

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Laboratoire Génie Minier



Département Génie Minier
Laboratoire Génie Minier
Laboratoire Matériaux de Génie Civil et Environnement

Thèse de doctorat en Sciences

**Etude des rejets miniers, des ouvrages miniers
souterrains et de leurs impacts sur l'environnement
des mines abandonnées :
cas de la mine d'Ichmoul, Batna**

Nassim LARACHI

Sous la direction
M. Abderrahim BALI Professeur
M. Malek OULD-HAMOU Professeur

Présentée et soutenue publiquement le 05/03/2023

Composition du Jury :

Président	M. Mohamed Lamine DJAGHLAL,	Professeur	ENP
Directeur	M. Abderrahim BALI,	Professeur	ENP
Co-Directeur	M. Malek OULD-HAMOU	Professeur	ENP
Examineur	M. Abdelaziz IDRES,	Professeur	U. Annaba
Examineur	M. Omar AROUS	Professeur	USTHB
Examineur	M. Mohamed FREDJ,	MCA	U. Bejaia
Examineur	M. Mohamed Amine BOUKHAMACHA,	MCA	ENP
Invité	M. Abderrazak AIT YAHIA TENE	MCB	ENP

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Ecole Nationale Polytechnique



Laboratoire Génie Minier



Département Génie Minier
Laboratoire Génie Minier
Laboratoire Matériaux de Génie Civil et Environnement

Thèse de doctorat en Sciences

**Etude des rejets miniers, des ouvrages miniers
souterrains et de leurs impacts sur l'environnement
des mines abandonnées :
cas de la mine d'Ichmoul, Batna**

Nassim LARACHI

Sous la direction
M. Abderrahim BALI Professeur
M. Malek OULD-HAMOU Professeur

Présenté(e) et soutenue publiquement le 05/03/2023

Composition du Jury :

Président	M. Mohamed Lamine DJAGHLAL,	Professeur	ENP
Directeur	M. Abderrahim BALI,	Professeur	ENP
Co-Directeur	M. Malek OULD-HAMOU	Professeur	ENP
Examineur	M. Abdelaziz IDRES,	Professeur	U. Annaba
Examineur	M. Omar AROUS	Professeur	USTHB
Examineur	M. Mohamed FREDJ,	MCA	U. Bejaia
Examineur	M. Mohamed Amine BOUKHAMACHA,	MCA	ENP
Invité	M. Abderrazak AIT YAHIA TENE	MCB	ENP

Dédicace

A mes grand parents, mon enseignant A. SAADA, qu'ils reposent en paix

A ma femme et mes très chers enfants Aylan et Ania

A mes parents, mes sœurs et mon frère

A mes Beaux-parents et mon beau frère

Remerciements

Ces quelques lignes, dans la renommée tradition concernant les thèses, ne pourront sûrement pas suffire à remercier toutes celles et tous ceux qui ont été directement ou indirectement avec moi au long de ces années de thèse, qui m'ont apporté les grains de leur connaissance, de leur talent, de leur personnalité, les grains de leur âme.

Ce travail n'aurait pu être démarré sans la générosité scientifique et la compréhension de M. AIT-YAHIA TENE. Je tiens à exprimer ici mon grand respect et ma gratitude à ce grand Homme et enseignants chercheur. Je ne vous oublierai jamais.

Je remercie de tout mon cœur, M. le Professeur A. Bali, mon directeur de thèse, m'avoir témoigné sa confiance pour la réalisation de sans me connaître, pour le plaisir de travailler avec lui, pour son apport de grand spécialiste, pour sa patience et son attention qu'il m'a toujours accordée sans la moindre hésitation. Egalement, je remercie M. M. OULD-HAMOU, mon co-directeur de thèse, qui n'a ménagé aucun effort pour achever ce travail de recherche, de m'avoir accepté dans le laboratoire de recherche Génie Minier, pour m'avoir encadré avec patience et compétence et grande générosité, pour son soutien permanent, de m'avoir apporter son expertise en minéralurgie, de m'avoir laissé une grande liberté dans mes recherches, aidé, orienté et encouragé dans les moments difficiles et m'avoir accompagné tout en long de ma thèse, qu'il trouve ici le témoignage de mon grand respect et grande reconnaissance.

Je remercie également les membres du jury pour l'intérêt qu'ils ont bien voulu accorder à mon travail, Monsieur Mohamed Lamine DJAGHLAL, Professeur de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger, Monsieur Abdelaziz IDRES, Professeur d'Université d'Annaba, Monsieur AROUS Omar, Professeur d'USTHB, Monsieur Mohamed FREDJ d'Université de Bejaia et Mohamed Amine BOUKHAMACHA de l'Ecole Nationale Polytechnique d'Alger.

Je remercie aussi infiniment la société SOMIBAR en la personne de son Directeur, M. BELHOCINE, grâce à qui j'ai pu avoir un site minier répondant à la problématique de cette thèse. De même, je remercie aussi le personnel de la mine Ain Mimoun en la personne de son directeur KECHROUD. Le géologue NOUARI, pour m'avoir accompagné au début sur le site minier Ichmoul, ainsi que le géologue HELLAL, et KERNIF de la mine.

Un petit mot de reconnaissance n'aura jamais suffisamment de chaleur pour exprimer à quel point je dois beaucoup pour cette thèse à Asma BOUDRIA, mon épouse, une enseignante-chercheuse qui a amplement contribué à la révision de mes articles scientifiques. Merci pour ton soutien et ta patience.

Je tiens à associer à ces remerciements M. S. BENSADI, enseignant chercheur de l'USTHB, pour m'avoir effectué une grande partie d'analyse chimique.

Je remercie également mes parents, mes sœurs et mon frère Youcef, pour m'avoir aidé, soutenu et supporté durant ce doctorat.

ملخص: الهدف من هذه الرسالة هو دراسة نفايات الاستغلال والتعدين وكذلك فراغات الاستغلال في المناجم المهجورة. يركز عمل الدكتوراه هذا على حالة منجم إشمول (باتنة، الجزائر)، المهجور منذ عام 1954 والذي شهد استغلال حرفي. تهدف هذه الأطروحة إلى التنبؤ بالصرف المحايد الملوث والسلوك الجيوكيميائي في النفايات المنجمية، واستعادة الباريت والرصاص عن طريق التعويم وايضا تحليل ورسم خريطة خطر هبوط وانهيار أنفاق الاستغلال. تم إخضاع عينات مختلفة من النفايات المنجمية (نفايات الصخور والمخلفات) للخصائص الفيزيائية (حجم الجسيمات، والسطح المحدد، والكثافة)، والكيميائية بواسطة FX، وSAA، وEDAX، والمعدنية بواسطة AFTIR وDRX والملاحظات المجهرية (البصرية وSEM) أدى تقييم مخاطر هبوط وانهيار أنفاق المنجم باستخدام نظام المعلومات الجغرافية (GIS) وطريقة وزن الدليل (WofE) إلى إنشاء خريطة لهذا الخطر. تم التحقق من صحة نتائج التحليل بواسطة منحنى (ROC (AUC مع حالة انهيار سابقة، وهذا بدقة 92%. تمت دراسة السلوك الجيوكيميائي طويل المدى للـ Ba وPb وZn في نفايات الاستغلال والمخلفات من خلال الجمع بين الاختبارات المخبرية الحركية باستخدام الخلايا الرطبة والنمذجة بواسطة VMinteq. يخلص هذا الجزء إلى أن ترشيح النفايات من نوع الصرف المحايد الملوث، ولكن يمكنه ان يتحول إلى تصريف حمضي. يهدف الجزء الأخير من هذه الأطروحة إلى استعادة الرصاص والباريت من النفايات المنجمية عن طريق التعويم الانتقائي. أظهرت نتائج الخصائص المعدنية والفيزيائية والكيميائية أنها مصدر معدني قابل للاستعادة. أثناء تعويم الرصاص، كان متوسط الاسترداد الذي تم الحصول عليه 70% كبريت الرصاص وتركيز 40% أكسيد الرصاص. كانت إزالة الكبريت من مخلفات ناجحة. أما بالنسبة للباريت، فقد تم تحقيق معدل استرجاع بنسبة 50% ومركبات تتراوح من 80 إلى 90% من الباريت. تقترح هذه الدكتوراه نهجاً استراتيجياً للإدارة البيئية للمناجم المهجورة من أجل تقليل المخاطر، وإدارتها بشكل فعال ومستدام، والتعرف على قدرها.

الكلمات الدالة: الاستعادة، التعويم، نفايات الصخور، مخلفات المناجم، الرصاص، الباريوم، منجم مهجور، الجزائر، نظام المعلومات الجغرافية، خريطة التنبؤ بالمخاطر، خطر الهبوط والانهار، وزن الدليل، الكيمياء الجيولوجية البيئية، منجم إشمول

ABSTRACT: The objective of this doctoral thesis is the study of mine wastes and mining voids of abandoned mining sites. The doctorate is focused on the case of Ichmoul mine (Batna, Algeria), abandoned since 1954 and experienced artisanal mining. This thesis aims to predict contaminated neutral drainage in mine wastes, recover barite and Pb by flotation and analyze and map the risk of subsidence and collapse of old underground mining structures. Different samples of the mine wastes (waste rocks and tailings) were subjected to physical characterization (particle size, specific surface, density), chemical by FX, SAA, EDAX and gravimetry, mineralogical by AFTIR and DRX and to microscopic observations (optical and SEM).

Assessing the risk of subsidence and collapse of underground mine voids using the Geographic Information System (GIS) and the Weight of Evidence (WofE) method generated a risk map. The analysis results were validated by the ROC(AUC) curve with a past case of collapse, showing an accuracy of 92%.

The long-term geochemical behavior of Ba, Pb and Zn in waste rock and tailings was studied by combining kinetic laboratory tests using wet cells and modeling by VMinteq. This part concludes that the leaching of the mine wastes is of the contaminated neutral drainage type, but which could transform in the waste rock into acidic drainage.

The last part of this thesis aims recovery of lead and barite from tailings by selective flotation. The results of the mineralogical, physical and chemical characterizations revealed that these mine wastes are a recoverable mineral source. During lead flotation, the average recovery obtained was 70% lead sulphide, and a concentrate of 40% lead oxide. Desulfurization of waste rock was successful. As for barite, an average recovery of 50% and concentrates ranging from 80 to 90% barite, were achieved.

This doctorate offers a strategic approach to the environmental and socio-economic management of abandoned mines in order to minimize the risks, to manage them effectively and sustainably, and to recognize the real assets of these mining sites.

Key Words: Recovery, Flotation, Waste rocks, Mine tailings, Lead, Barium, Abandoned mine, Algeria, geographic information system, hazard prediction map, subsidence and collapse hazard, weight of evidence, environmental geochemistry, Ichmoul mine.

Résumé : L'objectif de cette thèse est l'étude des rejets et des vides d'exploitation des sites miniers abandonnés. Ce doctorat est focalisé sur le cas de la mine d'Ichmoul (Batna, Algérie), abandonnée depuis 1954 et qui a connu une exploitation artisanale. La présente thèse vise à prédire le drainage neutre contaminé et le comportement géochimique dans les rejets, à récupérer la barytine et le Pb par flottation et analyse et cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement des anciens ouvrages miniers souterrains.

De différents échantillons des rejets (stériles et résidus) ont été soumis à des caractérisations physique (granulométrie, surface spécifique, densité), chimique par FX, SAA, EDAX et gravimétrie, minéralogique par AFTIR et DRX et à des observations microscopique (optique et MEB).

L'évaluation du risque d'affaissement et d'effondrement des vides miniers souterrains à l'aide du système d'information géographique (SIG) et de la méthode Weight of Evidence (WofE) a permis de générer une carte de ce risque. Les résultats de l'analyse ont été validés par la courbe ROC (AUC) avec un cas d'affaissement et d'effondrement passé, en montrant une précision de 92%.

Le comportement géochimique à long terme de Ba, Pb et Zn dans les stériles et les résidus a été étudié par combinaison des essais cinétiques de laboratoire en utilisant des cellules humides et une modélisation par VMinteq. Cette partie conclut que la lixiviation des rejets est de type drainage neutre contaminé, mais qui pourrait se transformer dans les stériles en drainage acide.

La dernière partie de la présente thèse vise la récupération du plomb et de barytine à partir des rejets par flottation sélective. Les résultats des caractérisations minéralogiques, physiques et chimiques ont révélé qu'ils sont une source minérale valorisable. Lors de la flottation du plomb, la récupération moyenne obtenue était de 70% de sulfure de plomb, et un concentré de 40% d'oxyde de plomb. La désulfuration des stériles miniers a été concluante. Quant à la barytine, une récupération moyenne de 50 % et des concentrés allant de 80 à 90 % de barytine ont été atteints.

Ce doctorat propose une approche stratégique de la gestion environnementale et socio-économique des mines abandonnées afin de minimiser les risques, de gérer de manière efficace et durable, et de reconnaître les vrais atouts de ces sites miniers.

Mots clés : Récupération, Flottation, Stériles, Résidus miniers, Plomb, Baryum, Mine abandonnée, Algérie, système d'information géographique, carte de prévision des aléas, aléa d'affaissement et d'effondrement, poids de la preuve, géochimie environnementale, mine d'Ichmoul.

TABLE DES MATIERES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES SIGLES

LISTE DES ABREVIATIONS

INTRODUCTION GENERALE.....	21
CHAPITRE 1 REVUE DE LITTERATURE	
1.1 Introduction.....	28
1.2 Cadre législatif Algérien relatif à la fermeture et à la réhabilitation des mines	29
1.3 Drainage, géochimie environnementale et gestion des déchets miniers.....	30
1.3.1 La géochimie du Drainage Minier	31
1.3.1.1 Le comportement géochimique des rejets miniers dans le drainage minier neutre ...	31
1.3.1.1.1 Oxydation et neutralisation des minéraux	34
1.3.1.1.2 Phénomènes d'atténuation	37
1.3.2 Tests de prédiction environnementale	41
1.3.2.1 Les essais statiques	41
1.3.2.2 Les essais cinétiques	42
1.3.2.3 Autres protocoles de prédiction environnementale	44
1.3.3 Gestion des déchets miniers	45
1.3.3.1 Introduction	45
1.3.3.2 Approches de gestion des déchets miniers	45
1.3.3.3.1 La réutilisation et le recyclage des déchets miniers	47
1.3.3.3.2 Elimination et stockage	48
1.3.3.3.3 Retraitement des déchets miniers	49
1.4. Affaissements et effondrements des ouvrages miniers souterrains	51
1.4.1 Introduction	51
1.4.2 Système d'information géographique (SIG) et risque d'affaissement et d'effondrement miniers	52
1.4.2.2 Évaluation et cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement miniers basée sur le SIG	52
1.4.2.3 Méthodologie d'évaluation du risque affaissement et d'effondrement miniers par le SIG	53
1.4.3 État de l'art sur les méthodes et des approches de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement miniers	55

1.4.4 Analyse des principaux facteurs du risque d’affaissement et d’effondrement miniers	59
CHAPITRE II MATERIELS ET METHODES	
2.1 Description du site minier d’étude	63
2.1.1 Localisation	63
2.1.2 Géologie, hydrogéologie et minéralisation du gisement	63
2.1.3 Données historiques sur le site minier d’étude	65
2.1.4 État environnemental du site d’étude	65
2.2 Echantillonnage et préparation des rejets miniers	69
2.3 Inventaire des cas d’affaissement et d’effondrement des ouvrages miniers souterrains anciens	70
2.4 Techniques de caractérisation des rejets miniers	71
2.4.1 Méthodologies pour la Caractérisation minéralogique	72
2.4.2 Méthodologies pour les propriétés physiques des rejets miniers d’Ichmoul	74
2.4.3 Méthodologie de caractérisation chimique des rejets et des lixiviats	75
2.5 Méthodes appliquées et utilisation des rejets miniers	76
2.5.1 Méthodologie pour la séparation par flottation	76
2.5.2 Méthodologie pour les essais cinétiques en cellules d’humides	77
2.6 Méthodologie d’analyse et de cartographie du risque d’affaissement et d’effondrement des ouvrages miniers souterrains	79
2.6.1 Théorie sur weights of Evidence (WofE)	82
2.6.3 Théorie sur la courbe Receiver Operating Characteristic (ROC)	83
CHAPITRE III : ANALYSE ET CARTOGRAPHIE DE RISQUE D’AFFAISSEMENT ET D’EFFONDREMENT DES TERRAINS AUX ALENTOURS DES ANCIENS VIDES D’EXPLOITATION SOUTERRAINE DE LA MINE ABANDONNEE ICHMOUL PAR LA METHODE WEIGHTS-OF-EVIDENCE ET SIG	
Préambule	86
3.1 Introduction	86
3.2 Méthodologie d’étude du risque d’affaissement et d’effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul	88
3.3 Analyse du risque d’affaissement et d’effondrement des ouvrages miniers souterrains par WofE	89
3.3.1 Cartographie de la susceptibilité aux effondrements et affaissements des ouvrages miniers souterrains de la mine d’Ichmoul	93
3.3.2 Test d’indépendance conditionnelle (IC)	95
3.3.3 Validation	97

3.4 Conclusion	98
CHAPITRE IV : ETUDE DU COMPORTEMENT GEOCHIMIQUE A LONG TERME DES REJETS MINIERES EN UTILISANT LES ESSAIS CINETIQUES	
4. 1 Introduction	101
4. 2 Caractérisation chimique, physique et minéralogique des échantillons de stériles et de résidus de la mine abandonnée Ichmoul, utilisés pour les essais cinétiques	102
4. 3 Géochimie des lixiviats générés des essais cinétiques pour des stériles et des résidus de la mine abandonnée Ichmoul	107
4. 4 Discussion du comportement géochimique de plomb, zinc et de baryum des stériles et des résidus de la mine abandonnée Ichmoul	111
4. 5 Modélisation géochimique de Pb, de Ba et de Zn à partir des conditions physico-chimiques des essais cinétiques	115
4. 5.1 Spéciation et indices de saturation de plomb	115
4. 5.2 Spéciation et indices de saturation de Baryum	116
4. 5.3 Spéciation et indices de saturation de Zinc	118
4. 5.4 Analyse des associations géochimiques de Pb, Zn, Ba, Ca et Mg	119
4.6 Analyse minéralogique des échantillons post-essais cinétiques	120
4.7. Conclusion	121
CHAPITRE V : VALORISATION DES REJETS DE LA MINE ABANDONNEE ICHMOUL	
Préambule	123
5.1 Introduction	123
5. 2. Caractérisation minéralogique, chimique et physique des rejets miniers abandonnés d'Ichmoul	124
5. 2.1 Les stériles	124
5. 2.2 Les résidus	129
5. 3. Flottation des rejets miniers abandonnés d'Ichmoul	131
5. 3.1 Récupération de plomb à partir des stériles	134
5. 3.2 Récupération de barytine à partir des stériles	137
5. 3.3 Récupération de barytine des résidus	139
5. 3.3.1 Effet de l'acide oléique	139
5. 3.3.2 Effet de silicate de sodium	142
5. 3.3.3 effet de l'acide tannique.....	146
5.4 Conclusion	150
CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS	151
BIBLIOGRAPHIE.....	155

ANNEXE A : CARACTERISATION MINERALOGIQUE PAR DRX DES REJETS DE LA MINE ABANDONNEE ICHMOUL	175
ANNEXE B : DONNEES GEOCHIMIQUES DES LIXIVIATS DURANT LA PERIODE DES ESSAIS CINETIQUES DES REJETS DE LA MINE ABANDONNEE ICHMOUL.....	180

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Résistance relative à l'oxydation des sulfures et de la magnétite dans les résidus oxydés	35
Tableau 2.1	Construction d'une base de données SIG comprenant des facteurs liés à l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine d'Ichmoul.....	81
Tableau 3.1	Analyse des poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et les facteurs connexes	90
Tableau 3.2	Valeurs Khi deux calculées pour tester l'indépendance conditionnelle entre les facteurs sélectionnés du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains pour le site minier d'Ichmoul (probabilité de fiabilité du test de 5%)	96
Tableau 4.1	Caractéristiques chimiques, physiques, et minéralogique des échantillons des rejets de la mine abandonnée Ichmoul	107
Tableau 4.2	Taux de libération élémentaire (mg/kg/jour) et coefficients de détermination associés sur les stériles abandonnés d'Ichmoul (> 35 jours) et les résidus abandonnés d'Ichmoul (> 40 jours).....	114
Tableau 4.3	Temps d'épuisement et taux de lixiviation des éléments chimiques avec coefficients de détermination associés sur les déchets miniers d'Ichmoul ...	114
Tableau 4.4	Coefficients de Corrélations des concentrations totales des éléments chimiques.....	119
Tableau 5.1	Caractéristiques physique et chimique des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.....	128
Tableau 5.2	Caractéristiques physique et chimique des résidus de la mine abandonnée Ichmoul.	131
Tableau 5.3	Teneur de barytine et de plomb avant and après les essais de flottation des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.....	138
Tableau 5.4	Tableau 4 Rendement pondéral des concentrés, taux d'enrichissement et récupération durant les essais de flottation des anciens résidus de la mine abandonnée Ichmoul.....	141
Tableau b.1	Les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRichPb.....	180
Tableau b.2	Les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRichBa....	181

Tableau b.3	Les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRaltereBa..	182
Tableau b.4	Les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon Old tailing....	183

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Solubilités de divers composés d'hydroxydes métalliques en fonction du pH à 25°C	32
Figure 1.2	Diagramme de Ficklin montrant la classification des types de drainage par la somme des métaux de base dissous Zn, Cu, Cd, Pb, Co et Ni dans les eaux minières (cercle fermé) et naturelles (cercle ouvert) drainant divers types de minéraux et le pH	32
Figure 1.3	Les principaux mécanismes physico-chimiques responsables de la rétention des métaux lourds (ainsi que d'autres atomes ou molécules) dans les solides	37
Figure 1.4	L'effet galvanique entre la chalcopryrite et la pyrite, avec des réactions de surface en cours. La chalcopryrite se comporte comme une anode, en raison de son potentiel de repos plus faible, dissolvant et lessivant préférentiellement les métaux traces (Cu^{2+} , Fe^{2+}). La pyrite a un potentiel de repos plus élevé, elle se comporte donc comme une cathode et ensuite protégée, elle ne s'oxyde donc pas dans ce système	40
Figure 1.5	Séquence d'étapes menant à la formation de différents assemblages minéraux. (a) Couplage galvanique réalisé entre la galène et la sphalérite. (b) Désintégration du couplage galvanique. (c) Oxydation supplémentaire régie par la solubilité et la stabilité relative des minéraux d'oxyde de Zn et de Pb. gal- galène, sph- sphalérite, crst- cérusite, agl- anglésite.....	40
Figure 1.6	Représentation graphique de l'interprétation des tests statiques en fonction du PNN et du NPR (PN/PA) : définition des zones de génération et de consommation d'acide, et d'incertitude.	42
Figure 1.7	La hiérarchie des déchets miniers, (a) pyramide 3R de gestion des déchets (b) selon Lottermoser, 2011 : L'option de réutilisation des déchets miniers pour réduire les impacts environnementaux, et les options de recyclage et de récupération considèrent les déchets miniers comme une ressource, (c) selon Lèbre et Corder, 2015 : la priorité pour minimiser les rejets miniers et la récupération (d) selon Lèbre et al, 2016 : priorité à la valorisation des rejets miniers	47
Figure 1.8	Mécanisme d'affaissement et d'effondrement miniers générés par les	

	vides miniers : a) rupture et formation d'un cône d'éboulis, b) la cloche de fontis continue à se développer vers la surface, c) suite à l'altération des terrains superficiels le fontis prend une forme d'entonnoir stable	51
Figure 1.9	Méthodologie appliquée dans l'étude d'affaissement des terrains autour des mines de charbon abandonnées à Jeong-am, Gangwon-do, Corée du Sud	55
Figure 1.10	Carte de risque d'affaissement et d'effondrement minier avec les emplacements des occurrences réelles d'affaissement minier et des bâtiments endommagés	56
Figure 1.11	Carte des risques d'affaissement et d'effondrement minier à l'aide de réseaux de neurones artificiels	58
Figure 2.1	Localisation de la mine abandonnée d'Ichmoul	63
Figure 2.2	Minéralisation plombo-barytique du gisement Ichmoul (photographie prise durant la campagne d'échantillonnage 2012)	64
Figure 2.3	Quelques photos typiques montrant l'impact d'exploitation artisanale sur les ressources minérales et sur la stabilité géotechnique du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur)	66
Figure 2.4	Photos inédites caractérisent l'impact de l'exploitation artisanale sur l'environnement et la perte des ressources minérales (les photographies ont été prises par l'auteur)	66
Figure 2.5	Quelques photos montrant la répartition et les types de stériles du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur).....	67
Figure 2.6	Photos montrant l'état de la digue des résidus du site minier abandonné Ichmoul. (c) et (f) les saignées d'échantillonnage des résidus (les photographies ont été prises par l'auteur)	68
Figure 2.7	Prise de photos montrant l'abandon des édifices du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur).....	69
Figure 2.8	États des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur)	71
Figure 2.9	Méthodologie de caractérisation minéralogique, physique et chimique des rejets miniers du site minier abandonné Ichmoul	71

Figure 2.10	Pastilles préparées pour les analyses par MEB- EDX	73
Figure 2.11	Organigramme d'utilisation des rejets et des méthodes appliquées ...	76
Figure 2.12	Flowsheet général décrivant les différents étages de flottation des rejets miniers d'Ichmoul	77
Figure 2.13	Types et composants des cellules d'humidité appliqués dans les essais cinétiques	78
Figure 2.14	Cas d'effondrement et d'affaissement des ouvrages miniers dans le site minier d'Ichmoul ((les photographies ont été prises par l'auteur)	81
Figure 3.1	Illustration et cartographie des cas d'effondrement et d'affaissement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul	87
Figure 3.2	Organigramme de la méthodologie appliquée dans l'étude d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul	88
Figure 3.3	Carte des classes du facteur pente des reliefs du site minier Ichmoul ...	91
Figure 3.4	Carte des classes du facteur lithologie du site minier Ichmoul	91
Figure 3.5	Carte des classes du facteur distances entre les vides d'exploitation souterraine du site minier Ichmoul	92
Figure 3.6	Carte des classes du facteur profondeur des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul	92
Figure 3.7	Carte des classes du facteur distance entre les fracturations du site minier Ichmoul	93
Figure 3.8	Carte de probabilités postérieures du risque d'affaissement et effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul en combinant les cinq facteurs	94
Figure 3.9	Cartes de probabilités postérieures du risque d'affaissement et effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul pour (a) combinaison3 (b) combinaison2 (c) combinaison4 (d) combinaison1	95
Figure 3.10	La carte de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul	97
Figure 3.11	La courbe ROC pour validation de carte de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul	98
Figure 4.1	Spectres DRX des différents types de stériles de la mine abandonnée	

	Ichmoul (a) WRrichePb (b) WRricheBa (c) WRalter.....	103
Figure 4.2	Composition minéralogique des stériles de la mine abandonnée par microscope polarisant. (a) galène et oxyhydroxide de fer (b) minéral secondaire cérusite (c) sphalérite et barytine	104
Figure 4.3	Spectres DRX d'échantillon résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais cinétiques	104
Figure 4.4	Spectre DRX montrant la présence de gypse dans les résidus de la mine abandonnée Ichmoul	105
Figure 4.5	Microanalyse par EDAX des échantillons de rejets de la mine Ichmoul utilisés dans les essais cinétiques (a) WRrichePb (b) WRricheBa (c) WRaltere Old tailing	106
Figure 4.6	Qualité des lixiviats des essais cinétiques sur les rejets miniers d'Ichmoul (a) pH, (b) conductivité, (c) Pb, (d) Ba, (e) Ca, (f) Mg et (g) Zn des essais cinétiques réalisés sur les rejets miniers d'Ichmoul	109
Figure 4.7	Evolution des concentrations cumulées dans les lixiviats durant la période des essais en cellules humides sur les échantillons des rejets miniers d'Ichmoul de (a) Pb (b) Ba (c) Ca (d) Mg et (e) Zn.....	112
Figure 4.8	Les indices de saturations des minéraux de Pb simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WR riche Pb (b) WR riche Ba (c) WR atéré (c) old taillings	116
Figure 4.9	Les indices de saturations des minéraux de Ba simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WR riche Pb (b) WR riche Ba (c) WR atéré (c) old taillings	117
Figure 4.10	Les indices de saturations des minéraux de Zn simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WRrichePb (b) WRricheBa (c) WRatéré (d) oldtaillings.	118
Figure 4.11	Spectres DRX des échantillons pre-essais (noir) et post-essais (rouge) (a) WR riche Pb (b) WRatéré (c) WRriche Ba (c) oldtaillings. Les abréviations désignent : galène(Gal), cérusite (Cer), barytine (Bar), dolomite (Dol), calcite (Cal), ankérite (Akt) et quartz (Qtz)	120
Figure 5.1	Spectres DRX d'échantillon des stériles de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation.....	125

Figure 5.2	Spectres DRX d'échantillon des stériles montrant la présence de cérusite dans les stériles de la mine abandonnée Ichmoul.....	125
Figure 5.3	Identification de la composition minéralogique par MEB à partir des lames minces et section polie des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.	126
Figure 5.4	Identification de la composition minéralogique par SEM à partir des lames minces et section polie des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.	127
Figure 5.5	Microanalyse par MEB d'échantillon de stériles de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation	128
Figure 5.6	Spectres DRX d'échantillon des résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation.....	129
Figure 5.7	Spectre FTIR d'échantillon résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation	130
Figure 5.8	Microanalyse par MEB d'échantillon de résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation	130
Figure 5.9	Flow-sheet de flottation et les paramètres étudiés pour récupérer le plomb et la barytine à partir des stériles de la mine abandonnée Ichmoul	132
Figure 5.10	Flow-sheet de flottation et les paramètres étudiés pour récupérer le plomb et la barytine à partir des résidus de la mine abandonnée Ichmoul	133
Figure 5.11	Effet des différents types et dosages des réactifs sur la récupération du plomb. (a) Effet de dosage Xanthate sur la récupération du plomb sulfuré (pH=10, [sulfate de zinc] = 50g/t, [huile de Pin]= 2gouttes). (b) Effet de silicate sodium sur la récupération du plomb (pH= 10, [Sulfure de sodium]= 500g/t, [Xanthate]= 50g/t, [huile de Pin]= 1goutte). (c) Effet de Sulfure de sodium sur la récupération du plomb oxydé (pH= 10, [sodium silicate]= 700g/t, [Xanthate]= 50g/t, [huile de Pin]= 1goutte).	136
Figure 5.12	Effet de type de collecteur dans l'étage de désulfurisation (pH= 10, [sulfate de cuivre] = 50g/t, [sulfure de sodium]= 100g/t, [Huile de pin]= 1goutte).	137
Figure 5.13	Effet de dosage d'acide Oléique sur la récupération de barytine	

	(pH=9.5, [acide tannique] = 100g/t, [silicate de sodium] =1500g/t, [Aerofroth76] = 1goutte).	138
Figure 5.14	Teneurs des minéraux dans l'essai de flottation. (a) [acide Oléique]=400g/t, [silicate de sodium]=1000g/t, [acide tannique]=50g/t, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5. (b) [acide Oléique]=400g/t, [silicate de sodium]=1000g/t, [acide tannique]=sans, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5.	140
Figure 5.15	Effet du dosage d'acide oléique sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré (pH=9.5, [acide tannique] = 100g/t, [silicate sodium] =1500g/t, [Aerofroth76] = 1goutte), (a) acide Oléique=600g/t, (b) acide Oléique=700g/t (c) acide Oléique=800g/t.	142
Figure 5.16	Effet du dosage de silicate de sodium sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré [acide tannique]=100g/t, [Aerofroth]= 1goutte, pH=9.5. (a) [acide Oléique] =600g/t, [silicate de sodium] =2000g/t (b) [acideOléique] =600g/t,[silicate de sodium] =2500g/t (c) [acide Oléique] =700g/t, [silicatede sodium] =2000g/t (d) [acide Oléique] =700g/t, [silicate de sodium] =2500g/t (e)[acide Oléique] =800g/t, [silicate de sodium] =2000g/t (f) [acide Oléique] =800g/t,[silicate de sodium] =2500g/t	146
Figure 5.17	Effet du dosage de silicate de sodium sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré [silicate de sodium]=1500g/t, [acide tannique]=sans, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5. (a)[acide Oléique]=600g/t (b) [acide Oléique]=700g/t (c) [acide Oléique]=800g/t.	148
Figure 5.18	Spectre FTIR montrant les bandes d'absorption de la composition minéralogique lors de séparation par flottation des résidus de la mine abandonnée Ichmoul (a) résidus anciens (b) concentré de barytine (c) résidus générés.	149

LISTE DES SIGLES

ABA	Tests de Bilan Acide-Base
ANAM	Agence Nationale des activités Minières
ANN	Réseau de Neurone artificiel
AGP	Potentiel de Génération d'Acide
ArcGIS	Logiciel d'information géographique
ArcSDM	Base de données spatiales pour ArcGIS
AUC	Aire sous la courbe ROC
CDTA	Centre de Développement des Technologies Avancées
CFD	Diagramme de fréquences cumulées
CPB	Remblai en pate cimentée
CV	Valeurs de contraste
DMA	Drainage minier acide
DNC	Drainage neutre contaminé
DRA	Drainage rocheux acide
DRN	Drainage rocheux neutre
DRX	Diffraction rayons X
EDS	Spectroscopie à dispersion d'énergie
EIE	Etude d'Impact sur l'Environnement
ENOF	Entreprise Nationale des Produits Miniers Non Ferreux et des Substances Utiles
FR	Rapport de fréquence
FTIR	Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier
FX	Fluorescence au rayon X
I.S	Indice de saturation
LM	Lixiviation des Métaux
MapInfo	Logiciel SIG
MapInfoSDM	Base de données spatiales pour MapInfo
MEB	Microscope électronique à balayage
MEND	Mine environment neutral drainage
MWMP	Procédure de mobilité dans l'eau météorique
ORGM	Office des recherches géologiques et minières
PA	Potentiel d'acidité
PGA	Potentiel de génération d'acide

PGE	Plan de Gestion Environnementale
pH	Potentiel hydrogène
PN	Potentiel de neutralisation
PNN	Potentiel net de neutralisation
PVC	PolyChlorure de Vinyle
ROC	Caractéristique de performance d'un test ou courbe sensibilité/spécificité,
SAA	Spectrométrie d'absorption atomique
SIG	Système d'information géographique
SPLP	Procédure de lixiviation par précipitation synthétique
SRC	Courbe de taux de réussite
SWEP	Procédure spéciale d'extraction des déchets
TCLP	Procédure de lixiviation des caractéristiques de toxicité
WofE	Weight of Evidence

LISTE DES ABREVIATIONS

WRichePb Stérile riche en plomb issus d'exploitation artisanale dans la mine abandonnée Ichmoul.

WRicheBa Stériles riche en barytine issus d'exploitation combinée (industrielle et artisanale) dans la mine abandonnée Ichmoul

WRatéred Stérile altéré issu d'exploitation industrielle dans la mine abandonnée Ichmoul

oldtaillings Résidus anciens issu de traitement par flottation dans la mine abandonnée Ichmoul

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Au tournant du millénaire, la question de la gestion de l'environnement soulève de plus en plus d'intérêt dans le Génie Minier. En effet, les problèmes environnementaux de l'après-mine prennent davantage d'importance et soulèvent en outre de préoccupation et d'attention. Certaines mines, exploitées lorsque les exigences de réhabilitation et de fermeture (Dwiki, 2018 ; Barakos et al. 2016 ; Ghorbani et al. 2017 ; Morrison-Saunders et al. 2015), étaient quasiment inexistantes, sont devenues des sites abandonnés et un héritage important aux générations futures. Aujourd'hui, de nombreux pays ont inventorié un nombre préoccupant de mines abandonnées. Le constat des autorités gouvernementales était que cet héritage minier des siècles passés constitue un sérieux problème environnemental. L'ampleur du problème est importante et se trouve aggravée par la complexité de l'éventail potentiel des impacts. L'exploitation des ressources minérales dans le passé était considérée comme la cause principale d'impact écologique (Pascaud et al. 2015 ; Longoni et al. 2016) et de problème de pollution à long terme (Qin et al. 2019 ; Beane et al. 2016 ; Venkateswarlu et al. 2016 ; Garacia- Lorenzo et al. 2015 ; Arenas-Lago et al. 2014 ; Cidu et al. 2009 ; Casiot et al. 2007). Elle avait générée également de potentiels impacts sur la santé humaine (Bori et al. 2017 ; Gutiérrez et al. 2016, Adamu et al. 2015 ; Santos et al. 2013, Oyarzun et al. 2011), sur l'écosystème aquatique (Bori et al. 2017), sur la contamination des sols (Djebbi et al. 2017 ; Qiu et al. 2013 ; Weissenstein et al. 2011 ; Cabala et al. 2011), et aussi l'affaissement des terrains (Ma et al. 2019 ; Bell et al, 20002 ; Suh, 2020 ; Park et al, 2012 ; Oh and Lee, 2010, 2011.

Les mines abandonnées sont citées des mines 'abandonnées', 'orphelines', 'anciennes' ou 'héritées' (Unger et al. 2015). Tous ces sites ont en commun le fait que la fermeture et la remise en état soient inachevés ou jamais ne mis en œuvre (Arranz-Gonzalez et al 2016 ; Adabanija et al. 2014). Cela peut se produire pour diverses raisons : l'arrêt prématuré des activités, l'insuffisance des exigences réglementaires, l'insuffisance des fonds réservés à la réhabilitation. Le terme 'abandonné' sera utilisé dans ce document pour représenter toutes les formes d'héritage minier qui, par défaut, sont devenues la responsabilité des gouvernements (Mhlongo et al. 2015).

L'étude des risques des sites miniers abandonnés est nécessaire pour caractériser les dangers potentiels et les conséquences d'une absence de politique environnementale effective. Ces dernières années, le changement le plus important dans l'environnement des sites miniers a été la reconnaissance des risques géochimiques à long terme, en particulier les risques liés au drainage minier et de lixiviation des métaux à partir des déchets miniers. Aujourd'hui, la

géochimie environnementale est l'une des études les plus décisives et importantes dans la gestion des déchets miniers abandonnés (Tabelin et al. 2018 ; Othmani et al. 2015 ; Shokri et al. 2015 ; Goumih et al. 2013 ; Oyarzun et al. 2011 ; Casiot et al. 2007). Les stratégies de fermeture visant à prévenir l'impact géochimique à long terme sur les milieux environnants sont souvent les facteurs déterminants de gestion environnementale durable des sites miniers. De plus, il demeure possible de considérer les rejets des mines abandonnées comme ressource minérale potentielle (Marlon et al. 2016 ; Lèbre et al. 2016 ; Ettler et al. 2014 ; Pollmann et al. 2010 ; Xie et al. 2005). En effet, la récupération et la réutilisation de ces déchets restent un moyen efficace de réhabiliter l'ancien site minier et d'atténuer l'impact sur l'environnement en minimisant la contamination des milieux environnants et le drainage des mines (Edraki et al. 2014). De plus, ces déchets peuvent présenter un intérêt économique (Asghari et al. 2018 ; Edraki et al. 2014 ; Geise et al. 2011). La récupération des substances minérales à partir de ces déchets peut être effectuée par divers traitements, tel que la flottation (Valeev et al. 2019 ; Yin et al. 2018 ; Nakhaei et al. 2017 ; Qiu et al. 2016 ; Yang et al. 2015 ; Rabatho et al. 2011 ; Wu et al. 2009).

L'impact des problèmes géotechniques dans les sites miniers abandonnés est tout aussi important que celui des problèmes géochimiques. Ils sont liés principalement au problème d'affaissement des terrains et d'effondrement des vides. Par ailleurs, les affaissements miniers constituent des risques très importants associés aux sites miniers abandonnés (Rehman et al. 2020 ; Longoni et al. 2016 ; Salmi et al. 2017 ; Walthan et al. 2011). L'impact des affaissements miniers sur l'environnement peut, parfois, être catastrophique, détruisant des biens et entraînant des pertes humaines. Il est donc nécessaire d'évaluer et de gérer les parties vulnérables à l'affaissement du terrain afin d'atténuer tout dommage potentiel associé.

L'Algérie, un pays d'activité minière très ancienne et de potentialité très diversifiée (plus d'une trentaine de substances utiles), dispose également des sites miniers abandonnés et qui représentent actuellement une menace pour l'environnement (Charchar et al. 2020 ; Khelfaoui et al. 2020 ; Issaad et al. 2019 ; Boukhalfa 2007). La grande partie de ces sites miniers ont été hérités de l'ère coloniale dont certains ont été re-exploités après l'indépendance. Cependant, des sociétés minières algériennes, profitant de l'absence de législation appropriée à l'époque, préfèrent abandonner leurs mines plutôt que de procéder à des remises en état, afin de s'épargner des coûts élevés de fermeture. Cet héritage négatif de l'industrie minière influe donc négativement sur l'acceptabilité de la société civile de nouveaux projets miniers (Madani 2015). Bien que l'atténuation des impacts et les stratégies de gestion de l'environnement minier soient un grand défi pour le gouvernement, très peu de travaux ont été

effectués sur la prédiction à long terme de drainage minier, la géochimie environnementale et la récupération des substances utiles à partir des rejets des mines abandonnées Algériennes. Des études sur l'affaissement minier des mines abandonnées Algériennes sont également inexistantes dans la recherche scientifique Algérienne.

Par conséquent, la gestion environnementale durable des mines abandonnées exige un inventaire complet, une évaluation des causes et des risques et de proposition des solutions techniques. L'une des principales contributions de la recherche scientifiques pour l'environnement des mines abandonnées est liée à l'apport de méthodes et d'outils appropriés pour prédire, prévenir et atténuer les risques de ces sites miniers.

A travers la mine d'Ichmoul, un des plus anciens sites miniers algériens abandonnés, cette problématique environnementale des sites miniers abandonnés en Algérie sera présentée. En mettant l'emphasis sur les rejets miniers abandonnés et l'affaissement miniers de ces sites.

Les objectifs principaux de ce travail sont les suivants :

- L'analyse et cartographie du risque d'affaissement minier et d'effondrement des anciens ouvrages miniers souterrains ;
- La valorisation des rejets miniers par récupération des substances utiles ;
- La prédiction du comportement géochimique des rejets miniers

Pour atteindre ces objectifs principaux, les objectifs spécifiques suivants sont fixés :

- Effectuer la caractérisation minéralogique, chimique et physique détaillée des stériles et des résidus de la mine d'Ichmoul ;
- Évaluer le comportement géochimique des stériles et des résidus de la mine Ichmoul par des essais cinétiques ;
- La Modélisation géochimique par le progiciel Minteq
- La Valorisation des stériles et des résidus de la mine d'Ichmoul par la méthode de flottation ;
- La Réalisation d'une base de données géographique du site minier d'Ichmoul ;
- Prédiction du risque d'affaissement minier par la méthode WofE

Afin de répondre aux objectifs de la thèse, différents travaux de laboratoire ont été réalisés et des campagnes d'échantillonnage et d'études géo-minièrre ont été effectuées sur le site minier d'Ichmoul. Les principaux résultats de ses travaux sont présentés dans la thèse.

Cette thèse est composée de 5 chapitres en tout. Le premier correspond à l'état de l'art de la problématique de la présente thèse. Le deuxième chapitre présente le matériel et les méthodes utilisés ainsi qu'une description exhaustive du site minier et la méthodologie globale suivie

dans cette étude. Les chapitres 3,4 et 5, constituent le noyau du document, présentent les différents résultats et avancées scientifiques. Le présent document s'achève par une conclusion.

Le premier chapitre de la thèse présente une revue de la littérature consacrée en premier lieu à une synthèse des impacts environnementaux des mines abandonnées. Puis, second lieu, le drainage des déchets miniers, focalisé particulièrement sur le drainage neutre contaminé, ainsi que les différents essais cinétiques de prédiction de la géochimie environnementale, sont présentés. En dernier lieu, l'apport de SIG et les différentes méthodes combinées avec le SIG afin d'évaluer et de prédire le risque d'affaissement minier dans les sites miniers abandonnés, sont également examinées et synthétisées.

Le chapitre matériel et méthodes utilisés, décrit d'abord les conditions géo-minières du site minier Ichmoul également, son état environnemental. Ensuite, il présente la méthodologie d'échantillonnage et de préparation des rejets miniers. De plus, il décrit les différentes méthodes d'analyse ainsi que le procédé de valorisation des rejets et le protocole des essais cinétique du comportement géochimique environnemental des rejets. Enfin, il présente la méthodologie suivie pour la cartographie et d'analyse du risque d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitation souterraine du site minier d'étude. En conséquence, une présentation de la méthode WofE et la méthode de validation du modèle de prédiction du risque ont été bien illustrés.

Le troisième chapitre est consacré à la présentation, discussion et interprétation des résultats des flowsheets de flottation appliqués pour la récupération de barytine et de plomb et la désulfurisation à partir des rejets (résidus et stériles), précédé par les différentes analyses de caractérisations des rejets. Le quatrième chapitre assemble les résultats du comportement géochimique à long terme de barytine, de plomb et de zinc à partir des résidus et des stériles en utilisant les essais cinétiques (cellules humides). Il arbore aussi les résultats de modélisation géochimique et de statistiques. Le cinquième chapitre de la présente thèse est focalisé sur la cartographie et l'analyse du risque d'effondrement et d'affaissement des anciens ouvrages miniers souterrains en combinant le SIG et la méthode WofE. Enfin, la conclusion rappelle tous les résultats saillants énoncés dans cette thèse et les avancées effectuées. Des perspectives de recherche sont également proposées pour la suite de ce travail.

L'avancement et les contributions scientifiques de cette thèse portent sur le risque de drainage minier neutre des rejets miniers abandonnés, particulièrement le comportement géochimique du plomb, du zinc et du baryum dans les rejets. Une retombée de ce travail est l'intérêt de la valorisation des rejets des sites miniers abandonnés. Un autre intérêt de cette

thèse est également l'intérêt de l'application de SIG pour l'environnement minier et de la méthode WofE pour l'évaluation des risques d'affaissement des terrains des sites miniers.

Les résultats et les approches pourraient également être adaptés pour les sites miniers actifs et abandonnés aux prises avec le problème de gestion des déchets et ainsi le risque d'affaissement minier.

Sur le plan national, la thèse démontre l'urgence de prise en charge les sites miniers abandonnés, en lançant des recherches scientifiques pluridisciplinaires qui permettront d'élaborer une politique environnementale effective de l'activité minière algérienne.

Partie 1

Chapitre 1

Chapitre 1 : Revue de littérature

1. Introduction

Malgré une prise de conscience croissante des impacts environnementaux potentielles, des problèmes socio-économiques, de santé et de sécurité publique des mines abandonnées, il n'existe actuellement aucune définition standardisée d'une mine abandonnée. Dans la littérature scientifique, certaines définitions tiennent compte tous les ouvrages d'art d'un site minier (galeries, haldes, digues et les infrastructures, etc.), alors que d'autres n'incluent que certains ouvrages. Selon [Bussiere, 2010](#) « *Un site minier est considéré abandonné si on ne peut identifier de propriétaire solvable (autre que le gouvernement) pour les installations de la mine, ou encore si les installations ont été rétrocédées à la Couronne.* ». Il avance également au Canada plus de 10 000 sites miniers abandonnés (dont 1 000 au Québec). Aux États-Unis plus de 550 000 sites abandonnés et selon [Kubit et al, 2015](#) est 200 000 sites, alors que l'on répertorie plus de 1 000 sites en Suède, 10 000 sites abandonnés en Grande-Bretagne et plus de 5 500 au Japon. D'après [Parbhakar-Fox et al 2014](#), l'Australie dispose de 50000 mines abandonnées. En Afrique, le Maroc a inventorié 200 mines abandonnées ([El madani et al. 2016](#)), [Salom et Kivinen 2020](#), déclarent 250 mines abandonnées en Namibie. En Afrique de sud, il existe 6000 sites miniers abandonnés ([Mholgon et al, 2016](#)).

Bien que la propriété soit importante dans la définition et la classification des mines historiques comme abandonnées ou inactives, les risques qu'elles présentent sont d'une grande importance et doivent être pris en compte dans la définition. En effet, [Mackasey, 2000](#), a souligné la primauté de la sécurité et de la santé publique ainsi que les risques environnementaux associés aux mines historiques sur les aspects de propriété. Selon [Newton et al. 2000](#), les mines abandonnées sont définies comme toute extraction minière, exploration ou traitement où ces opérations ont été cessées pendant une période d'un an ou plus, avec un plan de gestion provisoire inexistant, et où aucun financement n'a été approuvé pour effectuer une remise en état effective.

Selon [Mholgon et al, 2016](#), les mines abandonnées peuvent être définies comme des sites miniers qui ne sont plus opérationnels, n'ayant pas un plan de réhabilitation, causant d'importants problèmes environnementaux et/ou sociaux, et pour lesquels personne n'est responsable de leurs gestions de remise en état ou de réhabilitation. Les auteurs ont conclu qu'une définition appropriée des mines abandonnées devra être convenus afin de traiter efficacement les problèmes de ces mines.

2. Cadre législatif Algérien relatif à la fermeture et à la réhabilitation des mines

Il n'entre pas dans le cadre de cette thèse d'essayer d'expliquer les détails complexes et en évolution rapide de ces dispositions législatives sur l'exploitation minière en Algérie et les interactions entre elles. Cette partie, est axée plutôt sur les sections saillantes de la législation principale relative à la fermeture et à la réhabilitation des sites miniers.

Plusieurs législations régissent l'industrie minière en Algérie, la plupart d'entre elles sont promulguées après l'indépendance. Le ministère d'Énergie et des Mines est le principal organisme de réglementation qui approuve toutes les activités minières en utilisant les lois et règlements de l'état et également responsable des règlements sur la santé et la sécurité de l'exploitation minière. Il s'appuie sur l'agence pour la gestion du patrimoine minier et du contrôle des activités minières. Cette agence s'appelle Agence Nationale des Activités Minières (ANAM).

