon de départ.

Interprétation :

Si :  $1 \leq C_c \leq 3$  : sable bien gradé avec une répartition régulière des tailles de particules.

Si :  $C_c < 1$  ou  $C_c > 3$  : sable mal gradé, prédominance de particules de taille moyenne et une absence de particules fines et grossières.

Le coefficient de Courbure ( $C_c$ ) de l'échantillon de tailings est de 1, donc la granulométrie des tailings est bien graduée, le sol est donc plus stable.

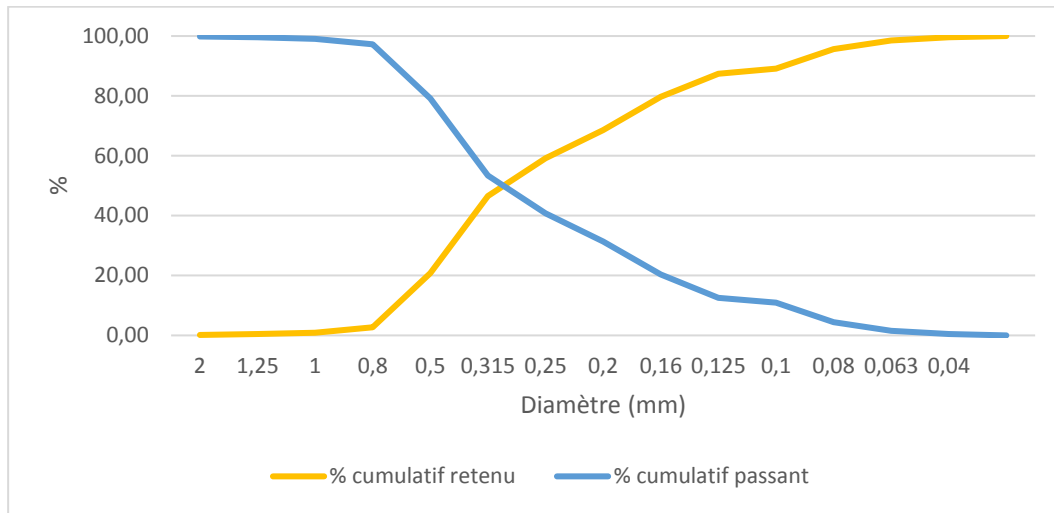


Figure 2.2.1: Courbes d'analyse granulométrique du produit de tamisage des tailings.

Concernant l'échantillon de sol, les résultats de tamisage sont rassemblés dans le tableau 2.2.3:

Tableau 2.2.3: Résultats du tamisage du sol.

Diamètre (mm)	Masse retenue (g)	% retenu	% cumulé retenu	% cumulé passant
>5	16	2,79	2,79	97,21
4	3	0,52	3,32	96,68
2,5	10	1,75	5,06	94,94
2	9	1,57	6,63	93,37
1,60	11	1,92	8,55	91,45
1,25	17	2,97	11,52	88,48
1	21	3,66	15,18	84,82
0,8	35	6,11	21,29	78,71
0,5	60	10,47	31,76	68,24
0,315	88	15,36	47,12	52,88
0,25	83	14,49	61,61	38,39
0,2	80	13,96	75,57	24,43
0,16	52	9,08	84,64	15,36
0,125	23	4,01	88,66	11,34
0,1	29	5,06	93,72	6,28
0,08	11	1,92	95,64	4,36
0,063	16	2,79	98,43	1,57
0,04	7	1,22	99,65	0,35
<0,04	2	0,35	100,00	0,00

% retenu (i) = 100 \* (masse retenue (i) / total des masses retenues).

% cumulatif retenu (i) = % cumulatif retenu (i-1) + % retenu (i).

% cumulatif passant (i) = 100 - % cumulatif retenu (i).

Tableau 2.2.4: Diamètre des particules selon le % passant.

D60	D30	D10
0,5 mm	0,25 mm	0.12 mm

L'analyse de la forme des courbes de distribution granulométrique permet de déterminer l'uniformité d'étalement de la granulométrie ou sa « non uniformité » exprimées par le coefficient de HAZEN, elle permet aussi d'évaluer la distribution granulométrique par le coefficient de courbure.

- **Coefficient de HAZEN ( $C_u$ ) :**

$C_u < 2$  : sol très uniforme (mal classé)

$2 < C_u < 6$  : sol moyennement uniforme

$C_u > 6$  : sol bien gradué (bien classé)

Le coefficient de HAZEN ( $C_u$ ) de l'échantillon de sol est de 4,16 donc c'est un sol moyennement uniforme (Figure 2.2.2).

- **Coefficient de Courbure ( $C_c$ ) :**

Le coefficient de Courbure ( $C_c$ ) du sol est de 1,04. Le sol est bien gradué.

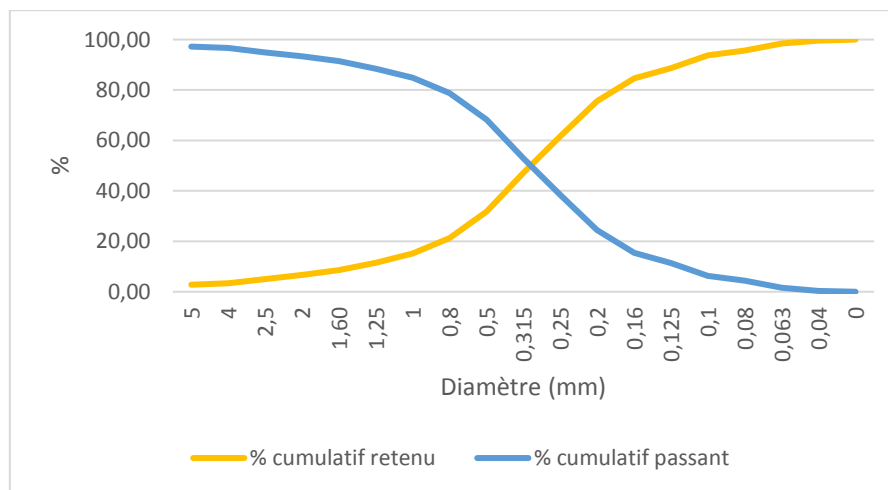


Figure 2.2.2: Courbes d'analyse granulométrique du produit de tamisage du sol.

### 2.2.1.2 La teneur en eau pondérale (teneur en humidité)

Les résultats de pesée des échantillons de tailings après passage à l'étuve à une température de 105°C pendant 24 heures sont indiqués dans le tableau 2.2.5.

Tableau 2.2.5: Teneur en eau des tailings.

	A (g)	B (g)	C (g)	Teneur en eau (%)
T1	45,91	78,97	78,60	1,13
T2	43,87	75,81	75,45	1,13
T3	43,37	75,55	75,22	1,03
T4	41,95	72,83	72,50	1,08
T5	43,00	73,72	73,42	0,99

T : échantillons de tailings.

La teneur en humidité des tailings est relativement faible, avec une moyenne de 1,07 (%).

### 2.2.1.3 Mesure du pH, Eh et EC

Les résultats de cette partie sont rassemblés dans le tableau 2.2.6.

Tableau 2.2.6: Mesures du pH, Eh et EC.

	pH		Eh (mV)	EC ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )
	1 : 1	1 : 2	1 : 2	1 : 2
T1	7,6	7,8	15	470
T2	7,6	7,6	16	270
T3	7,3	7,8	20	430
T4	7,8	7,9	3	260
T5	7,6	7,7	-4	310
T6	7,3	7,6	7	320
T7	7,4	7,5	21	240
S1	7,7	7,8	-63	160
S2	7,9	8,1	-59	180
S3	7,8	7,9	-75	59
S4	7,8	8	-74	63
S5	7,7	7,9	-82	58
S18	8,06	8,18	-38	60

T : échantillons de tailings ; S : échantillons de sol.

Le pH dans les deux types d'échantillons est neutre à légèrement basique, il varie de 7,3 à 7,8 pour les résidus miniers et de 7,7 à 7,9 pour la terre végétale. Les rejets miniers à pH neutre à

légèrement basique sont considérés moins agressifs pour l'environnement comparés aux rejets acides ou fortement basiques.

Eh varie de -04 à 21mV pour les résidus miniers et de -59 à -82 mV pour la terre végétale. Ces valeurs faibles du Eh sont indicatrices d'un milieu réducteur avec peu de production d'acidité et les sulfures métalliques restent stables. Un milieu réducteur favorise aussi la formation de sulfures métalliques insolubles (FeS, PbS, ZnS, etc.), ce qui immobilise les métaux et augmente la stabilité des rejets.

EC varie entre 240 et 470  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour les résidus miniers et entre 60 et 170  $\mu\text{S}/\text{cm}$  pour la terre végétale. La conductivité est donc assez faible notamment dans la terre végétale. Ce niveau de conductivité indique une concentration limitée d'ions dissouts, ce qui est corrélé avec le pH neutre à légèrement basique qui limite la solubilité de métaux.

## 2.2.1.4 Caractérisation morphologique, minéralogique et chimique

### 2.2.1.4.1 Résultats des analyses par SEM-EDX et XRF

Les résultats de l'analyse globale d'échantillons de tailings du bassin de résidus de la mine d'El Abed et du sol environnant sont indiqués dans le tableau 2.2.7.

Tableau 2.2.7: Analyses XRF de la concentration moyenne des éléments chimiques dans les tailings.

Compound	Conc	Unit
SiO <sub>2</sub>	75,68	%
Ca	19,84	%
Mg	1,68	%
Fe	0,87	%
Al	0,833	%
Zn	0,403	%
K	0,22	%
Ti	0,111	%
Mn	0,101	%
Pb	835,7	ppm
S	689	ppm
P	580,6	ppm
Cl	249,2	ppm
Sr	199,2	ppm
Cr	45,2	ppm
V	42,3	ppm
Zr	33,5	ppm
Cu	30	ppm
As	21,9	ppm
Ba	8,4	ppm

Les rejets miniers de lamine d'El Abed contiennent des quantités élevées de Ca, Mg et Si et des quantités marquées de Fe, Al, Zn, K et Mn (Figure 2.2.3).

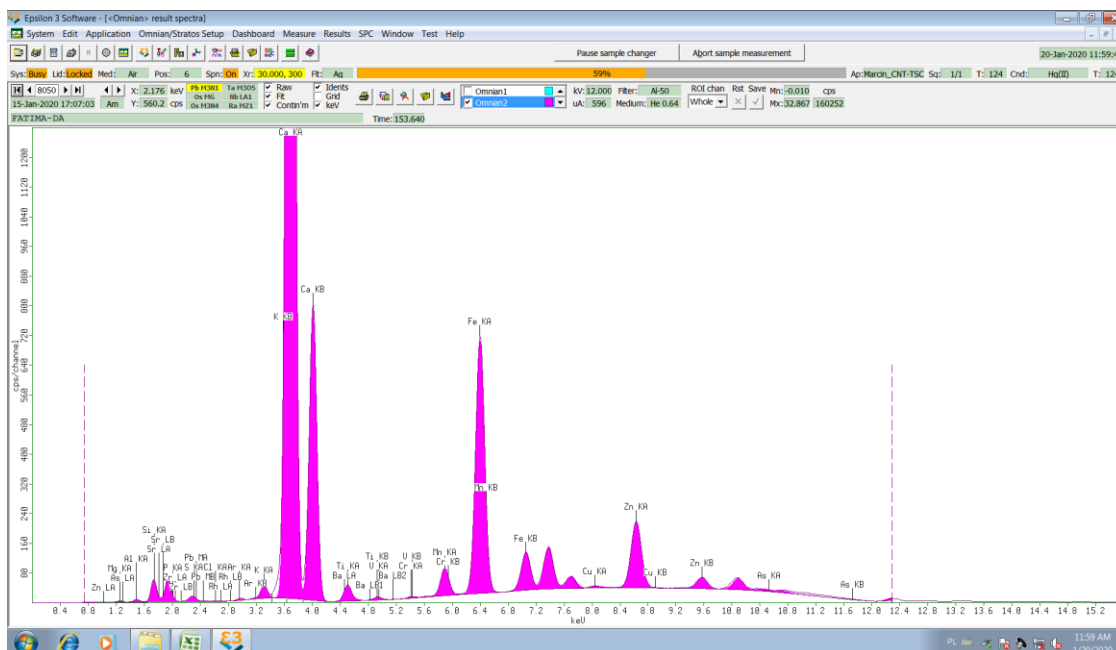


Figure 2.2.3: Spectromètre à fluorescence X-Ray des tailings d'El Abed.

Les résultats de l'analyse des échantillons de sol au contact du bassin de résidus sont indiqués dans le tableau 2.2.8.

Tableau 2.2.8: Analyses XRF de la concentration moyenne des éléments chimiques dans la terre végétale.

Compound	Conc	Unit
SiO2	79,364	%
Ca	12,7	%
Al	2,598	%
Mg	2,013	%
Fe	1,625	%
K	0,977	%
Zn	0,206	%
Ti	0,186	%
Ag	0,106	%
P	572,6	Ppm
Mn	636,2	Ppm
Pb	347,6	Ppm
Zr	177,1	Ppm
Cl	150,5	Ppm
Sr	92,7	Ppm
Ba	76,9	Ppm
Cr	49,2	Ppm
Cu	44,3	Ppm
V	38	Ppm
Ni	35,3	Ppm
Rb	27,2	Ppm
As	17,2	Ppm

La terre végétale au contact des tailings contient des quantités élevées de Si et de Ca et des quantités marquées de Al, Fe, Mg, K, Ti, Zn, P et Ag (Figure 2.2.4).

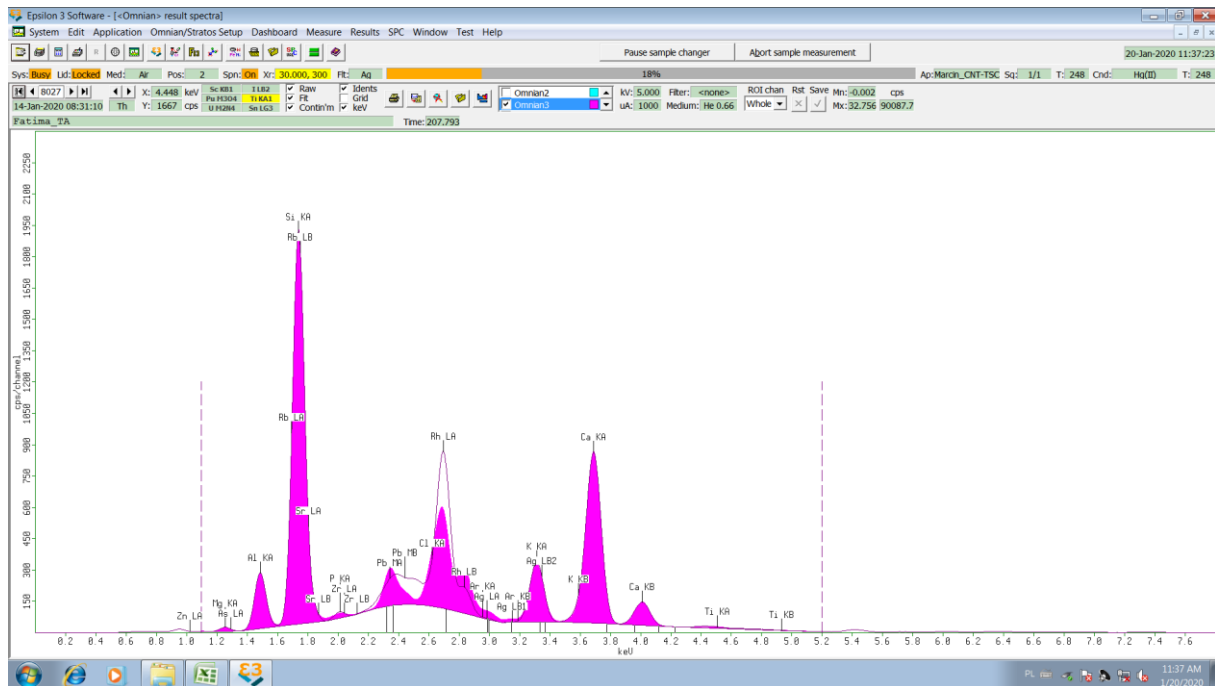


Figure 2.2.4: Spectromètre à fluorescence X-Ray de la terre végétale au contact du bassin de résidus d'El Abed.

D'après l'analyse des images obtenues par SEM, en corrélation avec les résultats de l'EDX, nous avons constaté que les rejets miniers d'El Abed sont principalement constitués de petites particules anguleuses et irrégulières, résultats du traitement mécanique. La forme de certaines particules dans ces résidus est arrondie avec des bords relativement doux, d'autres présentent des arêtes vives et tranchantes (Figure 2.2.5).

Le spectre EDX (Figure 2.2.6) et l'analyse de l'abondance des éléments (Tableau 2.2.9) montre la présence des éléments suivants :

- Pb (Plomb) : indique principalement la présence de galène (PbS) et aussi d'autres composés comme l'anglésite (PbSO<sub>4</sub>) et la cérusite (PbCO<sub>3</sub>) qui se forme principalement par oxydation de la galène.
- Zn (Zinc) : associé à la sphalérite (ZnS) et aussi à la smithsonite (ZnCO<sub>3</sub>) qui est un minéral secondaire de l'oxydation de la sphalérite.
- S (Soufre) : associé aux sulfures métalliques comme la galène (PbS) et la sphalérite (ZnS).
- Fe (Fer) : très probablement lié à la pyrite (FeS<sub>2</sub>) et d'autres minéraux ferreux comme la marcasite (FeS).
- Al (Aluminium) : associé à la présence de la Kaolinite (Al<sub>2</sub>SiO<sub>2</sub>(OH)<sub>4</sub>)
- Cu (Cuivre) : Possible présence de cuivre gris (Cu) et de chalcopryrite (CuFeS<sub>2</sub>) ou de malachite (Cu<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>(OH)<sub>2</sub>) par oxydation.

- As (Arsenic) : Présence de rare minéraux de cuivre gris notamment la tennantite ( $\text{Cu}_3\text{AsS}_4$ ) que l'on observe dans le minerai d'El Abed (Boutaleb A., 2011)
- Cd (Cadmium) : Souvent associé à la sphalérite sous forme de sulfure de cadmium ( $\text{CdS}$ ).
- Ca (Calcium) : Associé à la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et surtout la dolomie ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ).
- Si (Silicium), Al (Aluminium) : associés aux minéraux de gangue comme le quartz ( $\text{SiO}_2$ ).
- Ba (Baryum) : Indique la présence de barytine ( $\text{BaSO}_4$ ).
- Mg (Magnésium) : indique la présence de dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) qui est le minéral dominant de la gangue.
- Mn (Manganèse) : indique la présence de l'ankérite  $\text{Ca}(\text{Mn,Mg,Fe})\text{CO}_3$ .

Tableau 2.2.9: Analyses EDX de l'abondance des éléments (%).

Element	Mass%	Atom%
O	52.62±1.12	70.44±1.50
Na	0.29±0.08	0.27±0.07
Mg	10.27±0.33	9.05±0.29
Al	2.28±0.16	1.81±0.13
Si	6.53±0.25	4.98±0.19
S	0.82±0.09	0.55±0.06
Ca	20.05±0.52	10.71±0.28
Mn	0.12±0.08	0.05±0.03
Fe	1.19±0.23	0.46±0.09
Cu	0.65±0.25	0.22±0.09
Zn	2.58±0.58	0.85±0.19
As	1.75±0.23	0.50±0.07
Cd	0.27±0.09	0.05±0.02
Ba	0.23±0.12	0.04±0.02
Pb	0.35±0.15	0.04±0.02



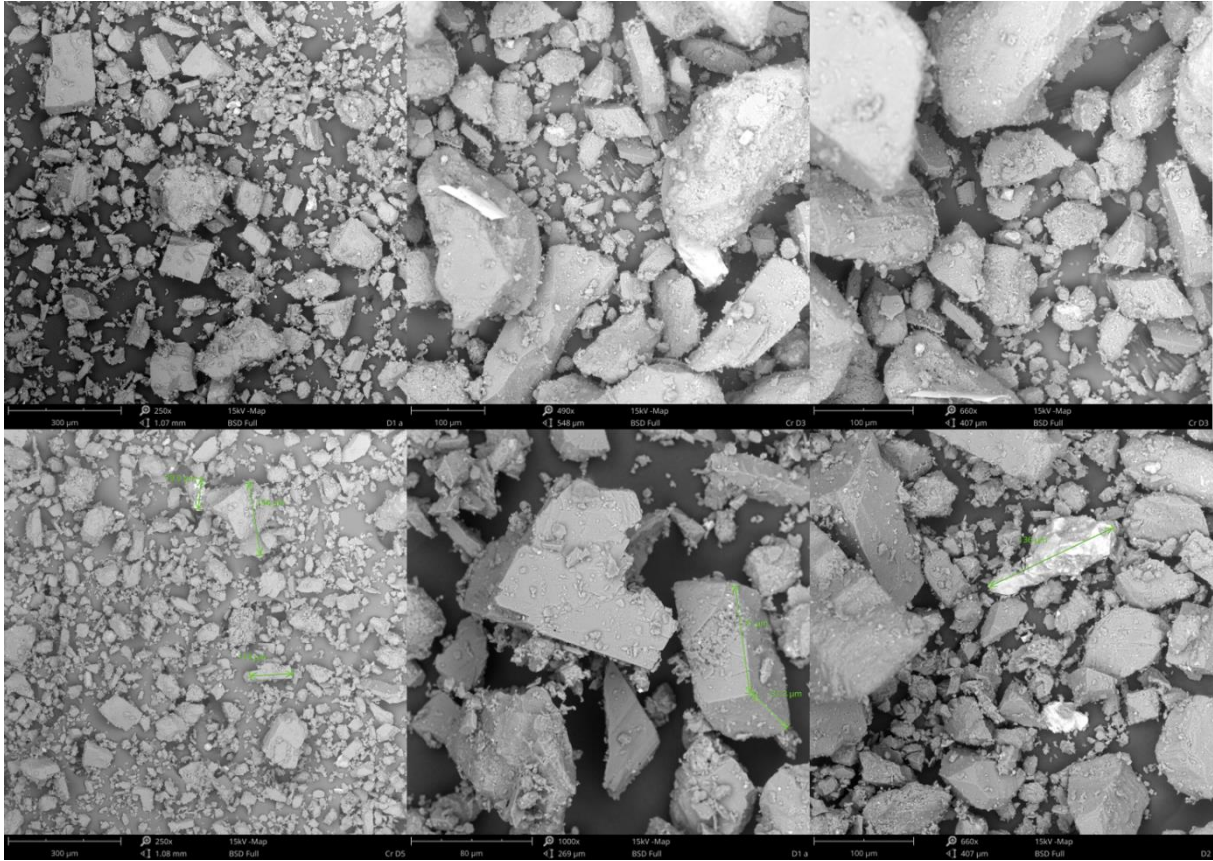


Figure 2.2.5: Images obtenues au SEM du rejet miner d'El Abed.

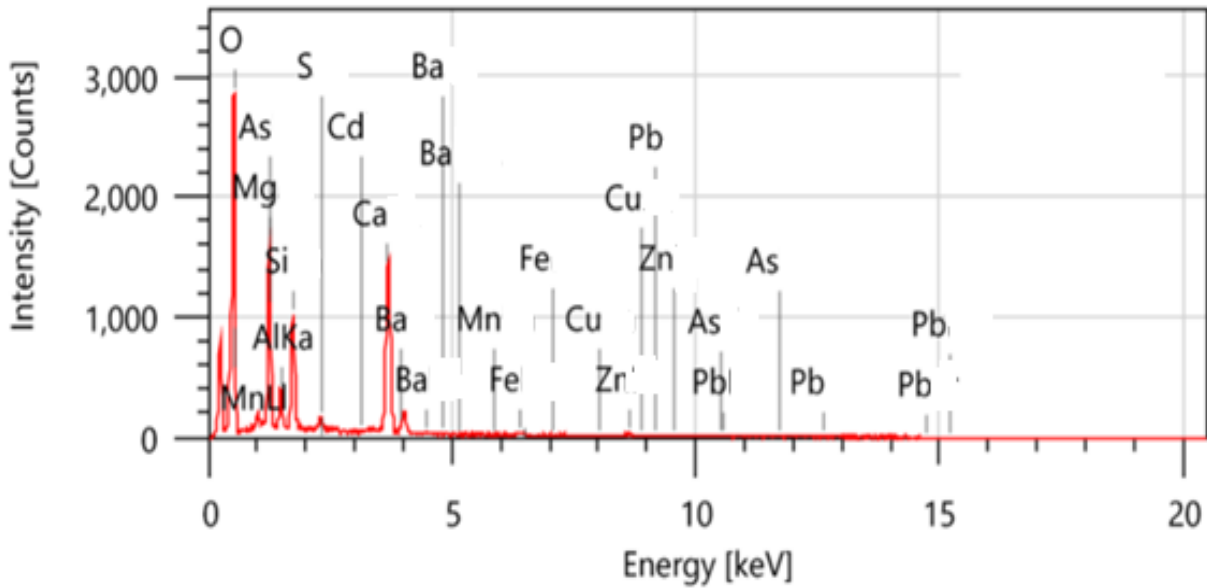


Figure 2.2.6: Spectromètre à dispersion d'énergie X-Ray du rejet miner d'El Abed.

## 2.2.1.4.2 Concentrations des métaux lourds

- L'analyse par ICP-AES

L'analyse par ICP-AES des résultats de l'extraction des métaux lourds par l'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) montre que les concentrations de métaux lourds dans les échantillons de résidus miniers sont très élevées pour le Fe, le Zn et le Pb, suivis du Mn, du Cu et du Cd. Les concentrations de métaux lourds dans les échantillons de sol végétal sont également relativement très élevées pour le Fe, le Zn et le Pb, suivis du Mn, du Cu et du Cd (Tableau 2.2.10).

Tableau 2.2.10: Concentration des métaux lourds extraits par HNO<sub>3</sub>.

HNO <sub>3</sub>	Cd(mg/l)	Pb(mg/l)	Cu(mg/l)	Zn(mg/l)	Mn(mg/l)	Fe(mg/l)
T1	6,24	1812,91	44,027	1553,743	393,16	5039,05
T2	6,81	1371,40	17,701	1565,861	441,94	2438,08
T3	5,96	1054,93	16,82	1278,126	438,01	2044,29
T4	7,514	758,87	19,48	1550,778	455,74	2740,84
T5	11,08	1969,90	29,71	3038,919	411,68	2865,11
T6	9,75	1126,28	21,22	2080,57	427,80	2812,48
T7	5,04	985,53	9,088	1256,34	467,64	2363,41
S1	5,86	526,62	21,91	1150,84	314,09	1506,74
S2	5,84	500,38	20,89	1276,43	316,54	1354,65
S3	5,88	468,23	16,67	1167,43	320,98	1552,12
S4	5,83	412,87	18,25	1326,23	322,43	1443,54
S5	5,82	400,26	15,86	1338,15	323,73	1499,47

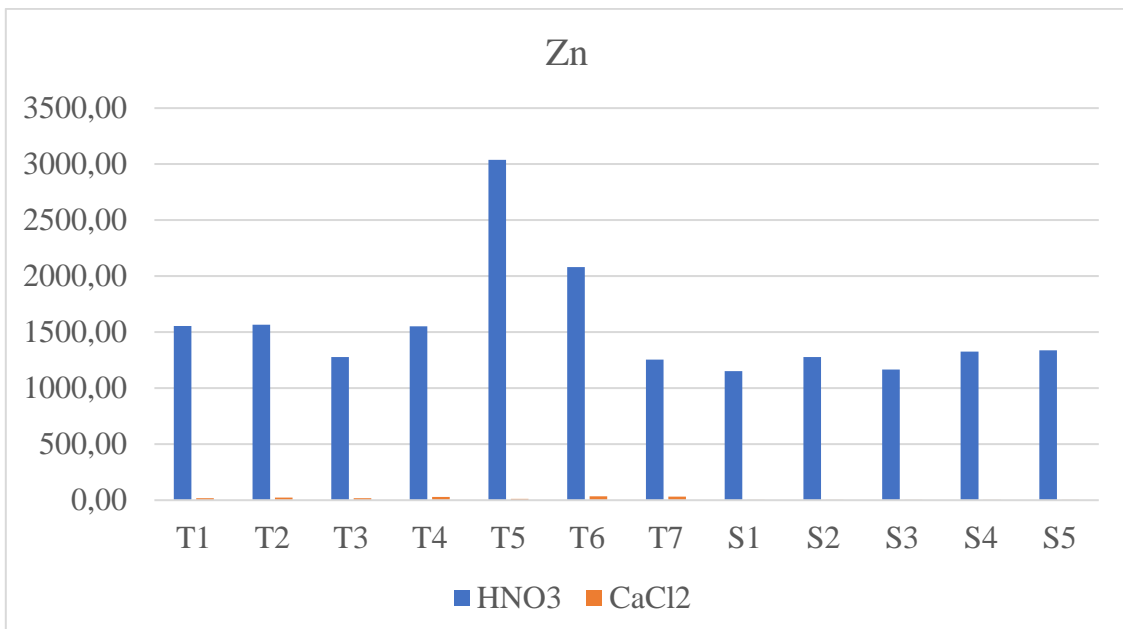
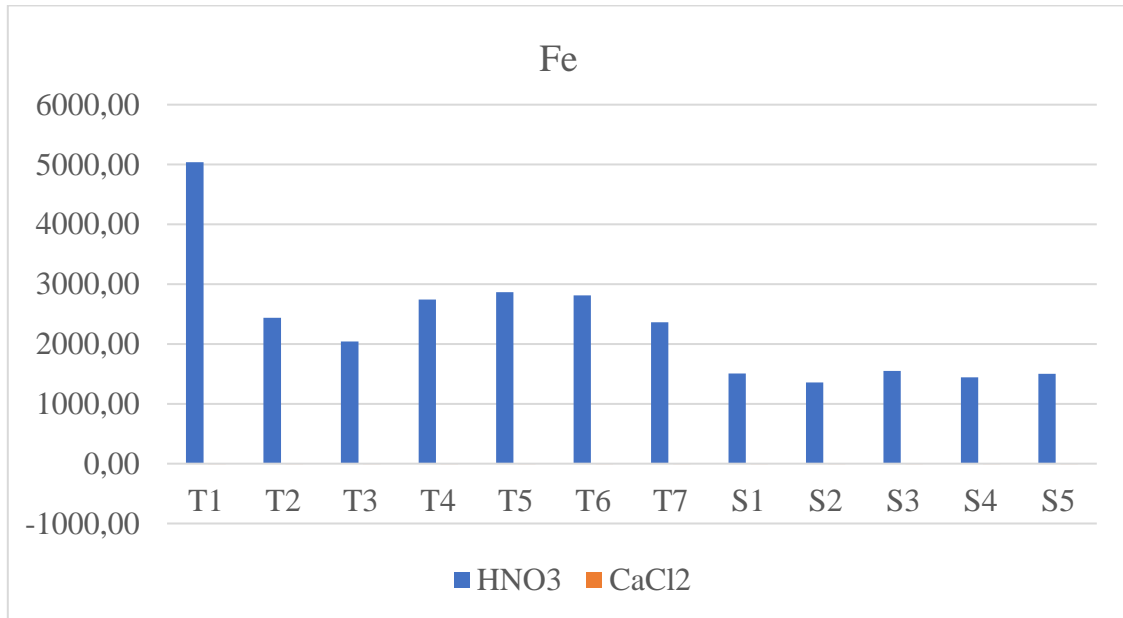
Il y a une différence nette entre les concentrations des métaux analysés dans la fraction extraite par CaCl<sub>2</sub> et les fractions extraites par HNO<sub>3</sub> (Figure 2.2.7), l'ordre des métaux dans la fraction extraite avec HNO<sub>3</sub> est de : Fe>Zn>Pb>Mn>Cu>Cd et pour les extraits de CaCl<sub>2</sub>, il est de : Zn>Cu>Cd>Mn> Pb>Fe (Tableau 2.2.11).