Loi n ° 14-05 du 24 février 2014 est la principale législation régissant le droit minier en Algérie. Elle habilite le ministère d'énergie et des mines à réglementer et à gérer l'ensemble du secteur minier sur le territoire national. Selon la loi minière tout postulant à l'obtention d'un titre minier doit présenter à l'appui de sa demande une étude d'impact sur l'environnement (EIE) de l'activité minière projetée (l'article 149 de la loi n ° 14-05). L'étude d'impact doit être également accompagnée d'un plan de gestion environnementale (PGE) pour approbation par l'ANAM (article 151 de la loi n ° 14-05). Le PGE doit inclure des objectifs environnementaux et des buts pour la réhabilitation de la fermeture de la mine et un plan de fermeture ; gestion des risques et responsabilités environnementaux identifiés ; et la provision financière. La loi aborde uniquement les activités minières actuelles et futures, ce qui laisse de côté les questions liées aux mines abandonnées.

Le ministère de l'environnement réglemente également l'industrie minière essentiellement par Loi n° 03-10 sur la gestion de l'environnement et le développement durable du 19 juillet 2003 et la loi 01-19 relative à la réglementation de la gestion, du contrôle et de l'élimination des déchets. Les articles les plus importants qui influencent la fermeture et la réhabilitation des mines donnent les lignes directrices pour identifier les impacts environnementaux et sociaux et aussi visent à promouvoir et à donner des directives sur le processus d'évaluation des impacts environnementaux probables d'un projet minier, en tenant compte des impacts socio-économique, culturels et sur la santé humaine et public sous forme d'un plan de gestion environnementale. Des détails sur les dispositions de l'EIE et PGE sont fournis dans le décret

exécutif n ° 07-145 du 19 mai 2007. Cependant, cette loi est muette sur les mines abandonnées existantes.

La loi 01-19 du 12/12/2001 relative à la réglementation sur la gestion, le contrôle et l'élimination des déchets, définit les principes de base menant à une gestion intégrée des déchets, de la production à l'élimination, et constitue le principal cadre juridique pour les déchets solides en Algérie. Cette loi couvre principalement les aspects liés à la propriété des déchets, les responsabilités (obligeant le producteur de déchets à assurer la traçabilité des déchets), les installations de traitement des déchets et les sanctions financières. Cette loi encourage donc la réutilisation ou le recyclage des déchets en permettant leur élimination uniquement de manière écologiquement, afin d'éviter principalement les dommages à la santé humaine, aux sols, aux ressources en eau, à l'air, à la faune et à la flore.

Loi n° 05-12 du 24 août 2005 sur l'eau exige que les effluents des rejets d'eaux usées industrielles doivent respecter les valeurs limites fixées par la réglementation. Elle précise également que l'élimination de matières dangereuses susceptibles de polluer les eaux souterraines, soit par infiltration naturelle, soit par recharge artificielle, est interdite.

En conclusion, la loi minière et les règlements Algériens relatifs à l'activité minière ne contiennent aucun article concernant spécifiquement la restauration et la réhabilitation des anciens sites miniers abandonnés. En effet, aucun article de la législation Algérienne, a le pouvoir vis-à-vis ces sites miniers abandonnés. Bien qu'elle ne s'adresse qu'aux sites miniers actifs ou futurs mais, elle peut servir de cadre référence à la restauration des sites miniers abandonnés. De plus cette législation s'avère suffisante pour empêcher que d'autres sites abandonnés ne viennent s'ajouter aux sites déjà existés. En effet, les couts de restauration des sites anciens seront à la charge de l'état. Enfin le cadre juridique algérien veille désormais à éviter le nombre de site abandonné augmente dans l'avenir mais il néglige malheureusement les mines abandonnées qui peuvent être une source de danger et de pollution.

3. Drainage, géochimie environnementale et gestion des déchets miniers

Les déchets miniers peuvent être définis comme tout produit ou dépôt qui résulte de la recherche d'exploration, de l'exploitation minière et/ou de traitement. Ces rejets peuvent être des produits naturels (stériles francs, produits minéralisés non exploitables) ou des produits artificiels, issus des phases de traitement et d'enrichissement du minerai (résidus de laverie) contenant d'éventuels additifs chimiques, minéraux ou organiques.

Les déchets des mines abandonnées sont l'un des problèmes environnementaux les plus difficiles auxquels sont confrontés le gouvernement, les communautés et l'industrie minière du monde entier. Les principales sources du drainage minier sur un site minier sont les stériles (déchet de développement de la mine), et les résidus de l'usine de traitement déposés dans les digues. Car les eaux contaminées par les déchets miniers, généralement sous la forme de drainage rocheux acide (DRA) ou de drainage rocheux neutre (DRN), peuvent nuire considérablement aux écosystèmes et à la santé humaine (Nieva et al 2018 ; Najeschlebova et al. 2015 ; Pietrzyk-Sokulska et al. 2015 ; Paldyna et al. 2013 ; Nordstrom et al. 2011)

3.1. La géochimie du Drainage minier

Les activités minières historiques ont produit de grandes quantités de déchets miniers inactifs riches en sulfures dans plusieurs régions du monde. Ces déchets riches en sulfures constituent des sources potentielles de pollution environnementale en raison de l'oxydation des minéraux sulfurés pouvant entraîner la génération de drainage minier acide (DMA) et/ou de drainage neutre à alcalin (Kribek et al. 2018 ; Plante et al. 2011 et 2014). Le drainage minier des rejets miniers est l'un des problèmes environnementaux le plus coûteux et le plus grave associé à l'activité minière à travers le monde. Il est à noter que le terme drainage minier est de plus en plus remplacé par le drainage rocheux pour indiquer que le drainage peut provenir de sources autres que les mines (Vriens et al. 2020). Il se produit plus souvent progressivement et peut même rester inaperçu pendant des années. Le premier type de drainage ne sera pas décrit davantage dans la présente thèse.

3.1.1 Le comportement géochimique des rejets miniers dans le drainage minier neutre

Le drainage neutre contaminé (DNC) ou le drainage rocheux neutre (DRN) ou lixiviation des métaux (LM), est la mobilisation de la dureté (essentiellement Ca et Mg), des métaux et d'autres contaminants dans des milieux quasi neutre et non acide (Vriens et al. 2020). Alors que la solubilité des métaux est généralement faible par rapport aux solubilités de DMA (Sharafi et al. 2018, Othmani et al.2013), certaines études montrent que le Pb, Zn, Cd, As, Co, Ni, peuvent atteindre des concentrations élevées dans les eaux de drainage neutre (Tame, 2020 ; Plante at. 2011). Par ailleurs, Ethier, 2011, a défini le drainage neutre contaminé (DNC) comme un drainage contaminé par la lixiviation des rejets miniers dont le pH des lixiviats de drainage soit dans la zone de neutralité (6 à 9,5) avec des concentrations des éléments plus élevées que celles imposées par les normes environnementales. De plus, la

littérature scientifique mis en évidence la solubilité de divers hydroxydes métalliques tels que $\text{Pb}(\text{OH})_2$, $\text{Ni}(\text{OH})_2$, $\text{Zn}(\text{OH})_2$ (figure 1.1).

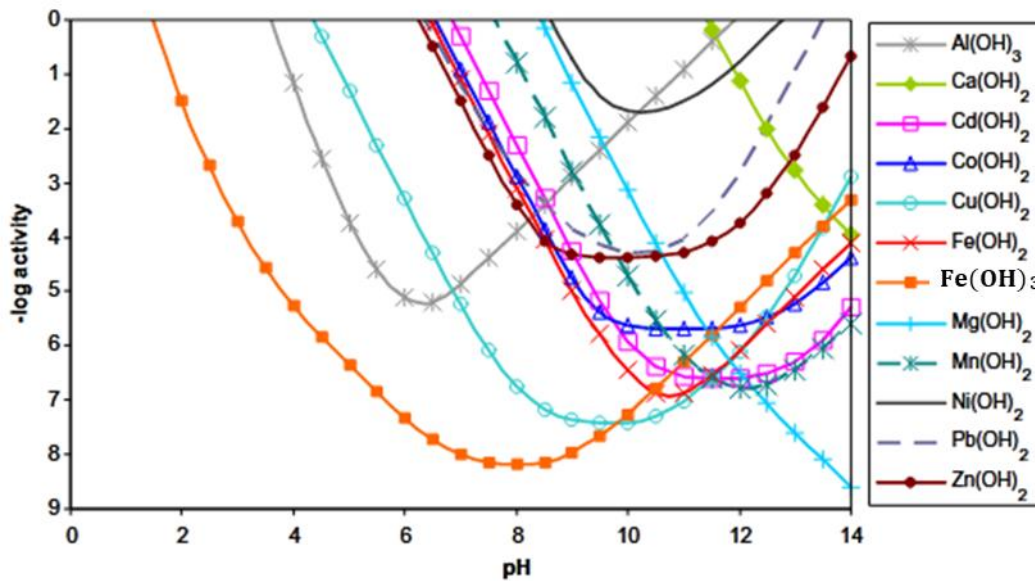


Figure 1.1 : Solubilités de divers composés d'hydroxydes métalliques en fonction du pH à 25°C. (D'après Cravotta, 2008)

Selon Plumlee et al. 1999, le drainage minier est classé en deux principales catégories : le DMA dans $\text{pH} < 5.5$ et DN entre 5.5 et 9 (voir figure ci-dessous).

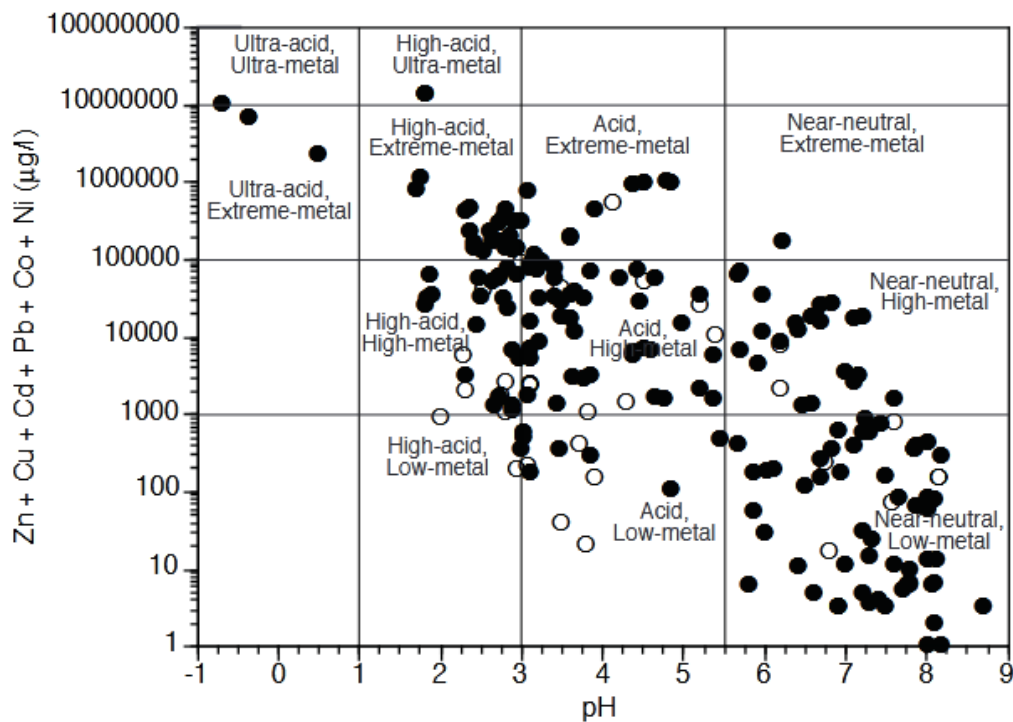


Figure 1.2 : Diagramme de Ficklin montrant la classification des types de drainage par la somme des métaux de base dissous Zn, Cu, Cd, Pb, Co et Ni dans les eaux minières (cercle fermé) et naturelles (cercle ouvert) drainant divers types de minéraux et le Ph (tiré Plumlee et al. 1999).

Le DNC à partir des rejets miniers peut survenir dans différentes sources :

- oxydation des minéraux sulfurés avec présence des minéraux neutralisants l'acidité tels que les carbonates et les silicates (Demers et al. 2013) ;
- oxydation des minéraux sulfurés non générateur d'acides, comme la sphalérite, galène et pentlandite (Aubertin, 2002) ;
- traitement insuffisant des rejets miniers générateur d'acide.

Sur le plan international, plusieurs exemples ont été reportés sur la géochimie de drainage rocheux neutres à partir de différents rejets miniers. Par exemple, Plante et al. 2011, ont mis en évidence, par des essais cinétiques, que les stériles de la mine Tio ne seraient pas générateurs d'acide à long terme mais plutôt un drainage neutre contaminé. Les haldes de stériles de la mine Tio génèrent sur le terrain également un drainage neutre contaminé au Ni qui peut dépasser les normes environnementales Canadiennes.

Goumih et al. 2022, ont caractérisé et ont évalué le potentiel de drainage minier neutre à long terme des haldes à stériles de la mine abandonnée d'Erdouz (Pb et Zn), Haut Atlas occidental, Maroc. Les lixiviats obtenus par les tests en colonne ont montré un pH neutre (7,07 à 7,92) mais des teneurs significatives en SO₄ (233,1 à 2902 mg/L), Ca (234 à 697 mg/L), Mg (6,55 à 202 mg/L) et Zn (1,65 à 21,83 mg/L). Les stériles de la mine d'Erdouz produisent un drainage neutre contaminé (CND), principalement avec des sulfates dont les concentrations dépassent les normes marocaines pour les rejets.

Sharafi et al. 2017, ont étudié la géochimie des éléments majeurs, des éléments traces et des terres rares (REE) à proximité de la mine Angouran Zn-Pb. Ils démontrent que les échantillons d'effluents d'usine traitement et de la digue des résidus étaient presque neutres (pH = 5,8-7,9) et avaient des concentrations élevées de SO₄ (1 179-15 000 mg/L), Zn jusqu'à 18 529 mg/L, Pb jusqu'à 1 780 µg/L, As jusqu'à 465 µg/L et Cd jusqu'à 230 µg/L.

El Adnani et al. 2016, ont démontré que certains échantillons des résidus de la mine abandonnée Zgounder (Maroc) génèrent un drainage neutre contaminé. Les lixiviats de l'essai cinétique contenaient des concentrations élevées de contaminants comme As (0.8 mg/ L), Co (11 mg/ L), Cu (34 mg/ L), Fe (70 mg/ L), Mn (126 m/g L), and Zn (314 mg/ L).

Carvalho et al. 2017, les eaux du ruisseau qui traversent l'ancien site minier Escadia (Portugal) ont des valeurs de pH presque neutres et contiennent des concentrations élevées d'As atteignant jusqu'à 284µg/L.

Navarro et al.2015, les déchets miniers dans la mine abandonnée d'Osor (Espagne), par des essais en colonne, génèrent un drainage neutre contaminé (PH 6.66 – 7.50) avec des

concentrations en Zn de 0.5 à 2.3mg/l et de 4.5 à 42.0 mg/l respectivement pour les résidus et les stériles.

Argane et al. 2016, l'étude de lixiviation des résidus de deux mine abandonnées Zeida et Mibladen a démontré un pH de 7.2 – 8.6 et une mobilisation de Pb de 5.2 à 4.3mg/l.

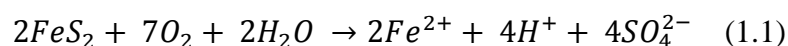
Drapeau et al. 2021, la caractérisation et la prédiction de drainage des déchets miniers par la combinaison de la capacité de neutralisation acido-basique (ANC-BNC) avec la modélisation géochimique ont mis évidence que l'échantillon synthétique de sable siliceux avec calcite et pyrite, génère un DNC.

Othmani et al. 2013, ont démontré que La lixiviation des résidus de la mine Touif (Tunisie) en utilisant les essais cinétiques s'est déroulée dans des conditions neutres à légèrement alcalines (pH 7,3–8,5) avec des concentrations de Zn (5–3300mg/l), Cd (3–18mg/l), et Pb (28–83mg/l). Egalement, Cravotta, 2008 a conclu, par étude des lixiviats des rejets de 140 mines abandonnées de charbon de Pennsylvanie (USA), une mobilité de Zn, de Pb, de Ba, de Cu et de Cd dans des drainage neutre à alcalin.

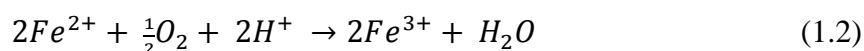
3.1.1.1 Oxydation et neutralisation des minéraux

La production d'un drainage minier à partir des rejets n'est qu'une interaction eau-minéral, influencé donc par la réactivité des minéraux, telles que l'oxydation des minéraux sulfurés et la neutralisation des minéraux carbonatés. La qualité d'un drainage minier à partir des rejets et la quantité des concentrations dans les lixiviats, dépendent essentiellement du type et l'abondance des sulfures, de la composition minéralogique, de la teneur en eau, des concentrations d'O₂ et de Fe³⁺ et d'activité microbienne (Bao et al, 2022 ; Tame, 2020, Vriens et al, 2020). Par exemple, le taux de réaction de la pyrite est généralement contrôlé par l'étape d'oxydation du fer ferreux en fer ferrique (équation 1.1). Ce taux est plus faible à pH neutre qu'à pH acide, où l'activité bactérienne augmente considérablement le taux d'oxydation du fer ferreux en fer ferrique.

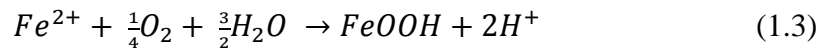
L'oxydation de la pyrite à pH neutre se produit en plusieurs étapes (Plante, 2010 ; Price, 2009). Premièrement, la pyrite est oxydée par l'oxygène en produisant du fer ferreux (Fe²⁺), des ions sulfate (SO₄²⁻) et de l'acidité (H⁺) :



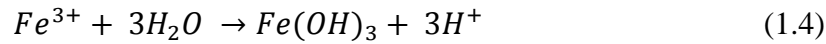
En second lieu, le fer ferreux peut être oxydé par l'oxygène en fer ferrique (Fe³⁺) :



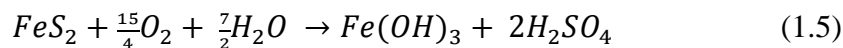
Le fer ferreux peut aussi être oxydé par l’oxygène et de former un oxyhydroxyde de fer insoluble :



Le fer ferrique étant très peu soluble aux pH près de la neutralité, il précipite en hydroxyde de fer :




En combinant les équations 1-1, 1-2 et 1-4, on obtient la réaction globale de la pyrite générant un hydroxyde de fer ferrique et de l’acide sulfurique :



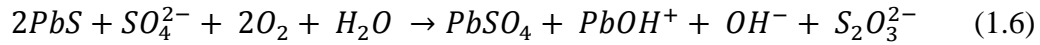
Les déchets miniers contenant des minéraux sulfurés riches en Fe, tels que la pyrite et la marcassite, la sphalérite (Zn, Fe) S, sont capables de générer plus d'acidité que les déchets sulfurés pauvres en Fe, comme la galène et la sphalérite ZnS (Szczerba et al, 2009). Généralement, les assemblages minéraux riches en sulfure avec des pourcentages élevés de Fe produiront plus d'acide que ceux sans Fe. La galène est souvent associée à la pyrite et à la pyrrotite. Ces derniers s'oxydent pour former des solutions acides de sulfate ferrique, qui à leur tour peuvent augmenter l'oxydation des minéraux sulfurés contenant du Pb (Tablin et al, 2018).

La résistance à l’oxydation de divers minéraux a été décrite par en milieu oxydant. Le Tableau1.1 montre que la galène et la sphalérite sont réactives de la même manière, mais, la galène a tendance de former l'anglésite au début de l'oxydation. Pour cela, la galène peut être présente plus longtemps dans des conditions oxydantes mais, avec oxydation de la sphalérite (Moncur et al, 2009). Le blindage de surface des minéraux sulfurés telle que la galène peut se développer, réduisant ainsi la diffusion d'oxygène et le taux initial de dissolution (Tabelin et al. 2018, Stavinga et al, 2017).

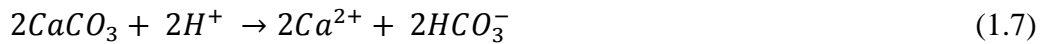
Tableau1.1 Résistance relative à l'oxydation des sulfures et de la magnétite dans les résidus oxydés (Moncur et al, 2009)

Pyrrhotite	Fe_{1-x}S	Oxydation faible  Oxydation élevée
Galène	PbS	
Sphalérite	(Zn,Fe)S	
Bornite	Cu₃FeS₄	
Pentlandite	(Fe, Ni)₉S₈	
Arsénopyrite	FeAsS	
Marcasite	FeS₂	
Pyrite	FeS₂	
Chalcopyrite	CuFeS₂	
Magnétite	Fe₃O₄	
Molybdénite	MoS₂	

Sur la base des essais en laboratoire, [Lara et al. 2011](#), ont suggéré en effet un mécanisme d'altération de la galène dans des conditions neutre à alcalin. L'étape initiale de l'oxydation de la galène (équation 1.6) impliquait la formation d'une phase de type anglésite comme couche de passivation.

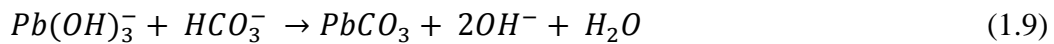
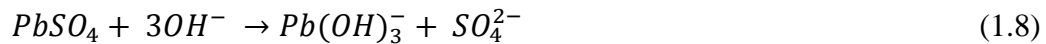


L'anglésite, minéral instable, diminue la réactivité de la galène et se transforme en cérusite. Les ions hydrogène, issus de l'oxydation du thiosulfate, sont impliqués dans la dissolution des carbonates, générant des ions bicarbonate (équation 1.7) qui affectent la stabilité d'anglésite.

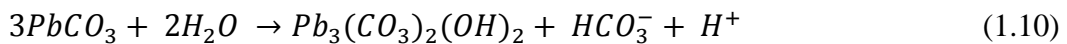


La cérusite produit une couche poreuse, rendant la surface de la galène accessible à une dissolution continue. Ils ont conclu que la formation d'anglésite a diminué la capacité de dissolution de la galène, tandis que la surface de la galène avec la cérusite, présente une réactivité plus élevée.

Ce processus de transformation a été supposé suivre les équations. (1.8) et (1.9).

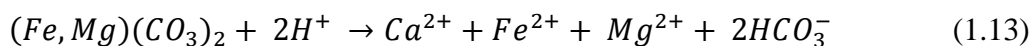
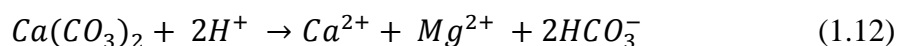
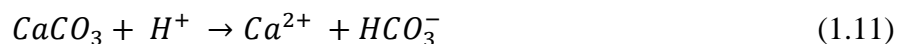


Pendant les étapes d'aération, les phases de cérusite ou d'anglésite peuvent également subir des transformations alternatives (équation 1.10) pour former des espèces plus stables telles que l'hydrocérusite



Par ailleurs, la présence de minéraux potentiellement neutralisants influence aussi la qualité de drainage. La dissolution des minéraux neutralisant l'acide est un contrôle principal du pH du drainage, de la mobilité des métaux et des taux d'oxydation des minéraux sulfurés ([Bao et al 2022](#), [Goumih et al, 2022](#), [Holmström et al, 1999](#)). L'acide généré par l'oxydation des minéraux sulfurés peut être neutralisé par la dissolution des minéraux des rejets miniers tels que les carbonates, les (oxy) hydroxyde et les silicates.

La dissolution de la calcite, de la dolomite et de l'ankérite peut maintenir des conditions de pH quasi neutres dans le drainage des rejets. En général, la dissolution des minéraux carbonatés consomme du H^+ , libère des cations divalents (par exemple, Ca, Mg, Fe) et génère des espèces carbonatées aqueuses selon les équations ci-dessous :



La contribution relative de ces minéraux carbonatés à la neutralisation de l'acide dépend de leur abondance et de leur réactivité. De plus, Lindsay et al, 2015 ont découvert que la dissolution d'un minéral carbonaté peut être réduite par passivation, qui peut être due à la précipitation de phases secondaires, par exemple du gypse ou des (oxy)hydroxydes de Fe(III), par conséquent, d'inhiber la neutralisation de l'acide.

D'autre part, la dissolution des silicates a le potentiel de contribuer à la neutralisation de l'acide dans les rejets miniers sulfurés (Plante et al, 2012). Cependant, leurs taux de dissolution et de neutralisation de l'acide sont lents par rapport aux carbonates et ils n'empêchent pas la formation d'acide. En effet, à pH presque neutre, la vitesse de dissolution de calcite est 7 fois plus rapide que la dissolution du feldspath plagioclase (Vriens et al, 2020). La neutralisation des silicates est négligeable à pH près de la neutralité mais, devient significative à pH acide.

3.1.1.2 Phénomènes d'atténuation

Bien que le drainage minier à partir des rejets, soit associé à la dissolution des minéraux secondaires, il est également influencé par certains mécanismes d'atténuations tels que la sorption et la formation de minéraux secondaires (El-ghali et al, 2018 ; Lindsay et al, 2015, Ethier et al, 2010, Plante et al. 2010,2011, Cravotta, 2008). La figure 1.3 montre ces principaux phénomènes géochimiques.

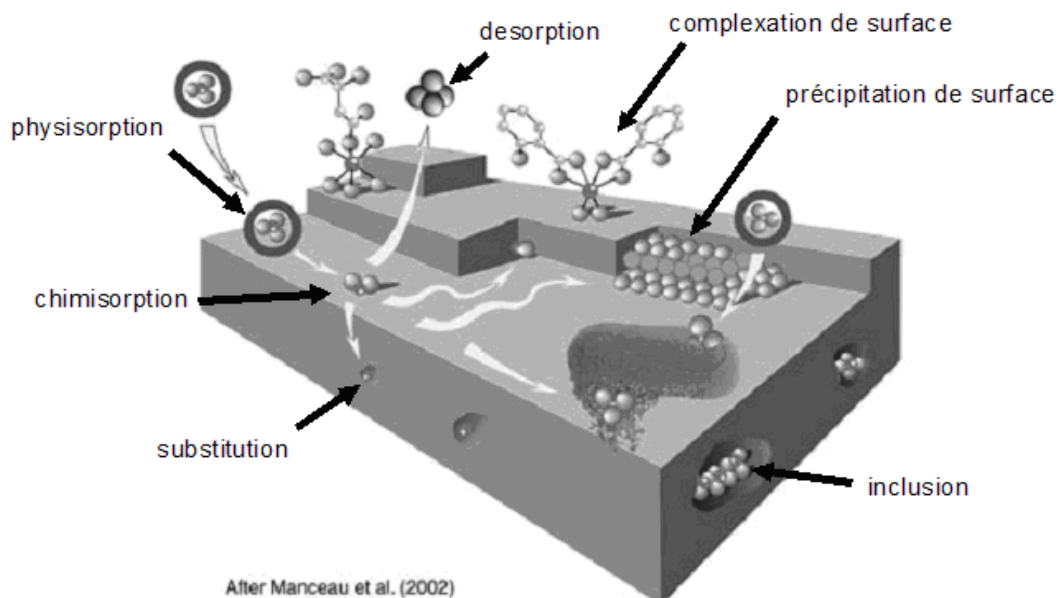


Figure 1.3 : Les principaux mécanismes physico-chimiques responsables de la rétention des métaux lourds (ainsi que d'autres atomes ou molécules) dans les solides (d'après Deschamps et al. 2006)

La formation de minéraux secondaires dans les rejets miniers est un contrôle principal de mobilité des produits d'oxydation des minéraux sulfure (Carbone et al. 2013 ; Parbhakar-Fox et al, 2013). La précipitation de minéraux secondaires est l'un des facteurs importants dans le processus de neutralisation. Leur présence dans les rejets miniers sulfurés démontre la neutralisation du drainage. Ces minéraux se développent sur les grains oxydés de sulfures, ce qui rend le minéral moins altérable et moins sensible à une dissolution continue.

La précipitation de gypse, des (oxy)hydroxydes de Fe(III), des sulfates de Fe(II) hydratés et des hydroxysulfates de Fe(III), peut limiter la mobilité des éléments chimiques et l'entrée d'oxygène et, par conséquent, inhiber l'oxydation des minéraux sulfurés dans les rejets (Bao et al, 2022 ; Drapeau et al, 2021 ; Tabelin et al, 2018 ; Drahota et al 2018; Stavinga et al 2017; Lindsay et al, 2015 ; Sajih et al. 2014). Ces minéraux secondaires sont également des sources de rétention temporaires pour d'autres métaux libérés lors de l'altération des minéraux dans les rejets miniers.

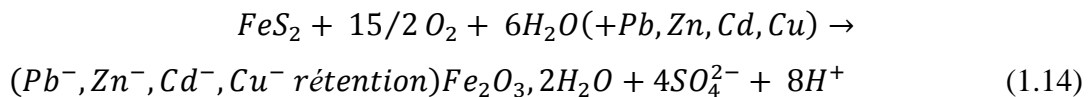
De plus, les métaux peuvent également former des carbonates lorsque la concentration en bicarbonate dans les lixiviats est élevée, tels que la smithsonite ($ZnCO_3$), la cérusite ($PbCO_3$) et les hydroxydes de carbonates de cuivre azurite et la malachite. Bien que les carbonates soient moins stables que les sulfures, ils peuvent néanmoins jouer un rôle important dans le piégeage initial des métaux (Goumih et al, 2022 ; Othmani et al, 2015 ; Palumbo-Roe et al. 2009 ; Lappako et al, 2002).

Par ailleurs, plusieurs études ont suggéré que la dissolution des carbonates métalliques peut contribuer à l'alcalinité et à la teneur en métal dans les lixiviats de drainage minier. Par exemple, À pH supérieur à 6, Cu^{2+} est immobilisé en raison de sa précipitation sous forme de malachite ($CuCO_3(OH)_2$), de cuprite (Cu_2O) tandis que Zn est précipité au-dessus de pH 7 sous forme d'hydrozincite ($Zn_2(CO_3)_2(OH)_6$) et $Zn(OH)_2$ (Tabelin et al, 2018).

La précipitation du gypse contrôle les concentrations de Ca et de SO_4 dissous dans les rejets miniers riches en carbonate (Lindsay et al, 2009). De plus, cette précipitation peut limiter la mobilité d'éléments potentiellement toxiques. Par exemple, l'incorporation d'As dans le gypse a été rapportée dans des études en laboratoire (Fernández-Martínez et al, 2006). Selon Szczerba et al, 2009, la précipitation du gypse réduit l'activité de SO_4 et évitera la formation d'anglésite dans des rejets contenant la galène et des carbonates.

Le phénomène de sorption a un rôle important pour la mobilité des métaux dans les lixiviats de drainage minier. Elle est définie comme perte d'un ion métallique d'une phase aqueuse à une phase solide et se compose de trois processus : adsorption, précipitation superficielle et fixation. Ce phénomène est un mécanisme de rétention à court terme de contaminant. En effet,

Drapeau et al, 2021, ont démontré que les hydroxydes de fer peuvent adsorber le plomb mais, ils libèrent le plomb adsorbé lorsqu'ils se dissolvent. Les métaux lourds divalents tels que Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Co^{2+} et Mn^{2+} forment généralement des complexes de surface de la sphère interne avec la goéthite et l'hématite. En effet, Hudson-edwards et al.,1995, ont étudié la séquestration de Pb, Zn, Cd ou Cu dissoutes dans la phase oxyhydroxyde selon l'équation (1.14) :



Egalement, la réaction géochimique passive de précipitation des minéraux secondaires, par exemple, l'oxydation des sulfures peut être ralentie par la formation de hard pan (minéraux secondaires tels que d'oxydes de fer, de sulfate, ou de carbonates). Cette formation limite l'infiltration verticale d'eau et la diffusion d'oxygène ; cela affecte le comportement géochimique global des rejets miniers en protégeant le matériau non altéré de l'oxydation (El-Ghali, 2018). Cependant, l'aspect poreux de ces minéraux peut entraîner une plus grande pénétration d'oxygène et un cycle de mouillage/séchage des surfaces minérales. Cela peut augmenter la réactivité des minéraux sulfurés.

Enfin, le contact entre les minéraux sulfurés dans les rejets miniers (interaction galvanique) peut augmenter considérablement la lixiviation de certaines phases minérales sulfurés (Bao et al. 2022 ; Vriens et al. 2020 ; Kwong et al. 2018 ; Chopard et al. 2017 ; Ke et al. 2016 ; Szczerba et al. 2009). Des études montrent que les effets galvaniques peuvent retarder l'apparition du DMA et favoriser la lixiviation des métaux dans le cas de drainage neutre. Les effets galvaniques peuvent accélérer l'oxydation des sulfures à des potentiels de repos inférieurs et limiter l'oxydation des sulfures à des potentiels de repos plus élevés (figure 1.4). En effet, plusieurs études ont montré que la dissolution des minéraux sulfurés par des interactions galvaniques augmentera la lixiviation des métaux (Quian et al, 2018 ; Chopard et al, 2017 ; Heidel et al, 2013).

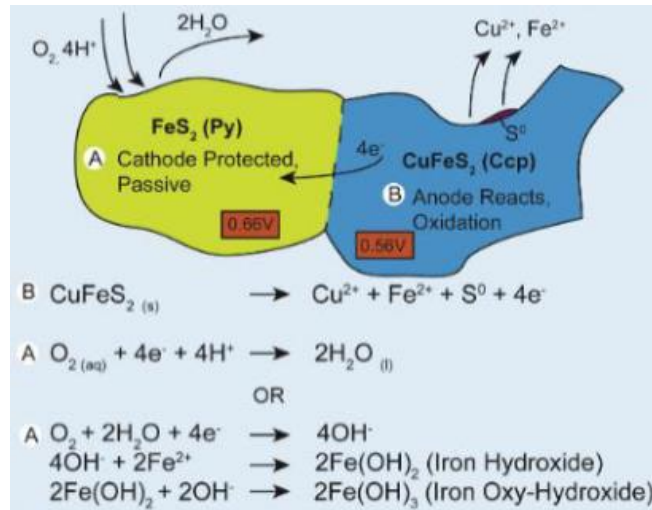


Figure 1.4: l'effet galvanique entre la chalcopyrite et la pyrite, avec des réactions de surface en cours. La chalcopyrite se comporte comme une anode, en raison de son potentiel de repos plus faible, dissolvant et lessivant préférentiellement les métaux traces (Cu^{2+} , Fe^{2+}). La pyrite a un potentiel de repos plus élevé, elle se comporte donc comme une cathode et est ensuite protégée cathodiquement, elle ne s'oxyde donc pas dans ce système (tiré de Fallon et al, 2017)

Dans le système des sulfures mixtes contenant de la pyrite et d'autres sulfures avec des potentiels de repos inférieurs, la pyrite est protégée par effet galvanique. Les autres sulfures sont préférentiellement solubilisés ou oxydés. Selon la différence des potentiels de repos, la séquence d'oxydation et de dissolution peut suivre la pyrrhotite, la galène, la sphalérite, la chalcopyrite et la pyrite, de faible à altération élevée (Bao et al, 2022). Da Silva et al. 2003, ont montré par interaction galvanique, que la galène a constamment des taux d'oxydation plus élevés que la sphalérite. D'autres études ont observé des taux d'oxydation élevé similaires, pour la galène et la sphalérite, lorsqu'elles sont préférentiellement dissoutes par interaction galvanique avec la pyrite (Heidel et al, 2013). Parallèlement à l'épuisement des sulfures à faible potentiel de repos (c'est-à-dire les monosulfures), la voie du thiosulfate due à l'oxydation de la pyrite prendra le relais à long terme. Ceci est bien illustré dans la figure 1.5.

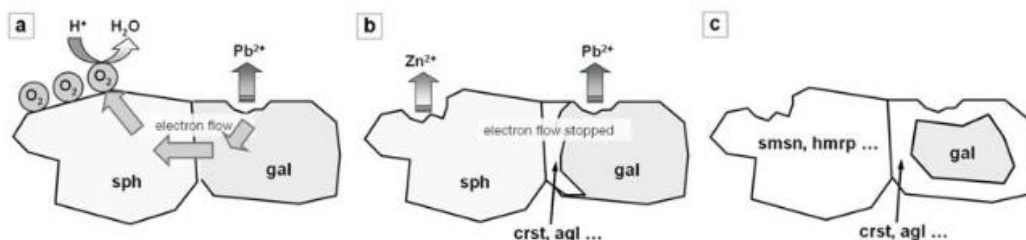


Figure 1.5: Séquence d'étapes menant à la formation de différents assemblages minéraux. (a) Couplage galvanique réalisé entre la galène et la sphalérite. (b) Désintégration du couplage galvanique. (c) Oxydation supplémentaire régie par la solubilité et la stabilité relative des minéraux d'oxyde de Zn et de Pb (d'après Szczerba et al, 2009). gal- galène, sph- sphalérite, crst- cérusite, agl- anglésite

3.2. Tests de prédiction environnementale

Les protocoles environnementaux utilisent des tests statiques et cinétiques pour la prédiction du drainage minier dérivant des rejets miniers (Hageman et al. 2015 ; Banerjee et al. 2014, Bouzahzah et al. 2014 ; Plante et al. 2012 ; Price, 2009). Il existe plusieurs types de tests statiques, tels que l'essai Génération d'Acide Net (NAG) et les tests chimiques et minéralogiques. Ils peuvent être accomplis relativement rapide. Les essais cinétiques de laboratoire sont les cellules humides, cellules d'altération et colonnes. Ils peuvent prendre des années et sont plus chers. Pour ces raisons, les essais cinétiques sont souvent limités à des échantillons identifiés comme importants et représentatifs.

3.2.1. Les essais statiques

Les tests statiques dressent le bilan entre le potentiel d'un rejet à produire de l'acidité (PA) et son potentiel à le neutraliser (PN) et sont fréquemment utilisés pour prédire le drainage minier car ils sont simples, peu coûteux et leurs résultats sont obtenus en quelques heures ou quelques jours.

Les procédures de test statiques peuvent être séparées en deux classes distinctes ; méthodes chimiques (Sobek et al. (1978) modifié par Lawrence and Wang (1997)) et méthodes minéralogiques basées sur la quantification des phases minérales génératrices d'acide et sur les phases minérales neutralisantes (Bouzahzah et al. 2014). Les tests statiques sont largement utilisés pour classer les rejets miniers comme générateurs d'acidité ou non, en se basant sur le Pouvoir Net de Neutralisation (PNN). Le PNN et le NPR sont calculés par les deux équations ci-dessous :

$$\text{PNN} = \text{PN} - \text{PA} \quad (1.15)$$

$$\text{NPR} = \text{PN}/\text{PA} \quad (1.16)$$

Cependant, cette classification est caractérisée par une zone relativement large où les rejets miniers sont incertains en termes de leur pouvoir de génération d'acide (PGA).

Les valeurs de PNN permettent de préciser la nature du rejet en matière de génération d'acidité (figure 1.6)

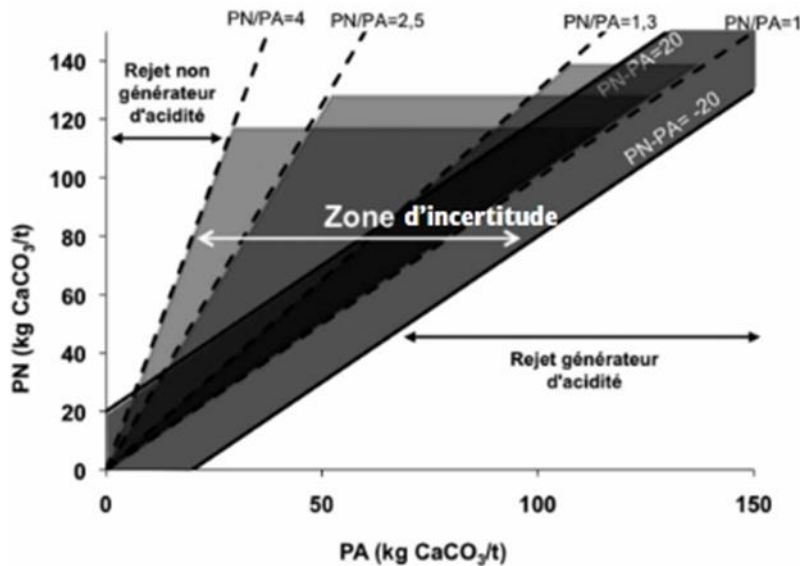


Figure1.6 : Représentation graphique de l'interprétation des tests statiques en fonction du PNN et du NPR (PN/PA) : définition des zones de génération et de consommation d'acide, et d'incertitude. (D'après Bouzahzah et al. 2014).

Les tests statiques existants ne donnent pas toujours des résultats fiables dans les cas de drainage neutre contaminé (DNC) (Plante et al. 2010 ; 2012). De plus, ils ne prennent pas en compte les cinétiques de réaction, car il est basé sur la moyenne des acidités générées durant le test, ni les associations minéralogiques (interactions galvaniques possibles), ni la distribution granulométrique et la libération des minéraux à l'intérieur d'un échantillon de rejets. Les essais statiques ont l'avantage d'être peu coûteux et très rapides : les résultats peuvent être obtenus en moins d'une journée dans le cas des tests statiques basés sur la chimie du matériel à étudier.

3.2.2. Les essais cinétiques

Les tests cinétiques accélèrent les taux d'altération dans des conditions de laboratoire contrôlées, fournissant ainsi des données utiles pour les modèles prédictifs de drainage des rejets miniers. En général, ces tests impliquent :

- une lixiviation périodique ;
- collecte de lixiviats pour analyse ;
- calcul des taux de formation d'acide et d'appauvrissement de la capacité de neutralisation ;
- calcul des taux de mobilisation de métaux ; et
- la prévision de la qualité de l'eau.

Les essais cinétiques sont recommandés et exigés par les réglementations environnementales comme moyen de prédiction à long terme des drainages miniers (Maest et al. 2017 ; Price,

2009). Ils sont effectués sur les échantillons jugés incertains par les tests statiques et/ou sur des échantillons représentatifs de chaque lithologie. Les essais cinétiques permettent de suivre expérimentalement l'évolution de l'altération d'un rejet dans le temps, afin de savoir s'il est ou sera générateur d'acidité ou non (Chopard et al. 2017). De plus, les essais cinétiques permettent de déterminer les taux d'oxydation des sulfures, le délai avant le début de la génération d'acide, les taux d'épuisement des carbonates et les taux de lixiviation des métaux (Vriens et al, 2020).

Le principe de ces essais est la lixiviation à intervalles réguliers avec analyse des lixiviats récupérés. On mesure alors le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la conductivité, l'alcalinité, l'acidité, la concentration en métaux et en principaux anions. Plusieurs types d'essais cinétiques ont été développés (Plumlee et al., 1999; Benzaazoua et al., 2001; Lappako, 2002). Deux types de tests cinétiques dominant, la cellule d'humide (Pieretti et al, 2022 ; Davis et al, 2019 ; Hirsche et al. 2017 ; Lapakko, 2006) et la lixiviation en colonne (Vriens et al ; 2020 ; Bezaazoua et al, 2004). Les essais en cellules humides sont les plus utilisés dans l'industrie minière (Pieretti et al, 2022 ; Bouzahzah et al. 2014).

L'inconvénient principal de la plupart des essais cinétiques est l'absence d'analyses périodique de la composition minéralogique des rejets, malgré le fait que les relations entre la minéralogie, la texture, les caractéristiques microstructurales et la mobilité des éléments traces sont essentielles pour influencer la chimie des lixiviats (Bouzahzah et al. 2014). Cela est dû au peu de changements minéralogiques susceptibles d'être produits durant la période de temps relativement courte.

Une autre limitation des tests cinétiques est que généralement, une seule taille granulométrique maximale est recommandée. Cette valeur est souvent incohérente entre les différentes méthodes. En effet, d'après Erguler, et al ; 2015, et Lapakko, 2002, les tests cinétiques doivent être effectués, selon le manuel AMIRA P387A, sur des échantillons ayant une taille de particules de moins 4 mm sans aucune limite inférieure. La granulométrie recommandée par ASTM D5744-96 (ASTM, 2000) et MN-DNR doit être de 100 % passant 6,3mm. Par conséquent, l'utilisation d'une gamme de fractions de tailles pendant les essais cinétiques pourrait améliorer la compréhension des caractéristiques d'altération des déchets miniers et la précision de la modélisation géochimique ultérieure. Comme les interprétations des tests cinétiques sont généralement basées sur les données de chimie des lixiviats, des hypothèses, plutôt que des observations directes de la minéralogie et de son influence sur les conditions du drainage peuvent être faites.

Le principal inconvénient des essais cinétiques est les ratios liquide/solide testés. Ces essais sont également plus longs et plus coûteux que les tests statiques, mais n'ont pas la même vocation. Cependant, même si la diversité des essais cinétiques disponibles s'agrandit et si leurs résultats deviennent de plus en plus fiables, leurs interprétations sont encore trop souvent limitées par manque de caractérisations minéralogiques durant les différentes phases de l'essai.

3.2.3. Autres protocoles de prédiction environnementale

En plus des essais statiques et cinétiques disponibles, les tests de lixiviation peuvent également être effectués sur les matériaux miniers (minerais, stériles ou résidus) afin d'évaluer leur potentiel de lixiviation des métaux et la mobilité des contaminants dans les conditions de terrain à court, à moyen, et à long terme. Il a été répertorié dans la littérature, sept procédures d'évaluation de mobilité de métaux lors de la lixiviation d'un matériau minier : Procédure de mobilité de l'eau météorique MWMP, Procédure spéciale d'extraction des déchets (SWEP), SWEP modifiée, Procédure de lixiviation par précipitation synthétique (SPLP), Procédure de lixiviation des caractéristiques de toxicité (TCLP), et les deux méthodes ASTM d'extraction agitée. Leur principe consiste à utiliser un solvant (généralement acide) afin de simuler la lixiviation du matériau étudié dans des conditions données et avec un ratio liquide/solide bien spécifique. Cependant, leur interprétation reste compliquée et incertaine car sur le terrain, le comportement à la lixiviation d'un matériau minier peut changer dans le temps selon les conditions environnementales.

La principale différence entre les tests de lixiviation et les essais cinétiques réside dans la durée des essais. En effet, les tests de lixiviation ou d'extraction sont effectués sur un certain laps de temps très court, en milieu fermé. Ainsi, les processus géochimiques n'ont vraiment pas lieu, ce sont plutôt les processus chimiques de dissolution/digestion qui sont évalués par les essais de lixiviation (Cappuyns et al. 2014). Ces tests restent peu coûteux et sont parfois utilisés pour évaluer le comportement à court terme de matériaux miniers.

Enfin, les modélisations géochimiques permettent également de prédire le comportement environnemental des rejets miniers et de comprendre plus en détails les processus complexes mis en jeu sur un site minier (Carrillo-Chávez et al, 2014, Plante et al. 2011, Alpers et al. 1999). Une grande variété de logiciels existe selon l'environnement à modéliser (stériles, résidus, eau souterraine ...). Ceux-ci incluent le Geochemist's Workbench, Minteq, PHREEQC, EQ, Mineql, Netpath, MEDUSA, Aquachem et WHAM. Cependant, une modélisation fiable repose sur trois agents importants : la qualité des bases de données, les

hypothèses effectuées et les connaissances et l'expérience. Selon le modèle utilisé, les modélisations géochimiques permettent, entre autres, de fixer un plafond sur les niveaux de concentration en métaux et métalloïdes, de donner un aperçu des conditions géochimiques dans le futur, de déterminer quelles sont les variables principales régissant la qualité finale des lixiviats de drainage ou encore d'évaluer les effets potentiels de paramètres incertains (Plante et al., 2011). Par ailleurs, la modélisation est également utile pour évaluer l'efficacité d'une nouvelle approche de gestion des rejets miniers, établir des objectifs et des conditions de test pour les études en laboratoire et sur le terrain. De plus, elle permet de réunir toutes les informations géochimiques disponibles. Les faiblesses de l'outil de modélisation résident dans les différences entre les conditions de terrain réelles et les conditions modélisées, la variabilité des résultats et leur incertitude, ou encore le manque de données d'entrée.

3.3 Gestion des déchets miniers

3.3.1 Introduction

Les déchets miniers sont généralement considérés comme sans intérêt dans la phase de production d'un gisement, mais ils peuvent encore contenir des ressources minérales. Les déchets d'hier peuvent être la ressource d'aujourd'hui (Lottermoser 2011). Les changements de circonstances peuvent transformer un déchet particulier en minerai, soit parce que l'intérêt économique peut être possible en utilisant une technologie développée, soit parce qu'un marché a été identifié pour les déchets précédemment rejetés. Plus important encore, l'amélioration des prix des produits de base favorise le retraitement des déchets. Ce qui peut être une perte pour certains et une ressource très utile pour les autres, maintenant ou dans le futur. Cette partie synthétise l'état de l'art des approches qui pourraient maximiser la valorisation des déchets miniers tout en atténuant son impact environnemental et réduirait le besoin d'ouvrir de nouvelles mines.

3.3.2 Approches de gestion des déchets miniers

Les héritages environnementaux de l'activité minière ancienne sont souvent dominés par une génération de grandes quantités de déchets. Le problème de gestion des déchets est considéré comme un défi mondial certain pour les générations présentes et futures (Sommet de la Terre des Nations Unies en 1992, Sommet mondial sur le développement durable de 2002). Depuis, la recherche scientifique a accordé une attention particulière à la gestion des déchets. En effet, plusieurs propositions ont proposé une hiérarchie de gestion des déchets miniers qui privilégie l'atténuation des impacts environnementaux, la minimisation des pertes des

ressources et des déchets et la valorisation minérale (Lèbre et al, 2016 ; Lèbre et Corder, 2015, Lottermoser, 2011 ; Dold, 2008 ; Scoble et al. 2003). Ces hiérarchies ont été basées sur la modification et l'adaptation de la pyramide générique de gestion des déchets « réduire, réutiliser, recycler » (3R) aux déchets miniers, reflétant sa spécificité. Elles permettent également de définir la limite entre un déchet et un minerai (Lebre et al. 2016).

Selon Lottermoser, 2011, la pyramide de 3Rs a été modifiée pour la gestion des rejets miniers en considérant la réutilisation comme l'utilisation de la totalité des déchets miniers sans aucun retraitement préalable, tandis que le recyclage implique une étape de retraitement qui vise soit à extraire de nouvelle substance utile, soit à rendre l'ensemble des déchets miniers utilisable pour une nouvelle application. La réutilisation est alors considérée comme supérieure au recyclage car l'absence d'étape de retraitement permet d'économiser de l'énergie, de l'eau et d'autres ressources. Et selon Lèbre et Corder, 2015 la pyramide 3Rs est hiérarchisée d'abord par la prévention puis, le retraitement, qui permet de récupérer une partie des matières valorisables laissées dans les déchets. Le stockage peut se produire lorsqu'il est nécessaire d'attendre des conditions économiques plus favorables et jusqu'à ce que le retraitement devienne une activité rentable. Lorsque les éléments de valeur laissés dans les déchets sont considérés comme irrécupérables, les déchets peuvent être utilisés à d'autres fins, comme le remblayage sur site, ou comme matériau de construction. Cependant, Edraki et al. 2014 distinguent deux cas de valorisation des déchets après leur élimination : la réutilisation de l'ensemble des déchets sans traitement ; et le retraitement des déchets miniers pour extraire des substances de valeur

Ces hiérarchies s'expriment couramment en termes de réduction, de réutilisation, de recyclage et de retraitement et d'élimination des déchets (figure 1.7).