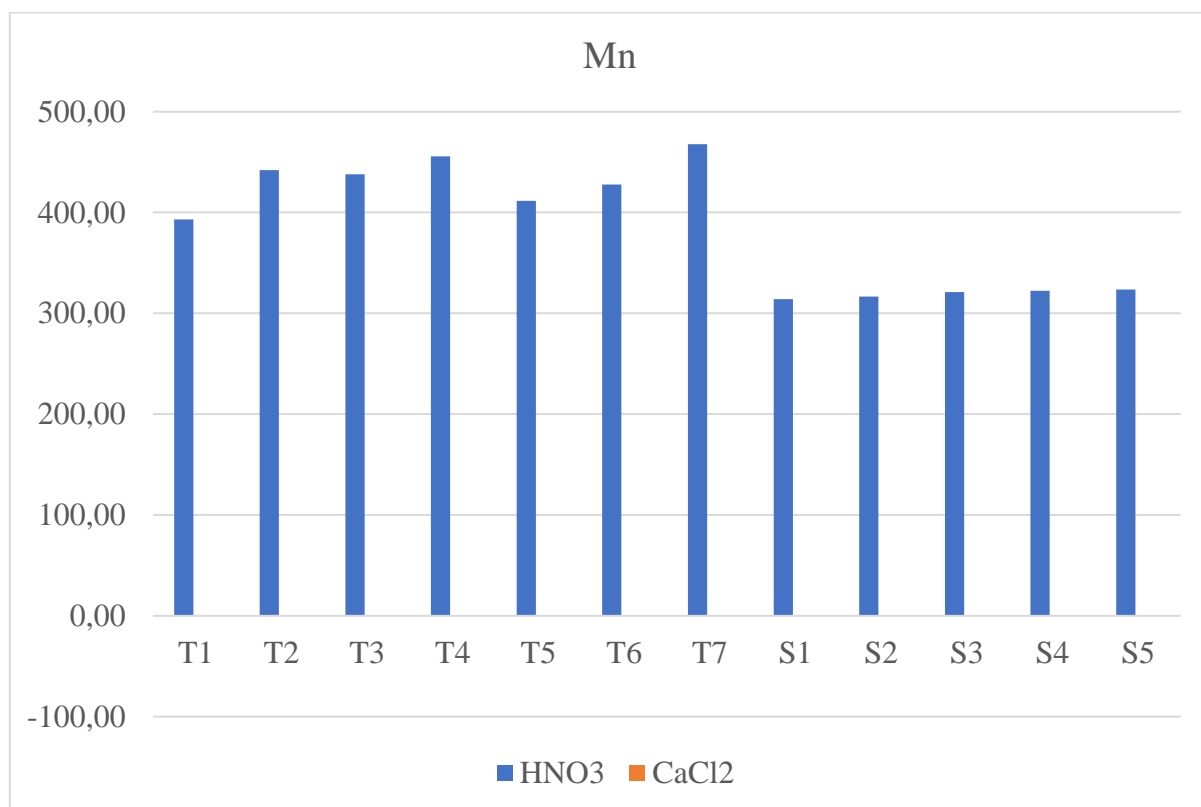
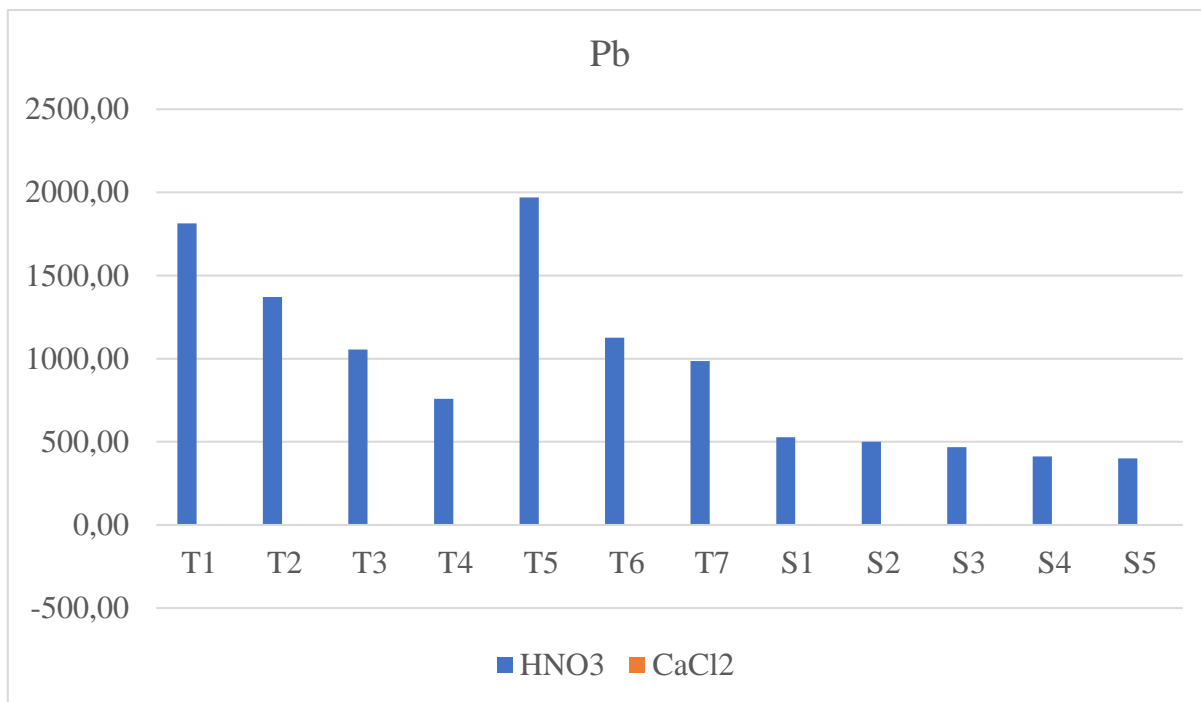
Les résultats de l'extraction des éléments par CaCl<sub>2</sub> montrent des valeurs très faibles. Ce qui peut être expliqué par la faible biodisponibilité des éléments chimiques.

Tableau 2.2.11: Concentration des éléments extraits par CaCl<sub>2</sub>.

CaCl <sub>2</sub>	Cd(mg/l)	Pb(mg/l)	Cu(mg/l)	Zn(mg/l)	Mn(mg/l)	Fe(mg/l)
T1	0,37	-0,13	0,87	16,87	0,38	-0,31
T2	0,80	-0,66	0,86	21,97	0,24	-0,30
T3	0,78	-0,79	0,59	18,48	-0,07	-0,02
T4	0,35	-0,37	0,73	28,78	0,09	-0,21
T5	0,51	-0,91	0,66	12,48	-0,11	-0,02
T6	1,12	0,35	0,93	35,41	0,08	-0,11
T7	1,01	0,15	0,74	30,63	0,15	-0,13
S1	0,16	-0,84	0,42	1,07	0,43	-0,35

S2	0,15	-0,94	0,36	1,16	0,52	-0,29
S3	0,13	-0,97	0,50	1,24	0,68	-0,32
S4	0,20	-0,87	0,54	1,37	0,62	-0,40
S5	0,37	-1,02	0,52	1,58	0,74	-0,38





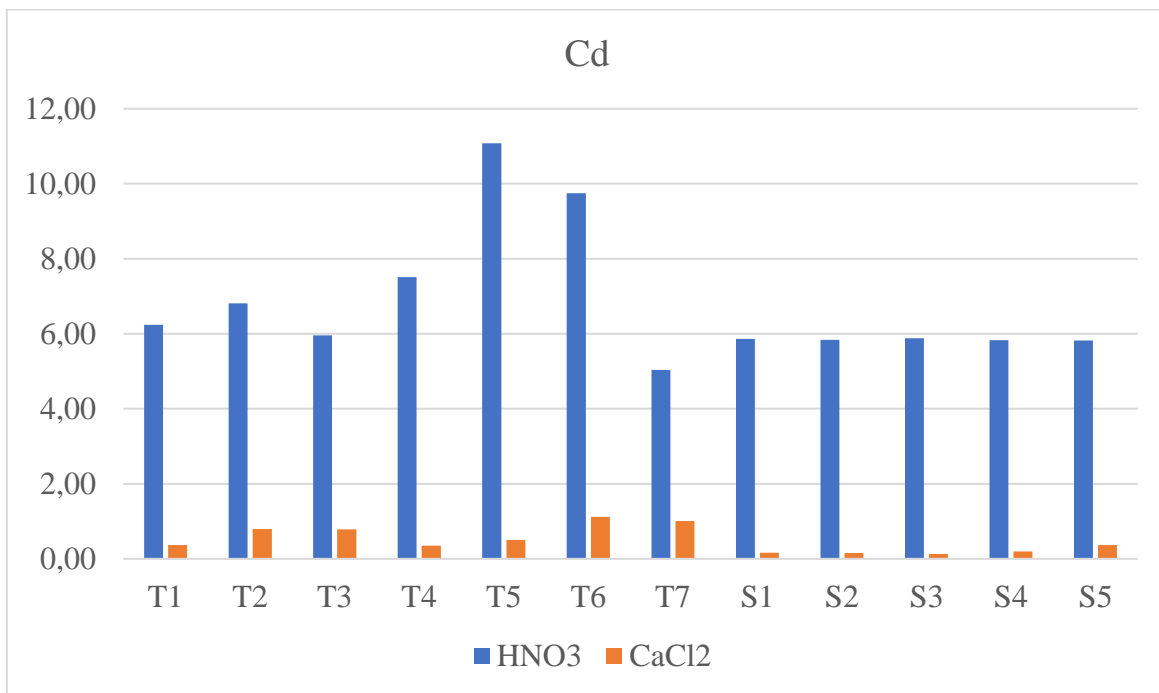
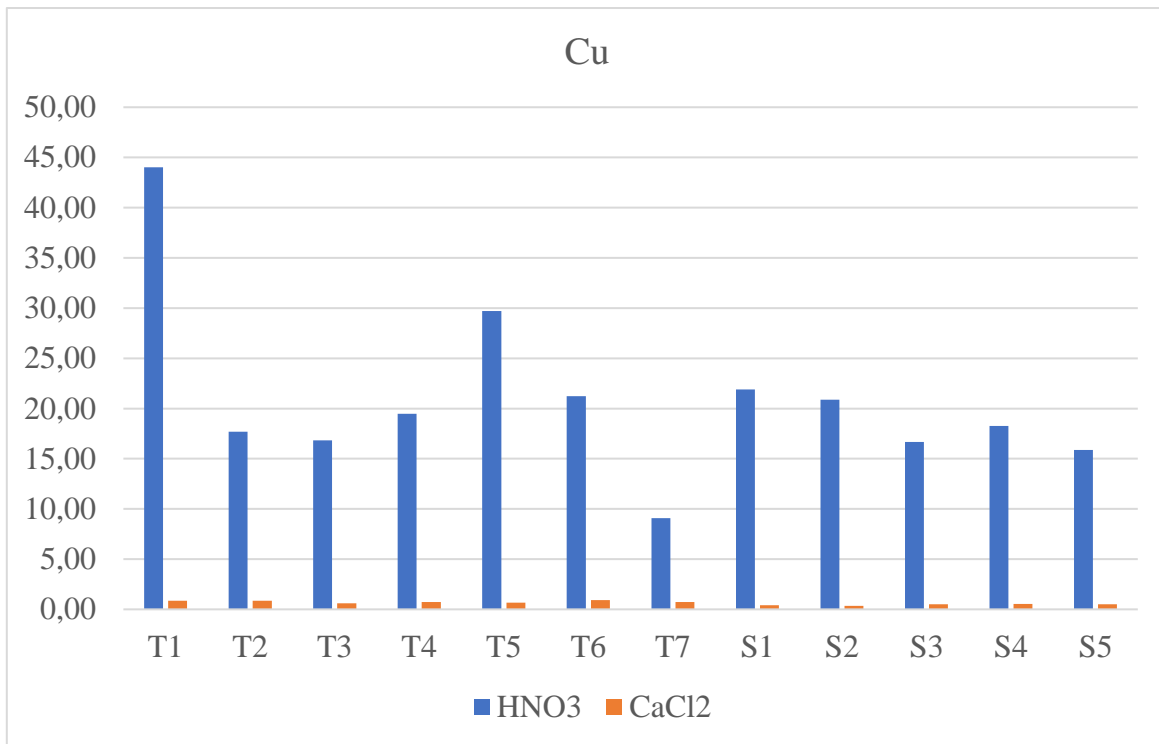


Figure 2.2.7: Graphes des concentrations des éléments chimiques extraits par HNO<sub>3</sub> et CaCl<sub>2</sub>.

Afin de quantifier la contamination induite par les résidus miniers et afin de d'estimer l'apports anthropiques en métaux lourds par rapport aux sources naturelles, deux indicateurs ont été utilisés : le facteur d'enrichissement et l'indice de géo-accumulation (Zhi W., 2011).

- **Le facteur d'enrichissement (EF)**

$$EF = (CX/CFe)_{\text{Echantillon}} / (CX/CFe)_{\text{Fond géochimique}}$$

CX : la concentration du métal X.

CFe : la concentration du fer.

Interprétation (Chen C. W. et al., 2007) :

EF < 1.5: pas d'enrichissement

1.5 < EF < 3 : enrichissement mineur

3 < EF < 5 : enrichissement modéré

5 < EF < 10 : enrichissement hautement modéré

10 < EF < 25 : enrichissement élevé

25 < EF < 50 : enrichissement très élevé

EF > 50 : enrichissement extrêmement élevé

- **L'indice de géo-accumulation (IGEO)**

$$I_{geo} = \log_2 (C_n / 1,5 B_n)$$

C<sub>n</sub> : la concentration de l'élément concerné dans l'échantillon.

B<sub>n</sub> : la concentration de l'élément concerné dans le fond géochimique.

Interprétation (Müller G., 1979) :

I<sub>geo</sub> < 0 : non contaminé

0 < I<sub>geo</sub> < 1 : non contaminé à modérément contaminé

1 < I<sub>geo</sub> < 2 : modérément contaminé

2 < I<sub>geo</sub> < 3 : modérément à fortement contaminé

3 < I<sub>geo</sub> < 4 : fortement contaminé

4 < I<sub>geo</sub> < 5 : fortement à extrêmement contaminé

I<sub>geo</sub> ≥ 5 extrêmement contaminé

Les résultats de calcul du facteur d'enrichissement (EF) et de l'indice de géo-accumulation (IGEO) sont représentés dans le tableau 2.2.12.

Tableau 2.2.12: Valeurs du facteur d'enrichissement (EF) et de l'indice de géo-accumulation (IGEO).

	Cd IGEO	Cd FE	Pb IGEO	Pb EF	Cu IGEO	Cu EF	Zn IGEO	Zn EF	Mn IGEO	Mn EF	Fe IGEO
S1	2,66	4,04	3,17	5,76	-0,39	0,49	3,09	5,47	0,19	0,73	0,64
S2	2,65	4,48	3,09	6,09	-0,46	0,52	3,24	6,75	0,20	0,82	0,49
S3	2,66	3,94	3,00	4,97	-0,79	0,36	3,11	5,39	0,22	0,73	0,68
S4	2,65	4,20	2,82	4,71	-0,66	0,42	3,30	6,58	0,23	0,78	0,58
S5	2,65	4,03	2,77	4,40	-0,86	0,36	3,31	6,39	0,23	0,76	0,63
T1	2,75	1,29	4,95	5,93	0,61	0,29	3,53	2,21	0,51	0,27	2,38
T2	2,87	2,90	4,55	9,27	-0,70	0,24	3,54	4,60	0,68	0,64	1,34
T3	2,68	3,03	4,17	8,51	-0,77	0,28	3,24	4,48	0,67	0,75	1,08
T4	3,01	2,85	3,69	4,56	-0,56	0,24	3,52	4,05	0,73	0,58	1,50
T5	3,57	4,02	5,07	11,33	0,05	0,35	4,49	7,60	0,58	0,50	1,57
T6	3,39	3,60	4,26	6,60	-0,44	0,25	3,95	5,30	0,64	0,53	1,54
T7	2,44	2,22	4,07	6,87	-1,66	0,13	3,22	3,81	0,76	0,69	1,29

Les résultats du facteur d'enrichissement montrent un enrichissement élevé en Pb et Zn, un enrichissement modéré en Cd et aucun enrichissement en Cu et Mn (Figure 2.2.8). Les résultats de l'indice de géo-accumulation indiquent une contamination forte en Pb et Zn, une contamination modérée en Cd et Fe, une légère contamination en Mn et aucune contamination Cu (Figure 2.2.9). Le fond géochimique utiliser pour cette étude est un échantillon de sol collecté dans la région d'étude, assez éloigné du bassin de résidus miniers.

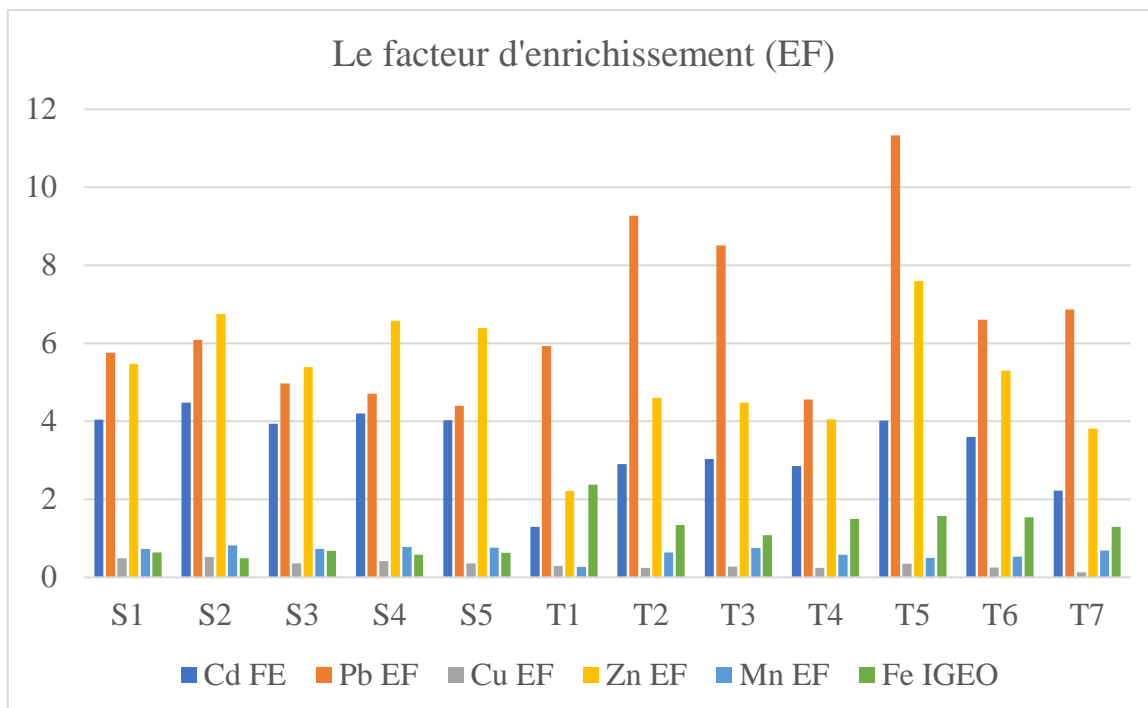


Figure 2.2.8: Graphe des valeurs du facteur d'enrichissement (EF).

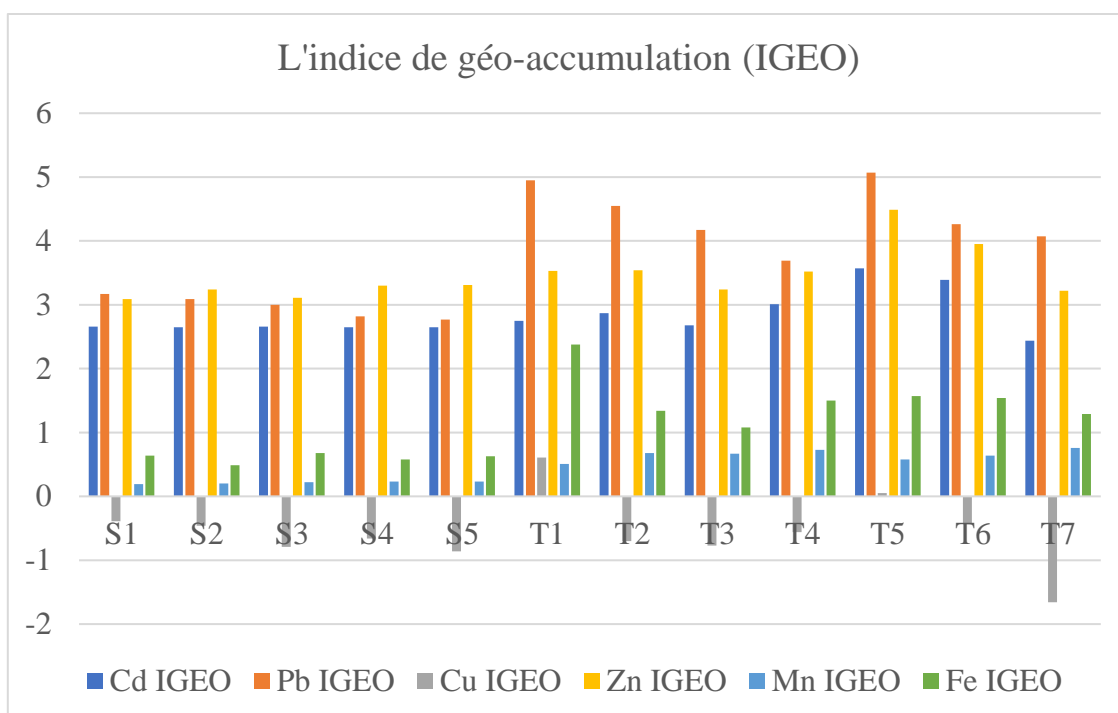


Figure 2.2.9: Graphe des valeurs de l'indice de géo-accumulation (IGEO).

L'analyse en composantes principales (PCA) est appliquée pour évaluer les rapports entre les différents niveaux de contamination en métaux lourds dans la zone étudiée. Les principales composantes fournissant des informations sur les indices évalués ont été combinées (concentrations en métaux lourds, pH, facteurs d'enrichissement et indice de géo-accumulation)



pour déterminer la source de pollution. Pour ce travail, la méthode d'extraction utilisée est l'analyse en composantes principales avec la méthode de rotation Varimax avec normalisation de Kaiser. L'analyse a été effectuée par le logiciel IBM SPSS.

Les résultats de l'ACP ont montré la présence de 03 composantes principales : COM1 à 53,28%, COM2 à 19,4% et COM3 à 17,51% (Tableau 2.2.13 et Tableau 2.2.14). COM1 est corrélée positivement au Fe, Pb, Mn, Zn et Cd, elle est aussi corrélée positivement au Fe IG, Pb IG, Mn IG, Zn IG, Cd IG, Pb EF. COM 2 est corrélée positivement au Zn EF, Cd EF. COM 3 est positivement corrélée au Cu, Cu EF, Cu IG, Mn EF et pH.

Tableau 2.2.13: Matrice des composantes.

	Component		
	1	2	3
Fe IG	0,970	0,077	-0,153
Fe	0,940	-0,196	-0,012
Pb	0,936	0,017	-0,017
Pb IG	0,928	0,302	-0,174
Mn IG	0,882	0,245	-0,182
Mn EF	-0,880	-0,113	0,235
Mn	0,878	0,153	-0,215
Zn	0,795	0,495	-0,090
Zn IG	0,794	0,562	-0,128
Cd IG	0,793	0,556	-0,155
Cd	0,791	0,531	-0,147
Pb EF	0,778	0,409	-0,166
pH	-0,615	-0,189	0,424
Zn EF	0,147	0,970	-0,092
Cd FE	0,100	0,968	-0,127
Cu	-0,124	-0,102	0,975
Cu IG	-0,005	-0,089	0,970
Cu EF	-0,396	-0,098	0,878

Tableau 2.2.14: la variance totale.

Component	Total	% of Variance	Cumulative %
1	9.590	53.277	53.277
2	3.491	19.397	72.674
3	3.152	17.513	90.187

La corrélation fortement positive entre le Pb, Zn, Fe, Mn, Cd et leurs indices de géo-accumulation indique que ces métaux sont contaminants et proviennent de la même source

anthropique. Le Cu n'indique aucune corrélation, cela peut s'expliquer par le fait qu'il provient d'une source naturelle ou qu'il présente un comportement différent par rapport aux autres éléments. Le pH présente une corrélation négative avec la concentration des éléments chimiques, donc il n'est probablement pas un facteur influent dans la contamination (Figure 2.2.10).

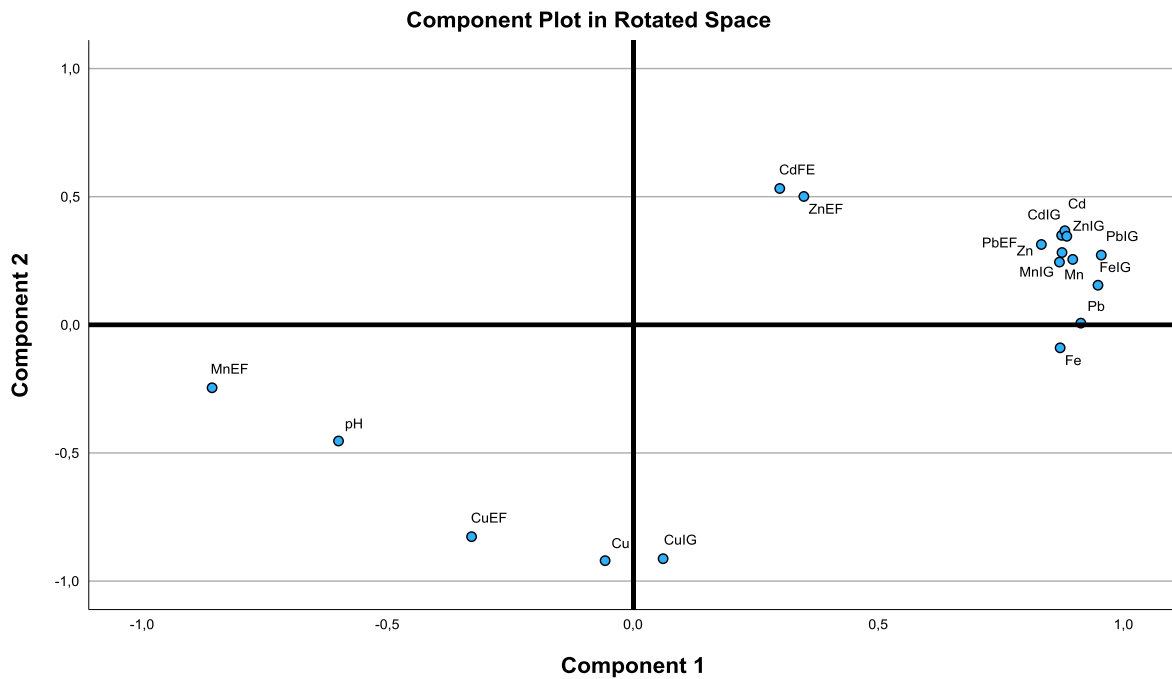


Figure 2.2.10: Graphique des données de l'analyse en composantes principales (PCA).

### 2.2.1.4.3 Résultats de l'analyse des échantillons d'eau

Les résultats de l'analyse des échantillons d'eaux par ICP-MS sont reportés dans le tableau 2.2.15.

Tableau 2.2.15: Concentrations des éléments chimiques dans les échantillons d'eaux.

Echantillon	Cr (µg/l)	Fe (µg/l)	Ni (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Mn (µg/l)	Co (µg/l)	As (µg/l)	Se (µg/l)
E1	0,35	36,0	2,52	2,74	64,3	< 0,01	3,04	1,39	0,51	1,36	< 0,01
E2	0,19	17,0	2,74	3,05	22,2	< 0,01	2,19	1,56	0,44	1,01	3,79

E1 : Echantillons d'eau en amont du parc de résidus.

E2 : Echantillons d'eau en aval du parc de résidus.

Les eaux en amont du parc de résidus présentent des concentrations en éléments chimiques globalement plus élevées que celles situées en aval du fait que les eaux en amont du parc de résidus sont en contact direct avec les rejets miniers. Les concentrations des métaux lourds dans ces eaux restent relativement faibles et il en sort que les surfaces d'eau à proximité du parc de résidus sont peu contaminées. Cela est confirmé dans une analyse plus globale réalisée en 2017 (Mellah F., 2023).

## 2.2.2 Résultats des biotests

### 2.2.2.1 Phytotoxkit

- **Tailings**

L'inhibition de la croissance des racines était de 33.87% pour l'espèce *S.Saccharatum*, 22.11% pour l'espèce *S. alba* et de 9.31% pour l'espèce *L. Sativum* (Figure 2.2.11).

L'inhibition de la germination des graines dans les plantes d'essai était de 00% pour l'espèce *S.Saccharatum* et *L. Sativum*, de 6.6% pour l'espèce *S. Alba* mais l'inhibition n'a été enregistrée que dans une seule réplique des tailings (Figure 2.2.12).

Les trois espèces de plantes ont montré des réactions différentes par rapport aux polluants présents dans les échantillons. *S.Saccharatum* était la plante la plus sensible aux polluants avec 33.87% d'inhibition, vient ensuite *S.Alba* avec 22.11%, *L.Sativum* était la moins sensible avec 9.31%.

Pour une interprétation complète des données, la germination des graines et l'allongement des racines ont été combinés à un indice de germination (GI) selon l'équation :

$$GI = (Gs/Ls / Gc/Lc) \times 100\%$$

Gs et Ls sont la germination des graines en pourcentage et l'allongement des racines en mm. Gc et Lc sont les valeurs du test contrôle correspondante.

Interprétation : (Baudo, 2001 ; Czerniawska-Kusza et Kusza, 2011 ; Baran et Tarnawski 2013).

Les valeurs de GI dans l'intervalle 90-110% sont classifiées sans effets / non toxique.

Les valeurs de GI inférieures à 90% ont été classées inhibitrices.

Les valeurs de GI supérieures à 110% ont été classées comme étant stimulantes.

L'indice de germination se situe entre 66 et 89% donc les tailings peuvent être classés inhibiteurs de croissance, donc toxiques pour ces plantes (Figure 2.2.12).

- **Terre végétale**

L'inhibition de la croissance des racines était de -8.43 % pour l'espèce *Sorghum Saccharatum*, 5.94% pour l'espèce *Sinapsis Alba* et de -29.81 % pour l'espèce *Lepidium Sativum* (Figure 2.2.11).

L'inhibition de la germination des graines dans les plantes d'essai était de 00% pour l'espèce *Sorghum Saccharatum* et *Lepidium Sativum* et de 3.33% pour l'espèce *Sinapsis alba*. L'inhibition n'a été enregistrée que dans une seule réplique (Figure 2.2.12).

Les trois espèces de plantes ont montré des réactions différentes par rapport aux polluants présents dans la terre végétale. *S.Alba* était la plante la plus sensible aux polluants avec 5.94% d'inhibition, vient ensuite *S.Saccharatum* avec -8.43%, *L.Sativum* était la moins sensible avec -29.81%.

Donc pour l'espèce *S. Alba* la terre végétale était inhibitrice par contre pour les deux autres espèces elle était stimulante.

L'indice de germination se situe entre 91 et 129% donc la terre végétale peut être classée sans effets à stimulante.

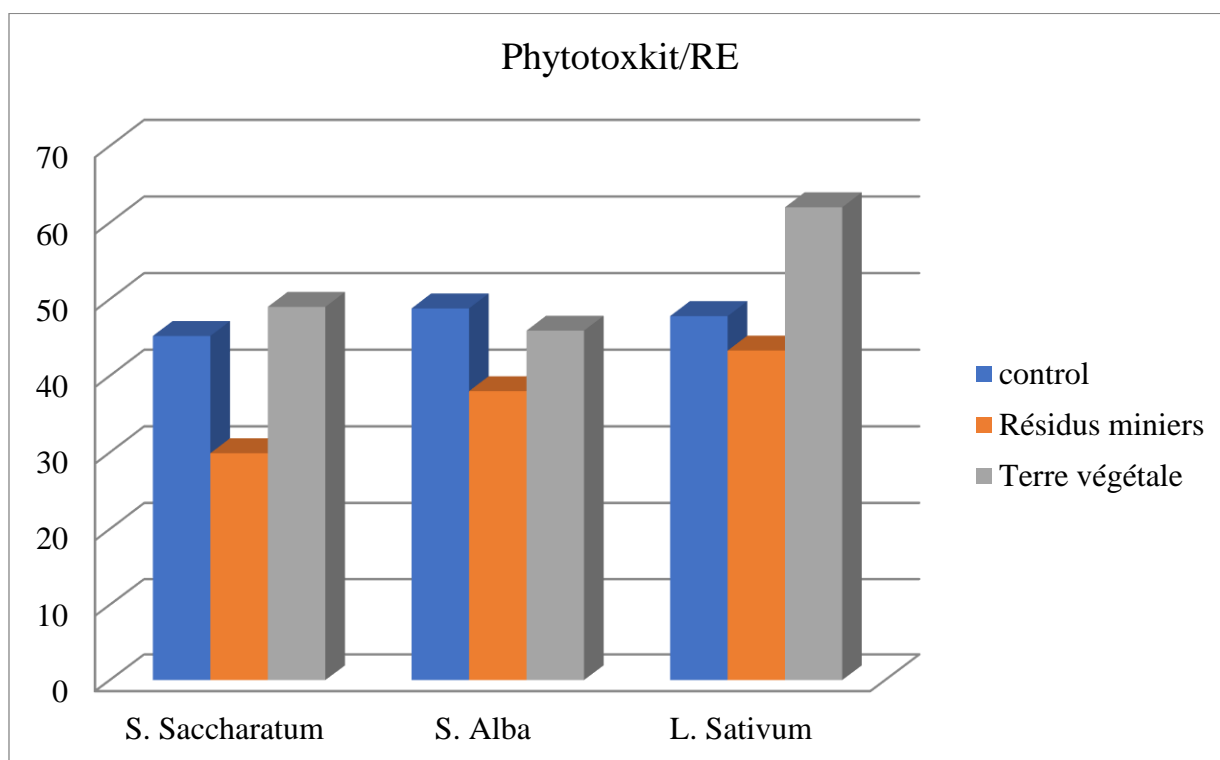


Figure 2.2.11: Graphe comparatif des valeurs de l'élongation des racines dans le test Phytotoxkit.