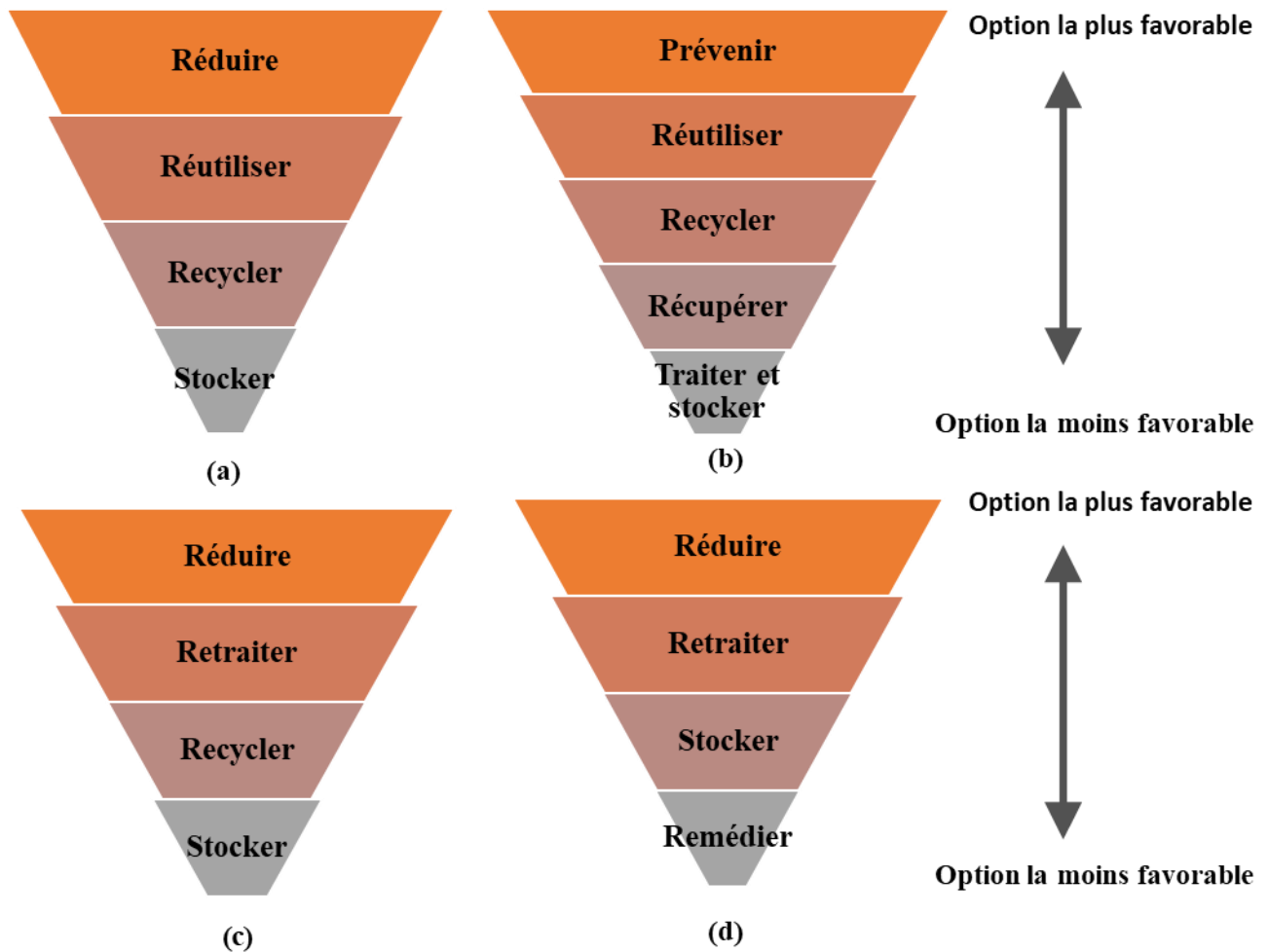


Figure 1.7 : La hiérarchie des déchets miniers, (a) pyramide 3R de gestion des déchets (b) selon Lottermoser, 2011 : L'option de réutilisation des déchets miniers pour réduire les impacts environnementaux, et les options de recyclage et de récupération considèrent les déchets miniers comme une ressource, (c) selon Lèbre et Corder, 2015 : la priorité pour minimiser les rejets miniers et la récupération (d) selon Lèbre et al, 2016 : priorité à la valorisation des rejets miniers.

Dans l'exploitation minière, la prévention des déchets, c'est-à-dire la réduction de la production de déchets, ne peut être définie comme une simple réduction de son tonnage ou de son volume. Cela conduit à la stérilisation du minerai résiduel et à la perte des minéraux non extraits (Lebre et al, 2016). La présente thèse porte sur les déchets miniers des mines abandonnées, les paragraphes ci-dessous présentent uniquement les étapes la réutilisation et le recyclage, élimination et stockage et retraitement des déchets miniers.

3.3.3.1 La réutilisation et le recyclage des déchets miniers

La réutilisation des déchets miniers est définie comme le processus qui implique une nouvelle utilisation ou une application de la totalité des déchets miniers sous sa forme originale, dans un but bien identifié, sans aucun retraitement. Tandis que le recyclage

implique une étape de retraitement qui vise à extraire des substances utiles de valeur ou à utiliser les déchets comme matière première et convertit l'ensemble des déchets minier en un nouveau produit. La réutilisation est alors considérée comme supérieure au recyclage, car l'absence d'étape de retraitement permet d'économiser de l'énergie, de l'eau et d'autres ressources (Lottermoser, 2011) ; par contre, pour Lebre et al. 2016 le recyclage réduit la quantité de déchets à éliminer et ses impacts environnementaux associés, la réutilisation du matériau en vrac signifie la perte irréversible des minéraux restants qu'il peut contenir.

Le recyclage exige des méthodes physiques, thermiques, biologiques ou chimiques conçues pour extraire des éléments, des minéraux ou de l'énergie de valeur, ce qui rend les déchets résiduels appropriés pour une nouvelle utilisation ou élimination sur le site minier.

La réutilisation et le recyclage des déchets miniers, ralentissent l'exploitation des ressources minérales, réduisent la production de déchets, encouragent l'innovation, créent des emplois et atténuent les impacts sur l'environnement (Lottermoser, 2011, Lebre et Coreder, 2015). Le recyclage est faisable quand le retraitement est non réalisable en raison des propriétés des déchets ou les concentrations de métaux et de contaminants sont trop faibles pour justifier les ressources supplémentaires nécessaires au retraitement. Le recyclage est l'utilisation des déchets dans un but « faible », c'est-à-dire un but qui génère une faible valeur par rapport à la valeur des métaux qui pourraient être produits par le retraitement des déchets.

Aujourd'hui, un bon nombre de concept de réutilisation et de recyclage a été proposé pour la gestion des déchets. Par exemple, le remblayage des vides souterrains par les résidus (remblai en pate cimentée (CPB) (Su et al, 2019). Bien que le remblayage peut augmenter la récupération des ressources minérales en minimisant les pertes, mais peut produire une concentration par DMA (Edraki el al, 2014). De plus, la réutilisation des déchets miniers comme matériaux de construction (Almeida et al, 2020). Par exemple, Yoo et al, 2005 ont étudié l'utilisation des déchets de charbon dans la fabrication des briques. Dobbie et al. 2009 ont étudié le potentiel des déchets miniers d'oxyde de Fer comme matériau de sorption afin d'éliminer le phosphate des eaux usées.

3.3.3.2 Elimination et stockage

Elle complète la hiérarchie de gestion des déchets. Le stockage temporaire doit être effectué d'une manière qui anticipe son utilisation future, telles que le recyclage, le retraitement. Certaines études proposent l'installation de systèmes de collecte de lixiviats pendant la phase de stockage des déchets afin de contrôler le DMA et potentiellement la collecte des lixiviats pour le retraitement (Edraki e al, 2014). Par contre, le stockage permanent ne convient qu'à un matériau chimiquement inerte, et pour lequel aucune

utilisation économique ne pourrait être trouvée. Les techniques d'élimination définitive des déchets miniers ont fait quelques progrès ces dernières années. En particulier, par rapport à la méthode conventionnelle d'élimination des boues de résidus, la pâte, les résidus épaisés ou filtrés offrent des avantages environnementaux significatifs en permettant la récupération et la réduction de la consommation d'eau, en augmentant la capacité des barrages de résidus et en améliorant souvent la stabilité des matériaux éliminés

3.3.3.3 Retraitement des déchets miniers

Le retraitement peut être plus approprié pour les déchets miniers car il fait référence à des matériaux qui ont déjà été traités tels que les résidus. Le retraitement peut exclure les stériles, qui sont générés avant le traitement du minerai. Le (re)traitement des déchets peut offrir les mêmes avantages que la prévention des déchets, tout en récupérant des minéraux ainsi que l'atténuation de la pollution. Le retraitement peut être effectué pour récupérer une substance minérale précédemment négligée dont le prix de marché a augmenté de manière significative. Le retraitement est différent du traitement parce que le retraitement est conçu pour utiliser les déchets comme matière première pour générer un produit de valeur. En revanche, le traitement des déchets miniers vise à réduire la toxicité ou le volume des déchets. La récupération des ressources est un terme plus général qui peut s'appliquer à tout type de rejet minier.

Aujourd'hui, le retraitement des déchets miniers prend de plus en plus d'importance en raison de l'amélioration considérable des technologies de valorisation des ressources minérales, qui, à leur tour, génèrent des avantages économiques et répondent à des préoccupations environnementales. Dans certains cas, l'industrie minière appuie d'importants efforts de recherche qui permettront d'identifier des méthodes nouvelles et économiquement viables et de permettre une récupération optimale des ressources (Edraki et al, 2014).

Les technologies les plus courantes dans la littérature scientifique sont les bioprocédés, les procédés minéralurgiques, les procédés hydrométallurgiques et l'échange ionique ...etc. Le (re)traitement des déchets a été l'objet de nombreuses recherches (Longhi et al. 2016 ; Bodenan et al. 2015 ; Lin et al. 2012). Les procédés hydro métallurgiques sont les plus préférés pour le retraitement des résidus, selon Kitobo et al, 2010, 25% de la production de cuivre est générée par lixiviation en tas de déchets contenant de cuivre oxydé. La biolixiviation offre une possibilité de récupérer des métaux à partir des déchets auparavant non accessibles et récupérables par les procédés conventionnels.

Les procédés minéralurgiques ont été utilisés également pour le retraitement des déchets (Whitworth et al, 2022). En effet, la concentration gravimétrique a permis d'obtenir des concentrés de Pb et de Zn à partir des résidus des sites miniers abandonnés Marocains (Zaida and Boubeker) (Khalil et al. 2019) ; la séparation magnétique a produit un concentré de 63% Fe (Da Rocha et al. 2021). Lutandula et Maloba 2013, ont utilisé la flottation pour récupérer le cuivre et le cobalt à partir des résidus de minerais oxydés. La désulfuration environnementale est l'une des technique les plus prometteuse proposé ces dernières années pour atténuer la génération d'DMA à partir des déchets (Nadeif et al, 1019 ; Broadhurst et al, 2015 ; Benzaazouaa et al, 2008). Le défi de la désulfuration est de faire flotter sélectivement les sulfures.

La séparation sélective des sulfures par flottation et l'utilisation de remblai en pate peuvent constituer une alternative aux méthodes conventionnelles de production et de stockage des déchets, pour minimiser leur volume à la surface. Selon les résultats de Hesketh 2010, deux fractions de résidus ont été obtenus par flottation (riche en soufre et pauvre en soufre). Il a proposé également que la fraction riche peut être utilisée dans les procédés (bio) métallurgiques et l'autre fraction pourrait être mélangée avec les stériles minéralisés pour réduire le DMA.

Abaka-Wood et al, 2022 ont obtenu par flottation des concentrés de 6.25% terres rares et une récupération allant jusqu'à 61% à partir des résidus de traitement des minerais aurifère et cuprifère. Yin et al, 2018 sur la base des tests de flottation à l'échelle industrielle, des récupérations de 80% de Cu ont été obtenues. Ils concluent la faisabilité de retraitement des résidus miniers par flottation.

Selon l'étude de Lebre et al, 2017, la recherche scientifique s'oriente beaucoup plus sur les procédés appliqués au recyclage des déchets et l'atténuation de DMA, par contre la réutilisation et le retraitement sont moins étudiés et la prévention est très peu étudiée. De plus, il souligne que la combinaison de retraitement, de réutilisation et l'atténuation DMA a plus d'avantages. De plus, il propose une combinaison de retraitement des déchets, de réutilisation et de réhabilitation.

4. Affaissements et effondrements des ouvrages miniers souterrains

4.1 Introduction

L'affaissement des terrains et l'effondrement minier, un risque géologique courant induit par l'exploitation minière, peut entraîner de graves dégâts environnementaux. Des affaissements se sont fréquemment produits sur des sites miniers souterrains abandonnés dans le monde (Bell et al, 2000). Ce risque géotechnique est surtout lié à l'évolution des vides souterrains abandonnés et sans entretien après l'arrêt de l'exploitation. L'affaissement et l'effondrement minier se manifeste par des phénomènes de surface tels que l'effondrement, affaissement, fontis, etc (figure 1.8).

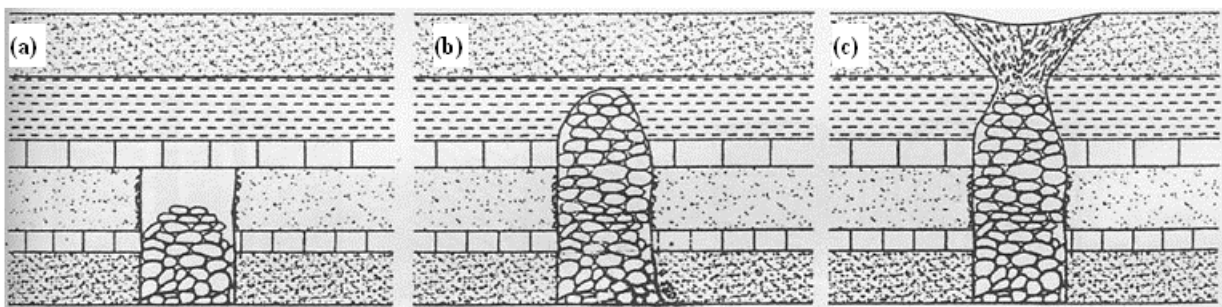


Figure 1. 8 : Mécanisme d'affaissement et d'effondrement miniers générés par les vides miniers souterrains : a) rupture et formation d'un cône d'éboulis, b) la cloche de fontis continue à se développer vers la surface, c) suite à l'altération des terrains superficiels le fontis prend une forme d'entonnoir stable (Oh et al., 2011)

L'affaissement et l'effondrement des terrains des sites miniers se traduisent par la formation en surface d'une cuvette d'affaissement dérivée de la propagation de la cloche de foudroyage dans les couches des terrains supérieures. Il s'accompagne de phénomènes d'extension en limite extérieure de la cuvette et de compression au centre de la cuvette. Par contre, l'effondrement minier est une dislocation rapide et une chute des terrains sus-jacents à un ouvrage minier souterrain. L'effondrement généralisé est souvent destructeur qui affecte une large surface. Il est lié à la présence dans le recouvrement d'un banc épais et rigide qui cède soudainement après avoir été mis en flexion par rupture des piliers. À la surface, ces effondrements se traduisent par une brusque descente d'ensemble des terrains à l'aplomb des vides miniers. Parfois, l'effondrement est localisé lorsque cette rupture n'affecte qu'une zone d'extension très limitée au fond et donc en surface. Le fontis est un type d'effondrement localisé du toit d'un vide souterrain. Le phénomène conduit à un entonnoir de quelques mètres à quelques dizaines de mètres de diamètre en surface dont l'occurrence dépend principalement du volume des vides ainsi que de la nature des terrains de recouvrement. Les fontis affectent le plus souvent des exploitations en chambre et piliers. Les fontis se

développent préférentiellement dans des zones où le toit présente de larges portées non soutenues (carrefours de galerie, piliers ruinés, chambres vides ou seulement partiellement remblayées).

4.2 Système d'information géographique (SIG) et risque d'affaissement et d'effondrement miniers

De nombreuses études ont évalué le risque géotechnique minier en utilisant le SIG. Un système d'information géographique (SIG) est une technologie informatique qui permet la collecte, la gestion, l'analyse, la modélisation et la présentation de données géospatiales pour un large éventail d'applications (Soha et El-Raey, 2017 ; Lee et al, 2012). Choi et al. 2020, ont examiné les méthodes et les applications basées sur le système d'information géographique (SIG) utilisées dans le secteur minier, à savoir des études sur la planification, l'exploitation et la gestion environnementale de la mine. Ils ont mis en exergue le rôle du SIG comme outil d'aide à la décision dans le développement minier et la gestion de l'environnement minier. Les SIG sont de plus en plus utilisés pour l'évaluation de la susceptibilité et de l'aléa des Géorisques (Mohammady et al, 2019 ; Neshat et al. 2017 ; Dube et al. 2014 ; Loupasakis et al, 2013). En effet, l'utilisateur peut procéder à plusieurs analyses de sensibilité des modèles et peut optimiser les résultats permettant d'obtenir des résultats précis. Egalement, l'utilisateur peut comparer les modèles, cela permet de choisir plus facilement un modèle adapté au site d'étude. Le SIG peut être alors utilisé pour représenter et combiner facilement des cartes factorielles afin de déterminer les indices de vulnérabilité, de danger et de risque, ainsi que pour effectuer une modélisation représentative des conditions réelles du terrain. Le SIG joue un rôle important dans tout le processus de modélisation et de production de cartes des risques.

4.2.2. Évaluation et cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement miniers basée sur le SIG

L'application des SIG pour les risques géotechniques minières permet d'analyser la distribution spatiale des facteurs liés aux processus d'instabilité. Il permet leur prédiction tout en élaborant une carte de sensibilité de risque. La susceptibilité exprime la probabilité spatiale qu'un affaissement sur le site minier pour différentes conditions environnementales locales (facteurs). Cela suppose que tous les phénomènes sont identifiés et classés et qu'ils se reproduisent selon les mêmes conditions géologiques, minières, topographique et hydrogéologique ...etc. Cette carte montre où l'affaissement et l'effondrement peuvent se

produire via les classes de stabilité de terrain d'un site minier dans des catégories allant du stable à l'instable. Le risque d'affaissement et d'effondrement est défini comme la probabilité d'occurrence dans une période spécifiée et dans un lieu donné le dommage potentiel (Suh, 2020). Le risque majeur est la conséquence d'un aléa, dont les effets peuvent mettre en jeu un grand nombre de personnes, peuvent occasionner des dégâts importants et dépasser les capacités de réaction des instances concernées. L'aléa correspond à la probabilité spatiale (susceptibilité) qu'un type d'affaissement et d'effondrement d'une certaine intensité se produise sur le site minier. Par contre, l'enjeu est l'ensemble des personnes et des biens susceptibles d'être affectés par un phénomène naturel. Malgré la différence susmentionnée entre les cartes de vulnérabilité d'affaissement et d'effondrement et de risque, toutes les études sur l'évaluation de l'affaissement et d'effondrement miniers basée sur le SIG ont utilisé le terme carte des risques d'affaissement et d'effondrement dans leurs titres (Suh, 2020).

4.2.3 Méthodologie d'évaluation du risque affaissement et d'effondrement miniers par le SIG

La recherche bibliographique sur la cartographie du risque d'affaissement minier et d'effondrement comprend les quatre étapes suivantes (Suh, 2020 ; Park et al, 2012 ; Oh and Lee, 2010,2011 ; Kim et al, 2006) :

a) Traitement des données

La première étape consiste à collecter les données SIG d'un site minier. Une variété de données géospatiales sont incorporées dans la base de données SIG, telles que des cartes d'inventaire d'affaissement, des cartes des vides miniers, des cartes topographiques, des cartes hydrologiques, des cartes d'utilisation des terres, des cartes routières, des cartes des bâtiments, des cartes géologiques, données de forage et autres données d'enquête sur le site. Différents facteurs liés à l'affaissement sont sélectionnés à partir de ces bases de données SIG et traitées comme des couches thématiques de type raster de cellules de grille à l'aide de techniques d'analyse spatiale et d'interpolation basées sur le SIG. Dans le processus de compilation des cartes thématiques, la taille de la cellule de la grille (résolution spatiale) doit être réglée sur une plage de 1 m à 10 m compte tenu de l'étendue et de la taille de la zone d'étude. Par la suite, toutes les données collectées sont divisées en données d'apprentissage et données de validation pour effectuer une analyse objective.

b) Analyse des données

La deuxième étape consiste à dériver et à interpréter la corrélation entre les occurrences d'affaissement passées et les facteurs considérés en analysant et en comparant la carte

d'inventaire d'affaissement et chaque carte factorielle (ou toutes les cartes factorielles) spatialement en fonction de la méthode analytique ou du modèle. La méthode ou le modèle analytique comprend des méthodes probabilistes ou statistiques, une logique floue, des systèmes experts, l'apprentissage automatique ou l'apprentissage en profondeur, et une approche intégrée

c) Cartographie des données

La troisième étape consiste à déterminer le degré de susceptibilité d'affaissement sur toutes les cellules de la couche raster et à générer une carte de susceptibilité d'affaissement représentant la possibilité relative d'occurrence d'affaissement dans la zone d'étude dans un environnement SIG (figure 1.9).

d) Validation

La quatrième étape consiste à évaluer la précision de prédiction de la carte générée du risque d'affaissement et d'effondrement. Le degré d'affaissement permet de classer les zones en fonction de la probabilité d'occurrence d'affaissement et d'effondrement. Pour vérifier la précision des prédictions, la carte de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement générée est comparée à des cas d'affaissement et d'effondrement montrant les distributions des occurrences d'affaissement passées. L'approche la plus courante pour la vérification des cartes de prédiction dans des contextes d'affaissement et d'effondrement consiste à construire un diagramme de fréquences cumulées (CFD) ou une courbe de taux de réussite (SRC) en comparant la carte générée avec les emplacements des occurrences d'affaissement et d'effondrement passées et en calculant ensuite la zone sous la courbe (AUC). Cette courbe génère une précision comprise entre 0 et 100% du modèle de prédiction proposé. Une précision inférieure à 50 %, la carte de prédiction sera invalide, cependant si elle sera supérieure à 50% la carte de prédiction sera validée. La précision de prédiction obtenue par la courbe (AUC) démontre l'efficacité de la carte générée dans les prédictions de ce risque.

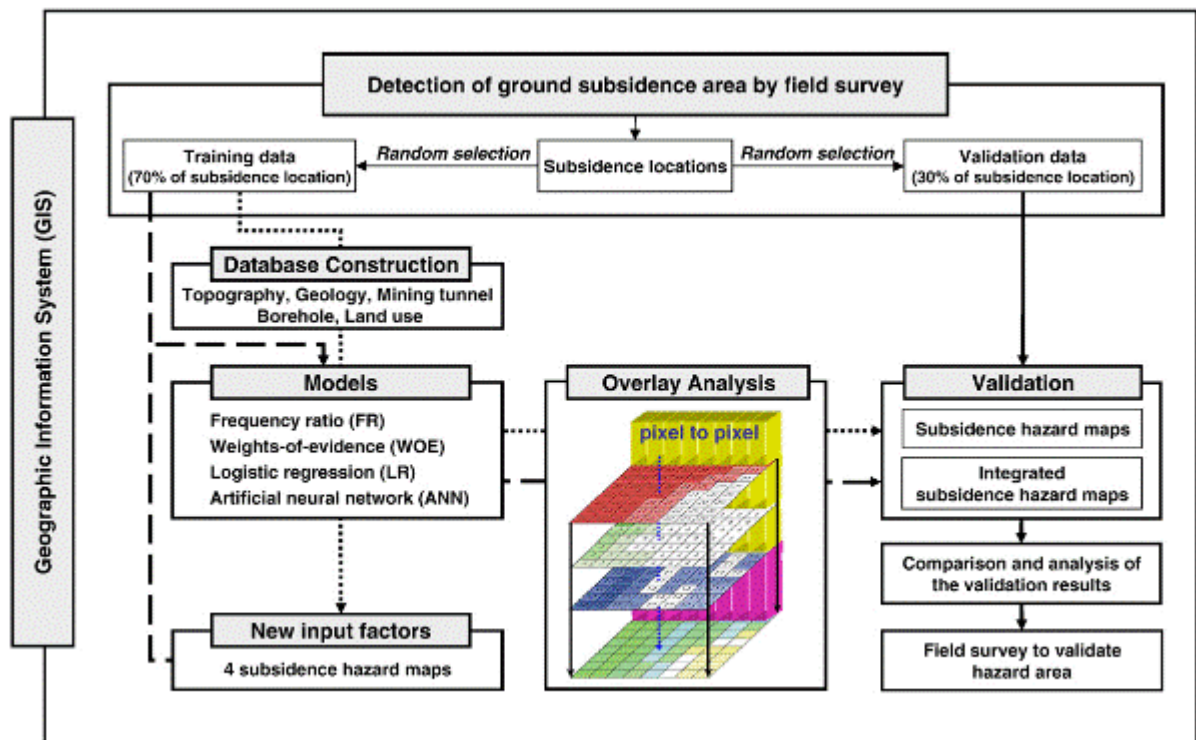


Figure1.9 : Méthodologie appliquée dans l'étude d'affaissement et d'effondrement des terrains autour des mines de charbon abandonnées à Jeong-am, Gangwon-do, Corée du Sud (D'après Lee et al. 2011)

4.3 État de l'art sur les méthodes et les approches de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement miniers

L'étude de cartographie des risques d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers peut être menée par plusieurs méthodes afin de générer et interpréter les corrélations entre les cas d'affaissement et d'effondrement passés et les facteurs sélectionnés (Suh, 2020).

a) Approche probabiliste / statistique

Des méthodes probabilistes/statistiques sont utilisées pour prédire la possibilité d'un affaissement futur en analysant des données spatiales à partir d'un inventaire des cas d'affaissement et d'effondrement passés; cela a été fait en supposant que les occurrences d'affaissement et d'effondrement minier sont déterminées par des facteurs spécifiques liés à ce risque et que les événements futurs d'affaissement et d'effondrement se produiront dans des conditions similaires à celles des événements d'affaissement et d'effondrement passés.

La méthode Weight Of Evidence (WofE), qui est un modèle de probabilité bayésien, a été adoptée par certaines études de cas d'évaluation du risque d'affaissement et d'effondrement minier. Cette méthode calcule le poids de chaque facteur prédictif en fonction de la présence ou de l'absence d'affaissement et d'effondrement.

Oh et Lee, 2010, ont évalué la sensibilité à l'affaissement et d'effondrement des terrains sur des sites miniers de charbon abandonnés dans la ville de Samcheok en Corée en utilisant le SIG et le modèle WofE. Dans cette étude, sept paramètres ont été considérés comme des facteurs influençant ce risque, tels que la profondeur des vides souterrains, la distance entre les vides souterrains, les conditions géologiques, l'utilisation de la surface, la pente des reliefs et les conditions hydrogéologiques. Le modèle WofE a été utilisé pour calculer la corrélation entre la valeur binaire d'affaissement et d'effondrement passé et la valeur de chaque facteur sélectionné. La carte du risque a montré une précision de prédiction de 96,67% basée sur la zone en utilisant la technique de validation ROC.

Suh et al.,2016, ont évalué la susceptibilité à l'affaissement et l'effondrement miniers à l'aide du modèle WofE en tenant compte de la pente des reliefs, les galeries et les puits souterrains, l'occupation de la surface, ainsi que la distance entre les routes et les rails a la surface. Des cartes des valeurs de contraste (CV) des facteurs, ont été combinées pour générer la carte de risque (figure 1.10). Le SSI a été calculé grâce à l'application du modèle WofE. Il a été montré sur une carte avec le niveau de dommage des bâtiments situés dans la zone de la mine. La validation à l'aide de la technique CFD-AUC a révélé que l'approche suggérée montrait une précision de prédiction de 91,09%.

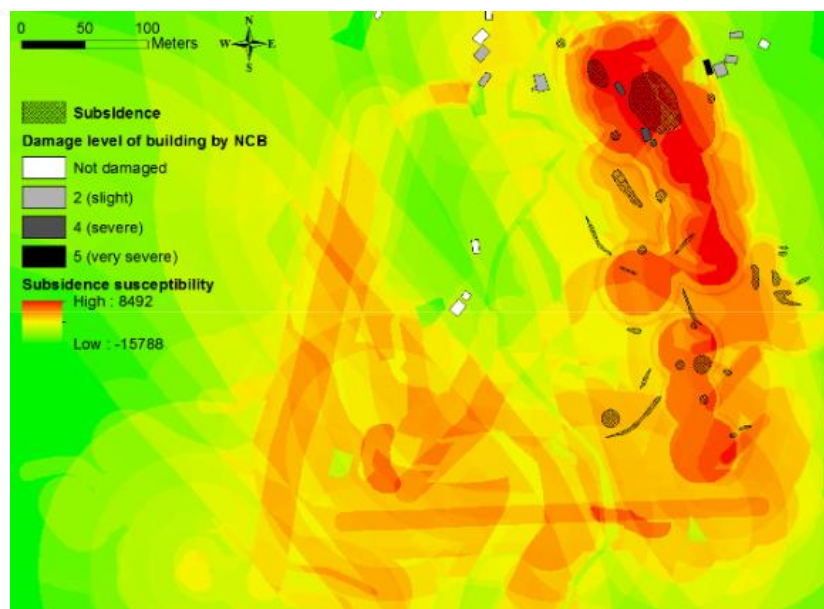


Figure 1.10 : Carte de risque d'affaissement et d'effondrement miniers avec les emplacements des occurrences réelles d'affaissement minier et des bâtiments endommagés (d'après Suh et al.2016).

Le modèle rapport de fréquence (FR) a également été utilisé pour évaluer l'affaissement et l'effondrement minier des mines abandonnées. Le FR est le rapport de la zone où un événement (dans ce cas, un affaissement) s'est produit dans la zone d'étude totale et le rapport des probabilités d'occurrence d'un événement à une non-occurrence pour un attribut donné. Le processus d'application du modèle FR pour la prédiction d'affaissement est similaire à celui de la méthode WofE, et la procédure de calcul est relativement simple.

Choi et al.2007, ont prédit des zones vulnérables à l'affaissement et l'effondrement minier des mines de charbon souterraines abandonnées. Cette étude a appliqué le modèle FR pour déterminer l'influence de chaque classe du facteur, puis le coefficient de corrélation (R^2) entre l'occurrence du risque passé et chaque facteur sélectionné. La validation de la carte de risque a montré une précision de 96,05%.

b) Théorie de la logique floue et réseau de neurone artificiel

La théorie de la logique floue est née de la constatation que la plupart des phénomènes souffrent d'une connaissance imparfaite ou ont des limites imprécises difficiles à représenter à l'aide de variables booléennes (valeurs binaires de 0 ou 1) tel que l'affaissement et l'effondrement minier.

Choi et al. 2010, ont appliqué l'analyse des facteurs par la théorie des logiques floues pour évaluer la susceptibilité d'affaissement et d'effondrement minier. Une analyse des facteurs a été utilisée pour estimer le poids relatif de huit principaux facteurs influençant l'affaissement et l'effondrement minier. Les facteurs utilisés sont les conditions géologiques, l'occupation de la surface, les vides souterrains, la distance entre les fracturations, RMR, la pente des reliefs, profondeurs des nappes souterraines et la perméabilité. Le poids relatif de chaque facteur a été ensuite converti en une valeur d'appartenance floue (0–1) et intégré comme Indice de susceptibilité à l'affaissement (SSI) en utilisant des opérateurs de combinaison floue pour générer plusieurs cartes de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement dans les mines de charbon abandonnées.

Par ailleurs, En raison de l'intérêt croissant récent pour la technologie d'exploration de données dans le monde entier, l'utilisation de méthodes d'apprentissage automatique pour évaluer l'affaissement minier, s'est généralisé ces dernières années.

Une méthode de réseau neurone artificiel (ANN) a été utilisée pour prédire l'affaissement et l'effondrement miniers dans un environnement SIG. En effet, Kim et al.2009 ont tenté de générer des cartes de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement en utilisant la méthode ANN avec sept cartes de facteurs dans un environnement SIG. Le poids de chaque facteur a été calculé en utilisant la méthode de formation à la rétropropagation. Une carte de sensibilité

à l'affaissement et d'effondrement a été compilée en utilisant les poids déterminés de chaque facteur. Les résultats de la vérification ont montré une précision de 96,06%.

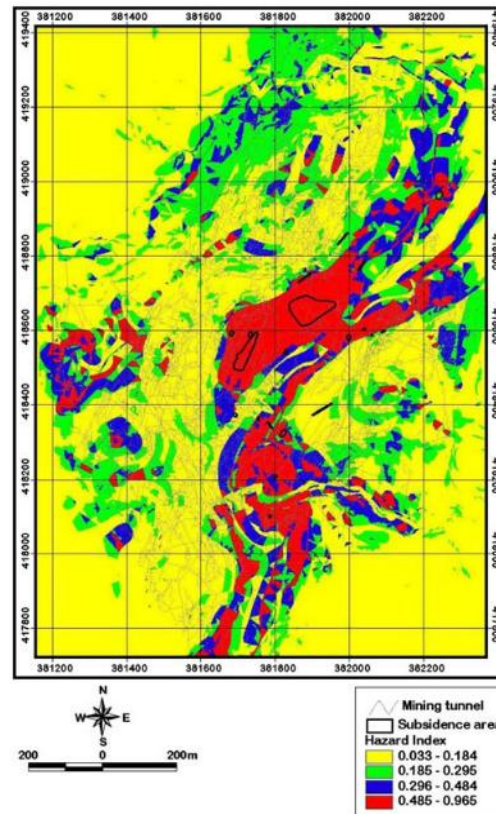


Figure 1.11 : Carte du risque d'affaissement et d'effondrement miniers à l'aide de réseaux de neurones (d'après Kim et al.2009).

De même, Lee et al. 2012, ont prédit la sensibilité à l'affaissement et l'effondrement miniers en utilisant la technique ANN et huit facteurs. Les résultats ont révélé l'importance des poids des facteurs tel que la distance entre les failles, qui présentait la valeur la plus élevée de 1,5477, suivi de facteur géologie.

Park et al. 2012 ont cartographié les risques d'affaissement et d'effondrement minier à l'aide d'un modèle de système d'inférence neuro-floue adaptatif (ANFIS). La méthode ANFIS adopte des algorithmes d'apprentissage de réseau neuronal et une logique floue pour cartographier les entrées dans une sortie. Les résultats de la validation ont montré une précision de prédiction similaire de 95,12%. Les auteurs de cet article ont conclu que la technique ANFIS a montré une excellente capacité prédictive dans la prédiction d'affaissement en combinant le système expert (inférence floue) avec la capacité d'apprentissage de la méthode ANN.

c) Approches hybrides

Des approches hybrides ont été également proposées pour étudier le risque d'affaissement et d'effondrement et même pour la gestion des sites miniers abandonnés.

Park et al. 2014, ont proposé une nouvelle approche englobant plusieurs cartes de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement minier. Les auteurs ont analysé la corrélation entre les occurrences d'affaissement et d'effondrement passées et les facteurs. Ils ont calculé l'indice de ce risque en utilisant trois méthodes : FR, LR et ANN. Puis, les trois cartes d'indice de risque ont été utilisées comme nouveaux facteurs d'entrée, ensuite, intégrées à l'aide de méthodes logique floue pour créer de meilleures cartes de susceptibilité de ce risque. Le résultat de la validation a révélé que le modèle était plus efficace en termes de précision de prédiction que le modèle individuel.

Oh et Lee, 2011, ont également généré quatre différentes cartes de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement d'une mine de charbon abandonnée en utilisant les modèles FR, WofE, LR et ANN. Ils ont ensuite utilisé les quatre cartes comme nouveaux facteurs d'entrée pour compiler une carte de susceptibilité d'affaissement et d'effondrement minier. En conséquence, les cartes intégrées de sensibilité à ce risque qui utilisaient les quatre nouveaux facteurs d'entrée ont montré une plus grande précision (96,46% pour FR, 97,22% pour WofE, 97,20% pour LR et 96,70% pour ANN) que les cartes d'affaissement individuelles (95,54% pour FR, 94,22% pour WofE, 96,89% pour LR et 94,45% pour ANN).

4.4. Les principaux facteurs de l'affaissement et d'effondrement miniers

L'analyse et la cartographie de sensibilité d'affaissement et d'effondrement dans les sites miniers abandonnés basées sur un SIG, a permis de déterminer l'importance des facteurs liés à ce risque. D'après la mise en revue de Suh, 2020, 17 facteurs ont été dénombrés à partir de 23 études (Profondeur (19), épaisseur (7), inclinaison (5), distance (21), densité des ouvrages miniers (3), méthode d'exploitation (2), distance entre les fractures (9), distance aux routes (4), utilisation de la surface (16), géologie (16), RMR (12), eaux souterraines et de surface (15), perméabilité (10), altitude (3), pente topographique (21) et temps (1). L'influence d'un paramètre par rapport aux autres peut être analysée. En effet, Oh et Lee, 2010, ont considéré sept facteurs contribuant à l'affaissement et l'effondrement dans les sites miniers abandonnés. Ils ont également généré, cinq autres cartes de prédiction d'affaissement et d'effondrement ont été créées en utilisant cinq combinaisons différentes des deux facteurs parmi les sept facteurs. Les combinaisons comprenaient la profondeur des vides et de la pente, la distance de la dérive et la profondeur des eaux souterraines, la distance entre les vides et

l'utilisation du sol, la distance de la dérive, la profondeur des eaux souterraines et de l'utilisation des terres, et en utilisant la géologie et l'utilisation des terres. La distance de fracturation et la distance entre les vides souterrains ont fortement affecté l'occurrence de l'affaissement et d'effondrement, et la profondeur des eaux souterraines, l'utilisation des terres et l'évaluation de la masse rocheuse ont eu les effets les plus faibles. Par conséquent, lorsque les sept facteurs influents ont été pris en compte, la précision des prédictions était la plus élevée. En revanche, la combinaison de la profondeur des vides et de la pente a donné le pire résultat de 76,48%.

[Suh et al. \(2016\)](#) ont sélectionné six facteurs générant l'affaissement et l'effondrement dans les sites miniers. Ces six facteurs sont essentiels pour évaluer la susceptibilité d'affaissement et l'effondrement d'un site minier et pour effectuer une analyse de sensibilité à deux objectifs : examiner comment les changements dans la précision de la prédiction varient lorsque les facteurs d'entrée sont modifiés, et générer une carte de prédiction optimale en excluant les facteurs qui diminuent la précision des prévisions. Les précisions de prédiction des cartes de susceptibilité du risque basées sur différentes combinaisons de facteurs ont été calculées à l'aide de la technique CFD-AUC. La précision de la prédiction augmentait lorsque le facteur de gradient de pente était exclu comme paramètre d'entrée. Ils montrent que la carte de sensibilité à ce risque avec cinq facteurs (sans la pente des reliefs) a été le modèle le plus approprié pour le site minier étudié.

Partie 2

Chapitre 2

Chapitre II : Matériels et méthodes

1. Description du site minier d'étude

1.1 Localisation

Le site minier Ichmoul se localise dans la commune d'Ichmoul dépendant de la daïra Arris dans la wilaya de Batna. Il est situé à 55 km de Batna.

La figure 2.1 illustre l'emplacement géographique du site minier étudié. Le choix du site minier d'Ichmoul a été effectué après les différentes sorties sur le terrain de plusieurs sites miniers abandonnés Algériens.

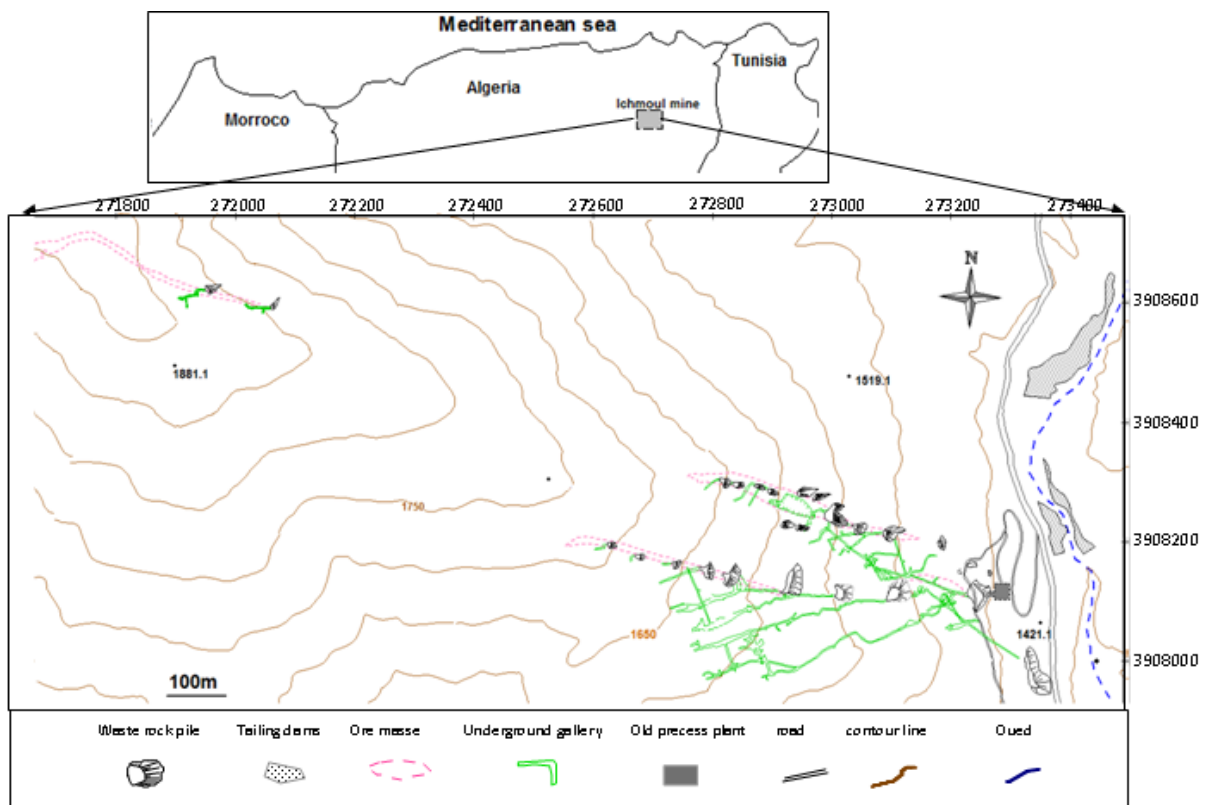


Figure 2.1 : Localisation de la mine abandonnée d'Ichmoul

1.2 Géologie, hydrogéologie et minéralisation du gisement

La structure géologique du gisement est de type anticlinal, constituée par des séries concordantes terrigènes et de calcaires des étages de barrémien, de l'aptien et de l'albien, parfois recouvertes de quaternaire. Le barrémien est constitué de grès quartzeux fins intercalés par des calcaires. L'aptien inférieur prédominé par des calcaires, des grès, des marnes, des schistes argileux, et des calcaires dolomités. La minéralisation se trouve dans trois bancs de

dolomies. Les dépôts d'albien qui sont développés dans le sud et est du gisement principalement de marnes et de calcaires.

La structure géologique plissée du gisement est également faillée avec des orientations NW-SE. L'orientation des amas minéralisés dans le sens de faille et de fissuration montre la relation de la minéralisation et les éléments tectonique. En effet, la minéralisation barytifère est située dans les parties périphériques des amas surtout dans les parties supérieures. En aval, cette minéralisation est remplacée par une minéralisation plombo-barytifère et ensuite par une minéralisation plombo-zincifère. De plus, la minéralisation du gisement est répartie sous forme de cinq amas (figure 2.1). Le gisement d'Ichmoul présente un minerai principal de galène et de barytine (figure 2.2), un minerai secondaire de blende et rarement de pyrite, de cinabre et de chalcoppyrite, par contre la gangue est représentée par la calcite, la dolomite et le quartz.

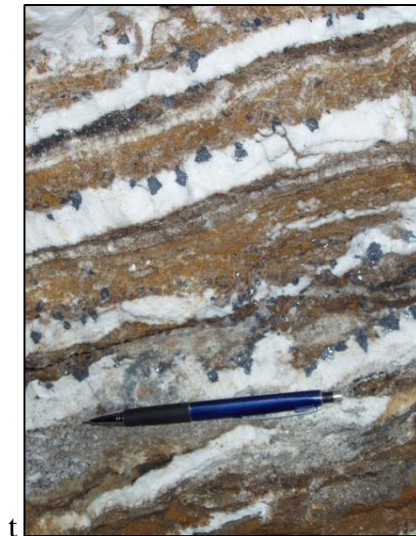


Figure 2.2 : Minéralisation plombo-barytique du gisement Ichmoul (photographie prise durant la campagne d'échantillonnage 2012)

Par ailleurs, l'hydrogéologie du site minier d'Ichmoul se caractérise par l'absence de cours d'eau permanent. En effet, le débit de l'oued qui se trouve dans la partie est du gisement est de 3l/s en hiver. Dans la région d'Ichmoul, on trouve deux types des eaux des diaclases :

- les eaux des diaclases souterraines qui sortent à la surface comme des sources de débit insignifiant (0.01 à 0.05) ;
- Les eaux des diaclases des accidents tectoniques. Elles donnent naissance à des sources de débit 0.3 à 2.7l/s.

1.2 Données historiques sur le site minier d'étude

Durant la période de 1932 à 1954, le gisement plombo-barytine d'Ichmoul a été exploité par une entreprise coloniale et a produit 116000t de minerai à 6% Pb et depuis l'année 1954, les digues à résidus de flottation de plomb, sont abandonnées. La méthode d'exploitation par chambres et piliers a été employée. En 1968, après l'indépendance, la Société Nationale des Recherches Minières (SONAREM) a mis en évidence l'existence des réserves de Pb/Ba et a chargé deux entreprises étrangères (russe et allemande) pour réaliser des études de r-exploitation. L'ENOF a réalisé également plusieurs études portant sur la r-exploitation de la mine (1998, 1999 et 2012) afin d'alimenter l'unité de traitement de barytine par gravimétrie de la mine d'Ain Mimoun. Cependant, elle n'a donné aucun intérêt pour les résidus suite à la méthode de traitement de cette unité. Ces résidus d'une densité 3,65 et de teneur 54,0% en BaSO₄. Ces exploitations ont généré plus de 9000t de stérile à 61% barytine et des résidus de 8577,5 t non négligeable en barytine (Daoud, 1974).

1.3 État environnemental du site d'étude

Durant les deux campagnes sur ce site (2012 et 2013), il a été constaté l'abandon réel du site (figures 2.3, 2.4, 2.5 et 2.6), malgré de plusieurs projets de réouverture de la mine par l'ENOF. De plus il a été remarqué l'existence d'une exploitation artisanale, depuis 1962, de la part des citoyens de la région d'Ichmoul ; d'ailleurs cette exploitation illégale a été immortalisée dans la présente thèse (figures 2.3 et 2.4). Les mineurs artisanaux utilisent des moyens très rudimentaires et sont souvent exposés aux dangers dans le fond de la mine. Ces « chercheurs de galène » ont provoqué une instabilité physique et chimique sur la mine (figure 2.3) : creusement anarchique qui pourrait générer des faiblesses au niveau du massif rocheux tout en créant des ruptures des toits des ouvrages miniers existants et réduisant la stabilité des piliers. Cette exploitation artisanale a des impacts sur l'environnement et aussi sur les ressources minérales.

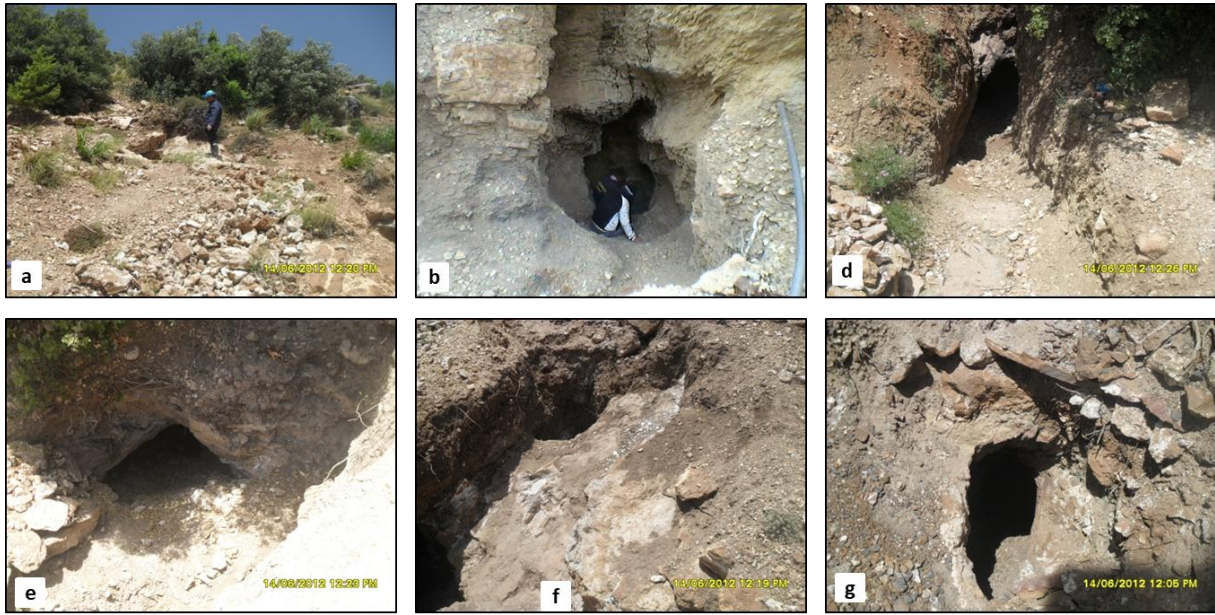


Figure 2.3 : Quelques photos typiques montrant l'impact d'exploitation artisanale sur les ressources minérales et sur la stabilité géotechnique du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur).