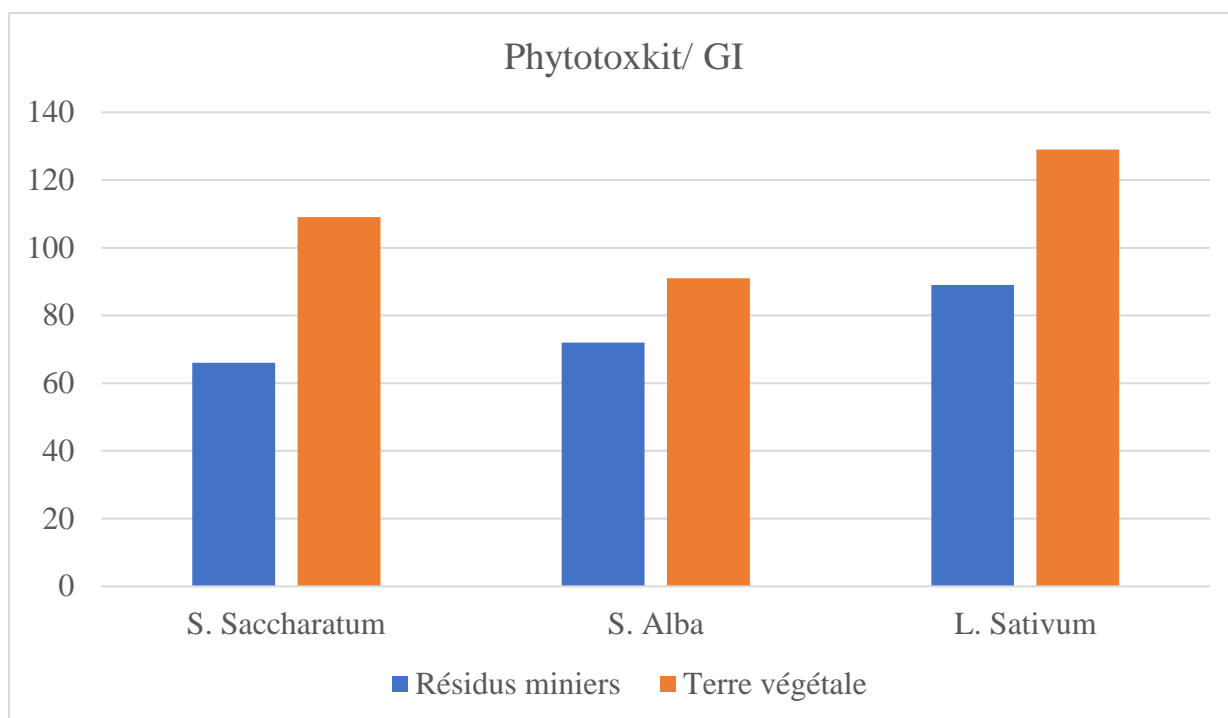


Figure 2.2.12: Graphe comparatif des valeurs de l'indice de germination dans le test Phytotoxkit.

#### 2.2.2.2 Phytotestkit (liquide)

- **Tailings**

L'inhibition de la croissance des racines était de 07.96% pour l'espèce *S. Saccharatum*, 11.59% pour l'espèce *S. alba* et de 17.58% pour l'espèce *L. Sativum* (Figure 2.2.13).

L'inhibition de la germination des graines dans les plantes d'essai était de 00% pour les trois espèces (*S. Saccharatum*, *L. Sativum* et *S. alba*) (Figure 2.2.14).

Les trois espèces de plantes ont montré des réactions différentes par rapport aux polluants présents dans le sédiment. *L.Sativum* était la plante la plus sensible aux polluants avec 17.58% d'inhibition, vient ensuite *S. alba* avec 11.59%, *S. Saccharatum* était la moins sensible avec 7.96%.

L'indice de germination se situe entre 81 et 93% donc les tailings peuvent être classés inhibiteur de croissance, donc toxiques.

- **Terre végétale**

L'inhibition de la croissance des racines était de -29.8% pour l'espèce *S. Saccharatum*, 9.79% pour l'espèce *S. alba* et de 25.88 % pour l'espèce *L. Sativum* (Figure 2.2.13).

L'inhibition de la germination des graines dans les plantes d'essai était de 00% pour les trois espèces (*S.Saccharatum*, *L. Sativum* et *S.Alba*) (Figure 2.2.14).

Les trois espèces de plantes ont montré des réactions différentes par rapport aux polluants présents dans la terre végétale. *L. Sativum* était la plante la plus sensible aux polluants avec 25.88% d'inhibition, vient ensuite *S. alba* avec 9.79%, *S. Saccharatum* était la moins sensible avec -29.8%.

Donc pour l'espèce *S. alba* et *L. Sativum* la terre végétale était inhibitrice par contre pour l'espèce *S. Saccharatum*, elle était stimulante.

L'indice de germination se situe entre 73 et 129% donc la terre végétale peut être classée comme étant peu inhibitrice à stimulante.

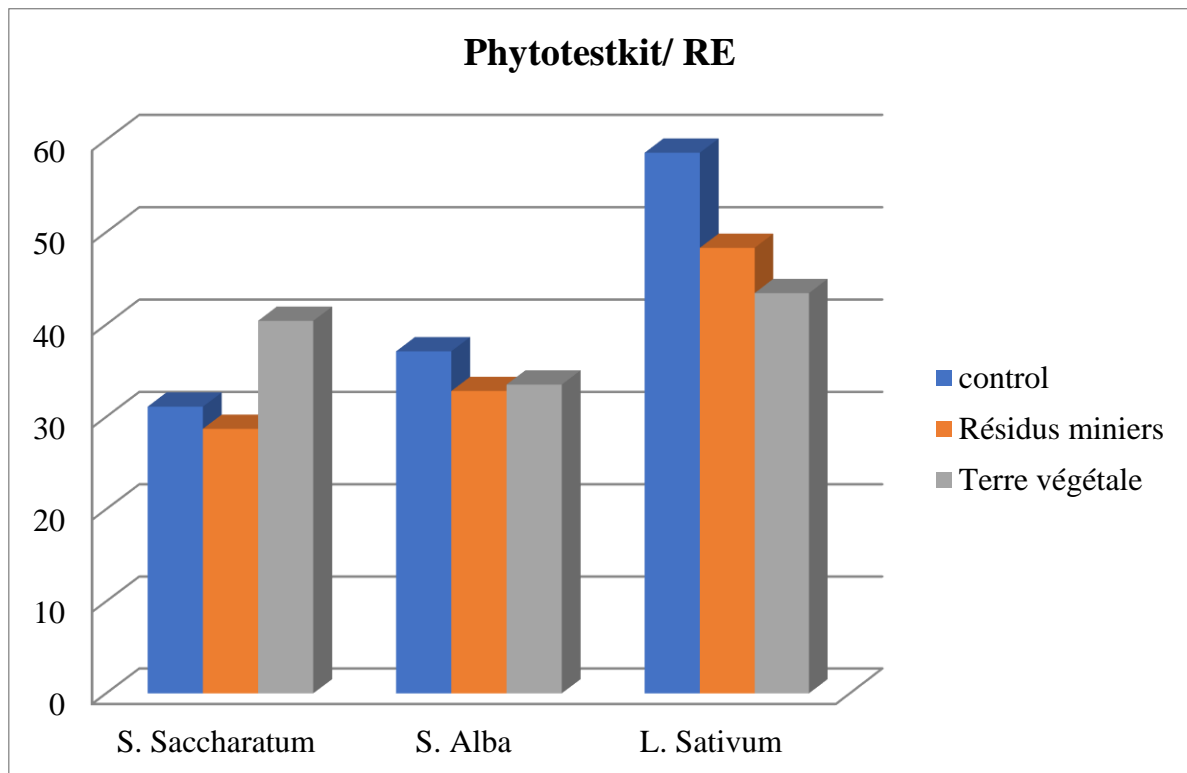


Figure 2.2.13: Graphe comparatif des valeurs de l'élongation des racines dans le test Phytotestkit.

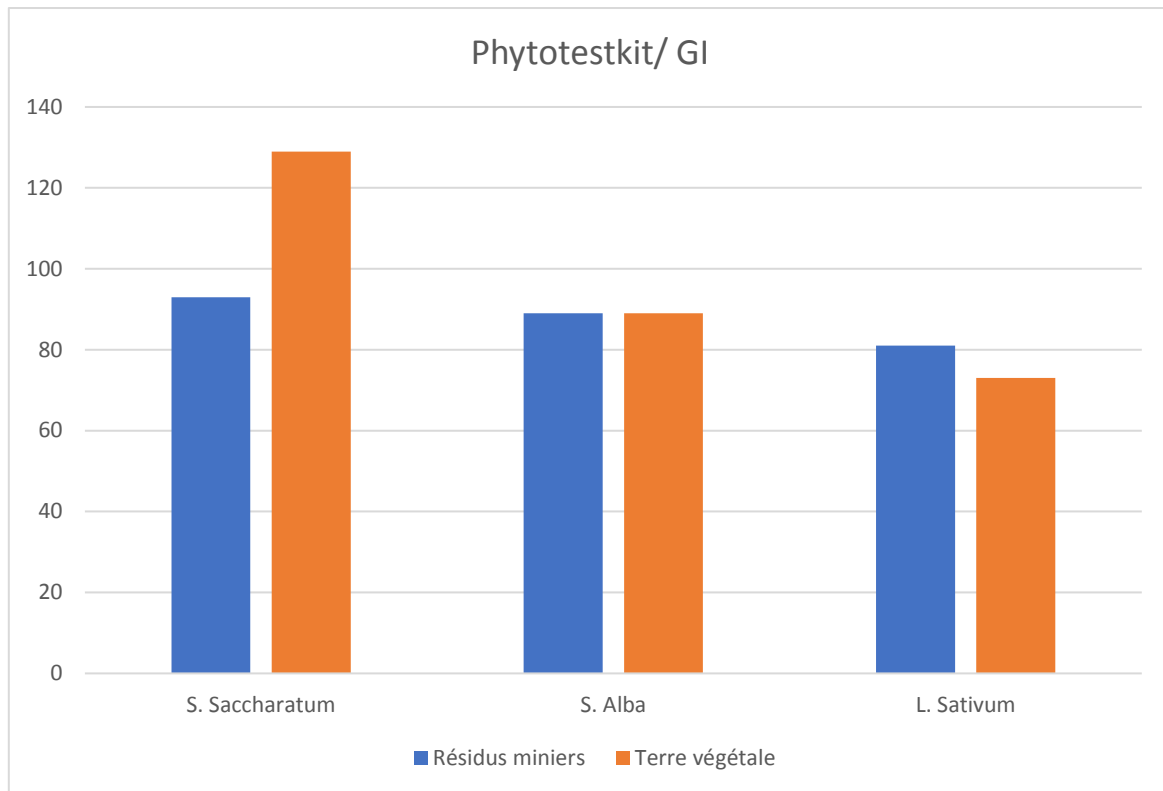


Figure 2.2.14: Graphe comparatif des valeurs de l'indice de germination dans le test Phytotestkit.

### 2.2.2.3 Rapidtoxkit

Le test de toxicité Rapidtoxkit est réalisé afin d'observer les effets sub-létaux, visible sous forme de stress par absence d'alimentation sur les crustacés, mesurés après un temps d'exposition très court (1 heure). Le but de l'essai est de calculé le pourcentage moyen d'inhibition de l'absorption de particules à l'aide de la formule suivante :

$$\text{Pourcentage moyen d'inhibition de l'absorption des particules (PI)} = \frac{A-B}{A} \times 100$$

A est le pourcentage moyen d'absorption de particules dans le contrôle.

B est le pourcentage moyen d'absorption de particules dans l'échantillon test.

Interprétation : (Persoone G. et Team, 2004 ; Lors C. et al., 2018).

PI > 70% : haute inhibition, toxicité forte.

30% < PI < 70% : inhibition modérée, toxicité intermédiaire.

PI < 30% : faible inhibition, toxicité faible.

Le pourcentage d'inhibition de l'absorption des particules se situe entre 18% et 52% (avec une moyenne de 37%) dans la terre végétale. Il est plus élevé dans les tailings, entre 60 et 76% (avec une moyenne de 67%) (Figure 2.2.15), ce qui nous amène à dire que les tailings sont toxiques pour ces organismes et la terre végétale présente une toxicité intermédiaire.

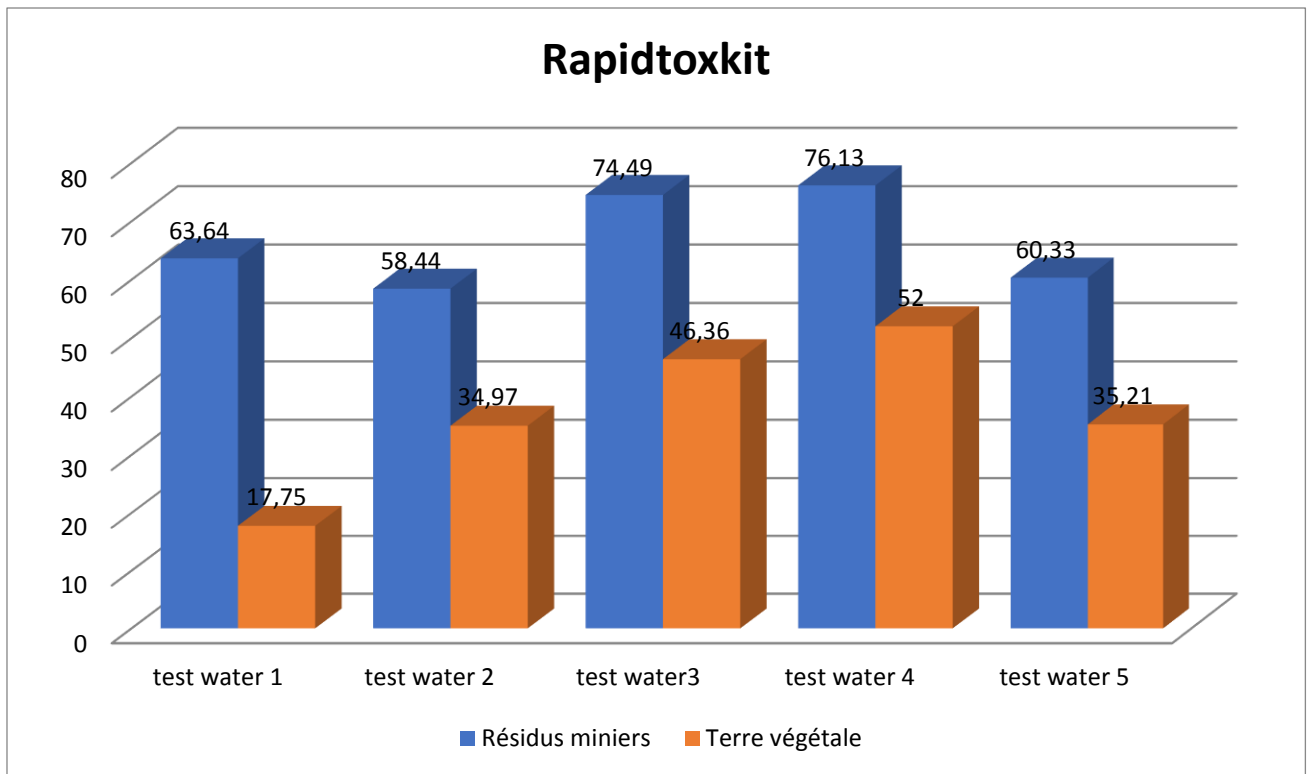


Figure 2.2.15: Graphe comparatif des valeurs de l'inhibition de l'absorption de particules dans le test Rapidtoxkit.

#### 2.2.2.4 Ostracodtoxkit

- **La mortalité**

Le pourcentage de mortalité est calculé par la formule suivante

$$\text{Mortalité (\%)} = (B/T) \times 100$$

B : le nombre d'ostracodes morts

T est le nombre total d'ostracodes.

Interprétation : (Persoone G. et Team, 2004)

0-10 % de mortalité : absence de toxicité ou effet toxique négligeable.

0-50 % de mortalité : toxicité modérée.

50-100 % de mortalité : forte toxicité.

100 % de mortalité : toxicité extrême.

Les différentes réplifications du test ont donné les résultats suivants :

- Le pourcentage de mortalité dans les tailings était de 100%, les tailings sont donc extrêmement toxiques.
- Le pourcentage de mortalité dans la terre végétale était de 00%, pas de toxicité.



- **L'inhibition de la croissance**

L'inhibition de la croissance est déterminée en comparant la longueur des ostracodes survivant dans le sédiment d'essai avec celles du sédiment de référence à la fin de l'essai (Figure 2.2.16) :

Le pourcentage de l'inhibition de la croissance =  $100 - [(croissance \text{ dans le sédiment test} / croissance \text{ dans le sédiment référence}) \times 100]$ .

Interprétation : (Persoone G. et Team, 2004)

0-10 % d'inhibition : effet toxique faible.

0-50 % d'inhibition : toxicité modérée.

50-100 % d'inhibition : forte toxicité.

100 % d'inhibition : stress extrême.

Les résultats de l'analyse sont les suivants :

- Le pourcentage d'inhibition de la croissance dans les tailings est de 100 %, stress extrême.
- Le pourcentage d'inhibition de la croissance dans la terre végétale 57%, toxicité modérée à forte.

La mortalité des ostracodes dans les tailings et l'inhibition de la croissance étaient toutes les deux de 100% ce qui nous amène à dire que les tailings sont très toxique pour ces organismes. La mortalité dans la terre végétale était de 0% et l'inhibition de la croissance était de 57% donc ce sol peut être considéré comme étant légèrement toxique.

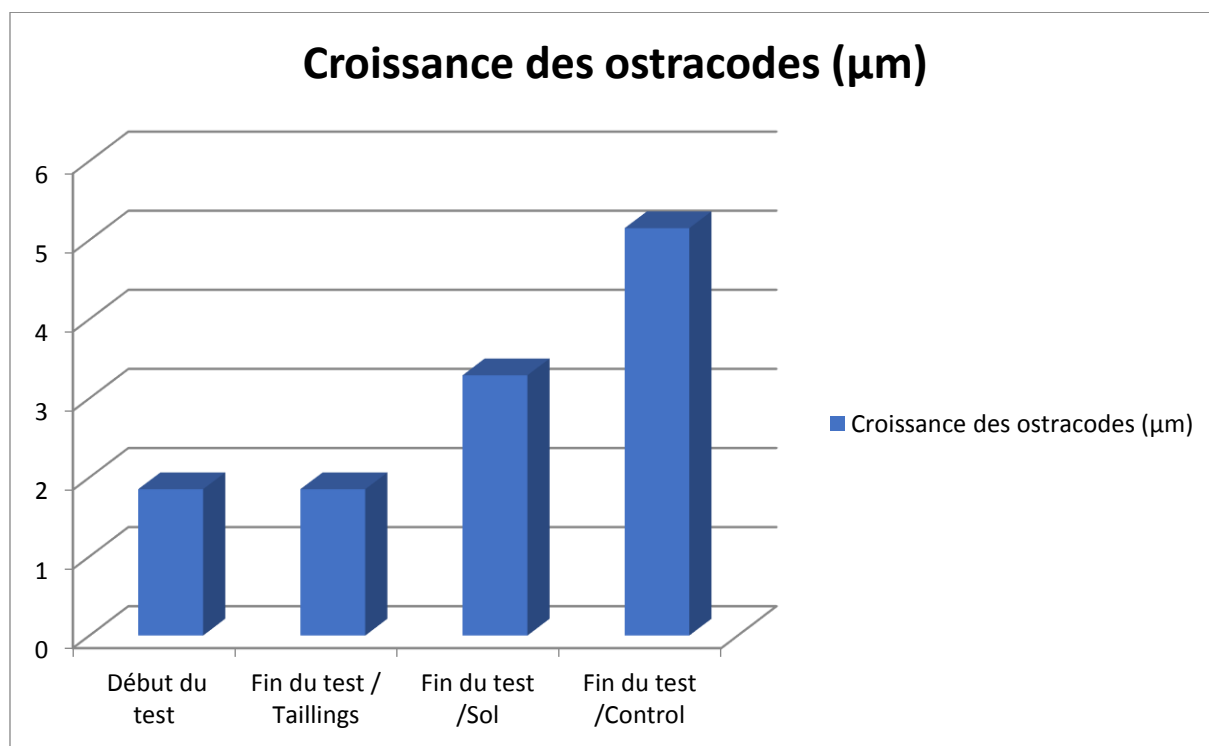


Figure 2.2.16: Graphe comparatif des valeurs de croissance des ostracodes.

### 2.2.2.5 Daphtoxkit

Les mesures de l'immobilisation des daphnies après 24 ou 48 heures d'exposition sont données par la formule suivantes :

$$\text{Immobilisation (\%)} = (\text{Nombre de daphnies immobiles} / \text{Nombre total de daphnies}) \times 100$$

Interprétation :

0-10 % d'immobilisation : absence de toxicité.

10-50 % d'immobilisation : toxicité modérée.

50-100 % d'immobilisation : toxicité élevée.

100 % d'immobilisation : Toxicité très élevée.

Pour la concentration totale de l'échantillon de tailings, l'immobilisation était de 30 % dans les tailings et de 05 % dans la terre végétale après 24 heures d'exposition (Figure 2.2.17). L'immobilisation était de 100 % pour les tailings et de 15 % pour la terre végétale après 48 heures (Figure 2.2.18).

Les résultats du test sont exprimés dans les valeurs de la concentration efficace médiane (CE50) Dans les tailings, la valeur CE50 était inexistante pour les fractions du test à 24 heures bien qu'un effet de toxicité de 5 % à 30% a été enregistré. Pour les fractions du test à 48 heures, EC50 = 4,4 et la mortalité était de 100 % pour les concentrations 50 % et 100 %, les tailings présentent donc un niveau de toxicité élevé pour ces organismes. Pour la terre végétale la valeur CE50 est inexistante mais tout de même une toxicité légère à modérée de 5 % après 24 heure et de 05% à 15% après 48 heures a été enregistrée (Persoone G. et Team, 2004).

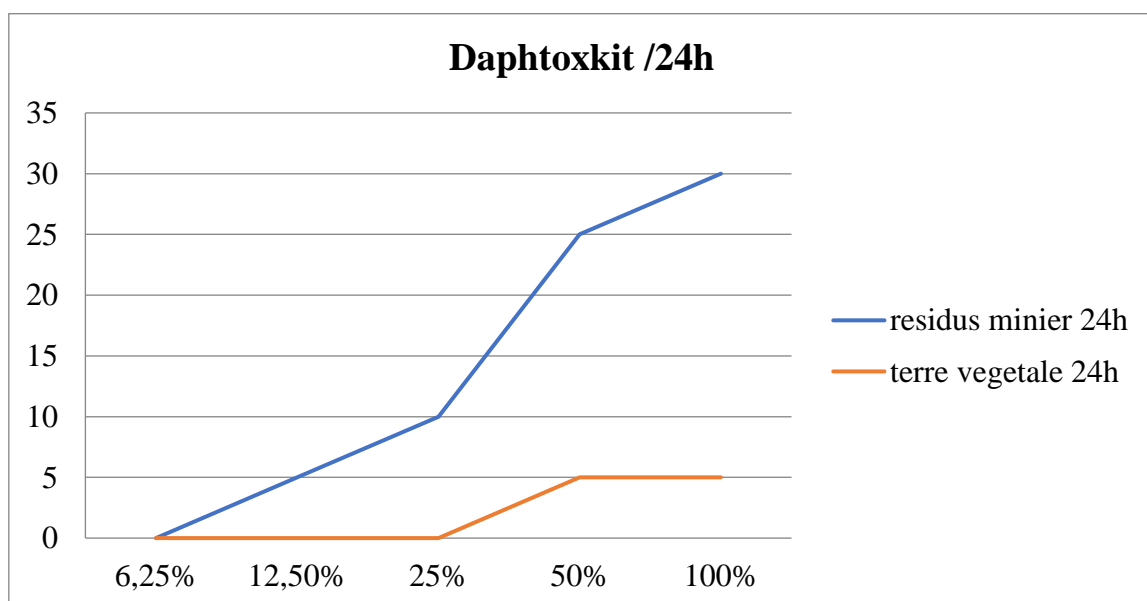


Figure 2.2.17: Graphe comparatif des valeurs des effets de toxicité dans le test Daphtoxkit après 24 heures d'exposition.

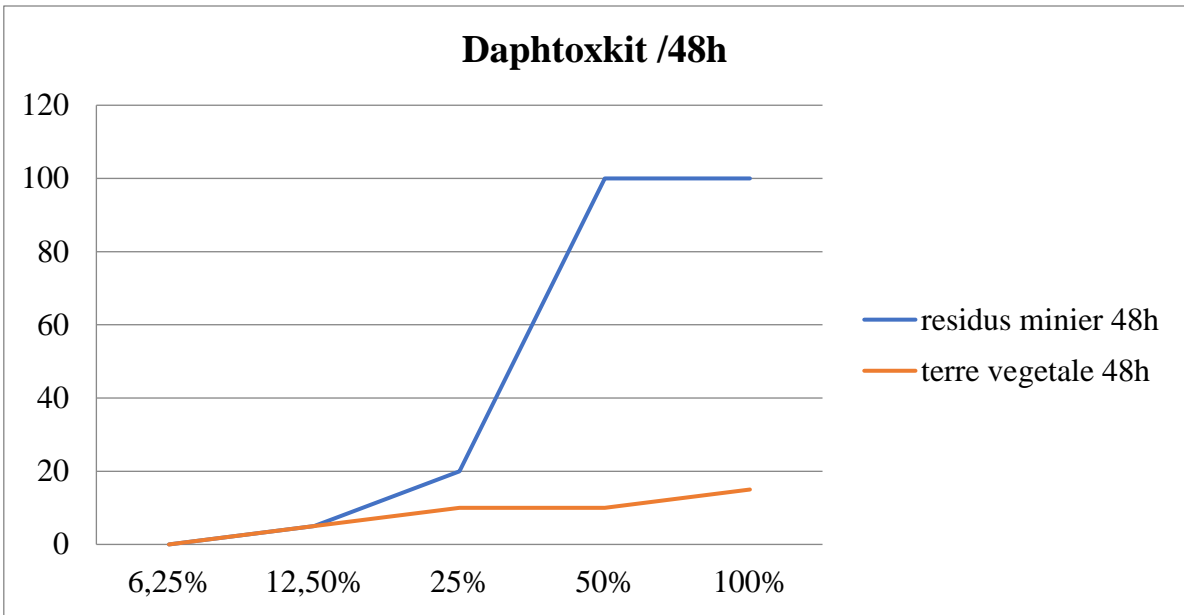


Figure 2.2.18: Graphe comparatif des valeurs des effets de toxicité dans le test Daphtoxkit après 48 heures d'exposition.

Test		Phytotoxkit				Phytotestkit			Rapidtoxkit		Ostracodtoxkit		Daphtoxkit		
Organismes vivants		Sorghum Saccharatum	Lepidium Sativum	Sinapsis Alba		Sorghum Saccharatum	Lepidium Sativum	Sinapsis Alba	Thamnocephalus Platyurus		Heterocypris Incongruens		Daphnia Magna		
									Inhibition d'absorption	Moyenne	Mortalité	Inhibition de croissance	CE50	Mortalité	Effets de toxicité
Résultats	Tailings	0%	0	6.6	Inhibition de germination	0	0	0	18-52 %	37 %	100 %	100 %	Inexistante	100% pour les concentrations de 50a100	5 à 15%
		33.87%	9.31	22.11	Inhibition de croissance	7.96	17.58	11.59							
		66%	89	72	Indice de germination	93	81	89							
	Sols	0	0	3.33	Inhibition de germination	0	0	0	(60-76) %	67%	00 %	57 %	24h : inexistante	10 à15% pour les concentrations 50 à100	5 à 30%
		-8.43%	-29.81	5.94	Inhibition de croissance	-29.8	25.88	9.79							
		109	129	91	Indice de germination	129	73	89							
Conclusions	Tailings	Inhibiteurs de croissance				Inhibiteurs de croissance			Toxiques		Très toxiques		Toxicité élevé		
	Sols	Sans effets toxique à stimulants				Peu inhibiteurs à stimulants			Moyennement toxiques		Légèrement toxiques		Légèrement toxiques		

Figure 2.2.19: Synthèse générale des résultats des biotests.

## 2.2.3 Estimation de la bioaccumulation des métaux lourds dans les plantes

### 2.2.3.1 Résultats de l'extraction des métaux par acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) à partir des échantillons de la plante Nerium Oleander

L'analyse de l'extrait de digestion des différentes parties de la plante Nerium Oleander, analysé à l'ICP-AES a donné les résultats portés sur le tableau 2.2.16.

Tableau 2.2.16: Concentration des métaux lourds dans les échantillons de plantes, extraits par HNO<sub>3</sub>.

Echantillon	Cd [mg/l]	Pb [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	Zn [mg/l]
PNF	0,81	5,69	12,17	241,06	37,68	518,30
PNT	0,92	2,81	17,74	126,76	94,42	249,62
PNR	4,08	68,09	10,18	758,35	31,30	814,69
PSF	0,61	7,17	10,13	343,21	13,92	131,23
PST	0,29	11,12	6,66	449,43	37,19	148,83
PSR	0,61	5,92	4,10	156,31	61,29	136,78
PCF	0,20	10,92	11,82	409,72	42,62	184,02
PCT	2,24	13,40	23,93	322,52	18,37	1269,43
PCR	1,22	12,16	17,87	366,12	30,50	726,73

Les résultats de la digestion des différentes parties de la plante ont montré que les concentrations des métaux lourds dans les feuilles et les tiges vient selon l'ordre suivant : Fe > Zn > Mn > Cu > Pb > Cd, dans les racines ce même ordre est respecté sauf pour les plantes collectées au centre du bassin de résidus qui enregistre une concentration plus élevée pour le Zn notamment dans les tiges et les racines. (Figure 2.2.20, Figure 2.2.21)

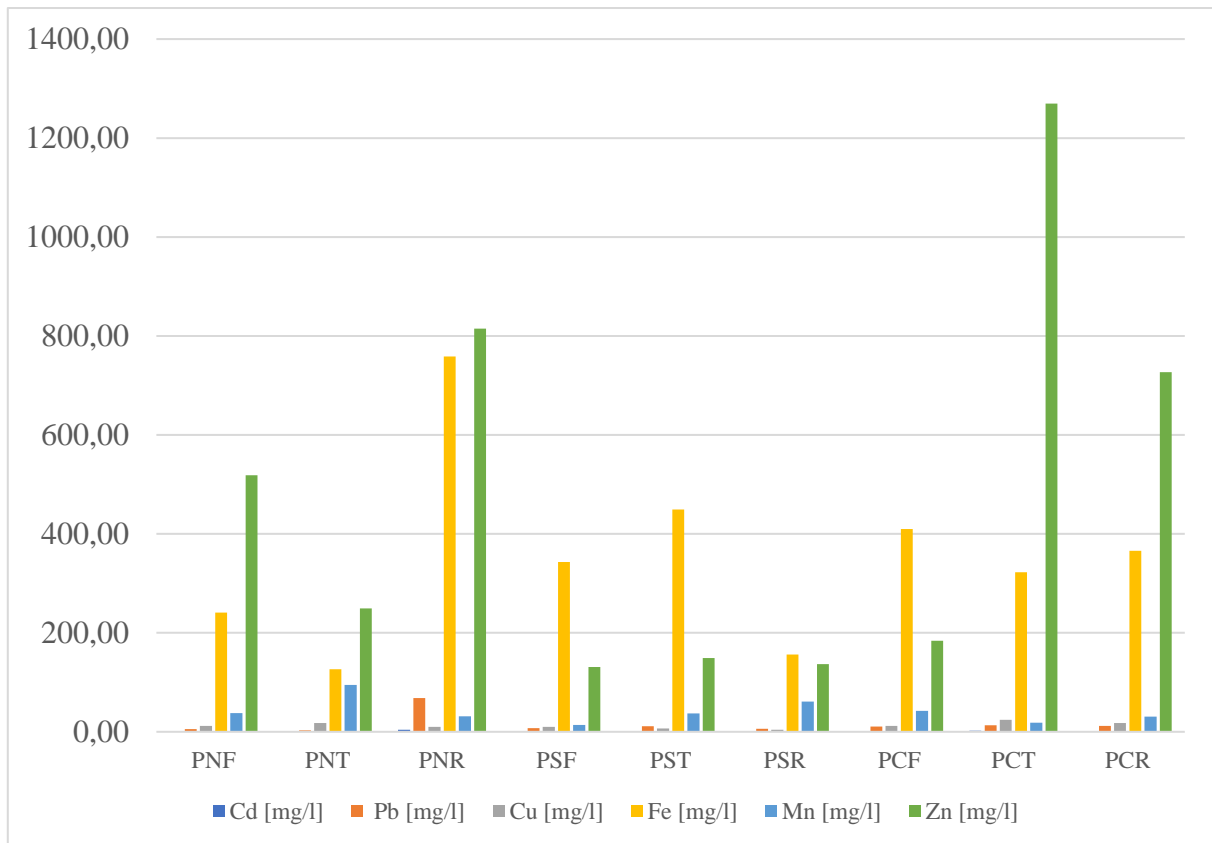


Figure 2.2.20: Concentrations des métaux lourds dans les échantillons de plantes.

Rappelons que l'ordre de concentrations des métaux dans la fraction extraite avec  $\text{HNO}_3$  est de :  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Cd}$ . Si on le compare à celui des plantes :  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Cd}$ , on notera que le même ordre est respecté pour le Fe, Zn, Mn, Cu et Cd. Par contre les concentrations du plomb ne respecte pas le même ordre, cela peut s'expliquer par la biodisponibilité des éléments chimiques extraits par  $\text{CaCl}_2$  et qui présente l'ordre suivant :  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Fe}$ , cela peut aussi expliquer les concentrations élevées de Zn dans les plantes collectées au centre du bassin.

Concernant le taux d'absorption des métaux lourds par les différentes parties de la plante, nous constatons que le Zn et le Fe présentaient de fortes concentrations : le Zn s'accumulait dans les racines et les tiges puis les feuilles et le Fe s'accumulait beaucoup plus dans les racines par rapport aux parties aériennes de la plante. Le Pb et le Cd s'accumulaient dans les racines, et le Mn et Cu étaient concentrés dans les tiges de la plante Nerium Oleander.