Figure 2.4 : photos inédites caractérisent l'impact de l'exploitation artisanale sur l'environnement et la perte des ressources minérales (les photographies ont été prises par l'auteur).

Alors, les stériles ont une répartition très étendue de manière que chaque galerie au jour (plus de dizaine) dispose d'un tas de stérile (figures 2.1 et 2.5).

Ces deux sorties sur site nous a permis d'avoir des échantillons des différents types de stériles du site minier : Des échantillons des stériles d'exploitation artisanale, des échantillons d'exploitation industrielle et des échantillons des stériles représentant la combinaison des deux exploitations.

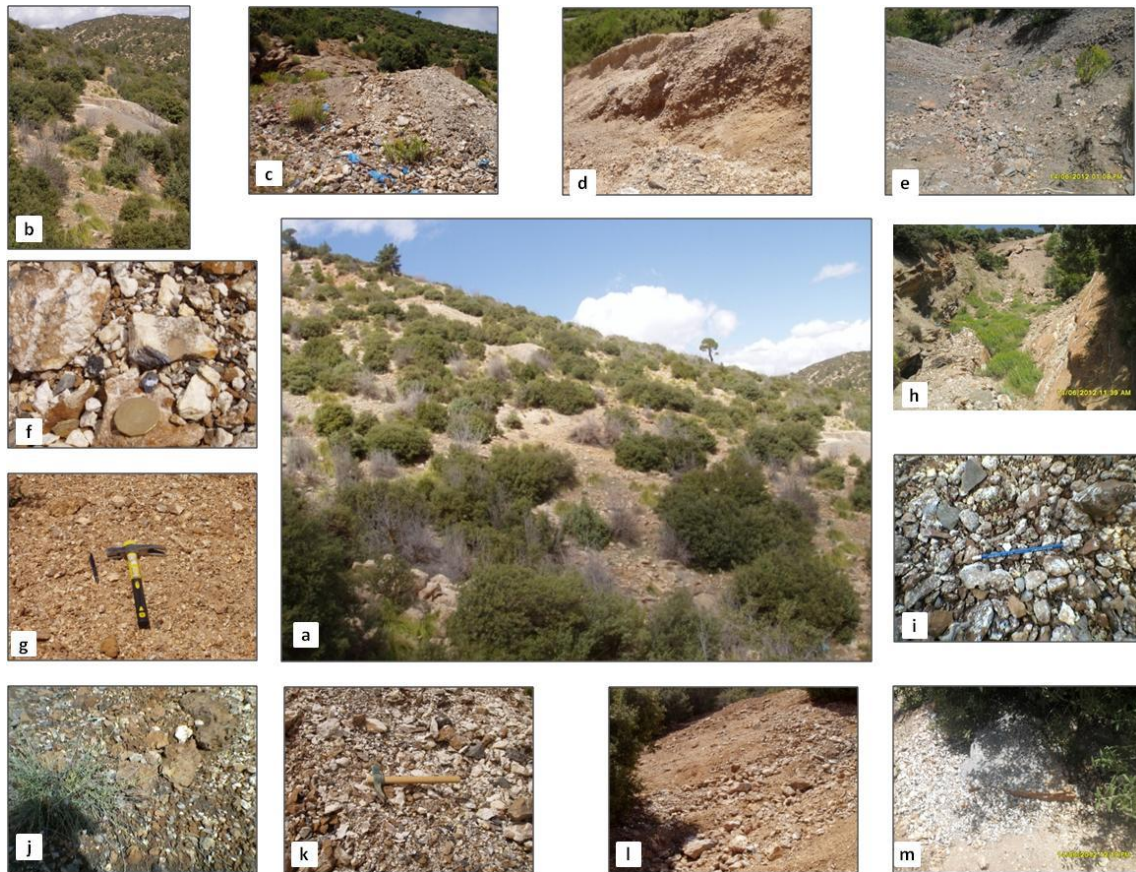


Figure 2.5 : Quelques photos montrant la répartition et les types de stériles du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l’auteur).

Les stériles sont caractérisés par une granulométrie grossière et de minéralisation diversifiée et riche surtout en galène et de barytine. Ces stériles pourraient présenter un intérêt économique et un impact négatif sur l’environnement. La majorité des tas de stériles sont érodés, donc, déplacés vers l’oued et créant un sur alluvionnement.

Par ailleurs, le site dispose également de trois dépôts des résidus de flottation, nous avons visité et échantillonné une seule digue (figures 2.1 et 2.6). Les résidus de traitement de minerai d’exploitation industrielle, sont déposés dans l’oued traversant la région Ichmoul dont une grande partie est drainée par ce cours d’eau. Ce drainage augmente probablement la mobilité des métaux lourds comme Ba, Pb, Zn, Fe... dans l’environnement de région.



Figure 2.6 : Photos montrant l'état de la digue des résidus du site minier abandonné Ichnoul. (c) et (f) les saignées d'échantillonnage des résidus (les photographies ont été prises par l'auteur).

Les édifices d'usine d'enrichissement sont pratiquement ruinés, à l'abandon et d'un concentré résiduel de Pb sur place (figures 2.1 et 2.7).

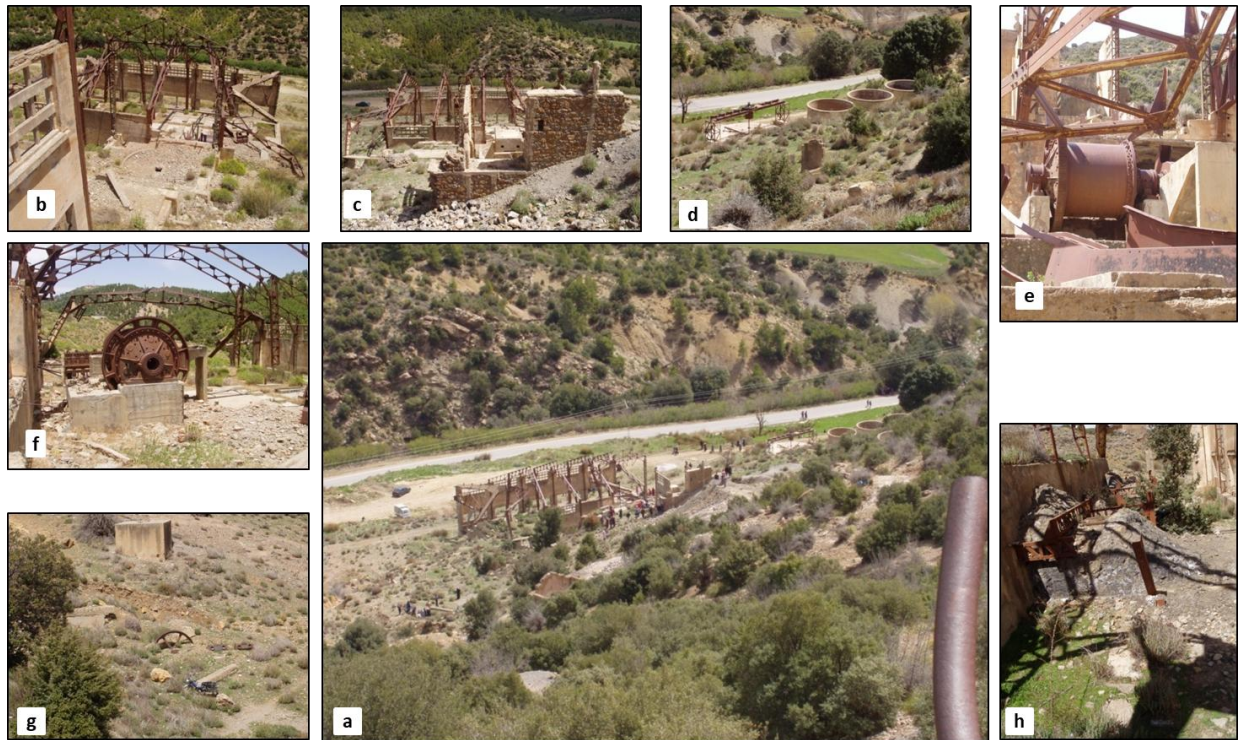


Figure 2.7 : prise de photos montrant l'abandon des édifices du site minier abandonné Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur).

2. Echantillonnage et préparation des rejets miniers

Les rejets miniers (stériles et résidus) ont été échantillonnés par nos soins dans les différents tas de stériles et dans la digue des résidus de flottation durant les deux campagnes d'échantillonnage (2012 et 2013). Les stériles ont été déposés sous forme de plusieurs amas de matières excavés à différents niveaux et localisés à proximité des anciennes galeries. Un ensemble de 25 tas de stériles retrouvés sur le site minier issus de l'exploitation minière industrielle et artisanale a été étudié. Les stériles ont été échantillonnés suivant le lieu et le type (altéré, artisanal et combiné). Chaque tas de stérile situé entre le niveau 1450 m et le niveau 1650 m, a été échantillonné par la collecte de 7 à 11 sous-échantillons par tas. Egalement, 7 échantillons d'exploitation artisanale ont été collectés dans différents lieux du site minier. L'échantillonnage des résidus a été procédé par collecte des échantillons ponctuels sur toute la surface et les pentes de la digue, ainsi que par deux tranchés. Au total 30 échantillons des résidus ont été collectés.

Tous les échantillons ont subi une préparation minutieuse permettant de conserver le caractère représentatif de l'échantillon initial, et d'obtenir des sous-échantillons identiques du point de vue de leur composition chimique et minéralogique. Au laboratoire génie minier d'ENP, les échantillons ont été homogénéisés après séchage à l'air libre. Puis, une

caractérisation minéralogique préalable par DRX est effectuée sur différents sous-échantillons de stériles et de résidus, broyés à moins de 40 µm par un broyeur planétaire à billes.

Différents quartages ont été appliqués par des diviseurs à riffles pour les résidus et également pour chaque type de stériles (artisanale, altéré et combiné). Cette étape a permis d'obtenir un échantillon représente l'exploitation artisanale (5kg), un échantillon des stériles anciens (47kg), un échantillon des stériles combinés (71kg), un échantillon des résidus anciens (96kg).

Ensuite, un tamisage a été appliqué pour les trois types de stériles afin d'obtenir une fraction granulométrique inférieure à 6.3mm, ensuite un quartage a été appliqué par un diviseur à riffles moyen. Cela a permis de préparer un sous-échantillon (4kg) de chaque type de stérile, destiné aux essais cinétiques. Pour les analyses, des échantillons en poudre (< 40µm) de chaque type de stérile ont été préparés. Puis, la fraction granulométrique supérieure à 6.5 mm des échantillons de stériles combinés et anciens, après réservation de 10 kg pour l'essai cinétique en colonne, le surplus a été concassé, broyé et additionné à la fraction inférieure à 6.5 mm. Cette dernière étape a permis de préparer l'échantillon des stériles pour les essais de flottation. De plus, un sous-échantillon de ce dernier a été broyé et divisé afin d'obtenir un échantillon en poudre pour les analyses.

Les anciens résidus ont également homogénéisés et divisés après un tamisage. Un échantillon de 4kg est destiné pour les essais cinétiques, un échantillon d'un kilo a été broyé (< 40µm) et un sous échantillon obtenu par échantillonneur à cône rotatif pour les analyses et le reste a été utilisé dans les essais de flottation.

3. Inventaire des cas d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains anciens

La méthode d'exploitation appliquée est celle de chambres et pilier avec des galeries de petite section. Cependant, il a été remarqué la rupture des toits de tant de galeries ce qui présente un risque probable sur la surface, par formation des fontis et des effondrements (figure 2.8).



Figure 2. 8 : États des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul (les photographies ont été prises par l'auteur).

4. Techniques de caractérisation des rejets miniers

L'organigramme ci-dessous (Figure 2.9) présente les différentes méthodes appliquées lors de caractérisations minéralogique et physicochimiques des rejets miniers de la mine d'Ichmoul.

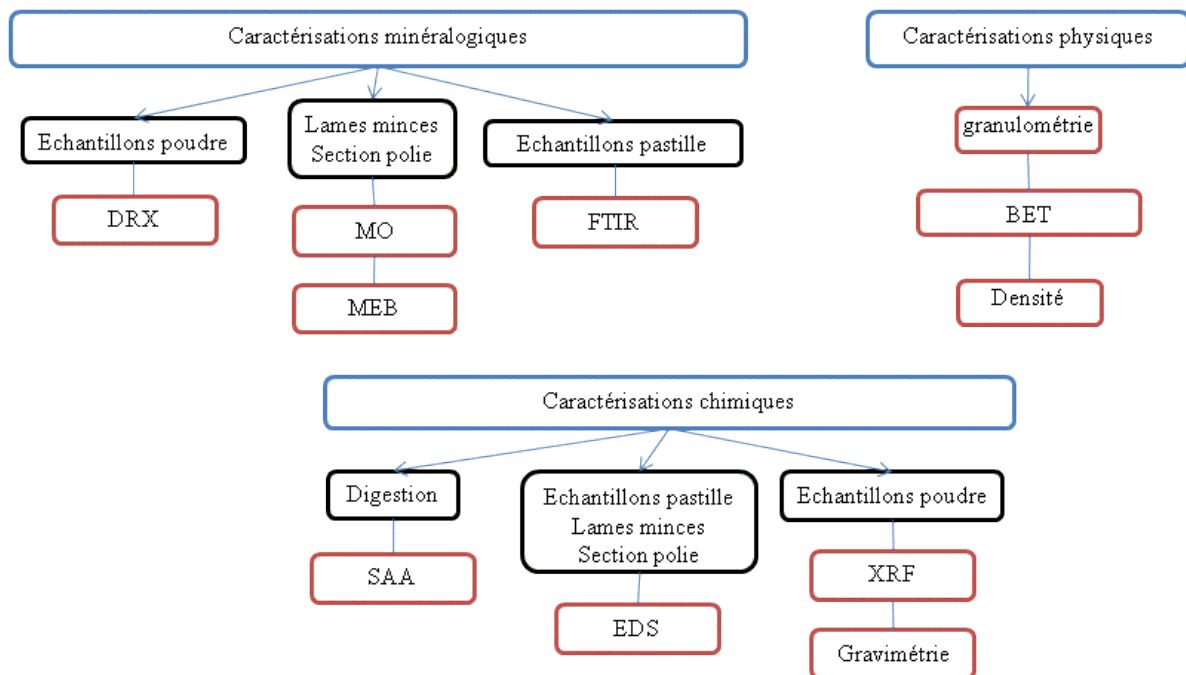


Figure 2.9 Méthodologie de caractérisation minéralogique, physique et chimique des rejets miniers du site minier abandonné Ichmoul

4.1 Méthodologies pour la Caractérisation minéralogique

De nombreuses études antérieures ont montrés que l'application de la caractérisation minéralogique aux déchets miniers, a le potentiel d'améliorer l'évaluation des risques environnementaux, de mener la planification appropriée pour les mines opérationnelles et d'optimiser la conception de réhabilitation des mines fermées ou abandonnées (Jamieson et al. 2015). La caractérisation des minéraux, en particulier les minéraux sulfurés et carbonatés, est particulièrement importante pour prédire le potentiel de drainage et de lixiviation des métaux. De plus, elle facilite la compréhension de la stabilité des minéraux réactifs et porteurs de métaux dans diverses conditions environnementales. Nous avons donné alors beaucoup d'importance à cette caractérisation dans la présente thèse.

Les techniques utilisées pour la caractérisation minéralogique des rejets miniers (résidus et stériles) de la mine abandonnée d'Ichmoul sont pétrographie optique, MEB-EDS et la DRX.

a. Diffraction des rayons X (DRX)

Les analyses par DRX ont été réalisées par un appareil Bruker Siemens D800 d'université de A.Mira Bejaia et sur des échantillons broyés (< 40µm). L'interprétation du diffractogramme est effectuée à l'aide de logiciel Xpert pour l'identification et la quantification des minéraux.

La méthode d'analyse minéralogique par diffraction des rayons X (DRX) est basée sur le principe que chaque minéral possède un ou plusieurs plans cristallographiques caractéristiques qui provoquent une diffraction des rayons X. L'enregistrement du signal par un détecteur adapté permet de visualiser les angles et intensités des pics de diffraction obtenus. Pour chaque minéral, on observe un ou des pics caractéristiques sur le diffractogramme dont la hauteur sera proportionnelle à l'intensité de la diffraction. La limite de détection du diffractomètre utilisé est de 1 %, celle-ci peut varier selon les phases minérales présentent dans l'échantillon.

b. Microscopie optique (MO)

Pour cette méthode, la préparation des lames minces et de sections polies sont nécessaire. Cinq lames minces et une section polie des rejets miniers de la mine abandonnée d'Ichmoul ont été confectionnées au laboratoire de géologie d'université Badji Mokhtar Annaba.

Le microscope optique permet d'obtenir une image agrandie de l'échantillon observé. La microscopie en lumière réfléchiée permet l'observation des minéraux opaques. Il y a deux types de lumières : polarisée et analysée. Un microscope Zeiss a été utilisé pour la section polie de

laboratoire géologie d'université S. Benyahia, Jijel. D'autres analyses par microscope optique ont été effectuées sur les lames et la section polie des rejets de la mine abandonnées d'Ichmoul au niveau de laboratoire de géologie d'ENES Kouba et laboratoire génie minier de l'ENP.

c. Microscope électronique à balayage (MEB)

Le MEB (en anglais SEM ou *Scanning Electron Microscopy*) permet d'étudier la composition minéralogique et la morphologie des minéraux des rejets. Cette technique d'imagerie est la plupart du temps couplée à une méthode de microanalyse par spectrométrie à ionisation (EDS ou *Energy Dispersive Spectroscopy*) qui permet de déterminer la composition chimique élémentaire des échantillons. Le MEB utilise un faisceau d'électrons, qui permet des agrandissements jusqu'à 100 000 fois. La caractérisation SEM/EDS des rejets miniers de la mine abandonnée d'Ichmoul a été réalisé par différents type de MEB : un SEM FEI Quanta 200 d'université A.Mira Bejaia et Jeol JSM 6360LV de CDTA, Alger.

Il est à noter que la caractérisation EDS des rejets miniers faite au CDTA a été réalisée sur des pastilles qui ont été préparées à l'université de Bejaia (figure 10).



Figure 2.10 : Pastilles préparées pour les analyses par MEB- EDX. Nous avons réalisé 30 pastilles.

d. Spectroscopie infrarouge à transformée de fourrier (FTIR)

Spectroscopie infrarouge à transformée de fourrier a été utilisée pour la caractérisation minéralogique des rejets miniers et dans l'étude de l'efficacité de flottation. Le dispositif avec lequel les spectres d'absorption infrarouge ont été obtenus, est spectromètre à transformée de fourrier de type Shimadzu IRaffinity-1 d'université A. Mira Bejaia. Les mesures ont été réalisées sur des échantillons, sous forme pastilles mélangées avec du KBr dans le domaine des nombres d'onde compris entre 400 et 4000 cm^{-1} .

4.2 Méthodologies pour les propriétés physiques des rejets miniers d'Ichmoul

a. Analyse granulométrique par tamisage sec

Ce tamisage a permis d'obtenir les masses les pourcentages des différents refus et tamisas et sont rapportées sous forme graphique, la courbe granulométrique. Huit courbes ont été réalisées pour les différents échantillons des rejets miniers : 06 pour les essais en cellules humides et 2 pour les échantillons de flottation (résidus et stériles. De plus, les diamètres D_{10} , D_{30} et D_{60} sont utilisés pour caractériser les courbes granulométriques des échantillons des essais cinétiques dont on obtient le coefficient d'uniformité C_u et C et également d_{80} pour les échantillons de flottation. Le tamisage a été effectué au niveau de laboratoire de génie minier de l'Ecole Nationale Polytechnique.

b. Surface spécifique

Les surfaces spécifiques des deux échantillons des rejets miniers d'Ichmoul utilisés pour les essais de flottation ont été mesurées par la méthode BET. Cette caractérisation a été effectuée au niveau de laboratoire génie des procédés d'université A.Mira Bejaia, à l'aide d'un analyseur Micromeritics Gemini III 2375.

4.3 Méthodologie de caractérisation chimique des rejets miniers de la mine d'Ichmoul

a. Analyse par spectrométrie de fluorescence de rayons X (XRF)

L'analyse en fluorescence X est une technique analytique non destructive comme l'analyse DRX. Cette technique a été utilisée pour la caractérisation des deux échantillons de rejets (stériles et résidus) utilisés pour les essais de flottation. L'analyse XRF a été effectuée sous prestation payante par le laboratoire d'analyse d'ORGM, Boumerdes.

b. Analyse par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

L'analyse de Pb, Zn, Cu ont été réalisées par SAA après une digestion des échantillons solides. Cette analyse a été appliquée pour tous les échantillons des rejets avant et après essais de flottation et uniquement pour les échantillons avant essais cinétiques. Toutes les analyses de Pb, de Zn et de Cu des échantillons des rejets solides de cette présente thèse ont été effectuées sous prestation payante par le laboratoire d'analyse ORGM, Boumerdes avec un appareil Thermo-Fisher scientifique ICE 3000. D'après le rapport des résultats d'analyse, la digestion appliquée est celle HF/HCl/HNO₃.

c. Analyse par gravimétrie

L'analyse de Ba des échantillons solides a été effectués également sous prestation payante par le laboratoire d'analyse ORGM, Boumerdes. Les résultats d'analyse ont été récupérer sous forme des concentrations de BaSO₄ (barytine).

d. Méthodes de caractérisation des échantillons lixiviats

Les méthodes d'analyses des lixiviats des essais en cellule humide sont les analyses électrochimiques, les analyses élémentaires et les mesures d'alcalinité.

Les analyses électrochimiques comprennent les mesures du pH, et de la conductivité des échantillons liquides. Ces analyses ont été effectuées dans les laboratoires du génie des procédés d'université A.Mira Bejaia. Il est à noter que quelques échantillons des lixiviats ont été conservés au réfrigérateur jusqu'à leur analyse dans cinq jours qui suivent.

Pour le pH, une électrode de type Orion Triode 9157. La conductivité est mesurée à l'aide de différents appareils.

L'analyse chimique des échantillons liquides est effectuée par SAA, spectrophotomètre à flamme et volumétrique. Les lixiviats sont déjà filtrés avec des filtres à seringue 0,45 µm, et acidifiés avec acide nitrique (HNO₃) pour la conservation à long terme. Les éléments chimiques Pb, Zn, Ba, Ca et Mg ont été analysés.

L'analyse de Pb et de Zn a été effectuée par la spectrométrie d'absorption atomique au niveau de laboratoire de recherche hydrométallurgie et chimie moléculaire inorganique, USTHB. L'analyse de Ba et de Ca a été réalisée par la spectrophotométrie à flamme au niveau de laboratoire de la faculté des sciences de la nature et de la vie d'université A.Mira Bejaia. Par contre, l'analyse de Mg a été assurée par la méthode volumétrique qui a été effectuée au laboratoire de pédologie d'université A.Mira Bejaia.

Les analyses d'alcalinité des lixiviats des essais en cellules humides ont été faites par titrage acide-base avec une burette. Elle dépend habituellement de son contenu en carbonates, en bicarbonates et en hydroxydes. Ces composés sont considérées totalement réagis lorsque de l'acide sulfurique (H₂SO₄) est ajouté à l'échantillon jusqu'à un pH de 4,5. Cette analyse est effectuée au laboratoire de pédologie d'université A.Mira Bejaia

e. Concassage et Broyage

Pour les fins de l'analyse DRX, des échantillons de rejets miniers et des échantillons de concentrés et résidus des essais de flottation des anciens résidus ont été finement broyés (granulométrie inférieure à 40µm) par un broyeur à bille planétaire au laboratoire génie minier ENP. De plus, le broyage et le concassage d'échantillon des stériles pour les essais de flottation ont été effectués au niveau du laboratoire génie minier ENP par un broyeur à boulet et concasseurs à mâchoires respectivement.

5. Méthodes appliquées et utilisation des rejets miniers

Tous les échantillons décrits précédemment ont été utilisés dans cette thèse selon des objectifs bien précis. L'organigramme suivant (figure 2.11) présente les différentes utilisations des rejets

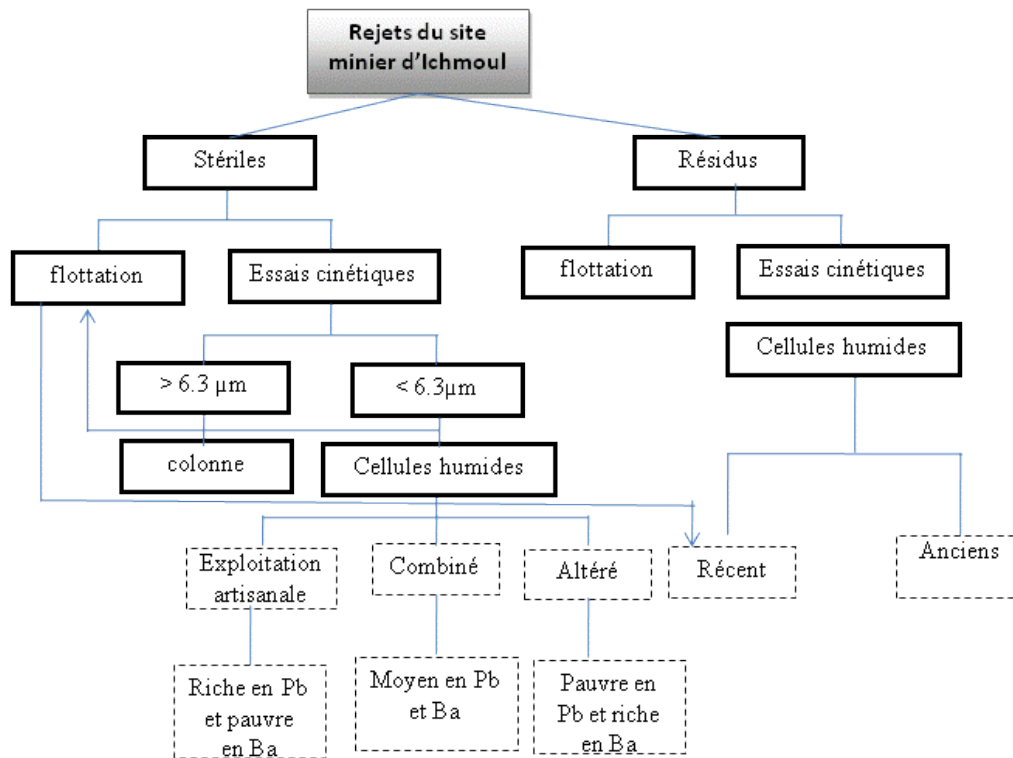


Figure 2.11 : Organigramme d'utilisation des rejets miniers d'Ichmoul et des méthodes appliquées

5.1 Méthodologie pour la séparation par flottation

La flottation est une technique de la minéralurgie qui différencie les minéraux hydrophiles des minéraux hydrophobes après ajout d'un collecteur. L'action sélective du collecteur peut être améliorée par d'autres réactifs tels que les moussants, les activants et les déprimants. Ce procédé physico-chimique de concentration basé sur la chimie de surface a pour but de séparer des minéraux en suspension dans un liquide. La flottation des rejets de la mine d'Ichmoul ont été réalisés dans une cellule de flottation Denver et de $S : L = 30\%$. Durant les essais de flottation de la présente thèse, différents réactifs ont été utilisés : amyloxanthate de potassium (PAX), Aero 407 et acide oléique ont été utilisés comme collecteur. Les réactifs Na_2S et Na_2SiO_3 ont été respectivement utilisés comme agents de sulfuration et dispersant /déprimant. Par contre, Aeroflot 76 et huile de pin ont été ajoutés à la pulpe comme moussant.

Les réactifs NaCO₃, NaOH et acide tannique ont été utilisé respectivement comme régulateur pH et déprimant.

Les essais ont été effectués au laboratoire de génie minier de l'ENP et laboratoire de recherche LSMGP d'université A. Mira Bejaia. Deux flowsheet de flottation ont été élaborés dont un flowsheet pour la récupération de barytine des résidus et un autre pour la récupération de barytine et de plomb et désulfuration des stériles (figure 2.12)

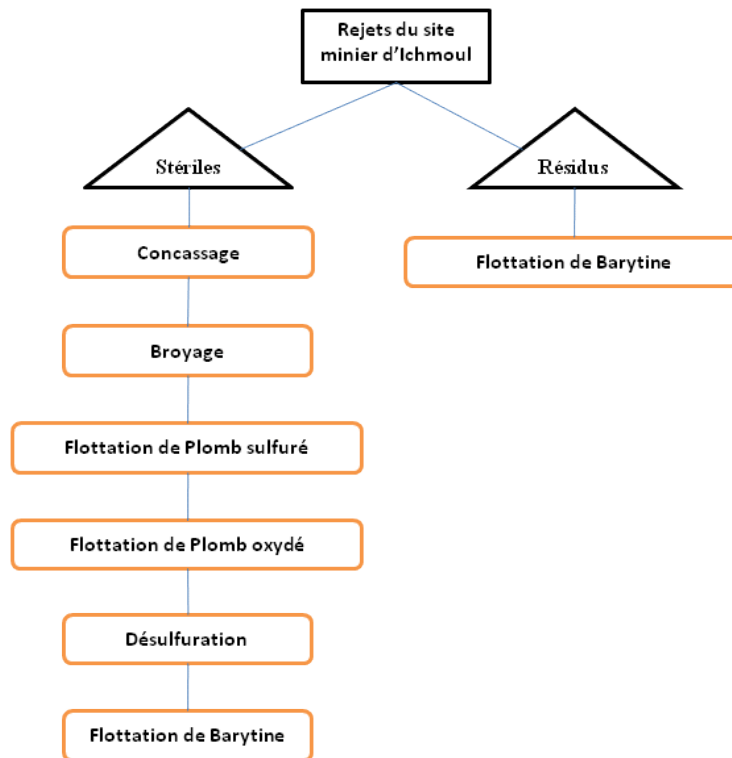


Figure 2.12 : Flowsheet général décrivant les différents étages de flottation des rejets miniers d'Ichmoul

Progiciels

Un ensemble de progiciels a été utilisé durant la présente thèse dont les principaux sont le MapInfo professionnel 8.0 pour le SIG, le Minteq 3.1 pour la modélisation géochimique des rejets miniers, l'Excel Stat pour analyse statistique des résultats des essais géochimiques et Xpert DRX pour l'identification qualitative et quantitative de la composition minéralogique.

5.2 Méthodologie pour les essais cinétiques en cellules humides

Les essais cinétiques de la présente thèse ont été effectués en cellules humide. Les rejets miniers de la mine abandonnée d'Ichmoul ont été placés dans des cylindres PVC dans lesquels ils subissent un certain nombre de cycles hebdomadaires de mouillage et de séchage. Ces cycles ont été conduits sur une période de cinq mois, ce qui correspond à 17 cycles. C'est

une simulation du comportement géochimique des rejets miniers sur une période effective de 17 équivalent-années, dans des conditions météorologiques de la région Batna. Dans la littérature, quinze cycles est le nombre minimum pour le test de cellule humide.

La cellule humide est conçue par un cylindre PVC équipé d'une plaque de base avec drain, un couvercle amovible et divers ports pour l'air et le drainage (figure 2.13). Environ 3cm du fond de cylindre, une plaque perforée est installée pour supporter l'échantillon. De plus, un tissu textile est utilisé pour réduire la quantité de particules fines en passant par la plaque perforée.

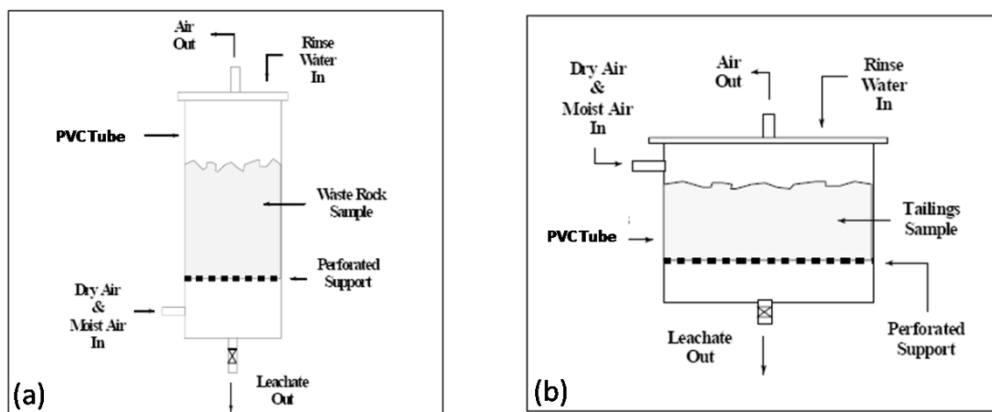


Figure 2.13 : Types et composants des cellules d'humidité appliqués dans les essais cinétiques (d'après MEND)

En général, la taille et la forme de la cellule humide dépend de la granulométrie d'échantillon à étudier (stériles ou résidu). Une cellule mince et haute est généralement utilisée pour des échantillons de stériles d'une granulométrie inférieure à 6.5mm (figure 2.13a). Si l'échantillon est constitué de résidus (environ 150 μm) et moins perméable, une cellule plus courte et plus large devrait être utilisée afin de faciliter le lessivage et l'aération (figure 2.13b).

a. Descriptif expérimental

Les essais en cellules humides ont été réalisés suivant le protocole (MEND). L'objet principal des essais en cellules humides est de comparer les résultats des deux caractérisations (pré-essai et post-essai). La caractérisation pré-essai consiste des analyses chimiques, minéralogiques et granulométriques. Cinq cellules ont été mise en place :

- cellule d'échantillon des stériles d'exploitation artisanale nommée PbrichWR ;
- cellule d'échantillon des stériles d'exploitation industrielle nommée OldWR ;
- cellule d'échantillon des stériles combinés des deux exploitations nommée CombinedWR

- cellule d'échantillon des anciens résidus de flottation et
- cellule d'échantillon des récents résidus de flottation.

Après la préparation des échantillons et la caractérisation de pré-test, environ 1 kg de l'échantillon (poids sec) est placé dans la cellule d'humide. Dans la première semaine (semaine 0) l'échantillon est mouillée puis rincés .Il est suivi par une répétition de cycle hebdomadaire de l'air sec, de l'air humide et de rinçage.

Le schéma de circulation de l'air diffère entre les résidus et les cellules stériles. Cette différence reflète les différences dans les dépôts sur le terrain et les caractéristiques de rétention d'eau. Les résidus sont généralement des matériaux avec des teneurs en humidité élevée et sont généralement placés sous forme de boue dans une digue. Dans les résidus, l'Air sera alimenté par-dessus (par diffusion). Par contre, dans les stériles, généralement a une granulométrie plus grossière que les résidus, sont placés dans des tas ou des haldes. Leur granulométrie permet un meilleur drainage, plus de contact entre les roches stériles et de l'air, et une plus grande circulation d'air. En conséquence, l'air dans une cellule de stériles est introduit sous l'échantillon afin qu'il puisse plus circuler librement à travers elle, tandis que dans une cellule de l'air des résidus est passé par-dessus de l'échantillon (figure 2.13).

Un cycle comporte trois jours de circulation d'air sec au-dessus de l'échantillon de résidus ou à travers l'échantillon stériles, trois jours de circulation d'air humidifié. Le septième jour du cycle d'essai correspond à la lixiviation d'échantillon par ajout de 500 ml d'eau distillée ou déionisée et permettra de faire noyer les échantillons pendant au moins deux heures pour lessiver les produits d'altération cumulés pendant la semaine. L'eau de rinçage est ensuite drainée pour l'analyse. Le lendemain de la collecte du rinçage, un autre cycle est initié avec l'introduction d'air sec.

Le lixiviat hebdomadaire est filtré sur des filtres à seringue de 0.45 μm en deux sous-échantillons : un pour mesurer la conductivité, l'alcalinité et le pH et l'autre est acidifié avec HNO_3 pour les analyses chimiques de Pb, Zn, Ba, Ca et Mg. Cette suite d'analyses sera effectuée toutes les semaines. A partir des analyses, les taux de lixiviation ont été calculés, généralement en unités de mg du paramètre/ kg de l'échantillon / semaine.

A terme de l'essai, les cellules sont démantelées. L'échantillon final de rejet est séché et soumis à la caractérisation minéralogique par DRX.

6. Méthodologie d'analyse et de cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains.

L'analyse de l'aléa d'affaissement et d'effondrement des terrains des sites miniers, connus une exploitation souterraine, nécessite plusieurs étapes. La première étape comporte la collecte de données minières (plans d'exploitation), géologiques (lithologie, failles), hydrogéologiques, topographique (pentes des reliefs) ainsi inventaire des cas d'affaissement sur le terrain. Ces données permettront de sélectionner les facteurs pertinents. La deuxième étape consiste l'évaluation de l'aléa spatial de ce risque en utilisant la relation entre l'affaissement et d'effondrement et les facteurs liés. La troisième étape consiste à réaliser une carte de risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains à partir des cartes des facteurs. En fin, validation des résultats.

L'affaissement et effondrement de terrains dans les sites miniers, sont des processus de mouvement de masse sous l'influence de différents facteurs. En conséquence, il est essentiel d'analyser les conditions des facteurs sélectionnés pour évaluer la sensibilité aux affaissements et effondrements miniers. Dans la littérature, les principaux facteurs influents et responsables des affaissements de terrain miniers sont la profondeur et la hauteur des vides sous terrains, la méthode d'exploitation, le degré d'inclinaison de l'excavation, l'étendue de l'exploitation minière, la géologie structurale, la lithologie, la pente des reliefs et l'écoulement des eaux souterraines (Park et al.2012 ; Oh et al. 2011)

Par ailleurs, deux campagnes effectuées sur le site minier d'Ichmoul ont permis de détecter des cas d'affaissement et d'effondrement (figure 2.14), certains ont été à des fins de modélisation et d'autres pour validation.

Au total, 5 affaissements et effondrements des ouvrages miniers souterrains ont été cartographiés grâce aux observations sur le terrain. Sur le total, un a été cartographiés au niveau de l'amas 3 a provoqué un affaissement de terrain. Un grand nombre de phénomènes de rupture de terrain ont été observés au niveau des grandes altitudes. On a constaté que ces effondrements et effondrements se produisaient principalement sur les ouvertures des galeries d'accès, probablement dû à la faible épaisseur de recouvrement. La caractéristique de progression de ce risque s'est avérée être un risque majeur pour les exploitants illégaux. La zone d'étude appartient au terrain comprenant une variété de failles. La principale est celle de faille tectonique située dans les terrains de l'amas 2 et 4.



Figure 2.14 : Cas d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains dans le site minier d'Ichmoul ((les photographies ont été prises par l'auteur).

Ces anciens cas d'affaissement et d'effondrement aideront à sélectionner les facteurs pertinents et d'assurer que l'affaissement et l'effondrement prédit se produira dans des conditions identiques à ceux des cas l'affaissement passé. D'autre part, un travail de fourmis a permis d'élaborer un système d'information géographique (SIG) par le logiciel MapInfo professionnel tout en digitalisant et en calant les différentes cartes (format papier) récupérées de l'Entreprise Nationale des Produits Miniers Non Ferreux (ENOF). Cette base de données SIG est constituée des altitudes des courbe de niveaux générées d'une carte topographique, informations lithologiques et les failles issus de la carte géologique, distances entre les anciens vides souterrains des cartes des anciennes galeries et profondeurs des anciens ouvrages miniers souterrains des coupes géologiques. Les couches thématiques de données sont présentées dans le [tableau 2.1](#).

Tableau 2.1 : Construction d'une base de données SIG comprenant des facteurs liés à l'affaissement de la mine d'Ichmoul.

Catégorie	Facteurs	Échelle
Géologie	Distances entre les fracturations	1/2000
	Lithologie	
Topographie	Pente	1/2000
Carte des galeries	Distance entre les vides souterrains	1/2000
	Profondeur des vides	
Coupes géologique	Profondeur des vides souterrains	1/2000 et 1/500

Les études antérieures portant sur l'affaissement des terrains dans les anciens sites miniers, ont mentionnées que les facteurs de profondeur des ouvrages miniers souterrains et les

distances entre eux sont importants, par conséquent, des classes très serrées ont été choisies. Cependant le facteur d'hydrogéologie a été éliminé car la mine d'Ichmoul est en dessus des nappes phréatiques (Daoud, 1974). La pente a été classée en 10 catégories après élimination de certaines altitudes. Comme le facteur distance entre fractures est pertinent, alors les fracturations ont été incluses. Le facteur lithologie a été classé en 6 catégories.

Ensuite, en utilisant la méthode Weights of Evidence, les relations spatiales entre l'emplacement d'affaissement et d'effondrement détecté et chacun des facteurs liés à ce risque, tels que la pente, les failles, la profondeur de vides, la distance entre les vides, la profondeur des vides d'exploitation souterraines ont été analysés. Les relations spatiales ont été utilisées comme notation de chaque facteur dans l'analyse de superposition. Par la suite, des tests d'indépendance conditionnelle ont été effectués pour la sélection des facteurs à utiliser dans la cartographie des aléas spatiaux d'affaissement et d'effondrement. Les facteurs ont été additionnés pour calculer un indice de risque spatial d'affaissement et d'effondrement des vides souterrains et l'aléa spatial d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitation souterraines a été cartographié pour 5 combinaisons de facteurs telles qu'une combinaison utilisant toutes les variables et 4 autres combinaisons différentes. Alors, 5 cartes de probabilités postérieures ont été générées. Enfin, les résultats de combinaison tous les facteurs ont été validés à l'aide des courbes ROC (AUC) avec des cas antérieurs d'affaissement et d'effondrement des terrains aux alentours des vides d'exploitation souterraines.

6.1 Théorie sur Weights of Evidence (WofE)

L'approche de prédiction des affaissements et des effondrements aux alentours des ouvrages miniers souterrains générés par les anciennes exploitations est basée sur la corrélation spatiale des facteurs et le risque. Pour générer les cartes de prédiction pour chaque des cinq facteurs étudiés, la base de données spatiale a été classée en une carte en calculant W^+ et W^- à partir des équations. (2.1) et (2.2), qui montrent des zones favorables et défavorables à ce risque.

$$W^+ = \text{Log} \frac{P\{B/D\}}{P\{B/\bar{D}\}} \quad (2.1)$$

$$W^- = \text{Log} \frac{P\{\bar{B}/D\}}{P\{\bar{B}/\bar{D}\}} \quad (2.2)$$

Où P est la probabilité, B est la présence d'un modèle dichotomique, \bar{B} est l'absence de modèle dichotomique, D est la présence d'occurrence d'événement et \bar{D} est l'absence d'occurrence d'événement. W^+ et W^- sont les poids de la preuve lorsqu'un facteur est présent (pertinent) et absent (non pertinent), respectivement.

Une paire de poids, W^+ et W^- , est déterminée par le degré de superposition entre les cas inventoriés de ce risque et les diverses classes des facteurs. Si aucune association particulière n'existe entre les occurrences d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers et le facteur, alors $W^+ = W^- = 0$. Une valeur positive de W^+ indique une association positive entre cas connus et la carte évidentielle. La valeur de contraste C (où $C = [W^+] - [W^-]$) représente le degré d'association spatiale entre la carte évidentielle et les occurrences connues. La signification (S) des poids peut être estimée par équations ci-dessous :

$$s^2(W^+) = [1/M\{A \cap B\}] + [1/M\{A \cap \bar{B}\}] \quad (2.3)$$

$$s^2(W^-) = [1/M\{A \cap \bar{B}\}] + [1/M\{A \cap B\}] \quad (2.4)$$

Enfin, pour calculer l'écart type et le studentisé (c/s) du contraste, Eqs. (2.5) et (2.6) ont été utilisés.

$$S(C) = \sqrt{s^2(W^+) + s^2(W^-)} \quad (2.5)$$

$$c/s = (C/S(C)) \quad (2.6)$$

6.3 Théorie sur la courbe Receiver Operating Characteristic (ROC)

L'approche de validation (précision de prédiction) de la carte de risque d'affaissement générée, utilisée est la courbe ROC, appelée "Receiver Operating Characteristic" en comparant la carte générée avec les emplacements des cas d'affaissement et d'effondrement passés et en calculant ensuite la zone sous le courbe (AUC) (Mohammady et al. 2019 ; Razavizadeh et al. 2017 ; Ozdemir, 2011, Oh et al. 2010, 2011). La précision de prédiction obtenue démontre l'efficacité de la carte générée dans les prédictions de susceptibilité de ce risque. La courbe ROC se construit en 2 dimensions avec la sensibilité sur l'axe des ordonnées et (1-spécificité) sur l'axe des abscisses. La sensibilité caractérise le taux de positifs réels classés positifs. Elle est définie par l'équation (2.7)

$$\text{Sensibilité} = \frac{VP}{VP+FN} \quad (2.7)$$

Où

Le vrai positif (VP) indique des cas positifs d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains qui sont effectivement détectés ;

Le faux positif (FP) indique des cas négatifs d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains qui sont incorrectement détectés ;

Le faux négatif (FN) indique des cas négatifs d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains qui sont effectivement détectés.

Par contre, la spécificité donne le taux de négatifs réels classés positifs. Elle est définie par l'équation (8).

$$\textit{Spécificité} = \frac{VN}{VN+FP} = 1 - \textit{Sensibilité} \quad (2.8)$$

Où le vrai négatif (VN) indique des cas positifs d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains qui sont effectivement non détectés

Le calcul de l'Aire sous la courbe ROC (AUC), comprise entre 0 et 1, représente la probabilité qu'un exemple positif ait un score supérieur à un exemple négatif. Ainsi une AUC < 0.5 représente une prédiction aléatoire. La meilleure prédiction est donc pour un AUC de 1 et minimale supérieure à 0.5.

Chapitre 3

Chapitre 3 : Analyse et cartographie de risque d'affaissement et d'effondrement des terrains aux alentours des anciens vides d'exploitation souterraine de la mine abandonnée Ichmoul par la méthode weights-of-evidence et SIG

Préambule : les résultats de ce chapitre ont été publiés dans la revue *ENP Engineering Science Journal* en décembre 2021. N. Larachi, A. Bali, A. Ait-Yahiatene et M. Ould Hamou, 2021. Analysis and mapping of mining subsidence and underground voids collapse risk using GIS and the weights-of-evidence model for the abandoned Ichmoul mine, Algeria. *I(2)*, 33-41.

I. Introduction

Les sites miniers abandonnés sont exposés au risque des affaissements et d'effondrements des terrains aux alentours des anciens ouvrages miniers (galeries, cheminées, décaudries, puits ... etc.). Ce risque d'impact environnemental négatif n'est qu'une évolution spatio-temporelle de l'instabilité physique des vides d'exploitation souterraine qui ont été créés jadis par l'exploitation souterraine des gisements. Par conséquent, la gestion des risques d'affaissement et d'effondrement des terrains des mines abandonnées s'avère urgente et imminente, afin de réduire l'impact et que les gouvernements puissent prévenir ce risque. Alors, une prédiction systématique d'affaissement et d'effondrement minier peut être utilisée pour le développement durable et la gestion future de l'environnement de l'après mine. Bien que le SIG (système d'information géographique) ait été largement utilisés pour les Géorisques tels que les glissements des terrains (Wang et al. 2018 ; Kumar et al. 2019 ; Akgun et al. 2012), l'érosion (Arabameri et al. 2018 ; Biswas et al. 2015), la pollution des nappes (Duarte et al. 2019 ; Singha et al. 2019), la pollution des sols (Hou et al. 2017). Et même dans l'évaluation du potentiel des ressources minérales (Mao et al. 2020, Li et al. 2019), peu d'études ont été menées pour l'évaluation des méthodes et des applications basées sur le SIG portant sur la gestion environnementale des anciens sites miniers (Choi, 2020).

Ces dernières années, il existe des méthodes de probabilité, de statistique, de logique floue et de réseau de neurones artificiels combinées au logiciel SIG (système d'information géographique) qui aident à prédire le risque d'affaissement et d'effondrement dans l'environnement minier (Blachowski et al. 2016). En effet, Kim et al. (2006, 2009) et Lee et al. (2012) ont prédit le risque d'affaissement du terrain en utilisant un SIG avec des modèles basés sur le rapport de fréquence (FR), la régression logistique (LR) et un réseau de

neurones artificiels (ANN), [Choi et coll. \(2010\)](#) ont prédit ce risque pour une mine de charbon souterraine abandonnée par logique floues. [Oh et al. \(2011\)](#) ont appliqué aussi la méthode weights-of-evidence (WofE) pour prédire l'affaissement dans une mine de charbon abandonnée.

L'Algérie dispose de mines anciennes, dispersées dans tout le territoire. Les divers risques géologiques des anciennes mines, notamment le drainage minier, l'affaissement et effondrement des terrains, contamination ...etc. sont important dans ces mines ([Iarachi et al. 2019](#)). Très peu d'attention a été accordée au risque d'affaissement et d'effondrement dans ces sites miniers. Par conséquent, le gouvernement algérien doit lancer des programmes de recherche sur les anciens sites miniers afin de réaliser un data mining pour la gestion de l'après mine.

La reconnaissance de quelques cas d'affaissement et d'effondrement aux alentours des anciens ouvrages miniers souterrains lors des campagnes d'échantillonnage des rejets et d'étude géo-minière sur la mine abandonnée d'Ichmoul ([figure 2.1](#)). Alors, une méthode de prédiction combinée avec le logiciel MapInf afin d'évaluer et de prédire l'affaissement et l'effondrement minier, est applicable. L'objectif de ce chapitre est l'analyse et la cartographie des risques d'affaissement et d'effondrement des terrains aux alentours des anciennes galeries de la mine abandonnée d'Ichmoul à l'aide de la méthode Weights-of-Evidence et d'un SIG.

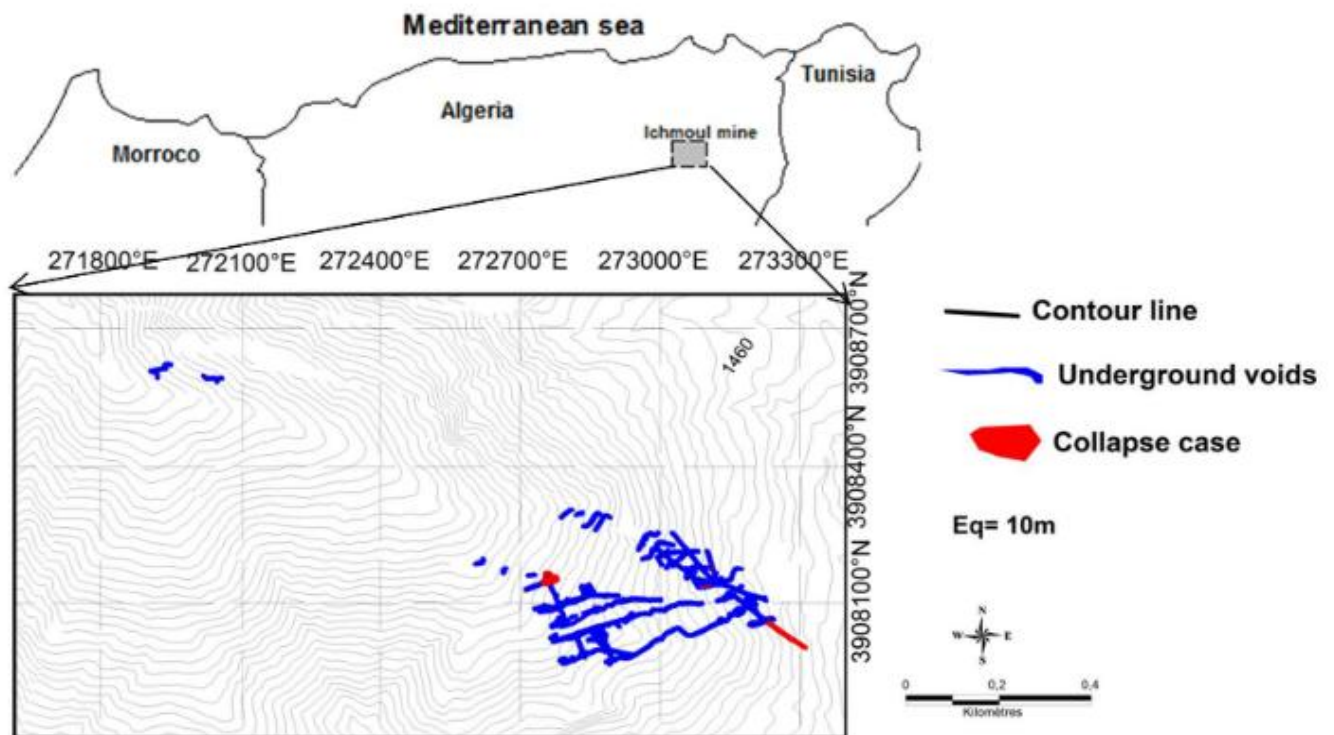


Figure 3.1 : Illustration et cartographie des cas d'effondrement et d'affaissement dans le site minier Ichmoul

2. Méthodologie d'étude du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul

L'organigramme ci-dessous résume la méthodologie utilisée dans l'analyse et la cartographie de risque d'affaissement et d'effondrement miniers dans le cas de la mine abandonnée Ichmoul.

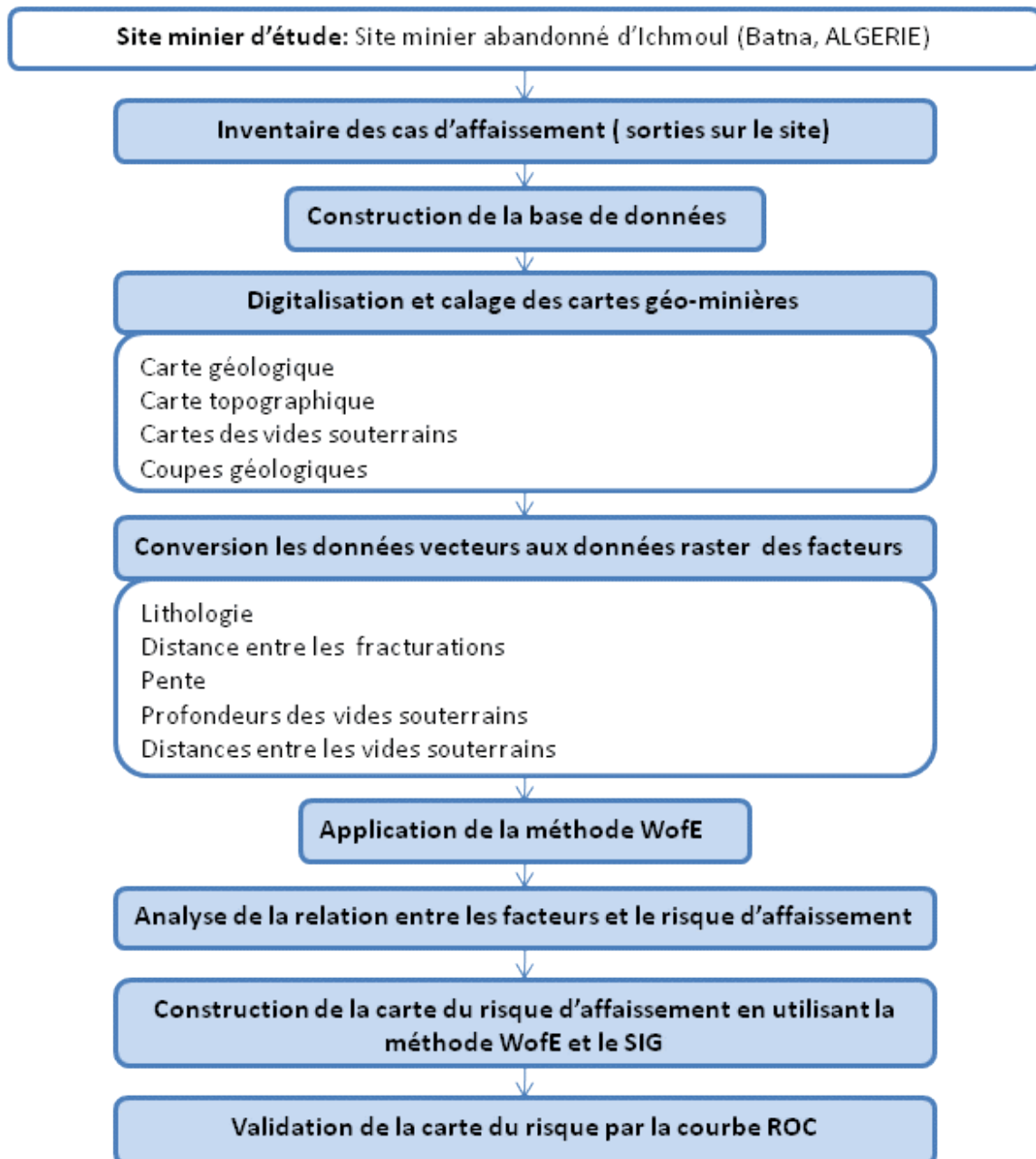


Figure 3.2 : Organigramme de la méthodologie appliquée dans l'étude d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

3. Analyse du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains par WofE

D'abord, la base de données SIG a été élaborée par incorporation des données géospatiales de carte géologique, des coupes géologiques, de carte topographique, de carte des ouvrages miniers et des plans d'exploitation du site d'étude. A base de recherche bibliographique sur les cas d'affaissements et d'effondrement des sites miniers ainsi que l'examen des conditions géo-minières, et hydrogéologique, les variables des facteurs tels que les profondeurs des vides souterrains, les distances entre les vides, la pente des reliefs, la lithologie et la fracturation ont été sélectionnées et traitées comme des couches thématiques de type raster (figures 3.3-3.7). Puis, une analyse des facteurs par utilisation de l'extension MI-SDM du logiciel MapInfo 8 professionnel et l'application de WofE. Cette extension dispose de plusieurs outils pour calculer la carte de probabilité postérieure avec un outil qui calcule W^+ , W^- et la carte de probabilité postérieure, etc., en une seule étape. Les 10 cartes factorielles ont été soumises au grand outil WofE de l'MI-SDM, qui a abouti à un grand tableau (tableau 3.1) contenant les informations W^+ , W^- , C, S2 (W^+), S2 (W^-), S2(C) et C / S (C) de chaque classes de facteurs à l'aide des équations (2.1-2.6). Elle a également abouti à une carte de probabilité postérieure contenant les informations de probabilité (dans une plage de 0 à 1) d'occurrence d'effondrement des vides, cellule par cellule.

Tableau 3.1 Analyse des poids de la preuve entre l'affaissement et l'effondrement des ouvrages miniers souterrains et les facteurs connexes

Facteur	Classe	Area	Points	W ⁺	S(W ⁺)	W ⁻	S(W ⁻)	contras t	S(C)	Stud (C)
Pente	0-10	35	0							
	10-20	177	10	-1.930	0.3256	0.2816	0.0803	-2.2115	0.3553	-6.5955
	20-30	452	132	-0.0001	0.1034	0.0001	0.1094	-	0.1506	-0.0014
	30-40	158	98	1.3760	0.1639	-0.3933	0.0917	0.0002	0.1878	9.4199
	40-50	27	10	0.3548	0.3985	-0.0124	0.0766	1.7694	0.4058	0.9047
	50-60	0	0					0.3672		
	60-70	0	0							
	70-80	0	0							
	80-90	0	0							
	missing	144	-75							
Géologie	Marne	17	0							
	Schiste	58	21	0.6887	0.27332	-0.0611	0.0874	0.7497	0.2869	2.6126
	Calcaire	283	138	1.2056	0.1189	-1.0895	0.1495	2.2951	0.1911	12.0116
	Dolomite	279	28	-0.9382	0.1992	0.3201	0.0936	-1.2583	0.2201	-5.7160
	Gres	155	0							
	Quaternaire	48	0							
	Missing	157	0							
Profondeur des vides	0-10	11	6	23224	0.6055	-0.6429	0.4207	2.9653	0.7373	4.0217
	10-20	13	4	13291	0.6009	-0.3131	0.3684	1.6422	0.7049	2.3298
	20-30	12	1	-0.2578	1.0445	0.0271	0.3192	-0.2849	1.0922	-0.2609
	30-40	12	0							
	40-50	12	1	-0.2578	1.0445	0.0271	0.3192	-0.2849	1.0922	-0.2609
	50-60	8	0							
	60-70	6	0							
	70-80	8	0							
	80-90	6	0							
	90-100	5	0							
	100-110	7	0							
	110-120	2	0							
	120-130	3	0							
	140-150	1	0							
	150-160	1	0							
Distances entre des vides	0-10	75	12	1.6081	0.3150	-1.7576	0.7094	3.3657	0.7762	4.3360
	10-20	44	2	0.2218	0.7237	-0.0326	0.2940	0.2544	0.7812	0.3257
	20-30	38	0							
	30-40	34	0							
	40-50	33	0							
	50-60	33	0							
	60-70	31	0							
	70-80	31	0							
	80-90	34	0							
	90-100	25	0							
	missing	1619	-1							
Distances entre les fractures	0-10	60	5	1.0521	0.4671	-0.2591	0.3052	1.3112	0.5580	0.3501
	10-20	60	3	0.5055	0.5923	-0.0876	0.2814	0.5932	0.6558	0.9045
	20-30	56	0							
	30-40	56	0							
	40-50	53	2	0.2113	0.7208	-0.0268	0.2714	0.2382	0.7702	0.3092
	50-60	49	1	-0.4212	1.0104	0.0355	0.2624	-0.4568	1.0439	-0.4376
	60-70	47	1	-0.3787	1.0108	0.0312	0.2624	-0.4098	1.0443	-0.3924
	70-80	47	1	-0.3787	1.0108	0.0312	0.2624	-0.4098	1.0443	-0.3924
	80-90	47	3	0.7644	0.5967	-0.1163	0.2812	0.8807	0.6597	1.3351
	90-100	41	0							
	missing	1480	-3							

Des valeurs de C positives sont observées dans les cinq facteurs sélectionnés, catégorie de forte pente (30 -50), lithologie (calcaire, dolomite et schiste), faible profondeur (0–20 m), distance entre les fractures (0-20, 80-90m) et faible distance entre les vides (0–20m). Cela indique que ces catégories de facteurs ont une influence sur la prédiction des affaissements et d’effondrement des vides d’exploitation souterraine de l’ancienne mine d’Ichmoul.

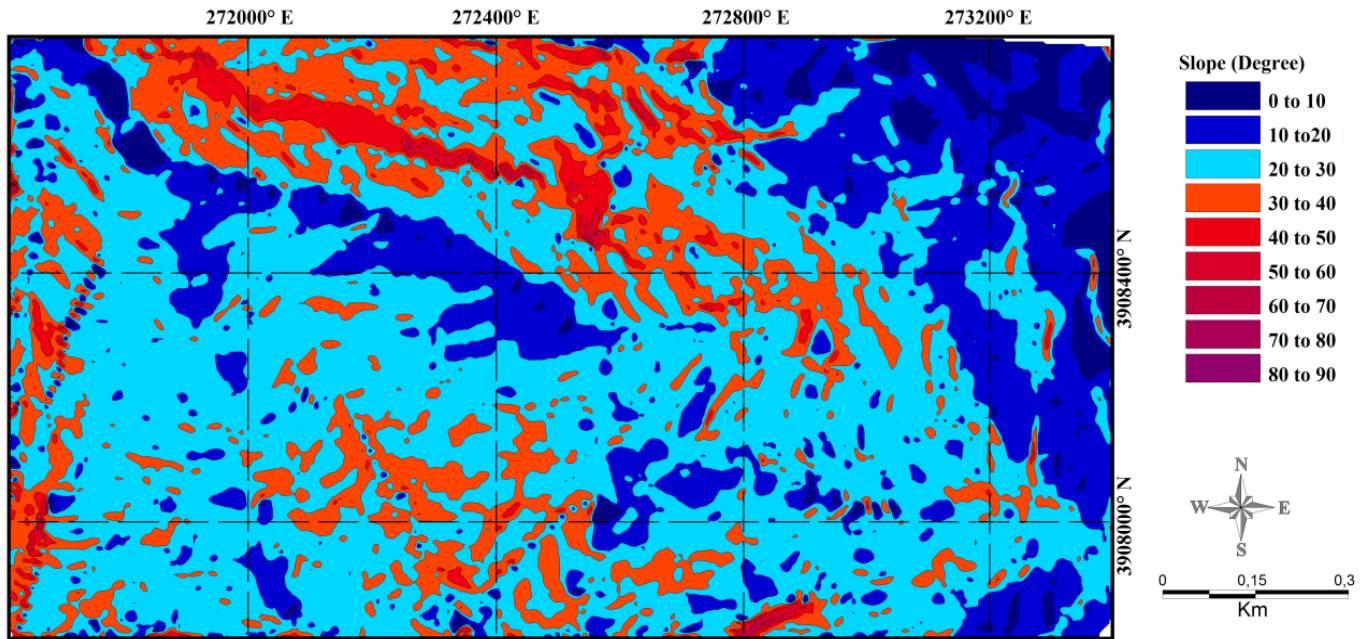


Figure 3.3 : Carte des classes du facteur pente des reliefs du site minier Ichmoul

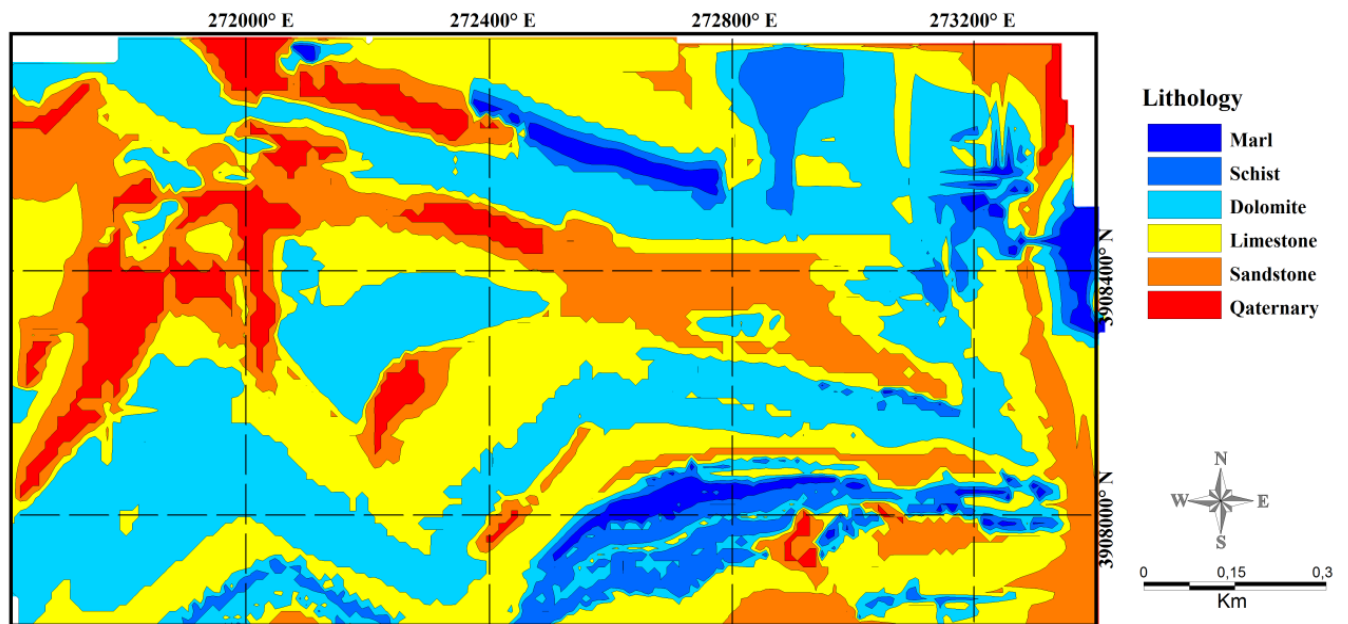


Figure 3.4 : carte des classes du facteur lithologie du site minier Ichmoul

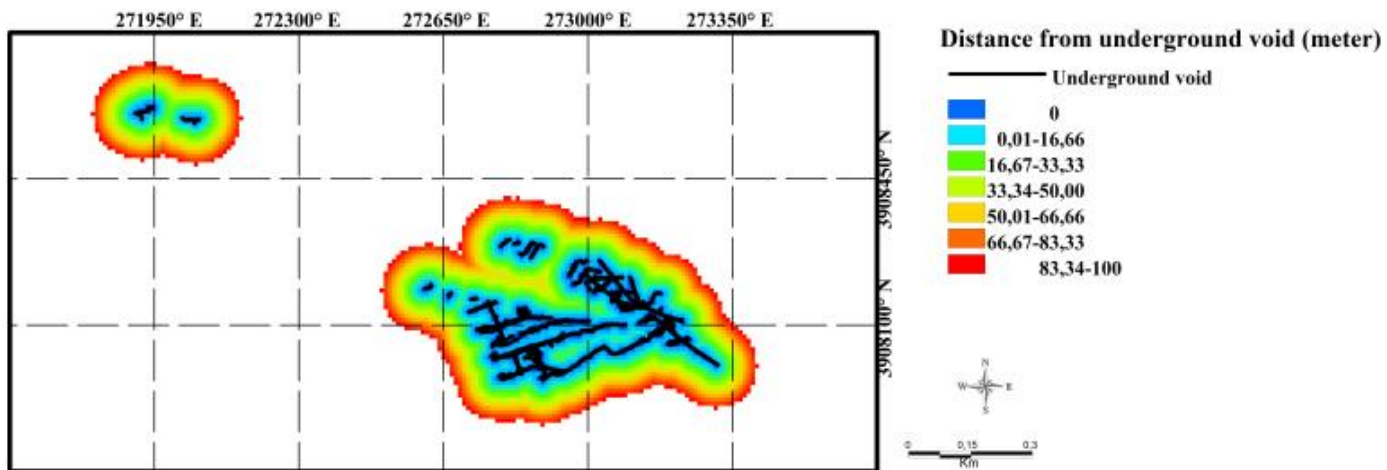


Figure 3.5 : carte des classes du facteur distances en les ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

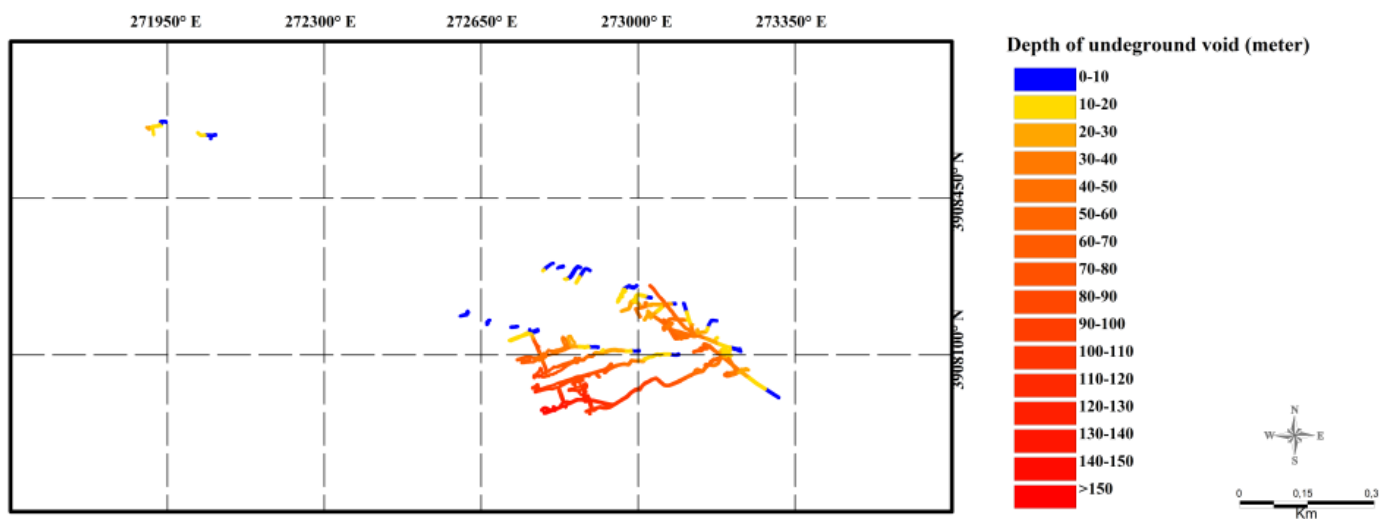


Figure 3.6 : carte des classes du facteur profondeur des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

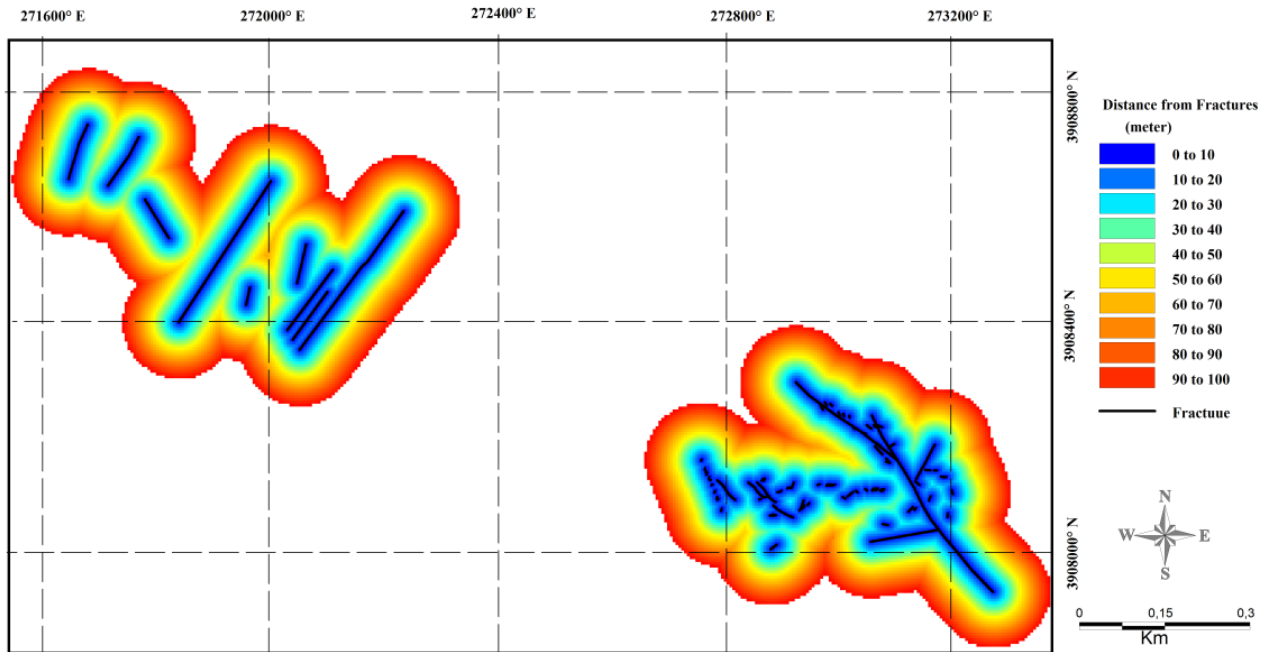


Figure 3.7 : carte des classes du facteur distance entre la fracturation du site minier Ichmoul

3.1 Cartographie de la susceptibilité aux effondrements et affaissements des ouvrages miniers souterrains de la mine d'Ichmoul

Comme mentionné dans la section précédente, les probabilités postérieures ne doivent pas être considérées en termes absolus, mais comme un terme relatif de favorabilité de ce risque, qui peut être représentée par la carte relative au lieu d'utiliser les valeurs de probabilités postérieures réelles. Le WofE de MI-SDM génère un raster continu, qui représente la probabilité d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitation souterraine sur une échelle continue de 0 (minimum) à 1 (maximum). Dans le cas présent, une valeur de probabilité minimale de 0,0001 et un maximum de 0,4660 ont été observées (figure 3.8).

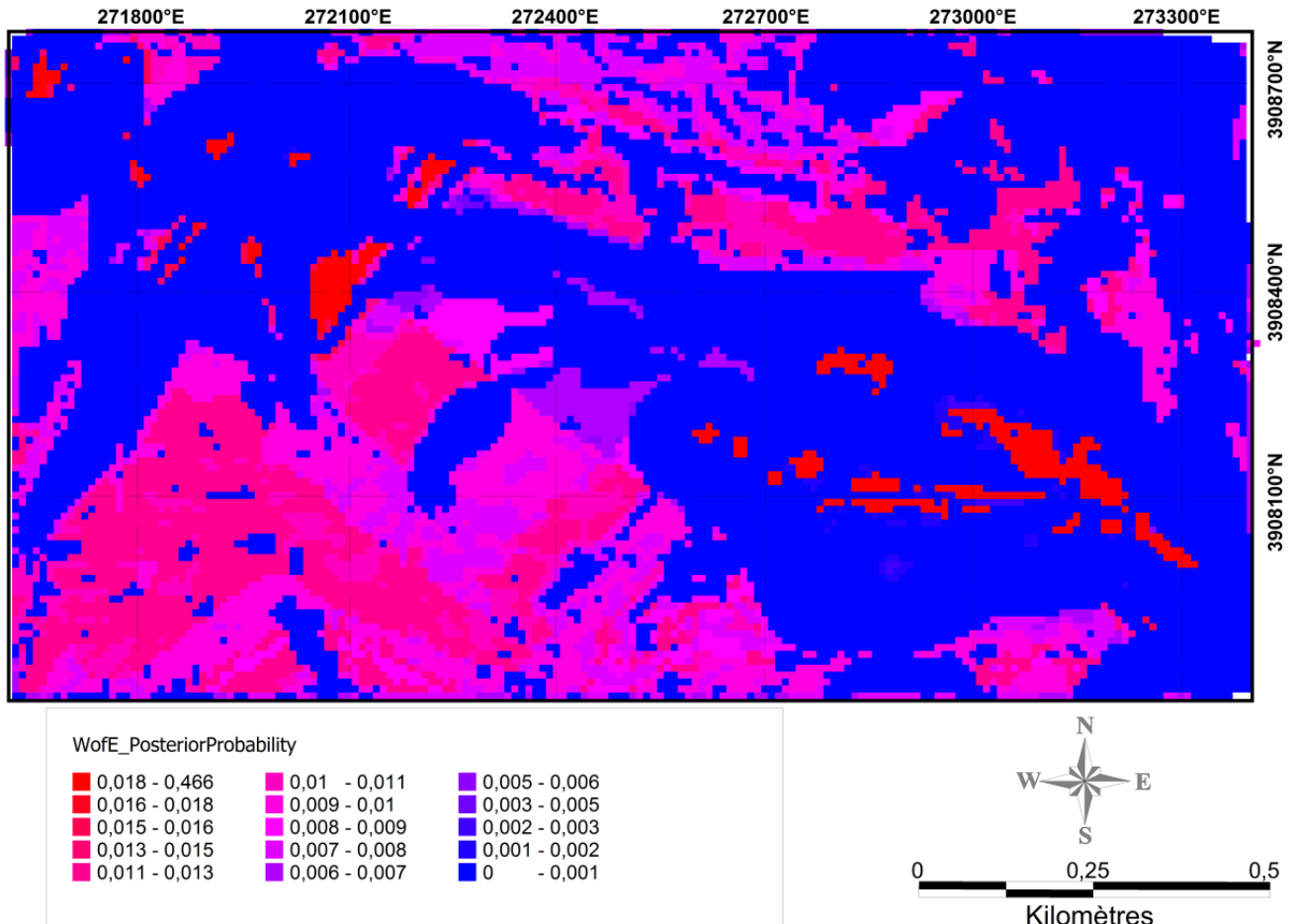


Figure 3.8 : Carte de probabilités postérieures du risque d’affaissement et effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul en combinant les cinq facteurs

Par ailleurs, 4 autres combinaisons des facteurs ont été étudiées et les cartes de probabilité postérieures ont été générées (figure 3.9). Chaque carte montre des valeurs de probabilité différentes, indiquant l’effet de chaque facteur sur la prédiction du risque d’affaissement et d’effondrement des vides d’exploitation souterraine dans le site minier. En effet, la combinaison 1 (sans profondeur des vides) et la combinaison 2 (sans fracturations), montrent de faibles valeurs de probabilité postérieure par rapport aux autres combinaisons, ce qui suggère qu’ils sont les facteurs principaux de risque d’affaissement et d’effondrement des vides d’exploitation souterraine dans le site minier d’Ichmoul.

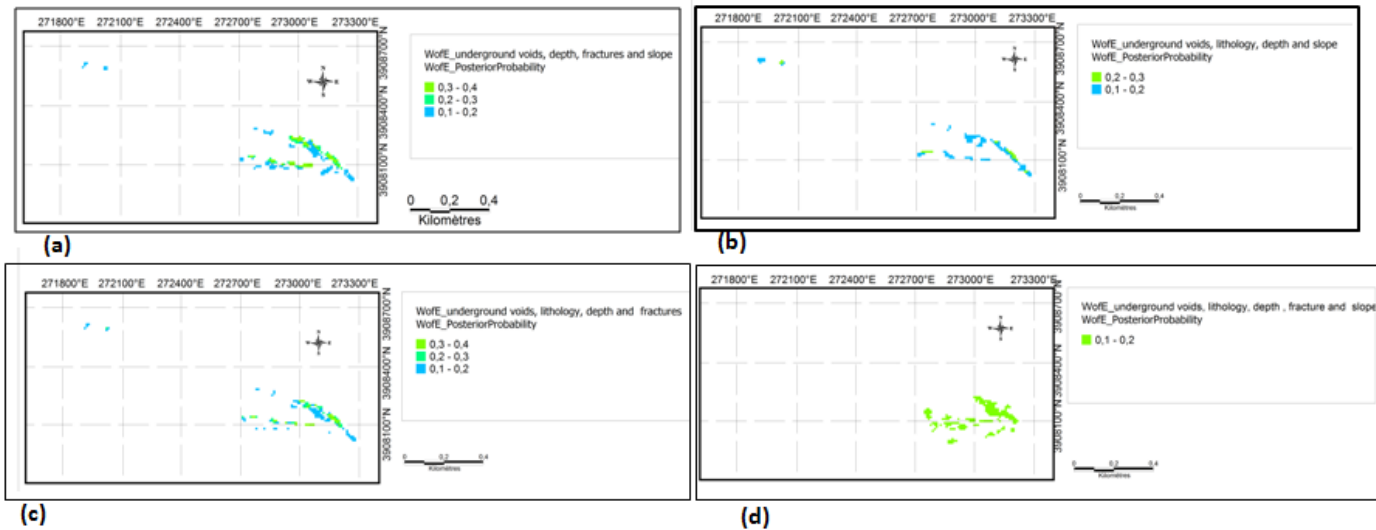


Figure 3.9 : cartes de probabilité postérieures du risque d’affaissement et effondrement des ouvrages miniers souterrains de la mine abandonnée Ichmoul pour (a) combinaison3 (b) combinaison2 (c) combinaison4 (d) combinaison1

3.2 Test d'indépendance conditionnelle (IC)

L'indépendance conditionnelle a été testée avant l'intégration des cartes des facteurs de prédiction pour cartographier l'aléa spatial d'effondrement des vides d'exploitation souterraine.

Toutes les paires de facteurs sélectionnés pour prédiction ont été testées, et un tableau de Khi deux χ^2 pour tester l'indépendance conditionnelle est présenté dans le [tableau 3.2](#). La valeur χ^2 théorique de 6,63 pour tester l'indépendance conditionnelle entre toutes les paires de modèles pour chaque facteur a été calculée à la signification de 95% et 1 degré de liberté. Si la valeur χ^2 calculée est inférieure à 4,84, la paire de facteurs de prédiction est indépendante. Par exemple, utilisant la table de possibilité pour tester l'indépendance conditionnelle entre le facteur de pente et le facteur lithologie, est présenté dans le [tableau 3.2](#). On peut voir que ces deux facteurs montrent une indépendance conditionnelle, parce que le χ^2 calculée est de 0,44 et qui est inférieure à χ^2 théorique. Cela implique que ces facteurs de prédiction pourraient être utilisés ensemble pour cartographier l'aléa spatial d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains dans le site minier d'Ichmoul.

Tableau 3.2 Valeurs Khi deux calculées pour tester l'indépendance conditionnelle entre les cinq facteurs sélectionnés lors de la prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier d'Ichmoul (probabilité de fiabilité du test de 5%)

	Profondeurs des vides souterrains	Distances entre les fractures	Distances entre les vides souterrains	lithologie	Pente des reliefs
Profondeurs des vides souterrains	—	3.329	0	1.876	1.202
Distances entre les fractures		—	0	4.179	1.977
Distances entre les vides souterrains			—	0	0
Lithologie				—	0.446
Pente des reliefs					—

La carte de risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains dans le site minier d'Ichmoul a été réalisée alors, en utilisant tous les facteurs, et l'indice de risque est illustré à la [figure 3.10](#). L'indice a été classé en 4 classes en fonction de la zone pour une interprétation visuelle et facile : élevé, moyen, faible et très faible.

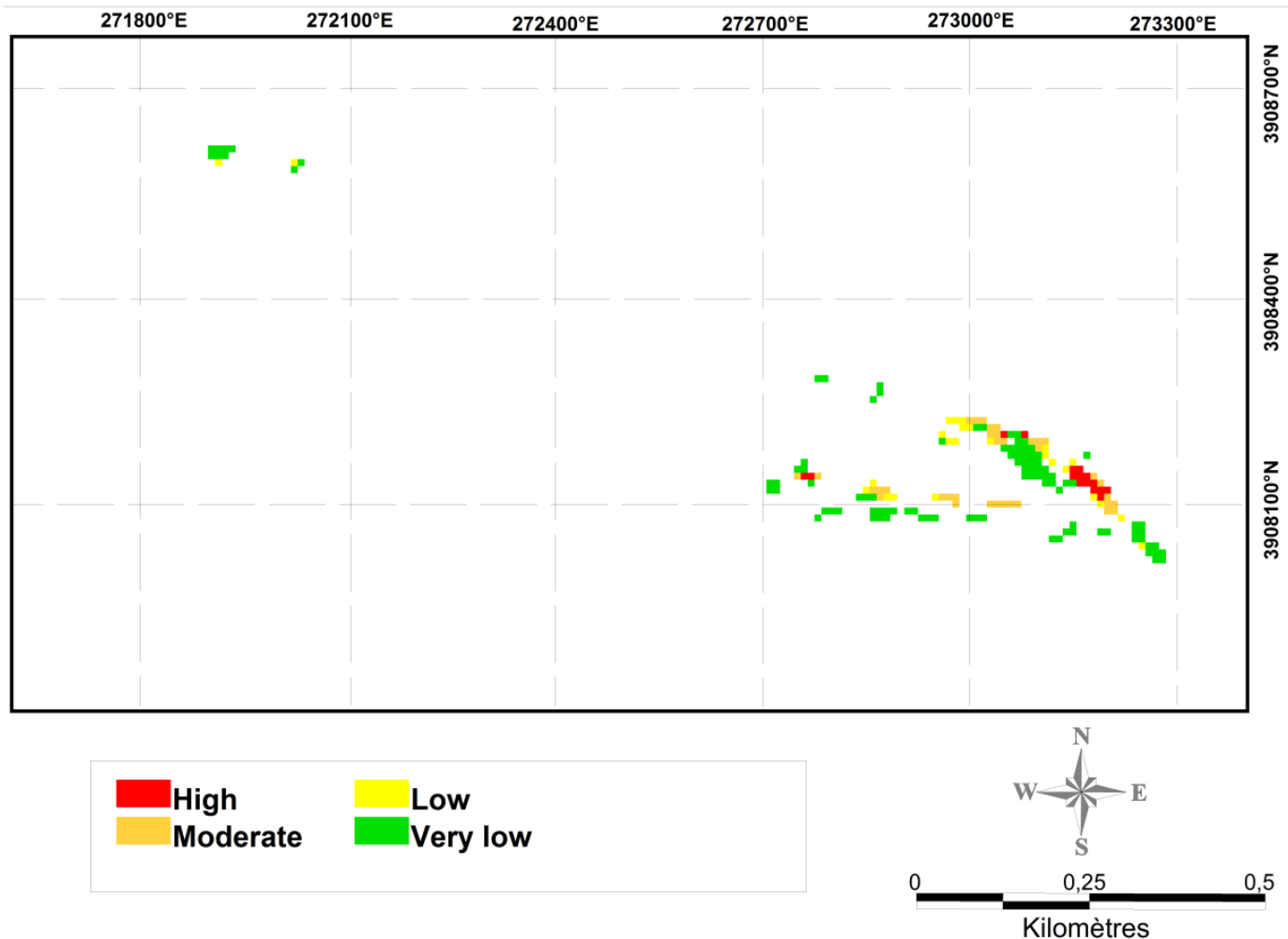


Figure 3.10 : La carte de prédiction du risque d’affaissement et d’effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

3.3 Validation

La validation a pour but de vérifier la qualité et la précision de l’approche appliquée pour la prédiction des affaissements et d’effondrements aux alentours des anciens ouvrages miniers souterrains de la mine d’Ichmoul. Pour ce but, la carte de risque générée a été validée à l’aide de la courbe ROC. Cette courbe a été obtenue en comparant le taux de faux positifs (1-spécificité) et le taux de vrais positifs (sensibilité) de la carte probabilité postérieure. Cette courbe (figure 3.11) a été formée également en utilisant le cas d’affaissement non utilisé pour la prédiction. La surface de ce cas épargné a été divisée en 30 zones dont chacune est environ de 20m² et prélèvement de la valeur de probabilité postérieure de chacune.

La valeur de l’aire sous la courbe est de 92%, ce qui montre la précision et la perfection de l’approche appliquée pour la prédiction des zones à risque d’effondrement des anciens vides d’exploitation souterraine du site minier d’Ichmoul.

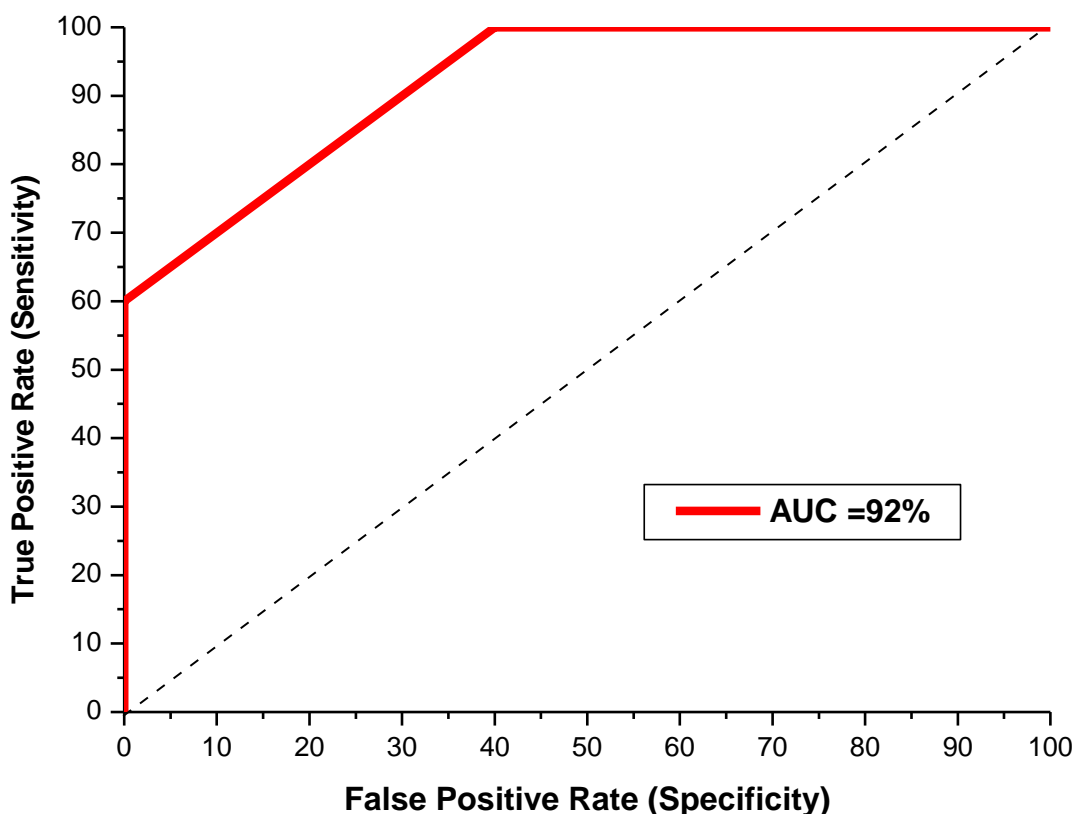


Figure 3.11 : la courbe ROC pour validation de carte de prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains du site minier Ichmoul

IV. Conclusion

La cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement des vides générés par des exploitations minières, est un outil fondamental pour la gestion environnementale des anciens sites miniers. Dans cette étude, l'influence des facteurs : la pente des reliefs, profondeur des vides et leurs distances, la distance aux fractures, et la lithologie sur d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains et leur distribution potentielle dans le site minier d'Ichmoul (nord-est d'Algérie) ont été analysées à l'aide WofE. La Carte de risque d'affaissement et d'effondrement des vides souterrains produite, par la méthode WofE a été classée en quatre classes : très faible, faible, moyenne et élevée. La carte obtenue a été validée selon la fonction AUC, la précision était de 92%. Les résultats de ce chapitre peuvent être utilisés d'une part pour orienter la réexploitation dans ce site, d'autre part, pour la cartographie des risques d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitation souterraine dans d'autres sites miniers. De plus, la carte des risques d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitation souterraine, peut être utilisée comme données de base pour l'établissement d'un

plan de prévention de ce risque dans les anciens sites miniers. Cependant, pour généraliser les facteurs d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers souterrains, davantage des études de cas et de méthodes sont nécessaires.

Chapitre 4

Chapitre 4 : Etude du comportement géochimique à long terme des rejets miniers en utilisant les essais cinétiques

1. Introduction

L'instabilité chimique des rejets des mines polymétalliques, après exposition aux aléas climatiques, provoque un drainage minier. Ce phénomène évolutif génère la solubilisation des éléments et la formation de minéraux secondaires. Bien que la recherche a considérablement augmentée la compréhension des processus de drainage minier acide des rejets miniers (Abrosimova et al, 2015 ; Candeias et al, 2014 ; Romero et al, 2010), cependant, comparativement au drainage minier acide, très peu de travaux ont été effectués en terme de prédiction, de contrôle et de remédiation sur le drainage neutre à alcalin. Ce drainage est obtenu si les minéraux neutralisants sont capables de maintenir des conditions neutre et/ou alcaline avec des concentrations en éléments métalliques supérieures aux limites exigées par les normes environnementales (Drahota et al, 2018). D'autre part, le DNC prend souvent de nombreuses années avant que ses impacts négatifs soient observés sur le site minier (Langman et al. 2018 ; Carvalho et al, 2017 ; Frau et al, 2009 ; Palumbo-Roe et al, 2009 ; Lupankwa et al, 2006. Alors une meilleure maîtrise du comportement géochimique et minéralogique des métaux lourds ne peut être menée que sur des rejets miniers provenant des anciens sites miniers.

Récemment, Larachi et al, 2019 ont révélé la présence des teneurs élevées de Baryum et de Plomb dans les stériles et les résidus de flottation de la mine abandonnée d'Ichmoul dans wilaya de Batna (Algérie). Cet ancien site minier a été l'objet d'étude de ré-exploitation et de la récupération de barytine et de plomb à partir des rejets, mais aucune étude dans la littérature décrivant le comportement géochimique de Baryum et Plomb provenant des rejets de ce site. Egalement, si la géochimie environnementale de Pb des rejets miniers de nature minéralogique sulfurés/carbonatés Sharafi et al, 2018 ; Cravotta, 2008, 2006, a été bien approfondie, celle liée aux rejets sulfurée /carbonatée / sulfatée, a rarement été étudié et reste à explorer. Par conséquent, l'étude du comportement géochimique de Baryum et Plomb pourrait élaborer des stratégies appropriées et durables de gestion de l'environnement à long terme, d'autre part, une mine d'information géochimique pour les rejets des mines opérationnelles ou projets de mine de barytine et/ ou polymétalliques (Ba/Pb/Zn).

En outre, l'impact de Baryum sur l'environnement minier, comparé à d'autres métaux lourds tels que Ni, Cd, Hg, Pb, Zn, As, peu d'attention, a lui accordé. D'ailleurs, la mobilité et la géochimie de Ba, des rejets générés de l'exploitation de gisement Ba et/ ou polymétallique

(Ba/Pb/Zn), sont encore moins étudiées. Effectivement, [Cappyunus, 2018](#) a recommandé clairement l'étude de la cinétique de libération de Ba.

Selon l'évolution temporelle de la composition minéralogique et les facteurs de génération de drainage minier à partir des rejets miniers, les essais cinétiques sont les outils les plus recommandés pour la prédiction à long terme de ces drainages miniers ([Kandji et al, 2017](#) ; [Brought et al. 2017](#) ; [Erguler et al, 2014](#) ; [Plante et al, 2011](#)). En effet, ils permettent de suivre au laboratoire le comportement géochimique des rejets dans le temps afin de savoir s'ils sont générateur d'acidité ou non, le taux d'oxydation des minéraux sulfurés, le délai avant le début de génération d'acidité, le taux d'épuisement des carbonates et le taux de lixiviation des métaux ([Yolcubal et al, 20017](#); [Othmani et al, 2013](#) ; [Banerjee et al, 2014](#) ; [Lara et al, 2011](#); [Ardau et al , 2009](#)).

Le présent chapitre s'intéresse à la caractérisation minéralogique et au comportement géochimique du drainage contaminé neutre des stériles et des résidus riches en plomb et en baryum de l'ancienne mine d'Ichmoul, à partir d'essais cinétiques de laboratoire.

2. Caractérisation chimique, physique et minéralogique des échantillons de stériles et de résidus de la mine abandonnée Ichmoul, utilisés pour les essais cinétiques

L'étude du comportement géochimique des rejets de la mine Ichmoul ont été mené sur quatre types d'échantillons ([figure 2.12](#))

Les résultats d'identification et de quantification minéralogique par XRD, sont présentés dans la [figures 4.1 et 4.3](#), le [tableau4.1](#) et [annexe A](#). La galène (PbS) et la cérusite (PbCO₃) sont les principaux minéraux de plomb détectés dans les stériles avec % en poids variable : 37 à 1% wt pour la galène et non identifié à 7% wt pour la cérusite. Les spectres de DRX des stériles montrent également la présence de barytine avec un 53.9%wt pour l'échantillon combi.

Les minéraux carbonatés tels que la calcite (CaCO₃) et la dolomite (Ca,Mg)(CO₃)₂ ont été identifiés et quantifiés : la calcite varie de 2%wt à 45.5%wt et la dolomite de 6.9%wt à 31.7%wt. Le quartz complète la minéralogie des échantillons de stériles de la mine Ichmoul avec des %wt évalués à 12, 17.6 et 6.9 respectivement pour WRiche Pb, WRicheBa et WRaltere. Les phases minérales de Zn et de Cu n'ont pas été identifiées par DRX, elles sont probablement à l'état de traces (en dessous de limite de détection). Cependant, l'analyse par le MEB mis en évidence la présence de phases minérale secondaires de Zn, de Cu et Fe comme smithsonite, malachite et oxy-hydroxydes de fer.

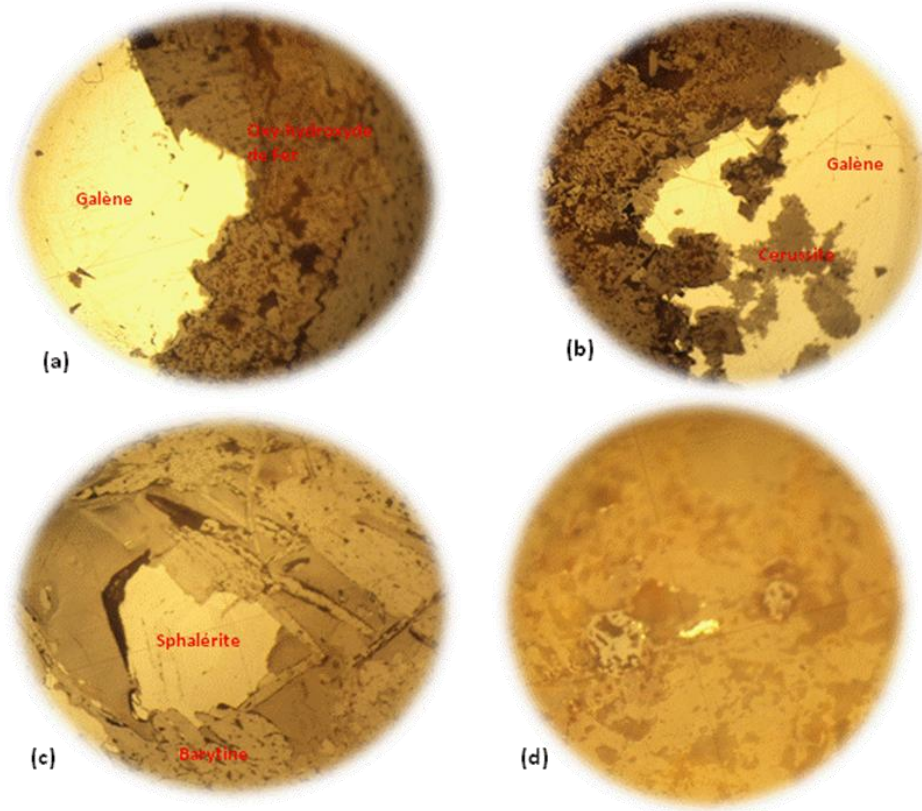


Figure 4.2 : Composition minéralogique par microscope polarisant. (a) galène et oxyhydroxyde de fer (b) minéral secondaire cérusite (c) sphalérite et barytine (d)

Pour l'échantillon oldtailings, les résultats de DRX montrent que la composition minéralogique principale est dominée par la barytine avec 47%wt, le calcaire avec 15% wt, la dolomite 15% wt et le quartz est 23 % wt (figure 4.3). Pour la galène, la cérusite, la blende et la smithsonite, n'ont pas été identifiées (probablement à l'état de traces).