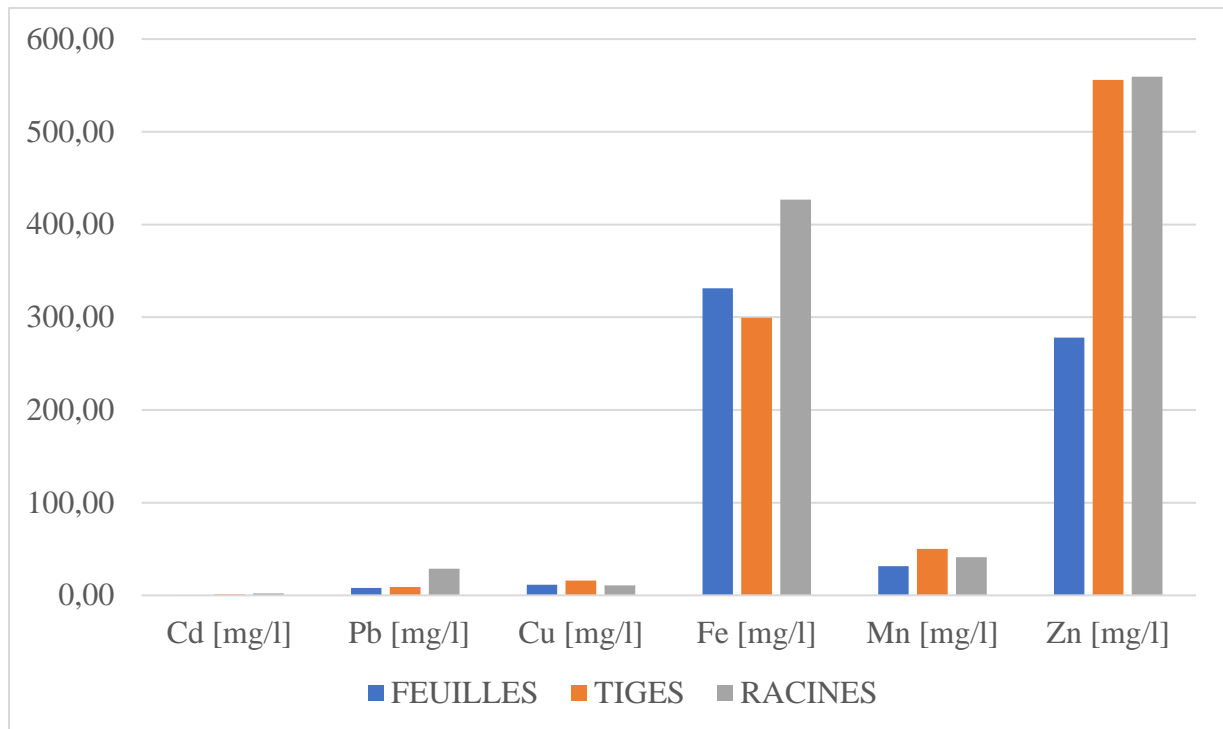


Figure 2.2.21: Comparaison des valeurs de concentrations des métaux lourds dans les différentes parties de la plante Nerium Oleander.

### 2.2.3.2 Le facteur de bioaccumulation (BF)

Pour évaluer la capacité du Nerium Oleander à absorber et accumuler les métaux lourds à partir du sol, le facteur de bioaccumulation (BF) a été calculé selon la formule suivante :

$$BF = C_{\text{plante}} / C_{\text{sol}}$$

$C_{\text{plante}}$  : concentration du métal dans la plante.

$C_{\text{sol}}$  : concentration du métal dans le sol.

Interprétation : (Müller G., 2001)

BF > 1 : la plante accumule efficacement le métal (hyper accumulatrice).

BF < 1 : la plante limite l'absorption du métal.

BF = 1 : absorption passive.

Les résultats sont résumés dans le tableau 2.2.17.

Tableau 2.2.17: Résultats de calcul du facteur de bioaccumulation (BF).

	Cd [mg/l]	Pb [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	Zn [mg/l]
BF plante/ tailings	0,95	0,07	2,35	0,92	0,46	0,90
BF plante/ sols	1,22	0,20	2,77	1,29	0,62	1,77

Ces résultats montrent que la plante Nerium Oleander accumule d'une manière efficace le Cu, par contre elle limite l'absorption du Pb et du Mn. Pour les autres métaux (Zn, Fe et Cd), la plante les accumule uniquement par rapport à la terre végétale.

### 2.2.3.3 Le facteur de translocation (TF)

Le facteur de translocation (TF) est utilisé dans le but de déterminer si une plante donnée est une bonne candidate pour la phytoextraction des métaux, il mesure la capacité de la plante à transférer les métaux de ces racines vers ces parties aériennes. Il est donné par la formule suivante :

$$TF = C_{\text{aérien}} / C_{\text{racine}}$$

$C_{\text{aérien}}$  : concentration du métal dans les parties aériennes.

$C_{\text{racine}}$  : concentration du métal dans les racines.

Interprétation : (Muller C., 2001)

TF > 1 : la plante accumule et transfère efficacement le métal, peut être utilisée pour la phytoextraction.

TF < 1 : la plante fixe les métaux dans les racines et empêche leur transfert aux parties aériennes.

Les résultats sont résumés dans le tableau 2.2.18.

Tableau 2.2.18: Résultats de calcul du facteur de translocation (TF).

	Cd [mg/l]	Pb [mg/l]	Cu [mg/l]	Fe [mg/l]	Mn [mg/l]	Zn [mg/l]
TF	0,75	0,36	1,98	1,13	2,24	2,19

Les résultats montrent que la plante Nerium Oleander transfère efficacement le Zn, Mn, Cu et Fe mais elle a tendance à fixer le Cd et le Pb.

La combinaison du facteur de bioaccumulation (BF) et du facteur de translocation (TF) nous porte à conclure que la plante Nerium Oléandre peut se révéler efficace pour la stabilisation des rejets miniers d'El Abed et la phytoextraction.



# Chapitre 2.3 : Synthèse des résultats

Les rejets miniers (tailings) d'El Abed sont issus d'un processus de broyage mécanique puis de traitement par flottation du minerai polymétallique en vue de l'enrichissement du Zn et du Pb. Les tailings sont donc composés de divers éléments chimiques composant le minerai initial, y compris le Pb et le Zn non récupérés, en plus des additifs qui ont été ajoutés lors du traitement tel que : les xanthates, le sulfate de cuivre, la chaux, l'huile de pin, etc.

## 2.3.1 Synthèse des résultats des analyses physico-chimiques

L'analyse granulométrique a montré que les tailings présentent une granulométrie graduée, cela les rend plus compactes et plus stables. Mais elle a aussi montré qu'ils sont perméables, ce qui présente un problème du point de vue environnemental car les infiltrations d'eaux riches en éléments chimiques sont une source de contamination pour les cours d'eau en surface et pour les eaux souterraines.

La teneur en humidité des tailings est faible, ce qui augmente leur stabilité mécanique et réduit le risque d'effondrement et de glissement dans les parcs de résidus, par contre, ces tailings contiennent une large fraction de particules fines et sont donc très susceptibles au transport hydrique et éolien (Figure 2.3.1).



Figure 2.3.1: Photographie du transport des tailings par le vent.

Les tailings d'El Abed présentent un pH neutre à légèrement basique (entre 7,3 et 7,8), le Eh varie entre (-04) mV et 21mV. Le pH neutre et les valeurs faibles du Eh indiquent que les tailings forment un milieu réducteur avec peu de production d'acidité et les sulfures métalliques restent stables (absence de DMA). Les valeurs de EC varient entre 240 et 470  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , la faible conductivité indique une concentration limitée d'ions dissouts, ce qui se corrèle avec le pH neutre à légèrement basique qui limite la solubilité de métaux.

Les rejets miniers contenant des minéraux à fort potentiel neutralisant deviennent non générateurs de DMA, l'acidité produite par l'oxydation des sulfures est neutralisée par la dissolution des carbonates (et silicates) qui maintiennent le milieu à des pH proche de la neutralité (Bouzahzah H., 2013). La caractérisation physico-chimique de rejets d'El Abed présente justement des fortes concentrations en carbonates et en silicates.

La minéralisation du gisement initial est constituée par la sphalérite qui est dominante, la pyrite et la galène qui sont abondantes. La silice et la dolomie, abondantes dans le produit de remplissage de karsts. La barytine, la chalcopirite, la marcasite et le cuivre gris qui sont rarement observés.

Les rejets miniers de lamine d'El Abed contiennent des quantités élevées de Ca, Mg et Si et des quantités assez marquées de Fe, Al, Zn, K et Mn.

La minéralogie la plus dominante est la suivante :

- Pb (Plomb) : indique principalement la présence de galène ( $\text{PbS}$ ) et aussi d'autres composés comme l'anglésite ( $\text{PbSO}_4$ ) et la cérusite ( $\text{PbCO}_3$ ) qui se forme principalement par oxydation de la galène.
- Zn (Zinc) : associé à la sphalérite ( $\text{ZnS}$ ) et aussi à la smithsonite ( $\text{ZnCO}_3$ ) qui est un minéral secondaire de l'oxydation de la sphalérite.
- Fe (Fer) : très probablement lié à la pyrite ( $\text{FeS}_2$ ) et d'autres minéraux ferreux comme la marcasite ( $\text{FeS}$ ).
- Al (Aluminium) : associé à la présence de la Kaolinite ( $\text{Al}_2\text{SiO}_2(\text{OH})_4$ )
- Ca (Calcium) : Associé à la calcite ( $\text{CaCO}_3$ ) et surtout la dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ).
- Si (Silicium), Al (Aluminium) : associés aux minéraux de gangue comme le quartz ( $\text{SiO}_2$ ).
- Ba (Baryum) : Indique la présence de barytine ( $\text{BaSO}_4$ ).
- Mg (Magnésium) : indique la présence de dolomite ( $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$ ) qui est le minéral dominant de la gangue.
- Mn (Manganèse) : indique la présence de l'ankérite  $\text{Ca}(\text{Mn,Mg,Fe})\text{CO}_3$ .

L'extraction des métaux lourds par l'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) donne l'ordre suivant :  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Mn} > \text{Cu} > \text{Cd}$ , l'extraction des métaux par  $\text{CaCl}_2$  est :  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Mn} > \text{Pb} > \text{Fe}$ . Les résultats de l'extraction des éléments facilement mobilisables montrent des valeurs très faibles en raison de la faible mobilité de ces éléments, ce qui réduit le risque lié à leur absorption.

Les résultats du facteur d'enrichissement et de l'indice de géo-accumulation montrent un enrichissement élevé et une contamination forte en Pb et Zn. Un enrichissement et une contamination modérés en Cd et Fe, une légère contamination en Mn et aucun enrichissement ni contamination en Cu. Ces résultats sont corrélés aux résultats de la PCA qui a indiqué que le Pb, Zn, Fe, Mn, Cd sont contaminants et proviennent de la même source anthropique, quant au Cu, il provient d'une source naturelle ou bien, il présente un comportement différent par rapport aux autres éléments.

### 2.3.2 Synthèse des résultats des biotests

Les résultats des microbiotests peuvent être résumés comme suit :

- **Effet sur les plantes**
  - Les tailings inhibent la croissance des plantes.
  - La terre végétale aux alentours du parc de résidus n'est pas toxique pour les plantes et elle peut même être stimulatrice de croissance pour certaines espèces.
  
- **Effets sur les organismes aquatiques et sédimentaires**
  - *Thamnocephalus platyurus* : les tailings sont toxiques, la terre végétale moyennement toxique.
  - *Daphnia magna* : très forte toxicité des tailings, légère toxicité de la terre végétale.
  - *Heterocypris incongruens* : même tendance que pour *Daphnia*, avec une toxicité marquée des tailings et une légère toxicité de la terre végétale.

### 2.3.3 Synthèse sur l'analyse de la bioaccumulation des métaux lourds dans le laurier rose

Le facteur de bioaccumulation montre que la plante *Nerium Oleander* accumule d'une manière efficace le Cu, Zn, Fe et Cd par contre elle limite l'absorption du Pb et du Mn. De même pour le facteur de translocation qui montre que la plante transfère efficacement le Zn, Mn, Cu et Fe mais elle a tendance à fixer le Cd et le Pb.

Le laurier-rose est une plante tenace, elle développe un système racinaire étendu qui s'enracine solidement dans le sol et elle peut atteindre des hauteurs dépassant les 06 mètres. Ces caractéristiques sont adéquates pour la stabilisation du sol pour la formation d'un écran qui réduira le transport des déchets miniers par les vents d'autant plus qu'elle consomme peu d'eau et ne nécessite pas beaucoup d'entretien. Les résultats prometteurs de la bioaccumulation et de la translocation montrent que la plante *Nerium Oléandre* est aussi efficace pour la phytoremédiation et la phytoextraction.

Cette synthèse met en lumière à la fois les aspects physico-chimiques des tailings et leurs impacts environnementaux, ainsi que le potentiel d'utilisation du laurier-rose dans des stratégies de gestion et de réhabilitation du site minier d'El Abed.

Selon l'étude réalisée par Mellah F. (2024), les schémas de distribution spatiale des métaux en traces ont montré l'existence de plusieurs points chauds (hot spot) dans la région d'El Abed. Les schémas de distribution spatiale du Zn, du Pb et de l'As ont montré que la région du point chaud s'entend sur une grande surface de la zone d'étude suivant quatre directions : nord, nord-ouest, sud-est ainsi que le centre de la région d'étude. La concentration la plus élevée en Zn (18750 mg/kg) a été trouvée au nord-ouest de la zone d'étude, la concentration maximale en Pb (3332,5 mg/kg) a été relevée au centre de la zone d'étude et la concentration la plus élevée en As (216,5 mg/kg) a été enregistrée au centre de la zone d'étude.

# Conclusion générale

Le but de ce travail est l'estimation du risque de pollution par les métaux lourds induit par le bassin de résidus de la laverie de la mine Zn-Pb d'El Abed (Tlemcen, Algérie). Pour ce faire, on a procédé à la caractérisation physicochimique de ces rejets, une étape très importante pour comprendre et prédire le comportement de ces rejets afin de choisir les méthodes les plus adéquates pour leur traitement voire même leur valorisation.

La caractérisation physicochimique des tailings d'El Abed a montré qu'ils ne sont pas générateurs d'acidité (DMA), en effet, l'encaissant de la minéralisation est très riche en carbonates et en silicates, donnant un pH proche de la neutralité ce qui favorise la neutralisation de l'acidité et la précipitation des sulfures. Un point positif en regard des problèmes de pollution environnementale générée par le DMA. D'une autre part, la caractérisation des tailings d'El Abed a donné de grandes concentrations en métaux lourds toxiques, le problème majeur des métaux lourds est le fait qu'ils ne sont pas biodégradés et qu'ils ont tendance à s'accumuler dans les organismes vivants, il est alors important d'évaluer la toxicité que peut présenter ces tailings comportant des métaux lourds pour les organismes vivants. Cette évaluation a été faite à l'aide de biotests qui ont mis en contact les tailings avec les plantes, les organismes vivants dans les eaux douces et les sédiments des eaux douces. Les résultats de ces expérimentations ont montré que les tailings sont inhibiteurs de croissance pour les plantes et qu'ils sont toxiques, voire très toxiques, pour les autres organismes.

La toxicité des rejets miniers d'El Abed présente donc un problème environnemental qu'il faut gérer au plutôt car le parc de résidus est exposé à l'air libre et les tailings, composés en majorité en particules fines, sont facilement transportés par l'eau et le vent. La solution la plus adéquate dans l'immédiat et de couvrir toute la surface du parc de résidus d'un sol amendé et de planter des espèces végétales métalphytes.

Dans cette étude nous avons opté pour la plante Nerium Oléandre (le laurier rose), lors de nos visites sur le terrain, on a constaté que cette plante poussait même dans les tailings sans aucune intervention humaine (Figure 2.3.2). Cette plante tenace et résistante aux sécheresses développe un système racinaire solide et elle peut atteindre des hauteurs dépassant les 06 mètres. Ces caractéristiques font de cette plante une bonne candidate pour la stabilisation du sol et pour la formation d'un écran qui réduira le transport des déchets miniers par les vents. Les résultats prometteurs de la bioaccumulation et de la translocation montrent que la plante Nerium Oléandre peut se révéler efficace pour la phytoremédiation et la phytoextraction des métaux lourds.



Figure 2.3.2: Plantes de laurier rose poussant dans les tailings.

Il serait intéressant de poursuivre cette étude par des essais d'amendement du sol afin d'obtenir la meilleure formule possible permettant de couvrir les tailings et offrant au laurier rose les meilleures conditions possibles pour un développement rapide.