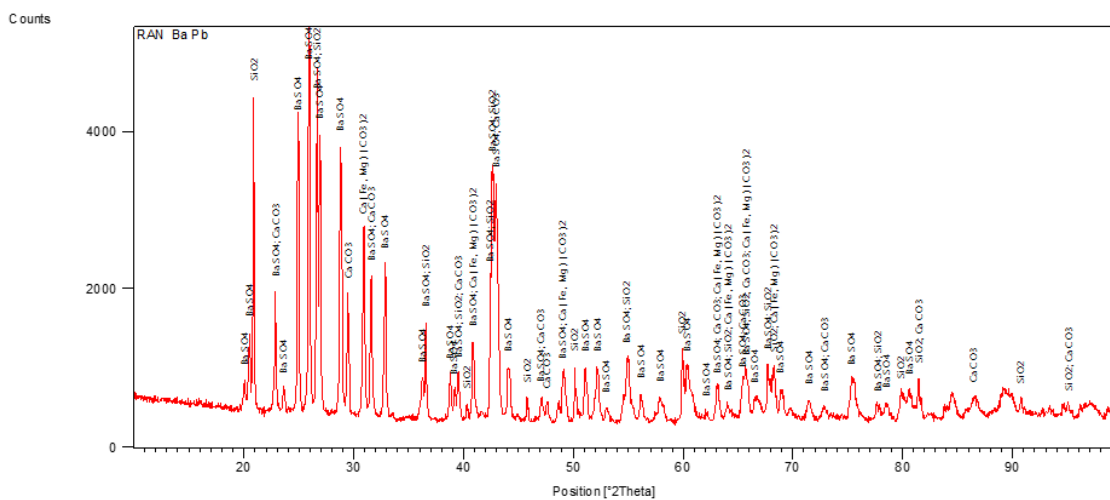


Figure 4.3 : Spectres DRX d'échantillon résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais cinétiques

Cependant, l'analyse EDAX mis en évidence la présence de Pb et de Zn, éventuellement associés respectivement à la cérusite et à la smithsonite (figure 4.4). Par ailleurs, les analyses DRX des échantillons des résidus anciens, montrent également la présence de Gypse ($\text{CaSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (figure 4.4).

Les caractéristiques physiques des échantillons des rejets de la mine d'Ichmoul sont résumées dans le tableau 4.1. L'échantillon de résidus est plus fin que les stériles dont le % <80 μm est respectivement 57.11 et 7.51-11.25. Les valeurs D_{10} , D_{60} , D_{60} et D_{90} des stériles montrent que l'échantillon WRaltere est d'une granulométrie fine. Le C_U est presque le même pour les deux échantillons WRrichePb (17,09) et WRricheBa (11,26), par contre l'échantillon WRricheBa est de 33,71 en raison de sa granulométrie grossière. Le coefficient C_c est semblable pour les trois échantillons de stériles.

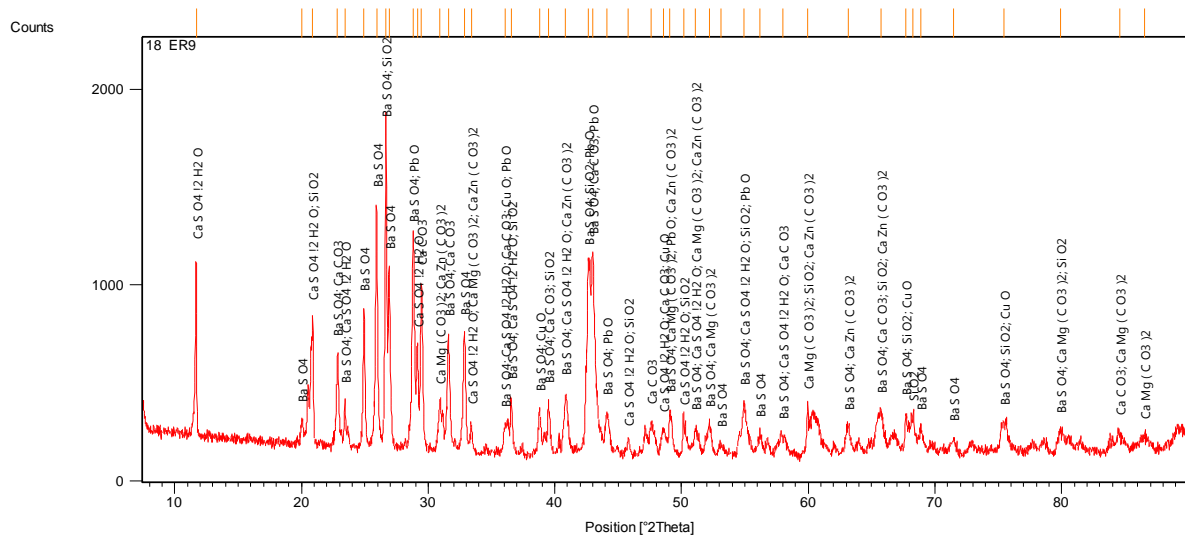


Figure 4.4 : Spectre DRX montrant la présence de gypse dans les résidus de la mine abandonnée Ichmoul

Les analyses d'éléments chimiques sont présentées dans le tableau 4.1 et figure 4.5. Les teneurs en Pb et BaSO_4 des échantillons, suggérées par analyse chimique, sont supérieures à celles estimées par DRX. Cette différence peut être due à la présence de Pb et Ba dans des minéraux autres que la galène, la cérusite et la barytine. En effet, selon la caractérisation par SEM/EDS dans l'étude Larachi et al, 2019, montre la présence des oxy-hydroxydes de fer, contenant probablement par adsorption de Pb, de Zn et de Ba.

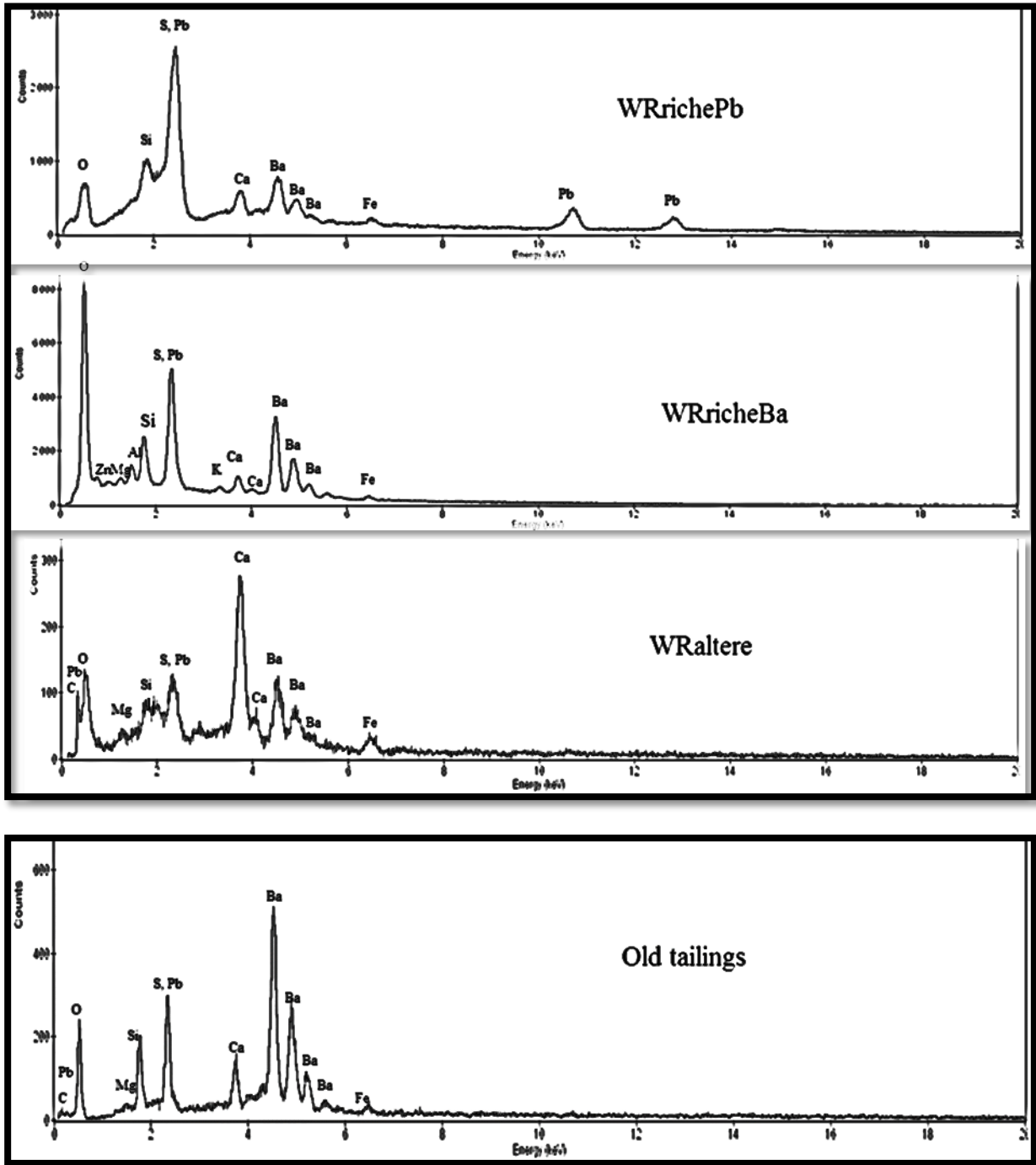


Figure 4.5 Microanalyse par EDAX des échantillons de rejets de la mine Ichmoul utilisés dans les essais cinétiques (a) WRrichePb (b) WRricheBa (c) WRaltere Old tailing

Tableau 4.1 : Caractéristiques chimiques, physiques, et minéralogique des échantillons des rejets de la mine abandonnée Ichmoul utilisés dans les essais cinétiques

	WRrichePb	WRricheBa	WRaltere	Old tailing
Barytine	20.65	64.90	35.98	62.73
Plomb	48.08	8.72	3.06	0.52
Composition minéralogique				
Dolomite	2	7.8	45.5	15
Calcite	15	6.9	31.7	15
Barytine	27	53.9	14.9	47
Quartz	12	17.6	6.9	23
Galène	37	9.8	1	NI
Cerussite	7	3.9	NI	NI
Blende	NI	NI	NI	NI
Smithsonite	NI	NI	NI	NI
D ₁₀	92.44	81.10	80.61	ND
D ₃₀	397.76	747.96	400.00	53.25
D ₆₀	1579.89	2733.88	905.71	83.71
D ₉₀	4305.37	5598.54	3679.31	150.83
C _U (D ₆₀ / D ₁₀)	17.09	33.71	11.26	ND
C _C (D ₁₀ ² /(D ₁₀ / D ₆₀))	1.08	2.52	2.19	ND

3. Géochimie des lixiviats générés des essais cinétiques pour des stériles et des résidus de la mine abandonnée Ichmoul

La [figure 4.6](#) présente l'évolution de pH, la conductivité et les concentrations des éléments chimiques (normalisés à la masse de l'échantillon, en mg/kg) dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques.

L'analyse des lixiviats d'échantillon WRrichePb, révèle que le pH varie entre 6.11 et 7.15 avec plus de 76% des mesures ont été au-dessous de 7. La conductivité varie entre 643 et 1589µS/cm, dont son évolution était décroissante durant les 17 semaines. Les concentrations ponctuelles de Pb dans les lixiviats, sont très élevées qui se situent entre 1.77 et 20.4 mg/kg/semaine, avec une moyenne cumulative par semaine de 7.21 mg/kg pendant la période d'essai. La concentration de Pb du lixiviat s'est progressivement élevée dans les dernières

semaines, cela est probablement expliqué par la nature des minéraux plombifère d'échantillon. Pour le Ca, les concentrations des lixiviats ont été variées entre 9.45 et 25.53mg/kg, pendant que l'accumulation totale pour la période d'essai est de 277.91mg/kg, avec une lixiviation moyenne par semaine de 16.35mg/kg. Les concentrations de Mg se situent entre 3.78 et 12.32 mg/kg, de plus, l'accumulation totale pendant les 17 semaines d'essai est 121.98mg/kg. La concentration de Ba a été constante durant la période d'essai, avec une concentration moyenne cumulative par semaine de 3.06 mg/kg pendant la période d'essai, cela est expliqué la faible solubilité de barytine fraîche. Les teneurs de Zn se situent entre 0,07 et 0,84 mg/kg, de plus, l'accumulation totale pendant les 17 semaines d'essai est 2,97mg/kg avec une moyenne de 0,17 mg/kg.

Pour la cellule d'échantillon WRricheBa, le pH du lixiviat varie entre 6,34 et 8,14 avec une moyenne de 7,13, en indiquant la lixiviation des métaux est située dans un milieu neutre à alcalin. La conductivité varie entre 147,1 et 611 μ S/cm avec une décroissance durant la période d'essai. La concentration de Pb varie entre 0.07 et 10.00mg/kg, avec une concentration moyenne de 2,35mg/kg/semaine et une accumulation totale de 39,93mg/kg pendant 17 semaines. Par contre, les concentrations de Ca varient entre 3.20 et 11.60 mg/kg avec une forte production pendant l'essai dont une accumulation totale de 101.24 mg/kg et une moyenne de 5.95mg/kg/semaine. La mobilité de Mg a été observée dans les lixiviats d'échantillon, avec une variation de 2.40 à 8.80mg/kg, une moyenne de 4.71mg/kg/semaine et une accumulation totale de 80,15mg/kg. L'analyse des lixiviats montre aussi des concentrations de Ba variant entre 0 et 12.64mg/kg avec une accumulation moyenne de 4.72mg/kg ainsi une génération de 80.29 mg Ba/kg pendant l'essai cinétique. La production a été forte pendant les premières semaines, mais à partir de la 13eme semaine une faible production de Ba. La mobilité de Zn a été observée dans les lixiviats d'échantillon, avec une variation de 0,01 à 0,28 mg/kg et d'une moyenne de 0,13 mg/kg/semaine. L'accumulation totale a été évaluée à 2, 16 mg/kg.

Durant la période d'essai, le pH des lixiviats de la cellule d'échantillon WRaltere, varie entre 5.96 et 8.24 tandis que la conductivité varie entre 122.09 et 382.00611 μ S/cm. Par contre, l'échantillon a génère plus de Pb dans les débuts des cycles puis, on remarque une décroissance. Les concentrations de Pb varient respectivement de 0.01 à 6.82mg /kg avec une moyenne par semaine de 1,55mg/kg. La concentration de Ca des lixiviats d'échantillon se varie entre 3.20 et 63.87mg/kg, avec une accumulation totale de 199.80mg/kg et une moyenne de 11,75mg/kg/semaine. La concentration totale de Mg varie entre 3.90 et 10,95 mg / kg avec une moyenne de 6.83 mg / kg par semaine, tandis que le Zn total lessivé de l'échantillon est de

116.15 mg / kg. La concentration de Ba variait entre 2.32 et 23.36mg/kg avec une concentration cumulée pendant la période d'essai de 109.58mg/kg, dont la concentration moyenne par semaine est de 6,44mg/kg. La concentration totale en Zn varie entre 0,13 et 2,97 mg / kg avec une moyenne de 0,80 mg / kg par semaine, tandis que le Zn total lessivé de l'échantillon est de 13,60 mg / kg pendant la période d'essai.

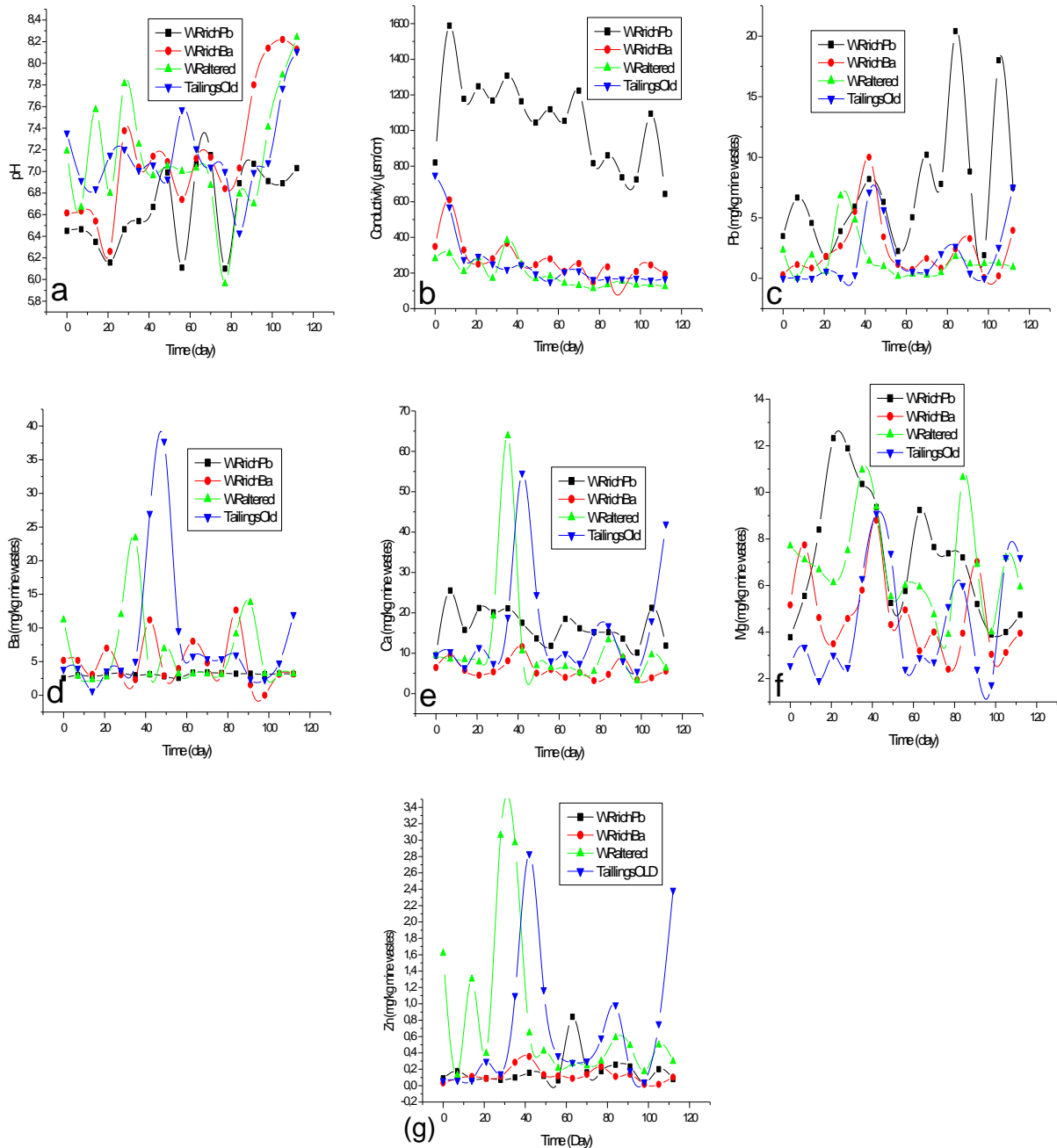


Figure 4.6 : Qualité des lixiviats des essais cinétiques sur les rejets miniers d'Ichmoul (a) pH, (b) conductivité, (c) Pb, (d) Ba, (e) Ca, (f) Mg et (g) Zn des essais cinétiques réalisés sur les rejets miniers d'Ichmoul.

Pour l'échantillon oldtailings, le pH est situé globalement dans la zone du neutre à alcalin dont 29,41% des lixiviats présentent des pH inférieurs à 7, tandis que les lixiviats des trois dernières semaines présentent un pH alcalin. La conductivité durant l'essai cinétique diminue progressivement à partir de la troisième semaine alors que les lixiviats des deux premières semaines enregistrent des grandes valeurs atteignant 750 μ S/cm. L'analyse des lixiviats pendant 17 semaines, montre que la production de Pb a été nulle pour les trois premières semaines, alors que pour 7^{ème} et 8^{ème} enregistrent les concentrations maximales qui sont de 27,41 et 19,23mg/l respectivement. La concentration cumulée est de 107,85mg/l et une moyenne par semaine de 6,34mg/l. La génération de Ca dans les lixiviats est variée entre 5.51 et 54.60mg/kg alors que l'accumulation totale pour la période d'essai est de 274.36mg/kg. La concentration moyenne est de 16,14mg/kg/semaine. Ces concentrations élevées de Ca dans les lixiviats témoignent un degré d'altération élevé et un potentiel neutralisant fort. Les essais cinétiques d'échantillon a produit 73.74mg/kg de Mg avec une concentration moyenne de 4,34mg/kg et une variation entre 1.24 et 9.10mg/kg. L'élément Ba présente des concentrations dans les lixiviats, variant entre 0.64 et 37.76 mg/kg et une concentration moyenne de 8.20 mg/kg durant les 17 semaines. Son accumulation totale est de 139.46mg/kg pendant l'essai. Les essais cinétiques d'échantillon a produit 11,64 mg/kg de Zn avec une concentration moyenne de 0,68 mg/kg et une variation entre 0,06 et 2,83mg/kg.

Les essais cinétiques par les cellules humides ont montré que la lixiviation des différents rejets de la mine d'Ichmoul génère globalement des lixiviats neutres, cela montre que l'acidité dérivée de l'oxydation des sulfures, a été éliminée par la quantité supérieure des espèces neutralisantes telles que les minéraux carbonatés et que le drainage des rejets de la mine d'Ichmoul se classe dans la catégorie de drainage neutre contaminé DNC. Pour la conductivité, une similitude de comportement se traduisant par une baisse de conductivité durant la période des essais cinétique. Cela correspond à la dissolution des minéraux altérés. Des valeurs dépassant 1000 μ m/cm, sont enregistrées pour l'échantillon WRrichePb, interprétées par l'abondance de libération des ions métallique dans les lixiviats, par contre, le reste des échantillons et à part les deux premiers cycles, présentent une baisse de la conductivité vers des valeurs 300- 200 μ m/cm.

Contrairement aux résultats rapportés par [Kandji et al. 2017](#) ; [Argane et al. 2016](#), les échantillons ont libéré de faibles concentrations de Pb dans les premiers essais. Cette différence de comportement, peut s'expliquer par la passivation initiale des surfaces de galène par la cérusite, mais non par la dissolution des particules fines. En effet, l'analyse

granulométrique montrent que les échantillons des stériles sont constitués de même %<80µm mais avec de différentes teneurs initiales de galène.

4. Discussion du comportement géochimique de plomb, zinc et de baryum des stériles et des résidus de la mine abandonnée Ichmoul

La [figure 4.7](#) présente les teneurs cumulées de Pb, Ba, Ca et Mg dans les lixiviats (normalisés à la masse de l'échantillon, en mg/kg) en fonction du temps. Ces courbes cumulatives de Pb, Ba, Zn, Ca, montrent des changements du comportement géochimique des échantillons durant la période d'essai. Cela a été conclu par le calcul du taux de libération des éléments chimiques ([tableau 4.2](#)).

Les concentrations cumulées Pb sont presque les mêmes pour les échantillons WRaltere, WRricheBa et oldtailings, malgré de différence de teneurs. Cela suggère probablement la dissolution/ co-précipitation de Pb sur la surface de barytine et capacité de précipitation des minéraux secondaires tels que la cérusite et les oxydes de Fer, est moins dans les échantillons anciens. Les concentrations de Pb dans les lixiviats indiquent que la lixiviation continue de sulfure de Pb (galène) et les cycles de formation/ dissolution de cérusite se sont produits dans les conditions d'un drainage neutre. Les concentrations de Ca suggèrent que la dissolution de carbonate favorise la formation et l'enrichissement de cérusite. Dans les valeurs de pH des essais, le Pb a tendance à se de-sorber car les carbonates aqueux ont un rôle de complexations tout en maintenant les ions de Pb dans les lixiviats ([Plumlee et al. 1999](#)).

Les teneurs cumulées de Ba durant la période d'essai sont disproportionnées à la teneur initiale de Ba dans les échantillons, ce qui démontre l'action des minéraux secondaires ainsi que d'autres phénomènes, qui pourraient atténuer ou augmenter sa lixiviation. L'échantillon WRaltere a libéré plus Ba (109.58mg/kg) que les deux autres échantillons de stériles (80.29 et 52.00 mg/kg), ceci peut être attribué au degré d'oxydation et d'hydrolyse de BaSO₄ et à la précipitation du gypse par les SO₄²⁻ et le Ca²⁺ libérés par la dissolution de barytine et des carbonates, respectivement. La production de Ba dans l'échantillon WRrichePb est constante et continu durant l'essai, montrant qu'une barytine récente est moins lixiviable. En plus de l'altération de barytine, les concentrations élevées dans les lixiviats des résidus peuvent être également attribuées au baryum associé aux oxy-hydroxydes de Fe ([Cappuyens, 2018](#)).

La concentration de Ca et Mg dans les lixiviats ont la même tendance et sont plus importante pour la cellule d'échantillon WRrichePb. La Ca et Mg proviennent de la dissolution des carbonates en réponse à la production d'acidité par l'oxydation des minéraux sulfurés. Les concentrations cumulées de (Ca+Mg) sont de 399.90, 181.39, 315.96, et

348.11mg/kg pour WRichePb, WRicheBa, WRaltere et Oldtailings respectivement. Ces concentrations cumulées montrent que la neutralisation n'est pas proportionnelle à la teneur des minéraux sulfurés (galène) dans les échantillons de départ. Cela démontre l'intervention d'autres phénomènes tels que la précipitation et/ou la dissolution des minéraux secondaires. En effet, le gypse a été observé sur le terrain et identifié par l'analyse DRX.

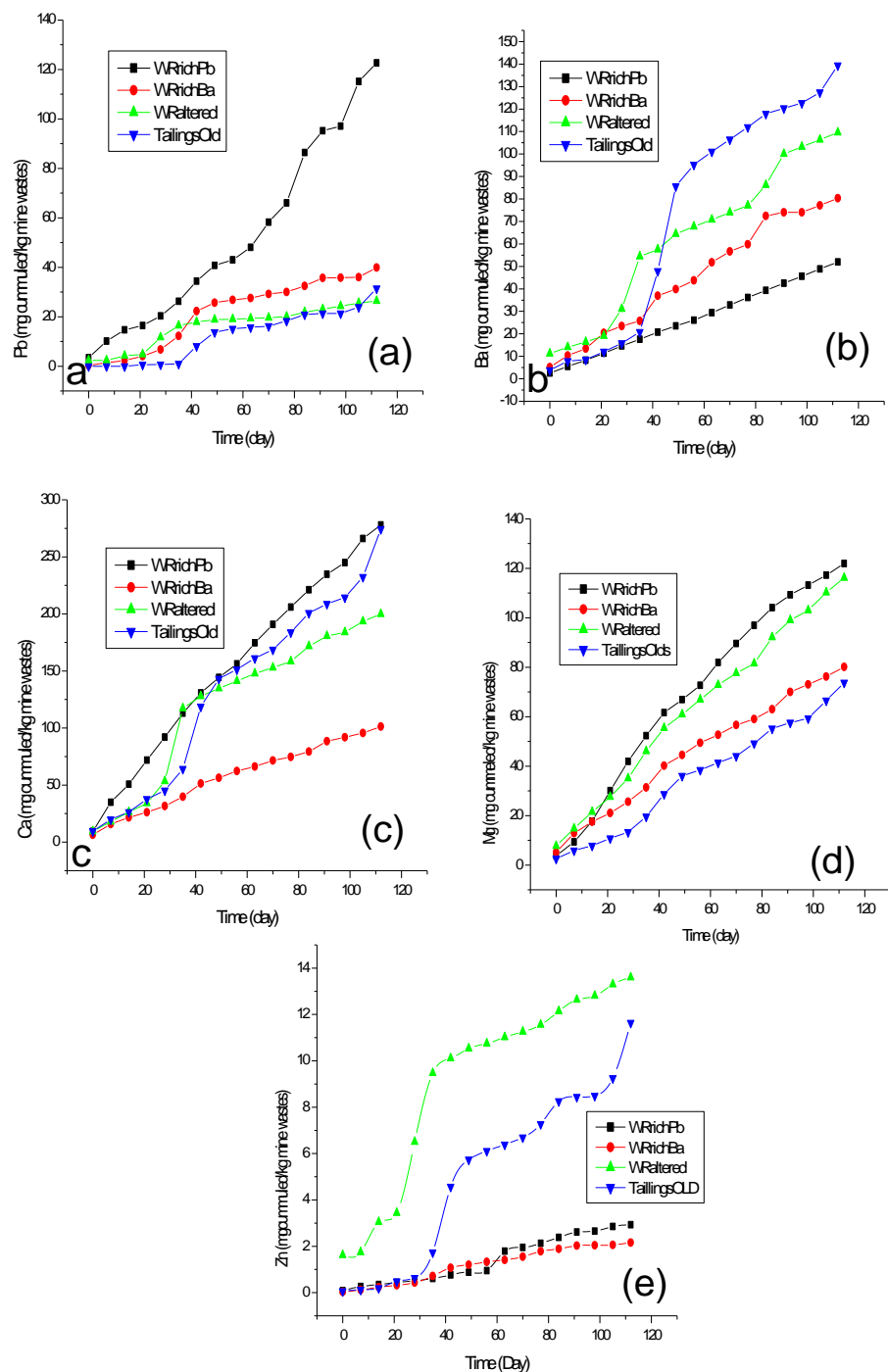


Figure 4.7 : Evolution des concentrations cumulées dans les lixiviats durant la période des essais en cellules humides sur les échantillons des rejets miniers d'Ichmoul de (a) Pb (b) Ba (c) Ca (d) Mg et (e) Zn.

Pour WRaltere et WRricheBa, il s'est produit après 35 jours un ralentissement de relargage de Pb, résultant des pentes faibles. Ces changements cinétiques de lixiviation sont attribués à d'éventuel déséquilibre du cycle de dissolution/précipitation de cérusite et sorption de Pb par la barytine. La courbe cumulative de Pb pour WRrichePb augmente avec une pente jusqu'à 35 jours puis avec une pente différente. Cela signifie que le changement de vitesse d'oxydation de la galène est lié probablement au phénomène d'activation/passivation de la surface des grains de galène.

Les courbes de teneurs cumulatives de Ba, montrent deux points de flexion, un au-delà de 35 jours et l'autre au-delà de 80 jours. Cela indique un comportement géochimique dû à la précipitation de Ba sous forme de barytine et probablement adsorption par les oxydes de Fe. Le taux de libération est très élevé dans les échantillons altérés que les récents, ce qui suggère l'altération de barytine. L'augmentation du taux de libération de Ba dans l'échantillon altéré par rapport aux autres échantillons de stériles, ne peut être expliquée que par la présence des minéraux carbonatés. Selon [Suwa et al, 2008](#), la solubilité du $BaSO_4$ augmente en effet considérablement en présence de l'anion CO_3^{2-} .

Les teneurs cumulées totale de Zn, pour les trois échantillons des stériles sont de 2,927, 13,596 et 2,159 mg/kg respectivement pour WRrichePb, WRricheBa, WRaltere. Les courbes cumulatives montrent que Zn a été libéré tout au long de l'essai cinétique et en plus grande quantité par l'échantillon WRaltere, ce qui signifie que le Zn est lessivé probablement des minéraux secondaires tels que la smithsonite $ZnCO_3$ et les oxydes de Fe. De plus, cette différence peut être également attribuée au degré d'altération. Pour les échantillons, WRrichePb et WRricheBa, le Zn était probablement présent sous forme de sphalérite. Les courbes de teneurs cumulatives de Zn, montrent également un point de flexion au-delà de 35 jours. Cela indique un changement du comportement géochimique qui peut être attribué à la dissolution de Zn sulfuré par les interactions galvaniques avec d'autres minéraux sulfurés ([Bao et al. 2022](#) ; [Vriens et al. 2020](#) ; [liu et al. 2021](#)).

Les courbes cumulatives de Ca et Mg montrent un comportement semblable aux Pb et Ba pour les échantillons. La courbe cumulative de Ca montre également un même taux de libération pour WRrichePb et Oldtailings, signifiant que le Ca généré dans les résidus est lié à dissolution des carbonates et le gypse. Cela concorde avec la caractérisation minéralogique. Elles diminuent à partir de 35 jours, avec une pente plus prononcée pour WRrichePb. Cela signifie que la tendance à dissolution de la calcite et de la dolomite est plus forte au début d'essai.

Tableau 4.2 : Taux de libération élémentaire (mg/kg/jour) et coefficients de corrélation associés aux stériles abandonnés d'Ichmoul (> 35 jours) et les résidus abandonnés d'Ichmoul (> 40 jours).

	WRrichePb		WRricheBa			WRaltere		Oldtailings	
	Taux de libération	R ²	Taux de libération	R ²	Taux de libération	R ²	Taux de libération	R ²	
	mg/kg/j		mg/kg/j		mg/kg/j		mg/kg/j		
Ba	0,45	0,99	0,67	0,98	0,76	0,98	0,98	0,95	
Pb	1,28	0,98	0,23	0,96	0,12	0,97	0,23	0,93	
Zn	0,03	0,97	0,02	0,98	0,051	0,99	0,08	0,94	
Ca	2,14	0,99	0,71	0,99	1,06	0,99	1,86	0,97	
Mg	0,24	0,99	0,14	0,99	0,21	0,99	0,14	0,97	

La perte à long terme du potentiel de génération de contaminant est réalisée en calculant le taux de lixiviation des éléments chimiques par régression linéaire, à partir des résultats des lixiviats des essais en cellules humides (tableau 4.3). Le taux de lixiviation du Pb dans l'échantillon WRrichePb est inférieur à celui des carbonates, indiquant qu'ils seront épuisés avant les minéraux du plomb, ce qui signifie un drainage acide à long terme. Le temps d'épuisement des carbonates dans la cellule des résidus est quatorze fois plus long que les minéraux du plomb, ainsi, ne seront pas générateurs d'acidité à long terme. Par contre, la lixiviation à long terme de Ba restera dans un milieu neutre à alcalin.

Tableau 4.3 : Temps d'épuisement et taux de lixiviation des éléments chimiques avec coefficients de corrélation associés aux déchets miniers d'Ichmoul

	WRrichPb			WRrichBa			WRaltere			Oldtailing		
	Pb	Ca+Mg	Ba	Pb	Ca+Mg	Ba	Pb	Ca+Mg	Ba	Pb	Ca+Mg	Ba
Temps d'épuisement (an)	1264.92	767.12	54.14	634.79	1473.35	101.60	390.16	625.64	288.70	51.59	749.42	104.81
Taux de lixiviation (mg/kg/j)	1.08	0.44	3.43	0.38	0.72	1.50	0.48	0.94	2.75	0.28	1.39	2.98
R²	0.98	0.99	0.99	0.97	0.99	0.99	0.94	0.98	0.97	0.97	0.96	0.99

5. Modélisation géochimique de Pb, de Ba et de Zn à partir des conditions physico-chimiques des essais cinétiques.

A partir des paramètres géochimiques des lixiviats tels que les concentrations des éléments chimiques mesurés et l'alcalinité, une modélisation géochimique a été menée afin de prédire les indices de saturation des divers minéraux secondaires, notamment les phases riches en Ba et Pb. L'évolution des Indices de Saturation des minéraux contenant le Pb, Ba et Zn sont présentés respectivement dans les [figures 4.8, 4.9 et 4.10](#).

5.1 Spéciation et indices de saturation de plomb

Les résultats de modélisation montrent que les phases minérales susceptibles de précipiter durant les essais, sont l'hydroxyde de Pb ($\text{Pb}(\text{OH})_2$), la cérusite (PbCO_3) et l'hydrocérusite (H_2O , PbCO_3). Les concentrations en plomb dans les échantillons des lixiviats étaient substantiellement sous-saturées par rapport aux phases minérales secondaires probables, comme anglésite (PbSO_4), massicot (PbO), larnakite ($\text{Pb}_2(\text{SO}_4)\text{O}$), litharge, $\text{Pb}_{10}(\text{OH})_6\text{O}(\text{CO}_3)_6(\text{s})$, $\text{Pb}_2\text{O}(\text{OH})_2(\text{s})$, $\text{Pb}_3\text{O}_2\text{CO}_3(\text{s})$, $\text{Pb}_2\text{OCO}_3(\text{s})$, $\text{Pb}_3\text{O}_2\text{SO}_4(\text{s})$, $\text{Pb}_4(\text{OH})_6\text{SO}_4(\text{s})$, $\text{Pb}_4\text{O}_3\text{SO}_4(\text{s})$ ou $\text{PbO}:0.3\text{H}_2\text{O}(\text{s})$ et, sursaturés à sous-saturés pour la cérusite (PbCO_3), $\text{Pb}(\text{OH})_2(\text{s})$ et l'hydrocérusite ($\text{PbCO}_3, \text{H}_2\text{O}$). Les valeurs SI des lixiviats des stériles pour la cérusite, hydrocérusite et le $\text{Pb}(\text{OH})_2$ vont de -0.434 à 2.780, de -3.126 à -7.499 et de -2.769 à 1.710, respectivement par contre, les valeurs SI des lixiviats des résidus variaient de -9.451 à 2.601, de -30.348 à 7.849 et de -11.636 à 1.589 pour cérusite, hydrocérusite et le $\text{Pb}(\text{OH})_2$ respectivement. Les résultats de cette modélisation concordent avec les observations MEB qui montrent des phases carbonatés et hydroxydes contenant le Pb ([Larachi et al. 2019](#)). En effet, selon [lara et al. \(2011\)](#), l'anglésite est instable dans un environnement sulfate-carbonate et se transforme en cérusite. Pb^{+2} , PbOH^+ , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{-2}$, $\text{PbCO}_3(\text{aq})$, PbHCO_3^+ , sont les espèces dominantes de Pb dans les lixiviats des rejets ([annexe B](#)).

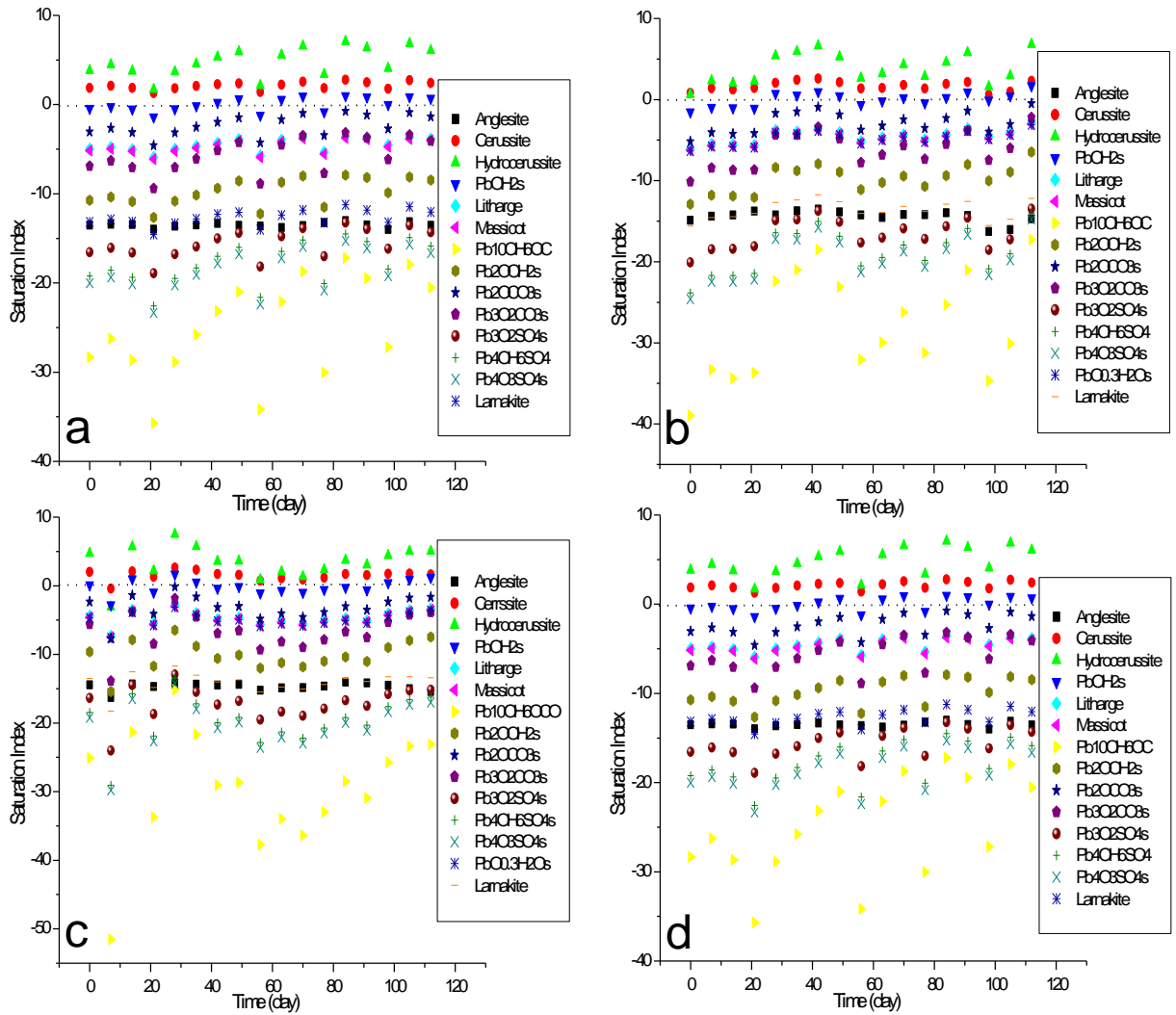


Figure 5.8 : Les indices de saturations des minéraux de Pb simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WR riche Pb (b) WR riche Ba (c) WR atéré (c) old tailings

5.2 Spéciation et indices de saturation de Baryum

La modélisation géochimique a prédit que les minéraux secondaires riches en baryum sont la barytine, witherite et $Ba(OH)_2 \cdot 8H_2O(s)$. Les valeurs SI calculées pour la barytine variaient de -11.003 à -9.354 et de -22.137 à -9.808, pour $Ba(OH)_2 \cdot 8H_2O(s)$ variaient de -16.321 à -11.965 et de -16.492 à -12.196 tandis que celles pour la witherite ($BaCO_3$) variaient de -2.103 à 0.440 et de -2.295 à +0.187 respectivement pour les résidus et les stériles. La sursaturation en witherite ($BaCO_3$), dans quelques lixiviats des essais de cellules humides des échantillons stériles altérés et les résidus, est interprétée par l'augmentation de la concentration de Ba, mais les valeurs positives de IS restent minimales. Par ailleurs, la précipitation de witherite a été prédite seulement dans les lixiviats des échantillons altéré et de granulométrie très fines. Par conséquent, la witherite pourrait être un contrôle important sur les concentrations de Ba

dissous. Cependant, la witherite n'a pas été détectée par l'analyse DRX dans les échantillons de stériles ou de résidus, possible sous la limite de détection. Ces résultats pour les valeurs de l'IS étaient comparables à ceux rapportés par Tudorache et al. 2010 et lu et al. 2019 pour la barytine. Cependant, les valeurs de l'IS pour la witherite dans la présente étude étaient bien inférieures à celles observées dans les eaux du centre de la Roumanie.

Les résultats simulés du programme Minteq ont indiqué cinq formes d'espèces de Ba existaient dans les lixiviats, dont Ba^{2+} , $BaSO_4$, $BaHCO_3$ et $BaCO_3$. Ba^{2+} avait le pourcentage le plus élevé, atteignant plus de 90%. De ce fait, le Ba a été relargué dans les milieux environnants (annexe B). Les résultats pour les espèces de Ba étaient comparables à ceux rapportés par Tudorache et al. 2010 et lu et al. 2018

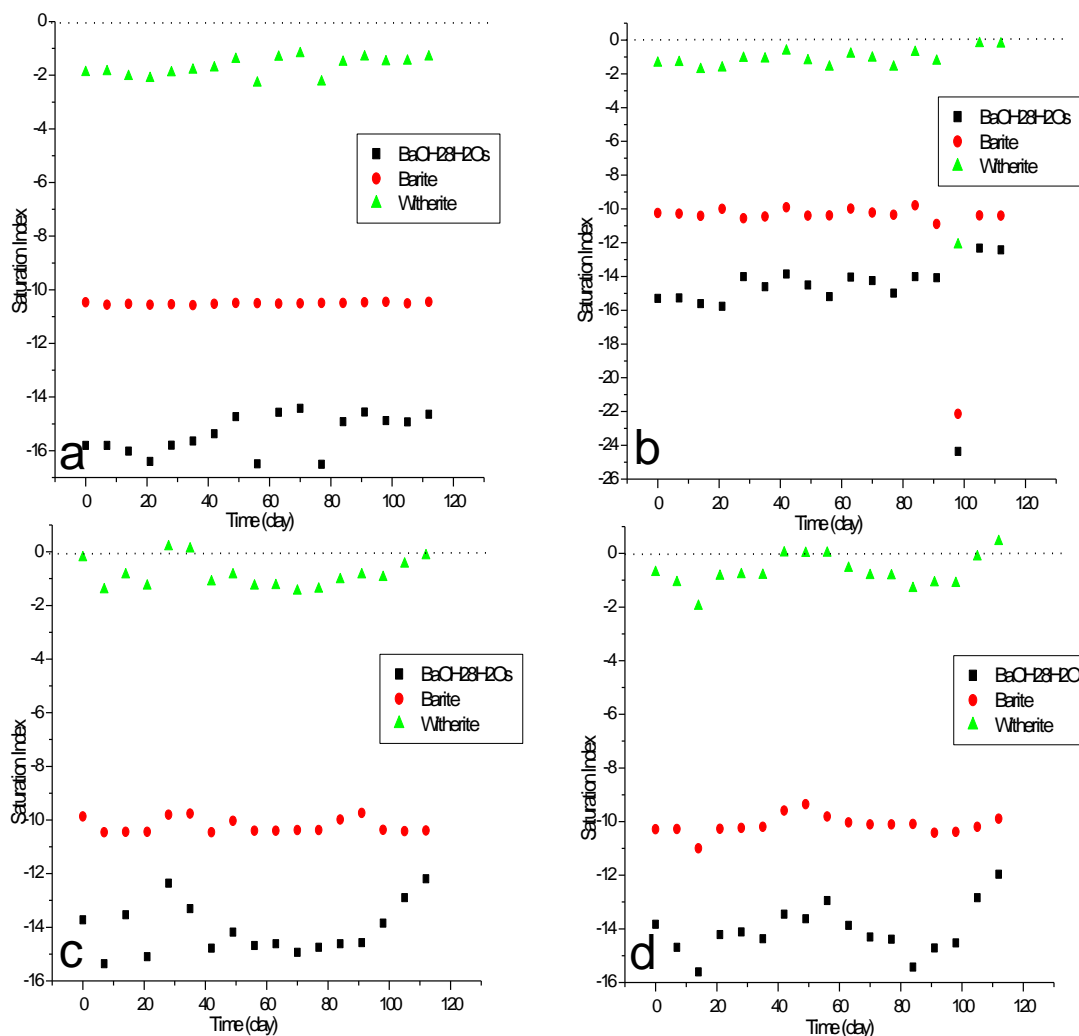


Figure 5.9 : Les indices de saturations des minéraux de Ba simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WR riche Pb (b) WR riche Ba (c) WR atéré (c) old tailings

5.3 Spéciation et indices de saturation de Zinc

Les résultats de modélisation montrent que les phases minérales de Zinc susceptibles de précipiter durant les essais, sont la smithsonite ($ZnCO_3$) et la hydrozincite ($H_2O, ZnCO_3$). Les valeurs SI des lixiviats des stériles pour la smithsonite et hydrozincite vont de -1.070 à 1.950, de -3.126 à -7.499 respectivement. Par contre, les valeurs SI des lixiviats des résidus variaient de -0.03 à 1.94 et de -7.23 à 8.20 pour smithsonite et hydrozincite respectivement. Par ailleurs, les résultats de cette modélisation montrent que la précipitation de hydrozincite est plus favorable dans les rejets altérés que les récents. Zn^{+2} , $ZnOH^+$, $ZnCO_3(aq)$, $Zn(OH)_2(aq)$, $ZnHCO_3^+$ et $Zn(CO_3)_2^{-2}$ sont les espèces dominantes de Zn dans les lixiviats des rejets (annexe B).

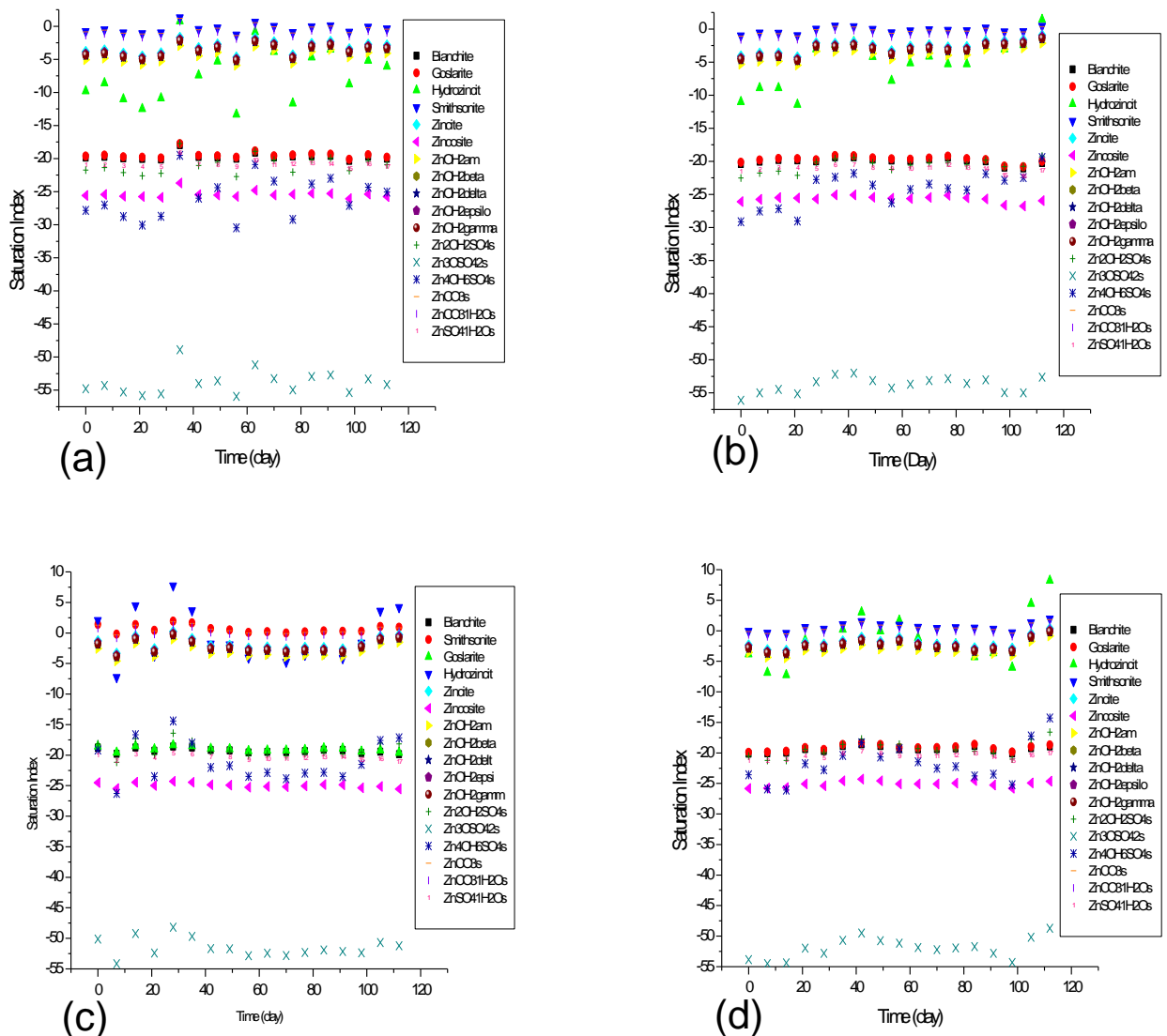


Figure 4.10 : Les indices de saturations des minéraux de Zn simulés à partir des lixiviats des essais cinétique en cellule humide sur des rejets miniers d'Ichmoul (a)WRrichePb (b) WRricheBa (c) WRaté (d) oldtailings

5.4 Analyse des associations géochimiques de Pb, Zn, Ba, Ca et Mg.

Les coefficients de corrélation de Pearson ont été calculés pour déterminer les associations géochimiques entre différentes concentrations des éléments chimiques. Le [tableau 4.4](#) donne la matrice de coefficients de corrélation suivant le type de rejets. Selon les résultats, les associations géochimiques des stériles sont différentes à celles des résidus qui est dû à la présence des minéraux sulfurés de Pb et de Zn dans les stériles par contre pour le baryum pourrait s'expliquer par le degré d'altération de la barytine.

La corrélation (Ba, Pb) était plus significative pour les résidus que les stériles, ce qui est en accord avec les études précédentes selon lesquelles, la barytine altérée se dissout plus facilement en libérant le Pb absorbé ; par contre dans les stériles contenant barytine fraîche, le Pb sera absorbé (Courtin-Nomade et al. 2008). La corrélation entre Ca et Mg confirme l'altération de dolomite et la calcite, par contre la corrélation entre Ca et Ba peut être attribuée probablement à l'influence de CO_3^- libéré de l'altération de calcite et de dolomite. Dans les résidus, la corrélation (Pb, Ca) et (Pb, Mg) peut être expliquée par essais d'association du Pb^{2+} , libéré de cérusite ou de barytine ou des oxy-hydroxydes, avec CO_3^- libéré de l'altération de calcite et de dolomite.

Tableau 4.4 : Coefficients de Corrélations des concentrations totales des éléments chimique.

Rejets minier	Variables	Pb	Ca	Ba	Mg	Zn
Stériles	Pb	1				
	Ca	0,397	1			
	Ba	0,008	0,514	1		
	Mg	0,181	0,606	0,266	1	
	Zn	0,066	0,575	0,679	0,347	1
Résidus	Pb	1				
	Ca	0,959	1			
	Ba	0,730	0,757	1		
	Mg	0,905	0,877	0,712	1	
	Zn	0,833	0,881	0,795	0,816	1

6. Analyse minéralogique des échantillons post-essais cinétiques

La comparaison de la composition minéralogique par DRX des échantillons initiaux et post-essais (figure 4.11), démontre la lixiviation de la galène. Cette comparaison montre également une réduction de l'intensité des pics de la barytine, suggérant sa solubilisation, tel que confirmé par l'analyse chimique des lixiviats. De plus, elle a permis de remarquer la précipitation de la cérusite, repérée particulièrement dans les résidus. Cela confirme les valeurs d'indice de saturation, prédites par la présente modélisation. Cependant, les oxyhydroxydes n'ont pas été détectés dans les échantillons post-essais, probablement sous la limite de détection. L'analyse minéralogique par DRX, montre la présence d'ankérite, confirmant l'altération de dolomite et de calcite par neutralisation d'acide durant la période d'essai.

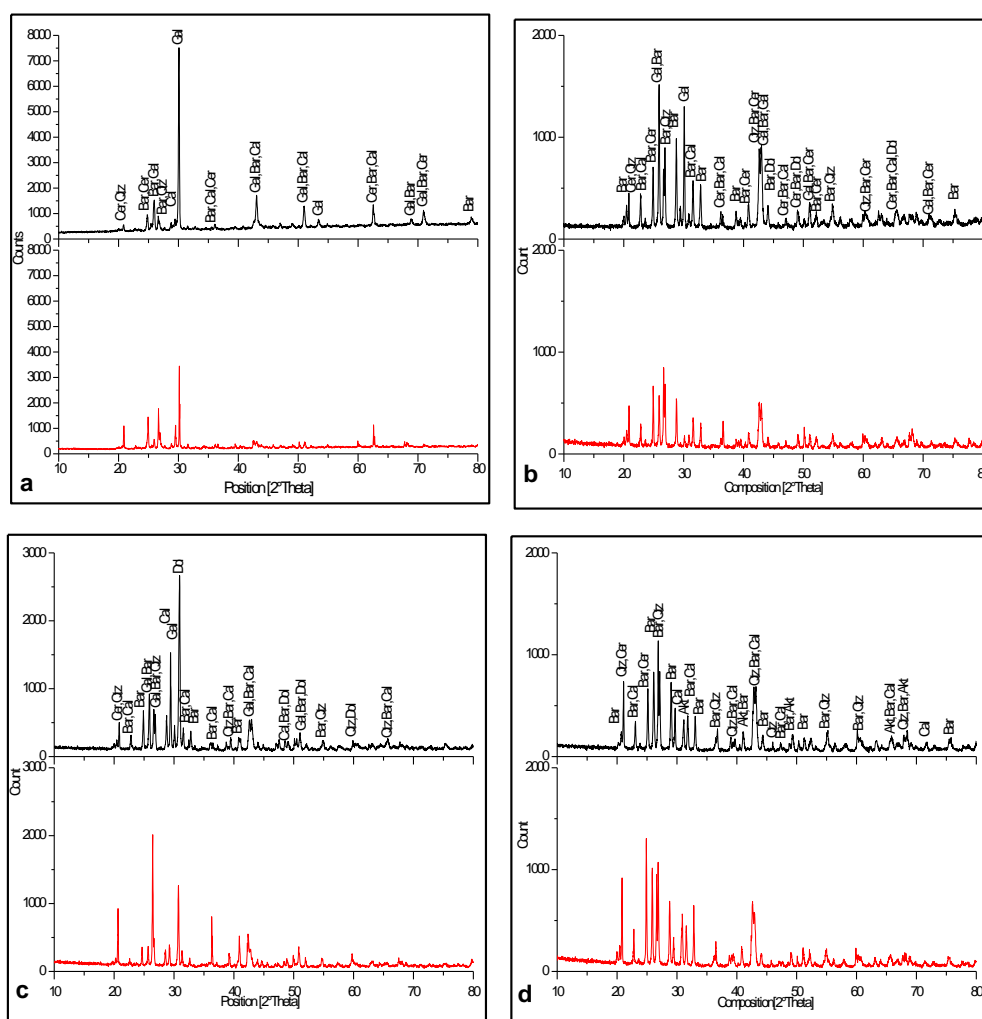


Figure 4.11 : Spectres DRX des échantillons pre-essais cinétiques (noir) et post-essais cinétiques (rouge) (a) WR riche Pb (b) WR altéré (c) WR riche Ba (d) oldtailings. Les abréviations désignent : galène (Gal), cérusite (Cer), barytine (Bar), dolomite (Dol), calcite (Cal), ankérite (Akt) et quartz (Qtz)

7. Conclusion

Ce chapitre a été mené pour évaluer le comportement géochimique de plomb de zinc et de baryum des différents types de rejets (stériles et résidus) abandonnés depuis le siècle passé dans l'ancien site minier d'Ichmoul (Algérie).

La caractérisation par DRX a montré que les rejets sont composés de sulfure-carbonate de Pb, de barytine, de quartz, de dolomite et de calcite. Compte tenu des conditions physico-chimiques des essais cinétiques, les rejets miniers étudiés, génèrent un drainage neutre contaminé. Par conséquent, ils présentent un risque potentiel de transfert de Pb, de Zn et de Ba dans l'environnement. L'étude a montré que la solubilité de barytine dépend principalement de son degré d'altération.

L'étude géochimique à partir des anciens rejets miniers des mines abandonnées, peut produire des données utiles et cohérentes définissant la spéciation des éléments chimiques dans la phase solide des stériles et/ou des résidus de traitement. Cette stratégie est vivement recommandée afin d'obtenir des informations géochimiques particulièrement utiles pour l'évaluation des risques et la faisabilité de la réhabilitation des mines. D'autre part, l'exploitation artisanale dans le site minier d'Ichmoul est un sujet préoccupant car l'exposition des artisans par inhalation à la poussière enrichie en métal surement un risque majeur pour la santé.

Chapitre 5

Chapitre 5 : Valorisation des rejets de la mine abandonnée Ichmoul

Préambule : la grande partie des résultats de ce chapitre a été publiée dans la revue *Environmental Earth Sciences* le 21 septembre 2019. N. Larachi, A. Bali, M. Ould Hamou, S. Bensaadi, 2019. Recovery of lead and barite from the abandoned Ichmoul mine wastes in Algeria;

Et a été présentée lors *First International Workshop On Environmental Engineering* à l'université de Sétif en octobre 2019. N. Larachi, A. Bali, M. Ould Hamou, S. Bensaadi, Gestion des déchets d'exploitation d'une mine abandonnée en récupérant le plomb et la barytine par flottation sélective

1. Introduction

Au siècle précédent, l'humanité a connu un développement sans précédent dans l'industrie minière. Cependant, cette explosion de ces ressources minérales n'avait pas de cadre juridique permettant une gestion durable de l'activité et de déchets miniers. Durant cette période, l'extraction des gisements métalliques n'a été réalisée que dans les parties les plus riches avec des teneurs de coupure d'extraction très élevées et en utilisant des procédés de traitement très rudimentaires (Mudd 2010 ; Valero et Valero 2010 ; Mudd et al.2017). De plus, de nombreux minerais sulfurés polymétalliques (Pb/Zn/Cu, Pb/Ba, etc.) ont été exploités pour produire un seul concentré tout en considérant d'autres substances utiles et minéraux oxydés comme sous-produits (Abkhoshk et al.2014).

Compte tenu de la demande croissante, de l'épuisement des ressources minérales et de l'adoption mondiale d'une législation environnementale stricte, ce patrimoine minier est devenu la préoccupation de nombreux gouvernements et sociétés civiles, notamment en raison de l'impact et du comportement géochimique des déchets miniers (Navarro et al.2008 ; Seal et al.2008; Santos et al.2013; Perlatti et al.2015; Arranz-González et al.2016; Hernández-Mendiola et al.2016). Compte tenu de ces anciens déchets miniers abandonnés, de leurs compositions qualitatives et quantitatives, ils peuvent être considérés comme des gisements à faible teneur. Ensuite, il semble important de considérer les déchets miniers d'anciens sites miniers comme une ressource minérale potentielle (Pollmann et al.2010 ; Litvintsev 2013; Högdahl et al.2015; Lèbre et al.2017). Cela fait de la récupération et de la réutilisation de ces déchets un moyen efficace de réhabiliter les anciens sites miniers et d'atténuer l'impact environnemental, notamment en minimisant la contamination du milieu environnant et du

drainage minier, en plus d'être d'un intérêt économique (Geise et al.2011 ; Edraki et al.2014 ; Broadhurst et al.2015 ; Asghari et al.2018).

La récupération des substances minérales de ces déchets peut être obtenue par divers traitements, comme la flottation (Navidi Kashani et Rashchi 2008 ; Lutandula et Maloba 2013 ; Yang et al.2015 ; Qiu et al.2016 ; Yin et al.2018). L'amélioration technologique de ce procédé minéralurgique lui permet d'être le procédé le plus utilisé pour la désulfuration environnementale des déchets miniers (Benzaazoua et al.2008 ; Broadhurst et al.2015), l'enrichissement des minerais à faible teneur (Du et Luo 2013 ; Faraz et al.2014 ; Luo et al.2016 ; Ikotun et al.2017), décontamination des sols et traitement des eaux usées (Weissenstein et Sinkala 2011 ; Reynier et al.2013 ; Patil et al. 2016 ; Deliyanni et coll. 2017 ; Azevedo et coll. 2017).

Cette partie de thèse se focalise sur le potentiel de récupération de minéraux utiles à partir des stériles et de résidus miniers abandonnés sur le site minier d'Ichmoul. Après la caractérisation minéralogique, physique et chimique des déchets miniers, des tests de flottation de barytine et de plomb ont été réalisés pour optimiser les conditions de récupération.

2. Caractérisation minéralogique, chimique et physique des rejets miniers du site Ichmoul

2.1 Les stériles

Les résultats d'analyse par DRX montrent que l'échantillon de stérile pour les essais de flottation est composé de barytine, de galène et quartz ainsi que de minéraux carbonatés (calcite et dolomite) (figure 5.1 et annexe B). L'étude par DRX des échantillons de stériles de la mine abandonnée d'Ichmoul montrent que le plomb est également lié à la phase minérale secondaire (cérosite) (figure 5.2).

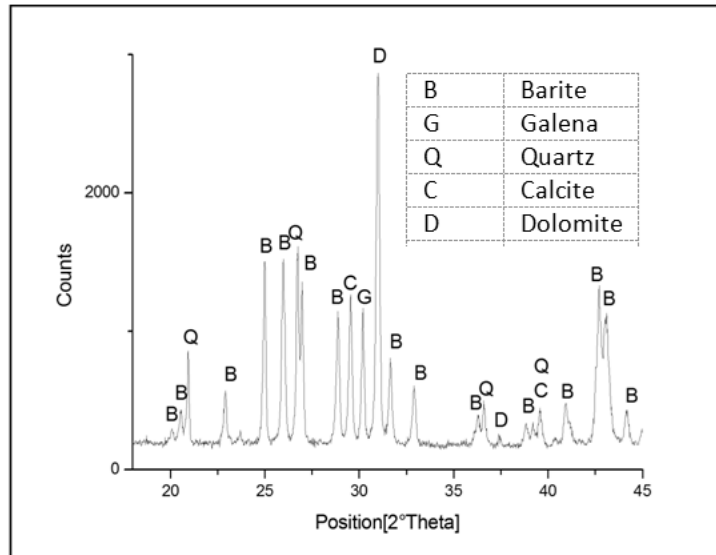


Figure 5.1 : Spectres DRX d'échantillon des stériles de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation.

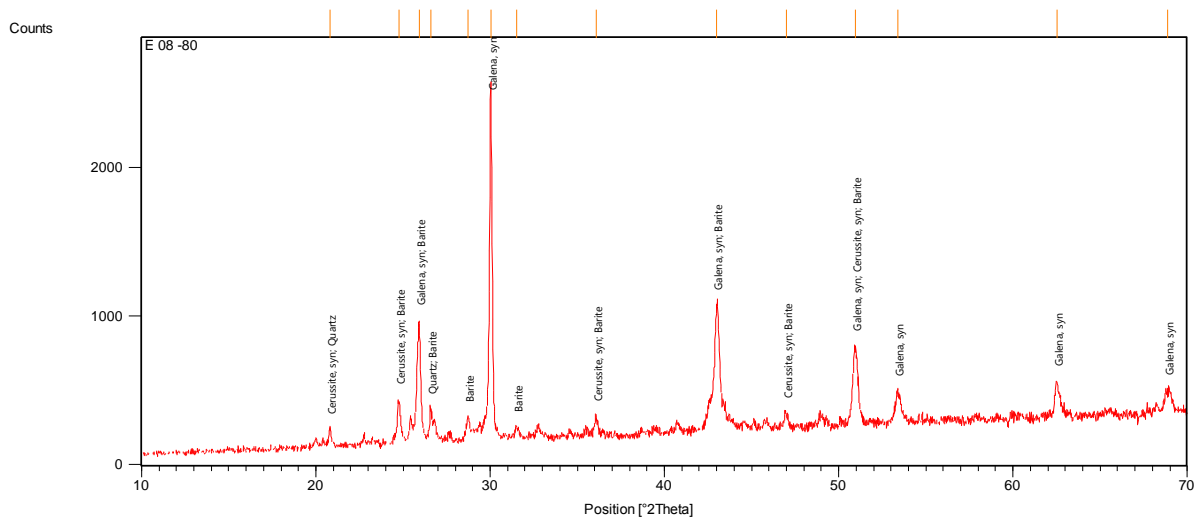


Figure 5.2 : Spectres DRX d'échantillon des stériles montrant la présence de cérusite dans les stériles de la mine abandonnée Ichmoul.

Les analyses des stériles par le MEB couplé aux microanalyses EDS ont révélées la présence d'une barytine (Ba,Sr)SO₄ (Figures 5.3a et 5.4a), de structure tabulaire, de galène ayant une taille micrométrique à millimétrique, souvent corrodé par la cérusite (figures 5.3b et 5.4h). La présence de smithsonite de 50 microns de taille dans les échantillons, ainsi que le zonage des minéraux dérivés d'altérations telles que l'hydroxyde de fer, (figures 5.3c et 5.4g) a été confirmée par la microanalyse. L'hydroxyde de fer est un piègeage d'éléments métalliques (figures 5.3c et 5.4f). Les résultats obtenus révèlent également la présence de quartz parfois inférieurs à 20 microns (Figures 5.3d et 5.4e) ainsi que de plus petites taches associées à la barytine et identifiées comme azurite et malachite qui sont, probablement, dérivées de la

chalcopyrite (Figures 5.3e, 5.4d). De la dolomite a également été trouvée dans les mêmes échantillons (figures 5.3a et 5.4c).

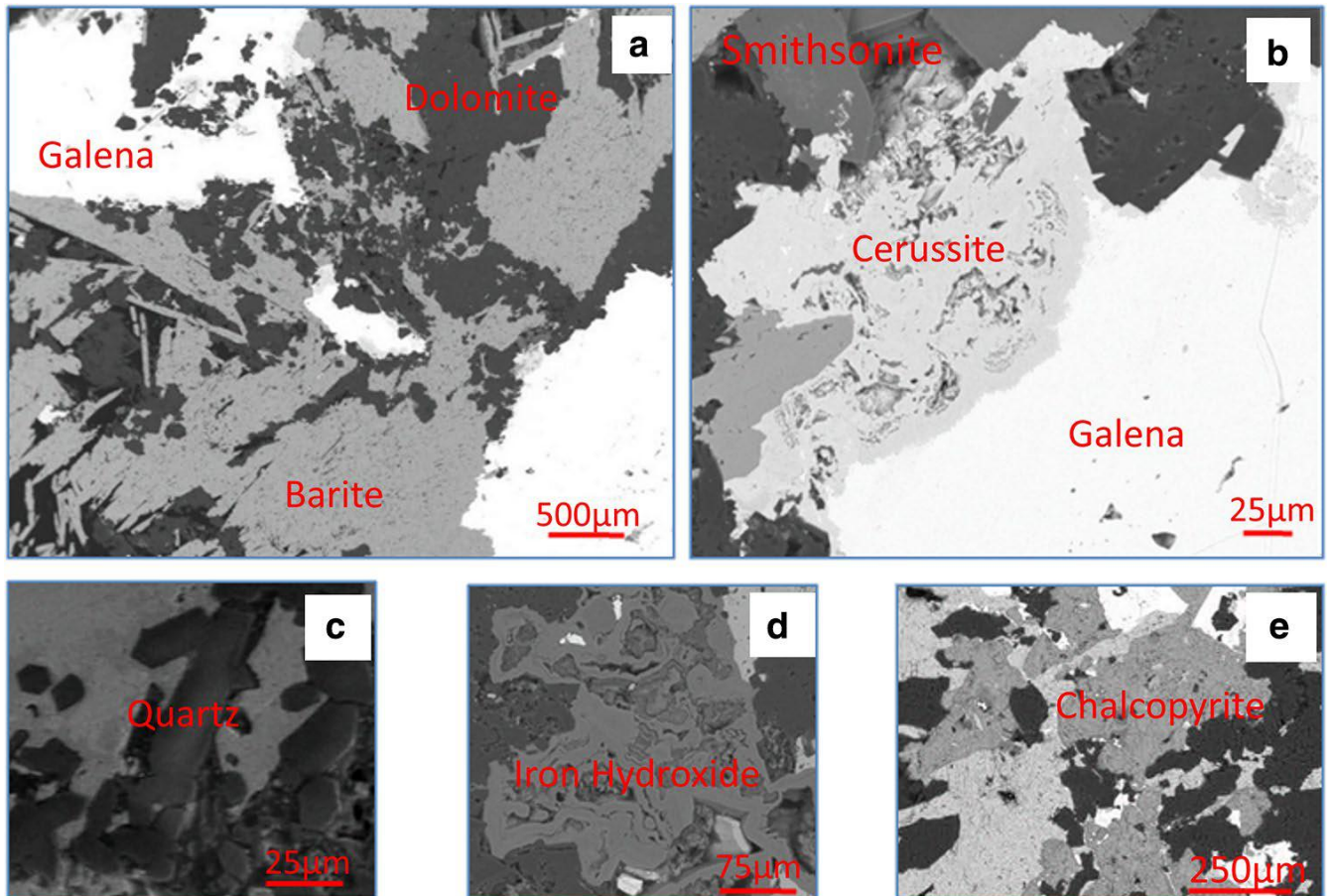


Figure 5.3 : Identification de la composition minéralogique par MEB à partir des lames minces et section polie des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.

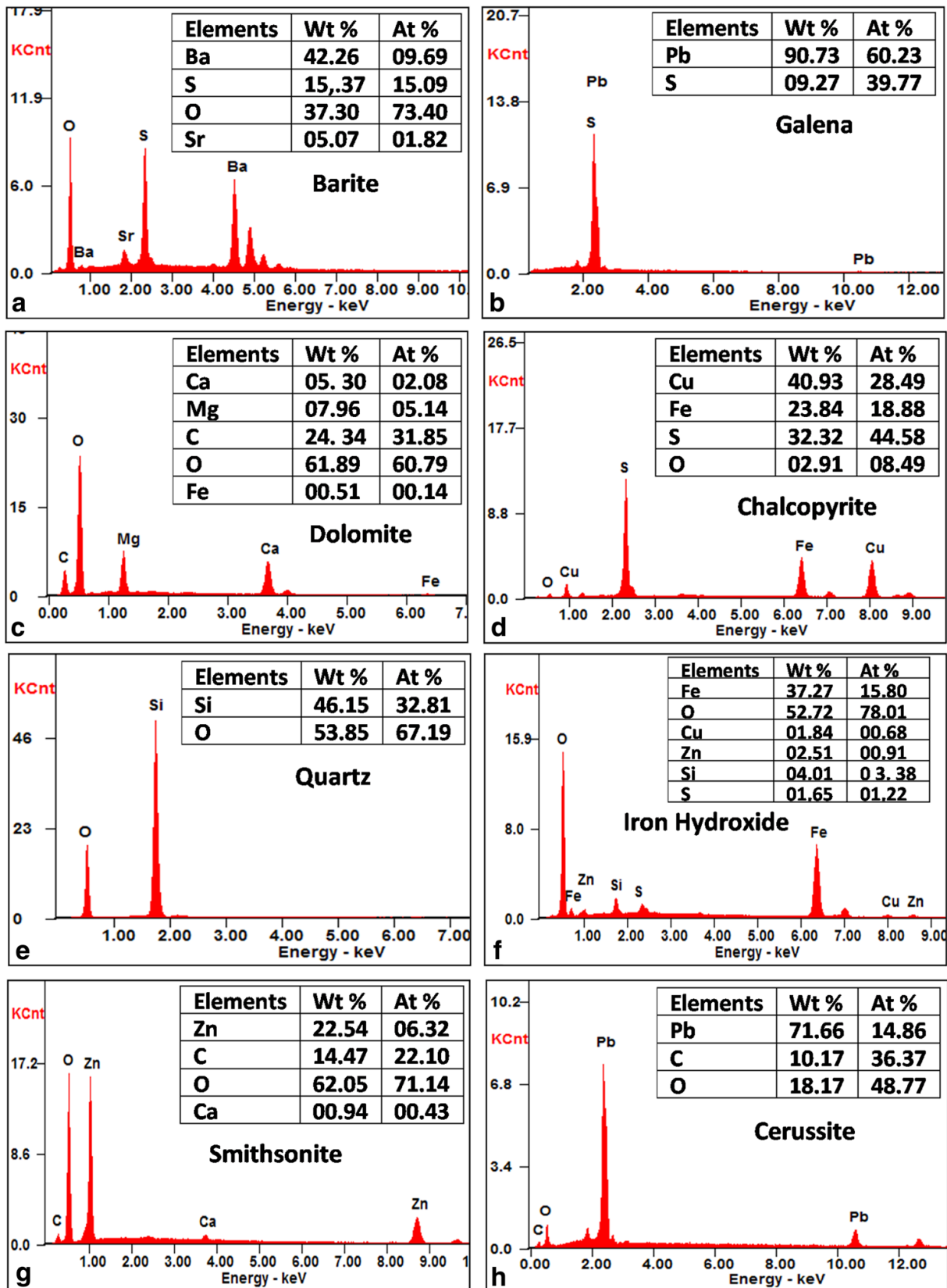


Figure 5.4 : Identification de la composition minéralogique par SEM à partir des lames minces et section polie des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.

Par ailleurs, la microanalyse sur la pastille d'échantillon des stériles destiné aux essais de flottation montre la présence de plomb et de Baryum (figure 5).

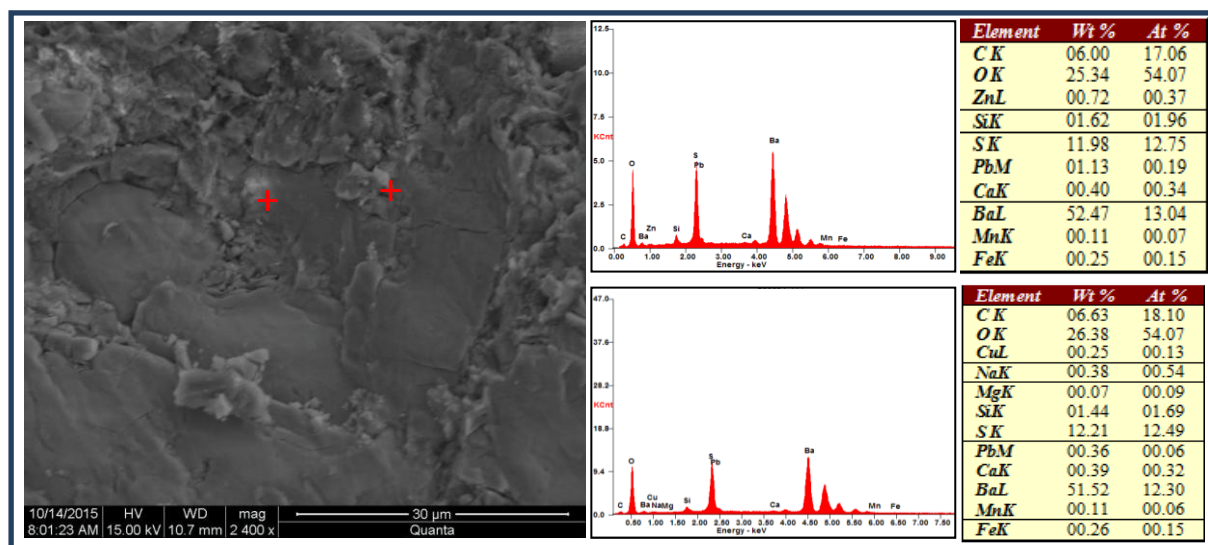


Figure 5.5 : Microanalyse par MEB d'échantillon de stériles de la mine abandonnée Ichmoul utilisés dans les essais de flottation

De plus, l'analyse par SAA a montré que les stériles sont composés de 4,31% Pb, 0,99% Zn et 0,06% Cu. De plus, l'analyse par gravimétrie a montré que l'échantillon des stériles utilisé dans les essais de flottation est de 49,60% BaSO₄

Les résultats d'analyse par FX sont représentés dans [Tableau 5.1](#).

Tableau 5.1 : Caractéristiques physique et chimique des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.

Paramètre	Valeur
Densité	3.9
surface Spécifique [m ² /kg]	293
Eléments	
BaSO ₄ (%)	49.60
Pb (%)	3.82
Zn (%)	0.99
Cu (%)	0.06
Fe ₂ O ₃ (%)	1.02
MgO (%)	1.44
Al ₂ O ₃ (%)	0.45
SiO ₂ (%)	8.18
K ₂ O (%)	0.10
CaO (%)	8.05
Fe ₂ O ₃ (%)	1.05
P ₂ O ₅ (%)	<0.05
MnO (%)	0.16

Globalement, la caractérisation des stériles de la mine d'Ichmoul a révélé qu'ils sont composés de minéraux qui peuvent être une source potentielle de pollution à long terme mais aussi d'intérêt économique. La teneur élevée en barytine dans les stériles est due à l'exploitation industrielle pour un minerai plombifère et une exploitation artisanale pour collecter la galène, tandis que la barytine était considérée comme un sous-produit. La teneur élevée en plomb de ces stériles est attribuée à l'impact de l'exploitation minière artisanale dans le site. Ainsi, il apparaît que ces déchets peuvent être valorisés par la récupération de plomb et de barytine.

2.2 Les résidus

Les résultats d'analyse par DRX montrent que les résidus sont composés de barytine, de quartz et de carbonates (figure 5.6).

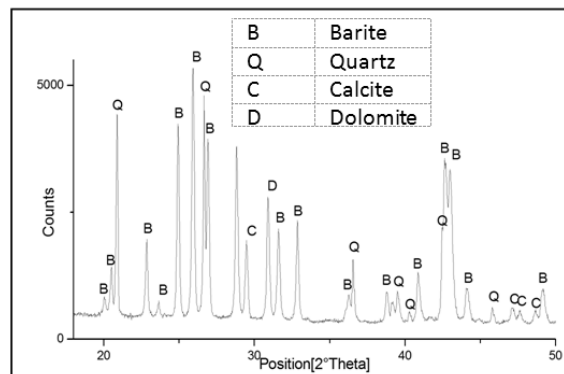


Figure 5.6 : Spectres DRX d'échantillon des résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation.

L'analyse par FT-IR, représentée par le spectre infrarouge de la figure 4.7, indique l'apparition des bandes d'absorptions à 1179, 1117.65, 1084 cm^{-1} et d'autres bandes à 982.35, 634.47 et 609.51 cm^{-1} attribuées aux vibrations de la barytine (Sönmez et al., 2003 ; Stefov and al., 2000 ; Aroke et al., 2013 ; Perez Del Villar et al., 1992 ; P.M. Carmona-Quiroga, 2013). Les pics d'absorption à 875.80, 1422 et 1431 cm^{-1} sont attribués aux vibrations de $[\text{CO}_3]^{2-}$ authentifiant les carbonates dans les résidus de la mine d'Ichmoul (Senthil Kumar et al, 2014 ; Aroke et al, 2013), ceux-ci a été confirmé par l'apparition de d'autres bandes d'absorptions à 730, 420 et 712 cm^{-1} attribuées respectivement à la dolomite et à la calcite (Ji and al. , 2009 ; Bosch Reig et al., 2002 ; Bruckman and al., 2013). de plus, la bande de spectre [1400-1450 cm^{-1}] est apparue, justifiant la présence du groupe des carbonates (Ramasamy et al, 2009 ; Aroke et al. 2013; Senthil Kumar and Rajkumar 2014). Dans ce

spectre, les bandes d'absorption à 798, 779, 923 et 930 cm^{-1} sont attribués aux vibrations du quartz.

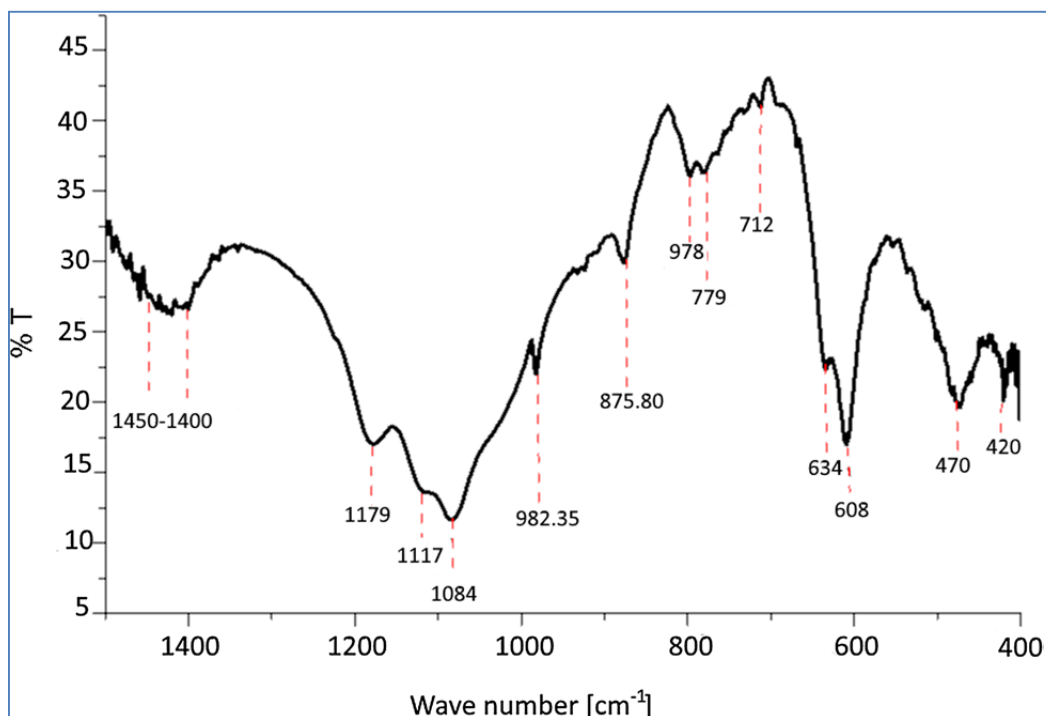


Figure 5.7 : Spectre FTIR d'échantillon résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation

La microanalyse par EDS sur la pastille d'échantillon destiné pour les essais de flottation, représentée dans la [figure 5.8](#), démontre que les résidus sont composés essentiellement de baryte, des carbonates et de quartz.

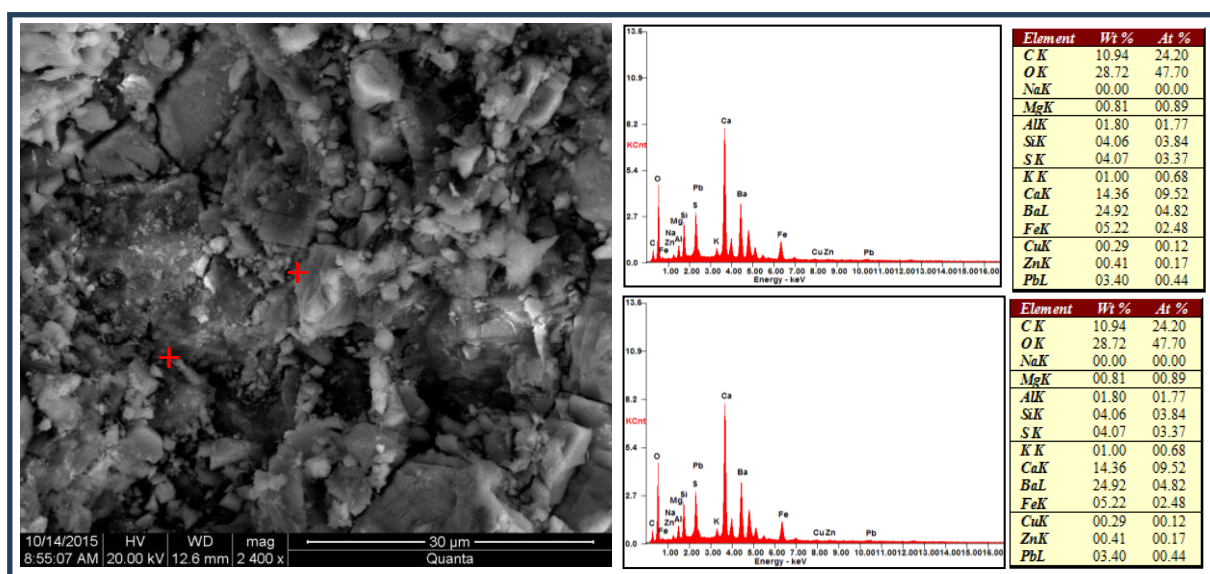


Figure 5.8 : Microanalyse par MEB d'échantillon de résidus de la mine abandonnée Ichmoul utilisé dans les essais de flottation

Les résultats d'analyse par FX sont représentés dans [Tableau 5.2](#).

Tableau 5.2 : Caractéristiques physique et chimique des résidus de la mine abandonnée Ichmoul.

Paramètre	Valeur
Densité	3.6
Surface spécifique [m ² /kg]	1004
Eléments	
BaSO ₄ (%)	62.73
Pb (%)	0.52
Zn (%)	Nd
Cu (%)	Nd
MgO (%)	1.18
Al ₂ O ₃ (%)	0.11
SiO ₂ (%)	20.71
K ₂ O (%)	0.09
CaO (%)	5.62
Fe ₂ O ₃ (%)	1.17
P ₂ O ₅ (%)	<0.05
MnO (%)	0.16

3. Flottation des rejets miniers abandonnés d'Ichmoul

Le premier flowsheet ([Figure 5. 9](#)) a été mis en œuvre pour récupérer le plomb et la barytine des stériles générés par les exploitations artisanale et industrielle. Il a été conçu dans le but de flotter d'abord la galène, suivie de la cérusite. Une étape de désulfuration a été réalisée avant la récupération de la barytine. La flottation de la galène (sulfure de plomb) a été réalisée en deux étapes, une flottation grossière et une flottation d'épuisement.

La flottation grossière des stériles a été réalisée en variant le dosage de PAX (50, 100, 150 et 200 g/t). Pour améliorer la récupération de la galène, une étape d'épuisement a été mise en œuvre en ajoutant 50 g/t de PAX. Dans l'étape de flottation de cérusite (oxyde de plomb), les effets du dispersant Na₂SiO₃ et la sulfuration de surface de la cérusite (PbCO₃) par l'activant Na₂S ont été étudiés. La désulfuration des stériles a été étudiée en faisant varier le type de collecteur. Trois tests ont été réalisés en utilisant PAX, Aero 407 ou une combinaison des deux, et en ajoutant Na₂S et CuSO₄ à la pulpe comme activateurs. La dernière étape du flow sheet de flottation des stériles est la flottation de la barytine. La récupération de la barytine a été étudiée en faisant varier le dosage d'acide oléique (400, 600, 700 et 800 g/t).

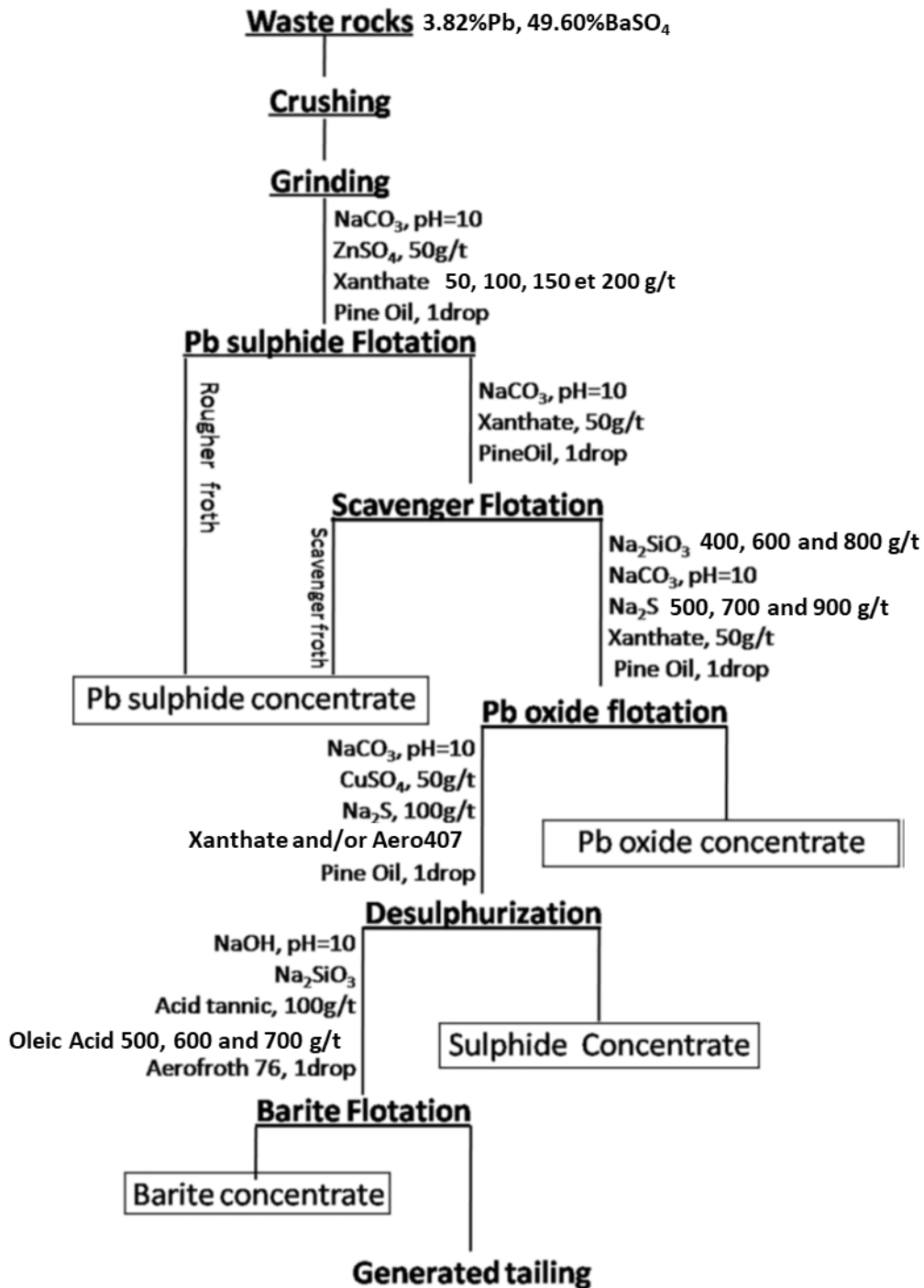


Figure 5.9 : flow-sheet de flottation et les paramètres étudiés pour récupérer le plomb et la barytine à partir des stériles de la mine abandonnée Ichmoul

Concernant le deuxième flowsheet (Figure 5.10), il est destiné à la récupération de la barytine des anciens résidus de flottation. Pour optimiser la récupération de la barytine, les effets de l'acide oléique (collecteur) et du Na_2SiO_3 (déprimant et activant) ont été étudiés en faisant varier le dosage de chaque réactif.

Les performances des essais de flottation des stériles ont été évaluées en calculant le rendement de récupération des métaux utiles. Les teneurs en plomb et en barytine ont été mesurées, respectivement, en utilisant des méthodes SAA et gravimétriques pour le concentré et les résidus de chaque étage de flottation. Par contre, la performance des tests de désulfuration a été étudiée en fonction des teneurs en Pb, Zn et Cu des concentrés. Cependant, la performance des tests de flottation des résidus a été principalement déterminée par l'analyse des spectres DRX des concentrés de barytine et de leurs résidus.

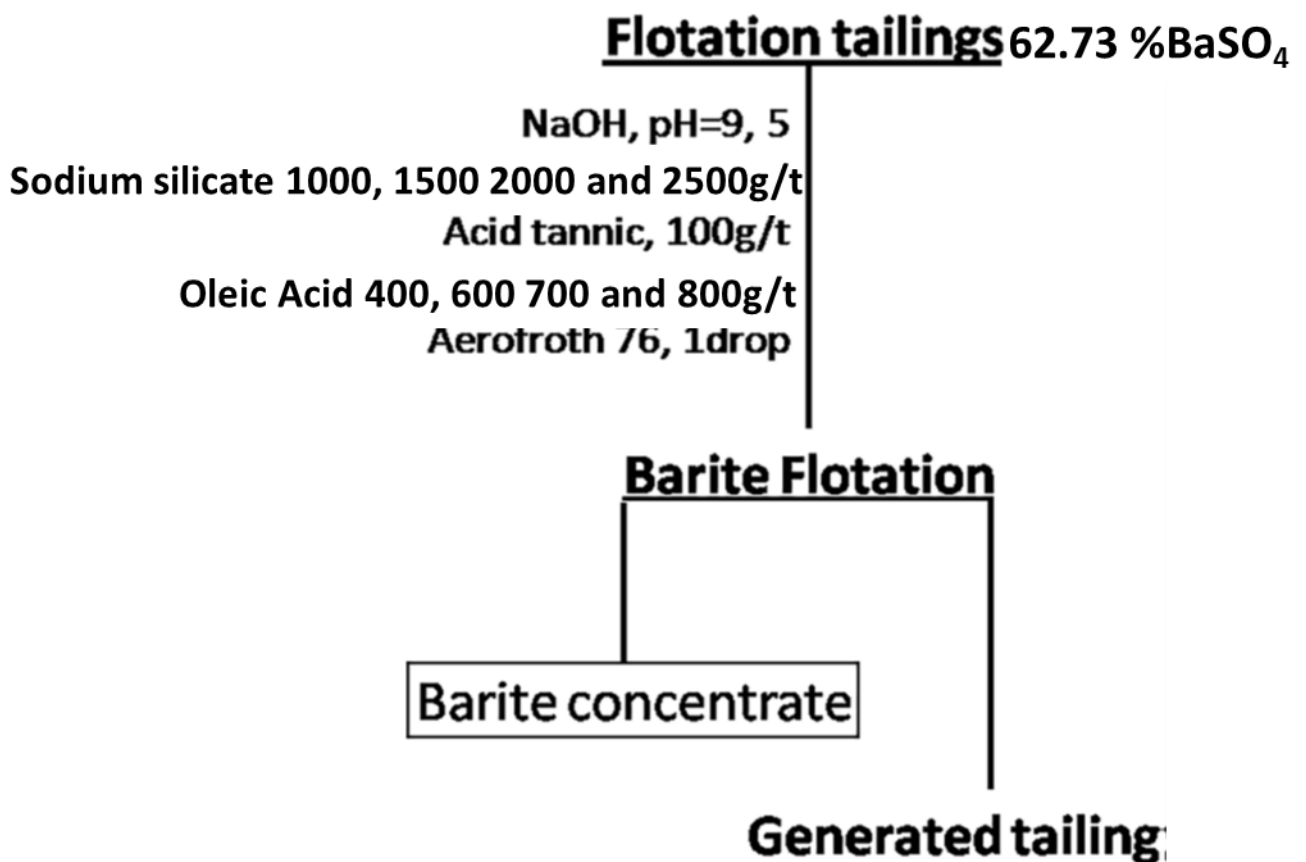


Figure 5.10 : flow-sheet de flottation et les paramètres étudiés pour récupérer le plomb et la barytine à partir des résidus de la mine abandonnée Ichmoul

3.1 Récupération de plomb à partir des stériles

Dans la littérature, la galène peut être récupérée en plusieurs étapes lors d'un test de flottation (Cyttec Industries 2002). Principalement, les roches stériles ont été flottées en utilisant 150 g/ t de PAX comme dosage de départ du collecteur. Le dosage optimal a été déterminé en faisant varier la quantité de collecteur ajoutée à la pâte soumise à la flottation (50, 100 et 200 g/t). Les résultats obtenus ont montré que la galène peut être récupérée à 48,81% lorsque le dosage du collecteur est de 50 g/t. Avec un dosage de 100 g/t, 59,37% de

galène peuvent être récupérés. La récupération de la galène augmente considérablement jusqu'à 69,70% pour un dosage de xanthate de 150 g/t. Cependant, avec un dosage de 200 g/t, la récupération de la galène est légèrement améliorée pour atteindre 71,39%. Par conséquent, le dosage de xanthate de 150 g/t lors d'une flottation grossière et épuisement (150 g/t - 50 g/t) peut être retenu comme dosage optimal (fig. 11a). Par ailleurs, il est clair qu'au début de la flottation de la galène, un dosage de (50 g/t - 50 g/t) xanthate permet l'adsorption du xanthate sous forme de Pb-Xanthate. De plus, il a été observé que le xanthate (100 g/t - 50 g/t) ajouté à la pulpe n'est pas suffisant pour une récupération totale du sulfure de plomb. Par conséquent, la concentration régulée de galène est très importante car une formation excessive de précipité diminuera certainement l'efficacité de récupération. A une dose de (150 g/t - 50 g/t) xanthate, la quantité totale de collecteur subit une précipitation sous forme de Pb-Xanthate. En conséquence, la légère augmentation de la récupération de la galène observée lorsque la quantité de PAX ajoutée à la pulpe est de (200 g/t - 50 g/t), par rapport à (150 g/t - 50 g/t), peut être expliquée à la suite de la flottation de l'oxyde de plomb. Enfin, le dosage optimal de PAX est de (150 g/t - 50 g/t), car il permet une meilleure récupération de la galène des stériles de la mine d'Ichmoul. La présence d'un minéral sulfate (barytine, BaSO_4) dans les stériles induit l'accumulation d'ions sulfate dans la pulpe qui réduit l'adsorption du xanthate à la surface de la galène (Shahverdi et al.2017).