Pour des applications futures, la valorisation des rejets miniers et le meilleur des traitements. Plusieurs technologies (anciennes ou innovantes) ont montré leurs efficacités. Vu que les expérimentations ont montré que les tailings ont une granulométrie bien graduée, ils offrent donc une bonne stabilité et une bonne résistance souvent recherchées dans la fabrication des matériaux de construction tel que le béton ou les remblais pour fondations ou routes et l'utilisation des scories de plomb et de zinc dans les mortiers, les géopolymères et les matériaux d'activation alcaline.

Une dernière recommandation, très importante, c'est la réalisation d'une étude de santé publique pour comprendre comment les communautés locales sont affectées par les rejets miniers. Les indices comme l'absorption journalière chronique d'un polluant (par ingestion, contact cutané ou inhalation), le quotient de risque et l'indice de risque doivent être estimés pour évaluer l'impact des rejets miniers sur la santé publique et pour prévenir l'exposition dangereuse à ces rejets. Il est aussi important de sensibiliser la population locale aux dangers que peuvent causer les rejets miniers pour limiter les activités agropastorales à proximité du parc de résidus miniers (Figure 2.3.3 et Figure 2.3.4).





Figure 2.3.3: Activité pastorale à proximité du parc de résidus miniers.



Figure 2.3.4: Oliveraie au contact des résidus miniers.

# Références bibliographiques

Albert, O., Roger, S., Glinec, Y., Loulergue, J. C., Etchepare, J., Boulmer-Leborgne, C., Perrière, J., & Millon, E. (2003). Time-resolved spectroscopy measurements of a titanium plasma induced by nanosecond and femtosecond lasers. *Applied Physics A*, 76(3), 319–323. <https://doi.org/10.1007/s00339-002-1993-3>

Alekseenko, A. V., Drebenstedt, C., & Bech, J. (2022). *Assessment and abatement of the eco-risk caused by mine spoils in the dry subtropical climate*. *Environmental Geochemistry and Health*, 44, 1581–1603. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-00885-3>

Al-Taani, A. A., Nazzal, Y., Howari, F. M., Iqbal, J., Bou Orm, N., Xavier, C. M., Bărbulescu, A., Sharma, M., & Dumitriu, C.-S. (2021). *Contamination Assessment of Heavy Metals in Agricultural Soil, in the Liwa Area (UAE)*. *Toxics*, 9(3), 53. <https://doi.org/10.3390/toxics9030053>

Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Chouteau, M., Anterrieu, O., Hernandez, M. A., Chapuis, R. P., Bussière, B., Lahmira, B., & Lefebvre, R. (2008). Caractérisation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. In *Proceedings of the Symposium sur l'environnement et les mines* (pp. 2–5), Rouyn-Noranda, QC, Canada.

Bhat, S. A., Hassan, T., & Majid, S. (2019). *Heavy metal toxicity and their harmful effects on living organisms: A review*. *International Journal of Medical Science and Diagnosis Research (IJMSDR)*, 3(1), 106–122. <https://doi.org/10.32553/IJMSDR>

Bian, Z., Miao, X., Lei, S., Chen, S.-E., Wang, W., & Struthers, S. (2012). The challenges of reusing mining and mineral-processing wastes. *Science*, 337(6095), 702–703. <https://doi.org/10.1126/science.1224757>

Boutaleb, A., Afalfiz, A., Aïssa, D.-E., Kolli, O., Marignac, Ch., & Touahri, B. (2000). *Métallogénie et évolution géodynamique de la chaîne tellienne en Algérie*. *Bulletin du Service Géologique de l'Algérie*, 11(1), 3–27.

Boutaleb, A. (2003) Origine et âge relatif de la minéralisation karstique d'El Abed. *Communication présentée au 2<sup>e</sup> Séminaire de Stratigraphie National*, 7-9 décembre, Béni Abbès, Algérie.

Boutaleb, A. (2011). Carbonate-hosted lead-zinc deposit of El Abed – Tlemcen, Northwestern Algeria. *Communication présentée à la Conférence Arabe de Géosciences*, Riyad, Arabie Saoudite.

Bouzahzah, H. (2013). *Modification et amélioration des tests statiques et cinétiques pour une prédiction fiable et sécuritaire du drainage minier acide* (Thèse de doctorat). Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, Canada. [https://depositum.uqat.ca/id/eprint/578/1/BOUZAHZAH%2C\\_HASSAN.pdf](https://depositum.uqat.ca/id/eprint/578/1/BOUZAHZAH%2C_HASSAN.pdf)



**Bouwman, L., Bloem, J., Römken, P., Boon, G., & Vangronsveld, J. (2001).** Beneficial effects of the growth of metal-tolerant grass on biological and chemical parameters in copper- and zinc-contaminated sandy soils. *Minerva Biotec*, 13(1), 19.

**BRGM (1997).** *Les résidus miniers français : Typologie et principaux impacts environnementaux potentiels* (Rapport No. 39503). Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

**BRGM (2001).** *Management of mining, quarrying and ore-processing waste in the European Union*. European Commission, DG Environment.

**Chaa, H. (2010).** *Étude des minéralisations karstiques d'El Abed (Tlemcen)* (Mémoire d'ingénieur d'État). Université des Sciences et de la Technologie Houari-Boumediene, Alger.

**Chapman, P. M., Ho, K. T., Munns, W. R. Jr., Solomon, K., & Weinstein, M. P. (2002).** Issues in sediment toxicity and ecological risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*, 44(3), 271–278. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00225-0](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00225-0)

**Chassin, P., Baize, D., Cambier, Ph., & Sterckeman, T. (1996).** *Les éléments traces métalliques et la qualité des sols : Impact à moyen et à long terme*. Forum « Le sol, un patrimoine menacé ? », Paris, 24 octobre 1996. *Étude et Gestion des Sols*, 3(4), 297–306. [https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS\\_3\\_4\\_CHASSIN.pdf](https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2023/04/EGS_3_4_CHASSIN.pdf)

**Chen, C. W., Kao, C. M., Chen, C. F., & Dong, C. D. (2007).** *Distribution and accumulation of metals in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan*. *Chemosphere*, 66(8), 1431-1440. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.030>

**Commission Européenne. (2009).** *Document de référence sur les meilleures techniques disponibles : Gestion des résidus et stériles des activités minières*. 1 189 pages. <https://inis.iaea.org/records/sxs25-zt715/files/51124584.pdf?download=1>

**Daouadji M. & Boudjadja L. (2002).** *Contribution à l'étude géologique de la minéralisation du gisement Zn-Pb d'El-Abed (W. Tlemcen)*. Mémoire d'ingénieur d'état USTHB (Alger).

**Edraki, M., Huynh, T., Baumgartl, T., Huang, L., Andrusiewicz, M., Tungpalan, K., Tayebi-Khorami, M., Wightman, E., Palaniandy, S., Manlapig, E., Evans, C., Farrokhpay, S., Bradshaw, D., & Vink, S. (2014).** *Designer Tailings – An Integrated Model for Tailings Management*. Dans les actes de la conférence Life-of-Mine 2014: Delivering Sustainable Legacies Through Integrated Life-of-Mine Planning, Brisbane, QLD, Australie, pages 599-608. The Australasian Institute of Mining and Metallurgy.

**ENOF (2015).** *Présentation de la mine d'El Abed*. Entreprise Nationale des Produits Miniers Non Ferreux et des Substances Utiles.

**García-Lorenzo, M. L., Martínez-Sánchez, M. J., Pérez-Sirvent, C., & Molina, J. (2009).** Ecotoxicological evaluation for the screening of areas polluted by mining activities. *Ecotoxicology*, 18, 1007–1086. <https://doi.org/10.1007/s10646-009-0362-x>

**González, V., García, I., del Moral, F., de Haro, S., Sánchez, J. A., & Simón, M.** (2011). *Impact of unconfined sulphur-mine waste on a semi-arid environment (Almería, SE Spain)*. *Journal of Environmental Management*, 92(6), 1509-1519. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.01.001>

**Haque, N., & Norgate, T.** (2013). Estimation of greenhouse gas emissions from ferroalloy production using life cycle assessment with particular reference to Australia. *Journal of Cleaner Production*, 39, 220–230. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.08.010>

**Hatje, V., Pedreira, R. M., de Rezende, C. E., Schettini, C. A. F., de Souza, G. C., Marin, D. C., & Hackspacher, P. C.** (2017). The environmental impacts of one of the largest tailing dam failures worldwide. *Scientific Reports*, 7(1), 10706. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-11143-x>

**Ingoulene O.** (2013). *Etude des minéralisations polymétalliques à Pb Zn des Monts de Ghar Roubane (W.Tlemcen)*. (Thèse de magister). Université des Sciences et de la Technologie Houari-Boumediene, Alger.

**Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., & Beeregowda, K. N.** (2014). *Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals*. *Interdisciplinary Toxicology*, 7(2), 60–72. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>

**Järup, L.** (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68(1), 167–182. <https://doi.org/10.1093/bmb/ldg032>

**Johnson, G., Ristovski, Z., & Morawska, L.** (2004). Application of the VH-TDMA technique to coastal ambient aerosols. *Geophysical Research Letters*, 31, L16105. <https://doi.org/10.1029/2004GL020126>

**Karaca, A., Cetin, S. C., Turgay, O. C., & Kizilkaya, R.** (2010). Effects of heavy metals on soil enzyme activities. In **I. Sherameti & A. Varma (Eds.)**, *Soil heavy metals* (pp. 237–262). Springer. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8\\_11](https://doi.org/10.1007/978-3-642-02436-8_11)

**Kumar, D., Al Hassan, M., Naranjo, M. A., Agrawal, V., Boscaiu, M., & Vicente, O.** (2017). Effects of salinity and drought on growth, ionic relations, compatible solutes and activation of antioxidant systems in oleander (*Nerium oleander* L.). *PLoS ONE*, 12(9), e0185017. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185017>

**Labchri, D.** (2011). *Étude des minéralisations d'El Abed (Tlemcen)* (Thèse de magister). Université des Sciences et de la Technologie Houari-Boumediene, Alger.

**Laurence, D.** (2011). *Establishing a sustainable mining operation: An overview*. *Journal of Cleaner Production*, 19(2-3), 278-284. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.08.019>

**Lèbre, É. & Corder, G. D.** (2015). *Integrating industrial ecology thinking into the management of mining waste*. *Resources* 4, 765–786. <https://doi.org/10.3390/resources4040765>

- Lèbre, É., Corder, G. D., & Golev, A.** (2016). *Sustainable practices in the management of mining waste: A focus on the mineral resource*. *Minerals Engineering*, 107, 34–42. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2016.12.004>
- Lee, C. G., Chon, H. T., & Jung, M. C.** (2001). Heavy metal contamination in the vicinity of the Daduk Au–Ag–Pb–Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry*, 16(11–12), 1377–1386. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00038-5](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00038-5)
- Lors, C., Ponge, J.-F., & Damidot, D.** (2018). Environmental hazard assessment by the Ecoscore system to discriminate PAH-polluted soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(27), 26747–26756. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9906-4>
- Lottermoser, B. G.** (2010). *Mine Wastes: Characterization, Treatment and Environmental Impacts* (3e éd.). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12419-8>
- Lucas, G.** (1942). *Description géologique et pétrographique des Monts de Ghar Rouban et du Sidi el Abed (Frontière algéro-marocaine)* (Thèse de doctorat). Université de Paris.
- Macri, D.** (2015). *Applying circular economy principles to the mine and mineral processing sector: Remining and designing the disposal of mine waste for future metal recovery* (Master's thesis). Yale University.
- Maddi, N.** (2002). *Appréciation des problèmes sécuritaires et environnementaux dans les mines souterraines : Cas de la mine d'El-Abed* (Projet de fin d'études). École Nationale Polytechnique, Alger.
- Manousaki, E., & Kalogerakis, N.** (2011). Halophytes present new opportunities in phytoremediation of heavy metals and saline soils. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 50(2), 656–660. <https://doi.org/10.1021/ie100270x>
- Marwa, A.** (2023). *Effect of Particle Size on Leachate Formation Characteristics from Gold Mine Waste Rocks: At Source Acid Mine Drainage Management in Tanzania*. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 27(11), 2385–2392. <https://doi.org/10.4314/jasem.v27i11.4>
- Mellah, F.** (2024). *Étude des résidus miniers de la digue du complexe minier d'El Abed : Essais de revalorisation dans le but d'atténuer son impact sur l'environnement* (Thèse de doctorat). Université des Sciences et de la Technologie Houari-Boumediene (USTHB), Alger.
- Muller, C.** (2001). The role of caring in the teacher-student relationship for at-risk students. *Social Inquiry*, 71(2), 241–255. <https://doi.org/10.1111/j.1475-682X.2001.tb01110.x>
- Müller, G.** (1979). Heavy metals in the sediment of the Rhine—Changes Seity. *Umschau in Wissenschaft und Technik*, 79, 778–783.
- Ohiagu, F. O., Chikezie, P. C., Ahaneku, C. C., & Chikezie, C. M.** (2022). Human exposure to heavy metals: Toxicity mechanisms and health implications. *Materials Science and Engineering*, 6(2), 78–87. <https://doi.org/10.15406/msej.2022.06.00183>

**ORGM** (1986–1991). *Rapport final sur l'étude géologique complémentaire du gisement d'El-Abed*. Office de Recherche Géologique et Minière.

**Ostrowska, A., Gawliński, S., & Szczubialka, Z.** (1991). *Methods of analysis and evaluation of soil and plant properties: Catalog*. Institute of Environmental Protection.

**Patel, L.** (2010). *ASTD state of the industry report 2010*. Alexandria, VA: American Society for Training & Development.

**Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., Molina, J., & García-Lorenzo, M. L.** (2010). *Toxicity of sediments and their leachates in samples from Portman Bay (SE, Spain)*. *Fresenius Environmental Bulletin*, 19(2), 137–146.

**Persoone, G., & Team at the Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP).** (2004). *PHYTOTOXKIT™: 3-day germination and root growth inhibition test with seeds of 3 higher plants*. MicroBioTests Inc., Ghent University, Belgium.

**Persoone, G., & Team at the Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP).** (2004). *PHYTOTESTKIT™: A short germination and root/shoot growth inhibition microbiotest for determination of the direct effect of chemicals on higher plants*. MicroBioTests Inc., Ghent University, Belgium.

**Persoone, G., & Team at the Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP).** (2004). *OSTRACODTOXKIT F™: 6 days chronic mortality and growth inhibition test with the ostracod crustacean *Heterocypris incongruens**. MicroBioTests Inc., Ghent University, Belgium.

**Persoone, G., & Team at the Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP).** (2004). *DAPHTOXKIT F™: 24h-48h mobility inhibition test, based on the cladoceran crustacean *Daphnia magna**. MicroBioTests Inc., Ghent University, Belgium.

**Persoone, G., & Team at the Laboratory for Biological Research in Aquatic Pollution (LABRAP)** (2004). *RAPIDTOXKIT F™: 30-60 min particle ingestion inhibition test based on the anostracan crustacean *Thamnocephalus platyurus**. MicroBioTests Inc., Ghent University, Belgium.

**RIVM (Institut National de la Santé Publique et de l'Environnement des Pays-Bas),** (2000). *Circulaire relative aux valeurs cibles et aux valeurs d'intervention pour la réhabilitation des sols*. Rapport RIVM 711701023, Ministère du Logement, de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (VROM), Pays-Bas, 48 pages.

**Sirven, J.-B.** (2006). *Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS)*. Thèse de doctorat, Université Bordeaux 1. <https://theses.hal.science/tel-00122546>

**Smith, K. S., & Huyck, H. L. O.** (1999). An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability, and human toxicity of metals. Dans G. S. Plumlee & M. J. Logsdon (Éds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques, and*

*Health Issues* (pp. 29–70). Society of Economic Geologists.  
<https://doi.org/10.5382/Rev.06.02>

**Soualmia, M. L.** (1991). *Amélioration de l'aération de la mine d'El-Abed* (Projet de fin d'études). École Nationale Polytechnique, Alger.

**Terra, B. F., Araújo, F. G., Calza, C. F., Lopes, R. T., & Teixeira, T. P.** (2008). Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river. *Water, Air, & Soil Pollution*, 187(1–4), 275–284. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9515-9>

**Touahri, B.** (1983). *Le gîte zinc-plomb d'El Abed : Une minéralisation sous inconformité en environnement dolomitique épicontinental, contribution à une recherche de guide de prospection* (Thèse de doctorat d'ingénieur). Université Pierre et Marie Curie - Paris VI.

**Touahri, B.** (1991). *Géochimie et métallogénie des minéralisations à plomb et zinc du Nord de l'Algérie*. Mémoires n° 4, Publications de l'Office National de la Géologie.

**Williams, D. R.** (1999). Race, socioeconomic status, and health: The added effects of racism and discrimination. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 896(1), 173–188.  
<https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.1999.tb08114.x>

**Zhi, W., Dengfeng, W., Huiping, Z., & Zhiping, Q.** (2011). Assessment of soil heavy metal pollution with principal component analysis and geoaccumulation index. *Procedia Environmental Sciences*, 10, 1946–1952. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.305>