Après la récupération de la galène, des tests de flottation ont été suivis afin de récupérer la cérusite en faisant varier les dosages de réactifs. La présence de fines particules influence défavorablement la consommation de réactif et, par conséquent, les résultats de flottation. Ainsi, le défi de la flottation des particules fines est de maintenir une dispersion stable de la pulpe, ce qui est obtenu chimiquement par l'utilisation de réactifs appropriés, tels que le silicate de sodium (Atrafi et al. 2012). C'est pourquoi, il est recommandé d'ajouter un dispersant à la pulpe afin d'atténuer leur perturbation lors de la flottation des minéraux précieux. Des tests de flottation ont été réalisés avec un dosage de Na_2SiO_3 variant de 400 à 800 g/t. Il a été observé qu'un dosage de 600 g/t se traduisait par une meilleure récupération du plomb variant de 14,82 à 17,24%. Cependant, avec un dosage de 800g/t, la récupération du plomb a diminué à 15,56%. Par conséquent, il apparaît qu'un dosage de 600g/t est optimal (figure 5.11b). Le silicate de sodium joue un double rôle lors de la flottation des stériles de la mine d'Ichmoul. En effet, avec un dosage inférieur à 600g/t, il agit uniquement comme un dispersant contre les fines induisant une récupération accrue du plomb, tandis qu'au-delà de 600g/t, le silicate de sodium diminue la récupération du Pb par précipitation des ions Pb^{2+} dans la solution. Les ions plomb sont libérés en solution par de fines particules de galène et

sont connus pour induire l'activation du sulfure de zinc (Silvestre et al. 2009). De même, l'ajout de silicate de sodium peut entraîner un obstacle à la sulfuration de la smithsonite et de la malachite. La récupération de la cérusite peut être obtenue par sulfuration. Cette sulfuration est réalisée par l'ajout d'un sulfure alcalin à la pulpe de cérusite pour assurer l'hydrophobicité après l'ajout d'un collecteur tel que le xanthate (Kitobo 2009). Lors de la flottation des stériles de la mine d'Ichmoul, le dosage de Na_2S a varié de 500 à 900 g/t. Lorsque la quantité de Na_2S ajoutée à la pulpe passe de 500 à 700 g/t, la récupération du plomb varie de 14,82 à 16,98% (figure 4. 11c). Cependant, une diminution (11,67%) a été observée à un dosage de 900 g/t.

D'après les résultats obtenus, on peut affirmer qu'une sulfuration accrue de l'oxyde de plomb améliore la récupération du plomb des stériles. De plus, avec un dosage de sulfure de sodium maintenu à 700 g/t, une amélioration de la récupération du plomb a été observée. Ce phénomène résulte probablement de l'effet de sulfuration à la surface des oxydes minéraux du plomb. De plus, avec un dosage de 900 g/t, la récupération diminue en raison d'un excès de sulfure de sodium interférant sur les phénomènes d'adsorption et d'échange d'ions du xanthate. La baisse de la récupération du plomb est en relation avec le fait que les ions S^{2-} et HS^- entrent en compétition avec le xanthate (Rashchi et al.2005 ; Kitobo 2009). Il apparaît donc que le dosage de 700 g/t Na_2S conduit à une optimisation de sulfuration de l'oxyde de plomb des stériles de la mine d'Ichmoul.

Des tests de désulfuration ont été menés dans le but de minimiser l'impact environnemental des stériles par flottation en présence d'Amylxanthate et d'Aero 407 comme collecteurs. Dans ces tests, le sulfate de cuivre a joué le rôle d'activateur tandis que le sulfure de sodium a permis la sulfuration. L'activation par sulfuration superficielle vise à récupérer la smithsonite ZnCO_3 , la malachite $\text{Cu}_2\text{CO}_3 (\text{OH})_2$ et l'azurite $\text{Cu}_3 (\text{CO}_3)_2 (\text{OH})_2$. Les résultats obtenus ont montré qu'une combinaison de collecteurs permettait la meilleure récupération des éléments métalliques (Pb, Cu et Zn) par rapport à la flottation réalisée en utilisant des collecteurs séparément (figure 5.12). Le phénomène observé pourrait être le résultat d'un effet synergique du xanthate et Aero 407 agissant ensemble en tant que collecteurs.

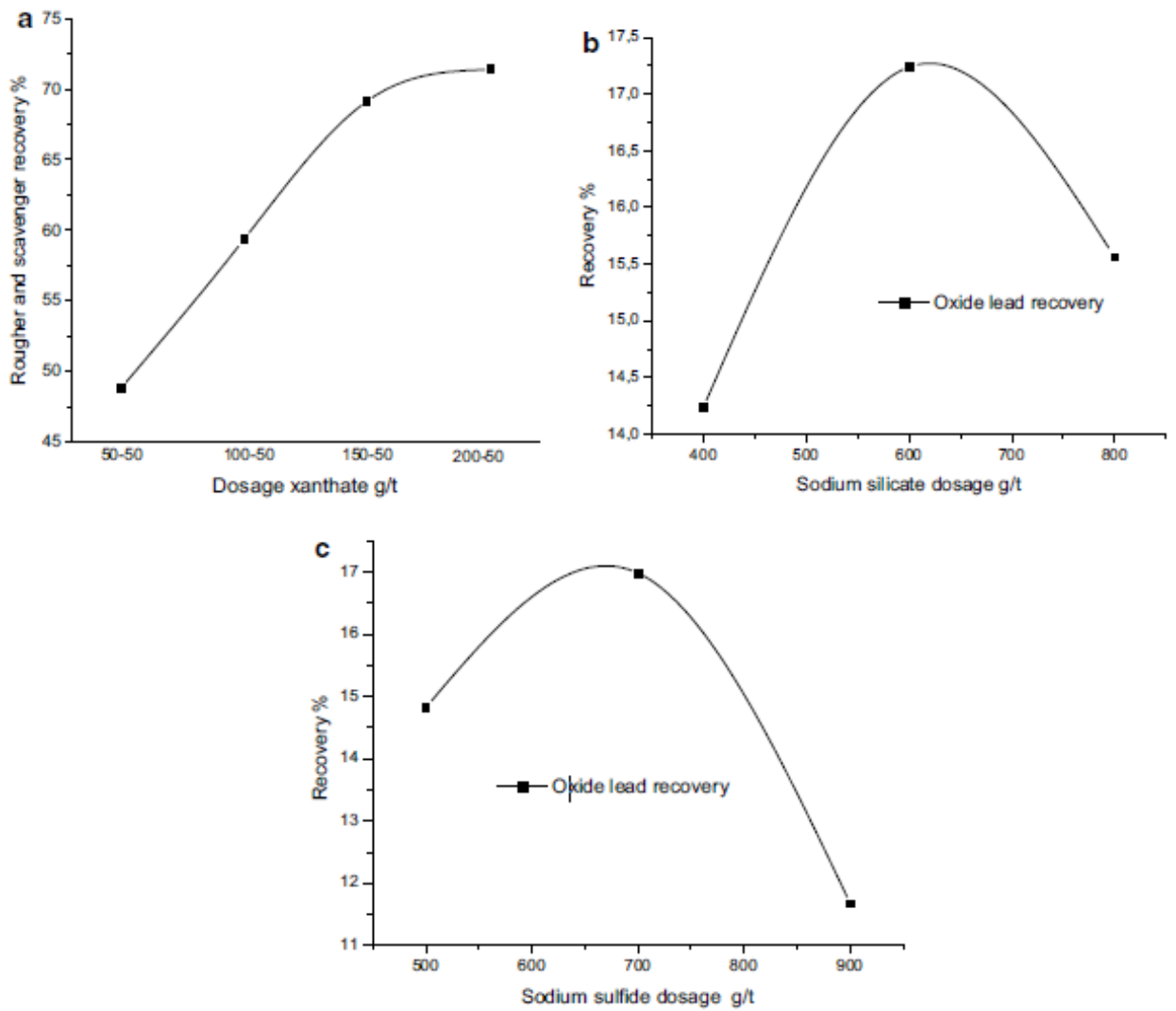


Figure 5.11 : Effet des différents types et dosages des réactifs sur la récupération du plomb. (a) Effet de dosage Xanthate sur la récupération du plomb sulfuré (pH=10, [sulfate de zinc] = 50g/t, [huile de Pin] = 2gouttes). (b) Effet de silicate sodium sur la récupération du plomb (pH= 10, [Sulfure de sodium] = 500g/t, [Xanthate]= 50g/t, [huile de Pin] = 1goutte). (c) Effet de Sulfure de sodium sur la récupération du plomb oxydé (pH= 10, [sodium silicate] = 700g/t, [Xanthate]= 50g/t, [huile de Pin] = 1goutte).

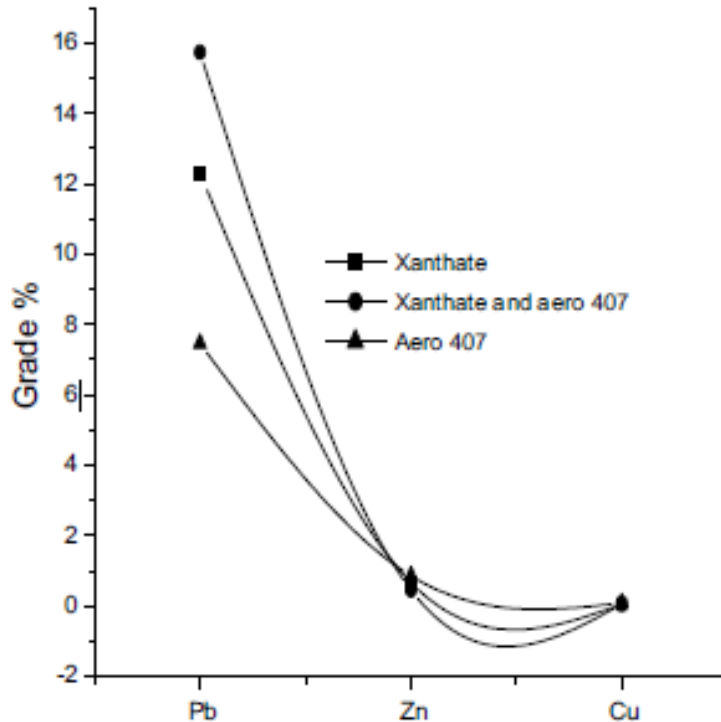


Figure 5. 12 : Effet de type de collecteur dans l'étage de désulfurisation (pH= 10, [sulfate de cuivre] = 50g/t, [sulfure de sodium] = 100g/t, [Huile de pin] = 1goutte).

3.2 Récupération de barytine à partir des stériles

Les effets des dosages d'acide oléique et de silicate de sodium ont été étudiés pour la récupération de la barytine. La flottation de la barytine a été étudiée en faisant varier le dosage d'acide oléique de 500 g/t à 700 g/t. Un test de flottation réalisé à un dosage de 700 g/t a conduit à un concentré de 84,70% avec de la barytine récupérée à 54,64%. Avec 500 g/t d'acide oléique, une récupération de 35,73% (figure 5.13) était possible. Généralement, dans la littérature, les collecteurs sont utilisés à une concentration inférieure à 700 g/t pour la récupération de la barytine à partir des déchets (Heinrich 1989 ; Bulatovic 2015). Cependant, dans le présent travail, l'utilisation d'un dosage de 700 g/t d'acide oléique permet d'obtenir un concentré plus de 80% de barytine. De plus, l'analyse minéralogique de ce concentré par XRD a montré des spectres de barytine contenant des pics de carbonates. Les résultats obtenus ont montré qu'un dosage de 700 g/t d'acide oléique est suffisant pour une récupération réussie de la barytine. Dans ces conditions, une augmentation de la dose d'acide oléique n'induirait pas d'amélioration de la récupération de la barytine. Cependant, la récupération de la barytine pourrait être améliorée par une augmentation des doses de silicate de sodium et d'acide tannique, ce qui augmente l'efficacité de flottation en dévalorisant plus de carbonates (Bulatovic 2015).

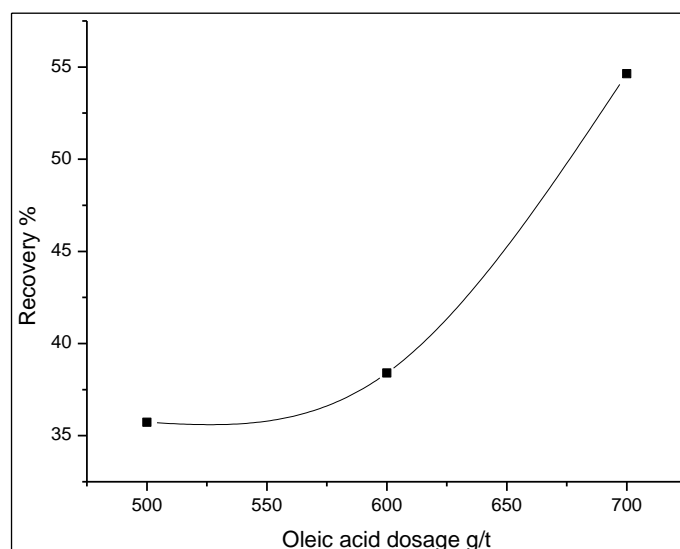


Figure 5.13 : Effet de dosage d'acide Oléique sur la récupération de barytine (pH=9.5, [acide tannique] = 100g/t, [silicate de sodium] =1500g/t, [Aerofroth76] = 1goutte).

Tableau 5.3 : Teneur de barytine et de plomb avant and après les essais de flottation des stériles de la mine abandonnée Ichmoul.

	Avant flottation	Après flottation
Pb [%]	3.82	0,56
BaSO₄ [%]	49,60	17.74

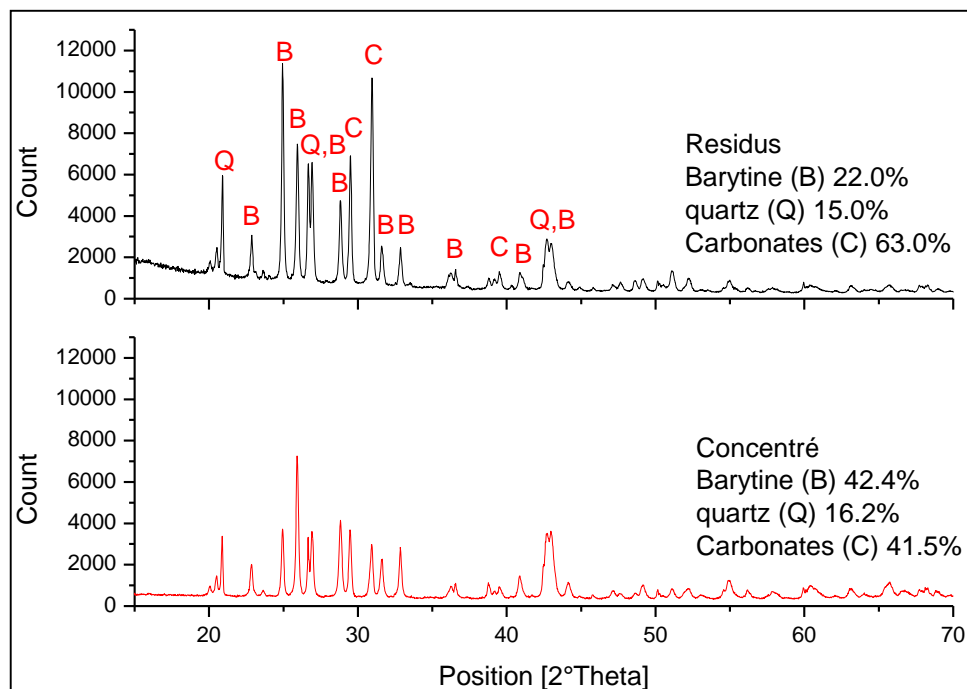
Compte tenu de la récupération obtenue du plomb et de la barytine, on peut conclure que le flowsheet proposé offre la possibilité de récupérer le plomb et la barytine contenus dans les stériles de la mine abandonnée d'Ichmoul et produit des résidus minimisés des principaux polluants (Pb, Ba, Zn et Cu) afin qu'ils puissent être correctement gérés avec des impacts environnementaux minimisés. En revanche, les essais de flottation de barytine, pour la plupart, n'ont pas donné de concentrés de barytine conformes aux exigences de qualité industrielle élevées ; ceci peut s'expliquer par la gangue gazeuse. Cependant, la récupération de la barytine a généré des résidus de seulement 17% de barytine, ce qui réduira la contamination du milieu environnant par l'élément baryum (tableau 5.3).

3.3 Récupération de barytine des résidus

L'utilisation d'une analyse XRD semi-quantitative a permis d'évaluer l'efficacité de la récupération de la barytine. Cette méthode peut être un outil puissant destiné à l'évaluation minéralogique et à la semi-quantification des phases minérales contenues dans les concentrés et les résidus des essais de flottation (Rashchi et al.2005 ; Brough et al.2013).

3.3.1 Effet de l'acide oléique

Des essais de flottation préliminaires ont été menés avec un dosage de 400g/t d'acide oléique. Ces deniers ont permis d'obtenir des concentrés très faibles en barytine (voir figure 5.14). En effet, à ce dosage le rendement pondéral des concentrés, le taux d'enrichissement et la récupération sont respectivement 57.14%, 1.13 ,64.44%. L'analyse de la composition minéralogique montre également la présence des carbonates et de silice. A cet effet, l'augmentation du dosage est nécessaire, alors, l'effet du collecteur acide oléique sur la récupération de barytine, lors des essais de flottation des anciens résidus, a été étudié par variation de son dosage de 600 à 800 g/t.



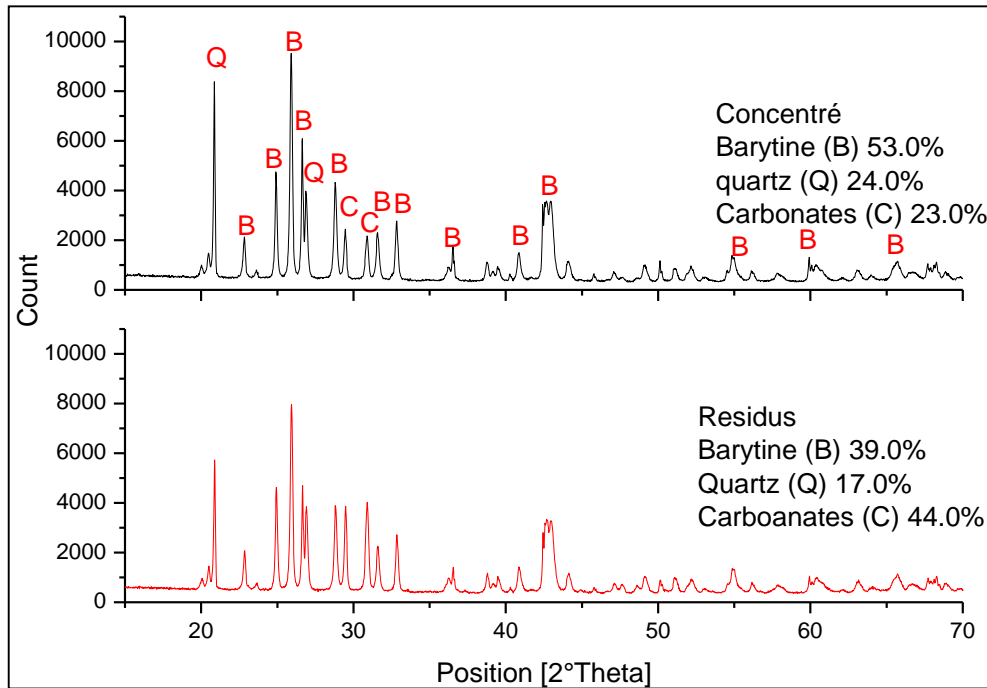
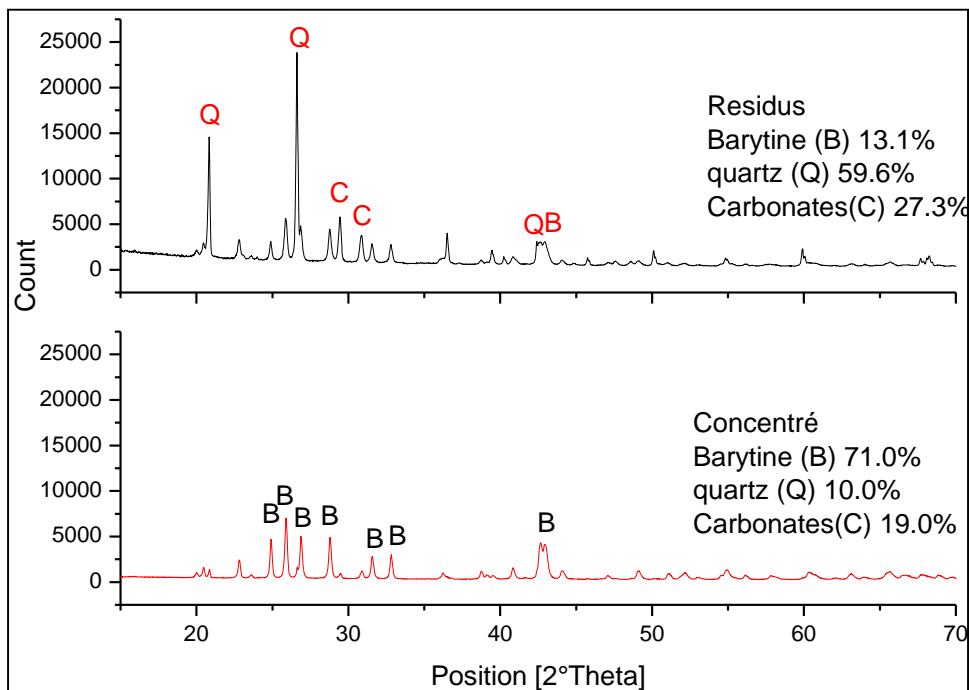


Figure 5.14 : teneurs des minéraux dans l'essai de flottation. (a) [acide Oléique] =400g/t, [silicate de sodium] =1000g/t, [acide tannique] =50g/t, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5. (b) [acide Oléique] =400g/t, [silicate de sodium] =1000g/t, [acide tannique] = sans, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5.

Un dosage de 700 g / t a permis d'obtenir un concentré de 80% BaSO₄ avec 6% quartz et 13% de carbonates par contre un résidu de 11% barytine, 32 % quartz et 57% de carbonate. Une légère amélioration de la teneur en barytine du concentré est observée au dosage de 800 g/t avec 84% BaSO₄ et 11.9% de barytine respectivement dans le concentré et le résidu. Un dosage de 600 g/t a permis d'atteindre 71% de barytine dans le concentré avec une proportion retenue de 29% de carbonates et de quartz, également, avec une génération d'un résidu de 13.1 de barytine les résidus générés (figure 5.15). Par ailleurs, l'étude de l'efficacité de ces essais par le calcul de rendement pondéral des concentrés, le taux d'enrichissement et la récupération (tableau 5.4) a montré que le taux d'enrichissement (1.79) le plus élevé et le rendement pondéral du concentré le plus bas (48.68%) ont été obtenus par le dosage 800 g/t d'acide oléique, par contre la meilleure récupération de 88.63% a été obtenue par le dosage de 700g/t. Sur la base de ces résultats, on peut affirmer que 700 g/t est le dosage optimal d'acide oléique, comme collecteur pour la récupération de barytine à partir des anciens résidus de la mine abandonnée Ichmoul.

Tableau 5.4 : Rendement pondéral des concentrés, taux d'enrichissement et récupération durant les essais de flottation des anciens résidus de la mine abandonnée Ichmoul. (L'échantillon d'alimentation des essais de flottation est de 47%BaSO₄)

acide Oléique [g/t]/ silicate sodium [g/t] /acide tannique [g/t]	Taux d'enrichissement	Rendement pondéral du concentré [%]	Récupération [%]
600/1500/0	1,29	61,80	79,68
600/1500/100	1,51	58,55	88,45
600/2000/100	1,55	58,80	91,32
600/2500/100	1,70	54,25	92,12
700/1500/0	1,31	57,80	75,76
700/1500/100	1,72	51,43	88,63
700/2000/100	1,96	48,28	94,50
700/2500/100	1,89	51,22	96,89
800/1500/0	1,45	55,32	80,04
800/1500/100	1,79	48,68	87,01
800/2000/100	1,75	54,35	95,05
800/2500/100	1,78	53,88	96,08
400/100/0	0,90	122,55	110,55
400/1000/50	1,13	57,14	64,44



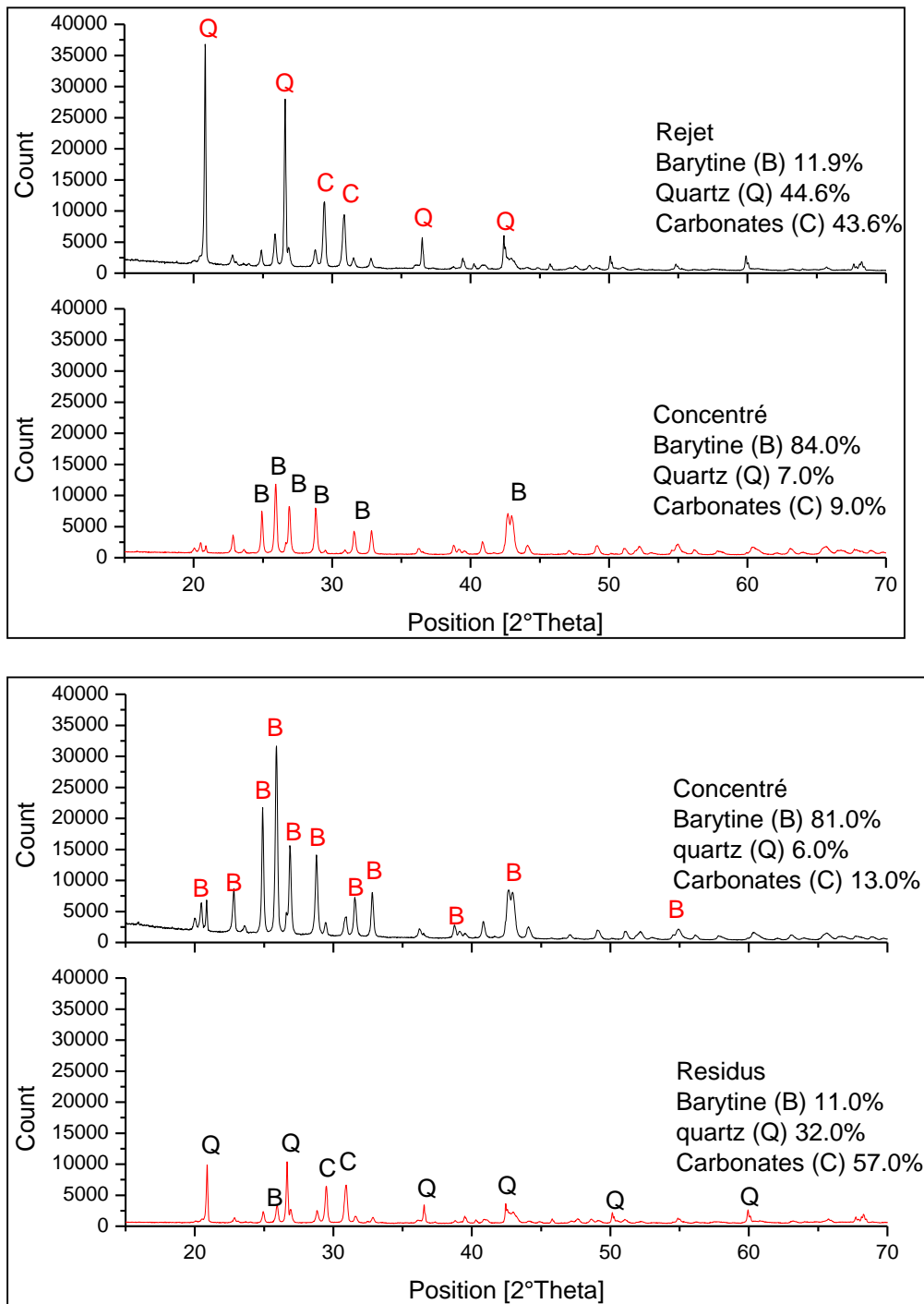
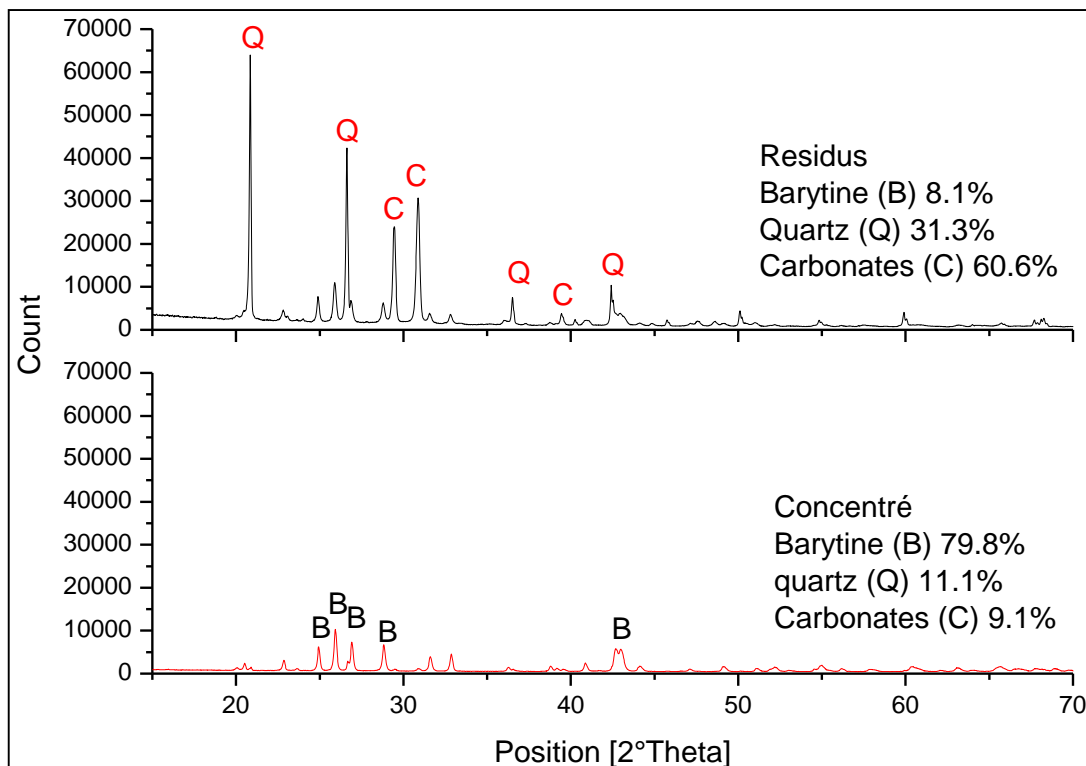


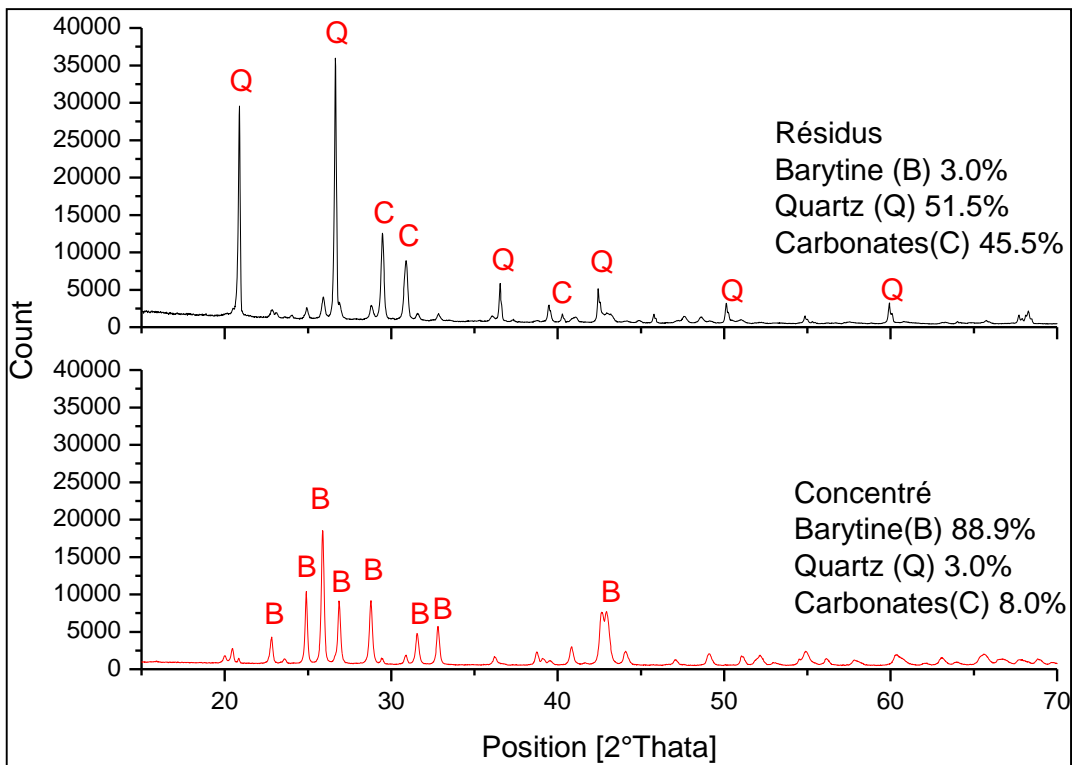
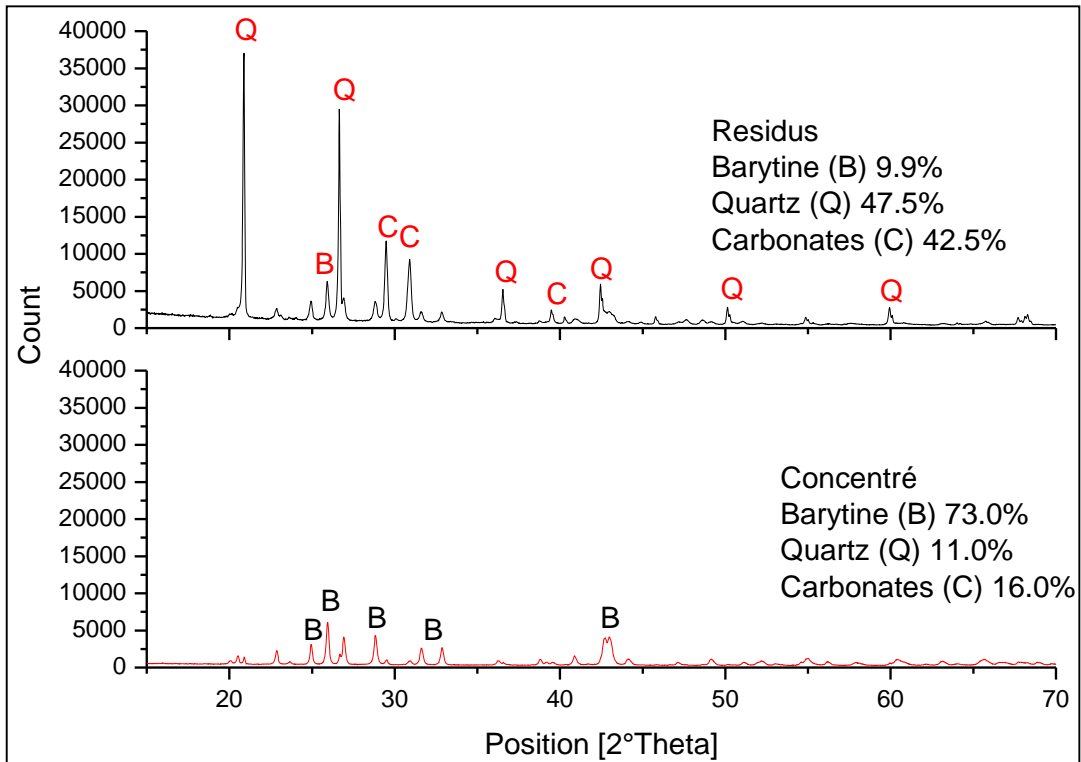
Figure 5.15 : Effet du dosage d'acide oléique sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré (pH=9.5, [acide tannique] = 100g/t, [silicate sodium] =1500g/t, [Aerofroth76] = 1goutte), (a) acide Oléique=600g/t, (b) acide Oléique=700g/t (c) acide Oléique=800g/t

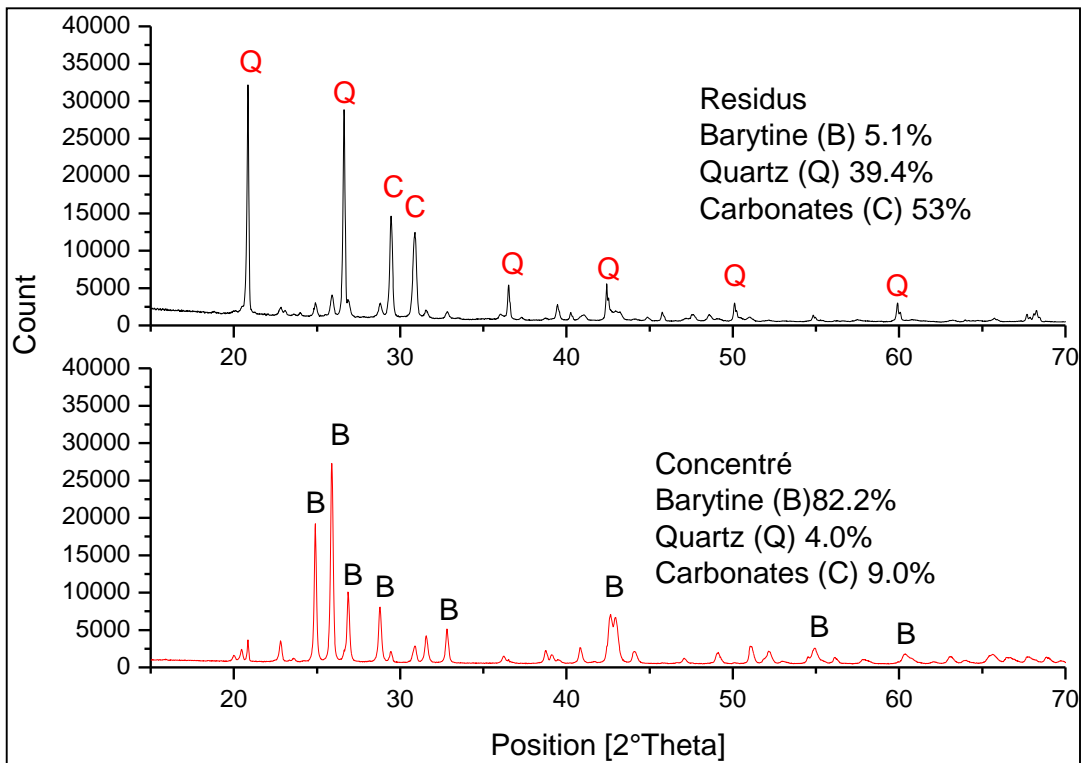
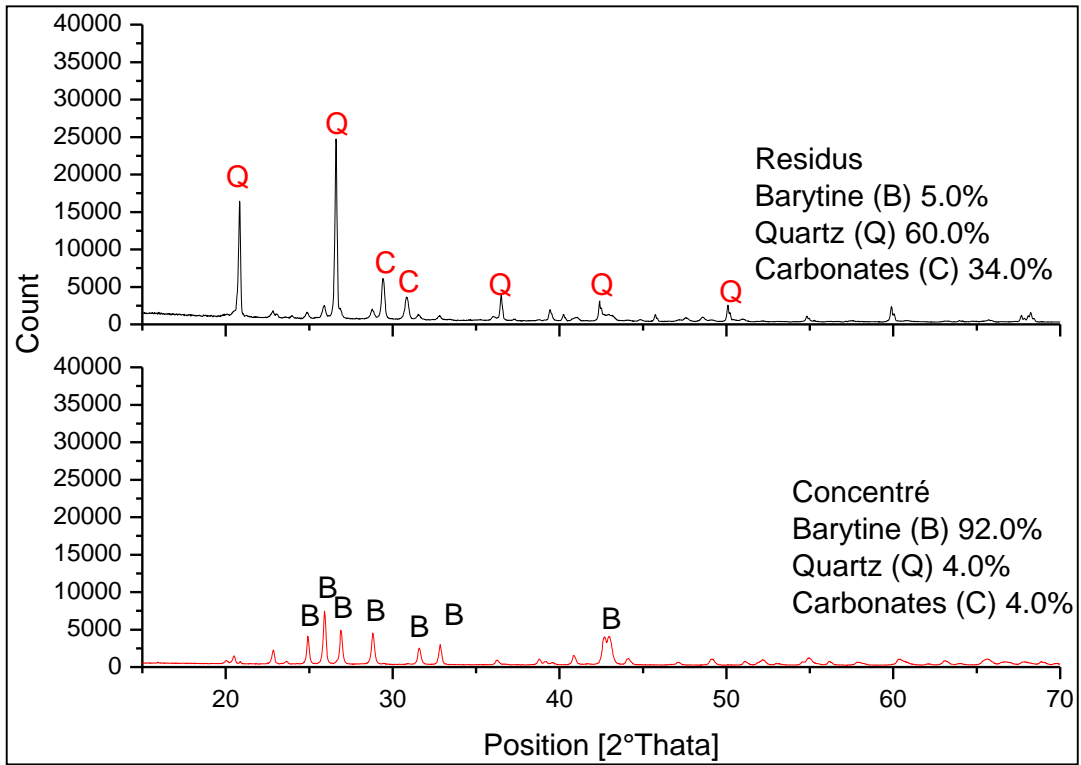
3.3.2 Effet de silicate de sodium

Durant les essais de flottation préliminaires, le dosage de silicate de sodium était de 1000 g/t (voir fig. 14). Ce dosage combiné avec 400g/t d'acide oléique et 50g/t ou sans acide tannique, a confirmé une très faible séparation de barytine et même impossible (tableau 5.4).

Lors des essais de flottation, la dose de silicate de sodium a été augmentée alors de 1 500 à 2 500 g/t. À un dosage de 1500 g/t, un concentré de 81% BaSO₄ a été obtenu avec 19% de carbonate et de quartz. Une augmentation du dosage à 2000 g/t a permis d'améliorer la teneur du concentré à 92% BaSO₄. Seulement 5% BaSO₄ a été retenu dans les résidus générés (figures 15b et 16). Au-delà de ce dosage, une diminution de la récupération de la barytine a été observée (figure 5.16). L'effet déprimant du silicate de sodium sur la gangue est confirmé par l'analyse de la composition minéralogique des concentrés et des résidus générés. En effet, une augmentation du dosage de silicate de sodium réduit une quantité considérablement de quartz et de carbonates dans les concentrés. Par exemple, avec le dosage de 700 g/t d'acide oléique et augmentation de silicate de sodium de 1500 à 2500g/t a permis de réduire les carbonates et le quartz de 19% à 11% dans le concentré, cependant avec le dosage de 800 g/t d'acide oléique, il n'a pas été constaté une diminution de quartz et des carbonates dans les concentré malgré l'augmentation du dosage de silicate de sodium.







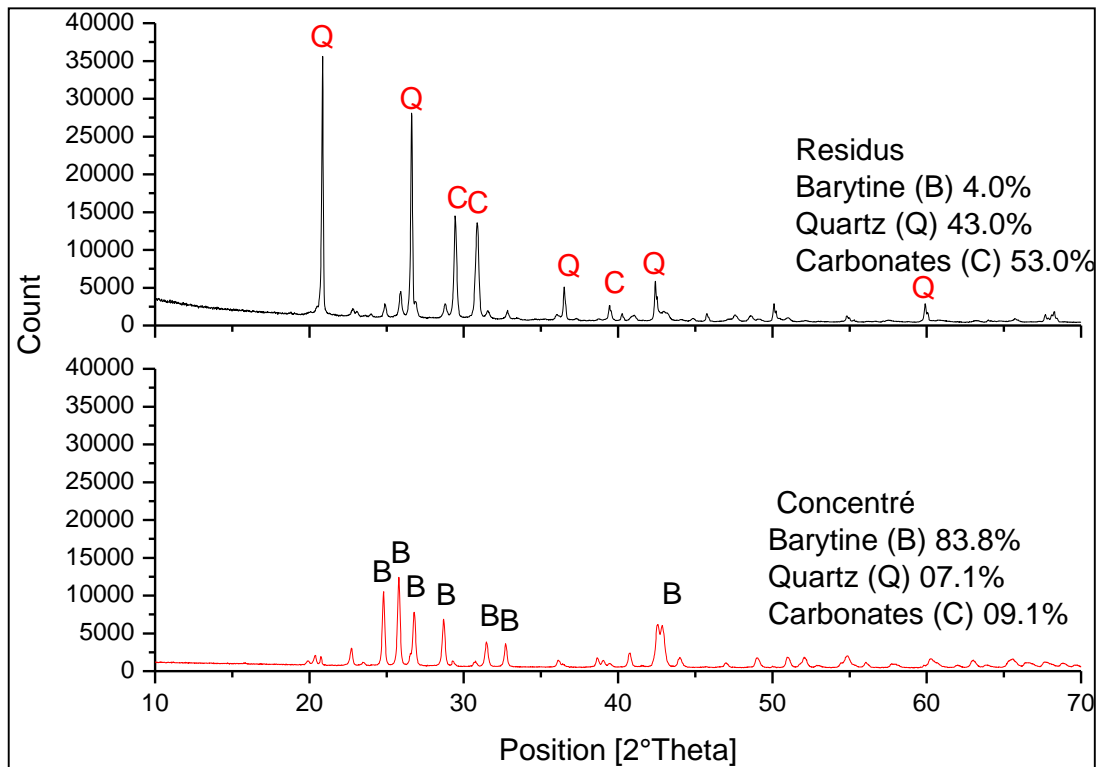


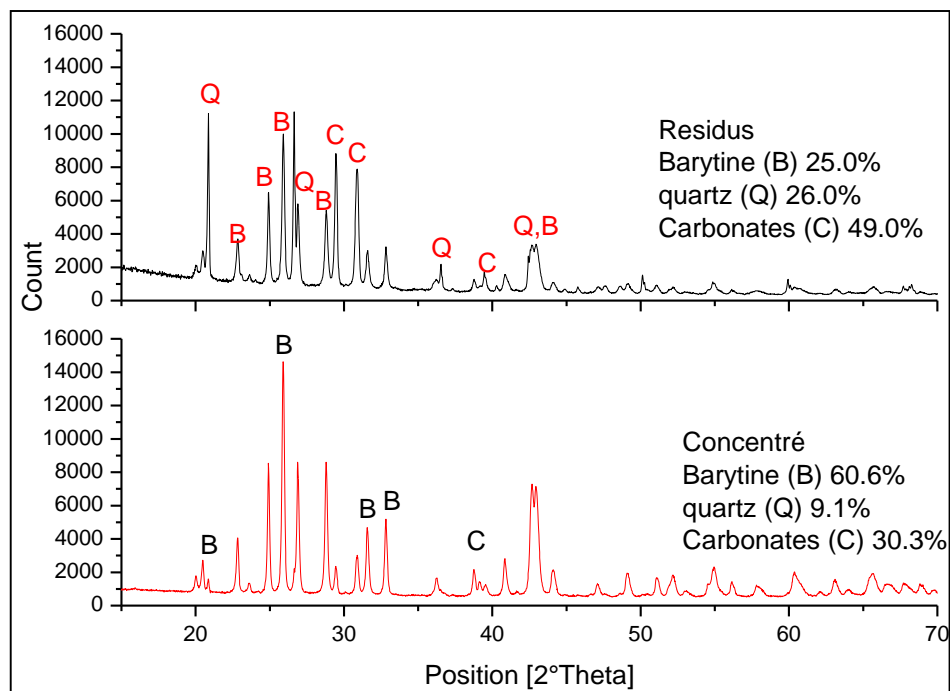
Figure 5.16 : Effet du dosage de silicate de sodium sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré [acide tannique] =100g/t, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5. (a) [acide Oléique] =600g/t, [silicate de sodium] =2000g/t (b) [acide Oléique] =600g/t, [silicate de sodium] =2500g/t (c) [acide Oléique] =700g/t, [silicate de sodium] =2000g/t (d) [acide Oléique] =700g/t, [silicate de sodium] =2500g/t (e) [acide Oléique] =800g/t, [silicate de sodium] =2000g/t (f) [acide Oléique] =800g/t, [silicate de sodium] =2500g/t

L'essai avec un dosage de 2000 g/t a permis d'obtenir un taux d'enrichissement de 1.96 par contre est de 1.72 et de 1.89 respectivement pour les dosages 1500 et 2500g/t. Le rendement pondéral le plus bas est pour le dosage 2000g/t avec une récupération de 94.50%.

3.3.3 Effet de l'acide tannique

Les essais de flottation préliminaires sans et avec un dosage de 50 g/t d'acide tannique ont mis en évidence le rôle de ce réactif pour la dépression des carbonates. En effet, aucune récupération (taux d'enrichissement inférieur à 1) pour l'essai de flottation sans l'ajout d'acide tannique ; un concentré de 53% BaSO₄ avec 23% carbonates, est obtenu par un essai de 50 g/t d'acide tannique (figure 5.14). Par conséquent, l'effet de l'acide tannique a été étudié sur la récupération de barytine à partir des résidus abandonnés du site minier Ichmoul.

Les essais de flottation sans ajout d'acide tannique tout en variant le dosage d'acide oléique ont permis d'obtenir des concentrés de 60.6, 61.6 et 68% BaSO₄ respectivement pour 600g/t, 700 et 800g/t d'acide tannique. Par contre, les essais de flottation avec 100 g/t d'acide tannique ont permis de réduire considérablement les carbonates dans les concentrés, de 30.3 à 13.1, de 27 à 11 et de 23 à 11.9% carbonates respectivement avec 600g/t, 700 et 800g/t d'acide tannique (figure 5.17). A dosage de 100g/t d'acide tannique a permis d'augmenter la récupération et le taux d'enrichissement ainsi de réduire le rendement pondéral du concentré, par exemple, l'essai du dosage 700 g/t d'acide oléique a permis d'obtenir un taux d'enrichissement de 1.31 et de 1.72 respectivement sans et avec 100g/t d'acide tannique. Le rendement pondéral le plus bas est pour le dosage 100g/t avec une récupération de 57.80% (tableau 5.4).



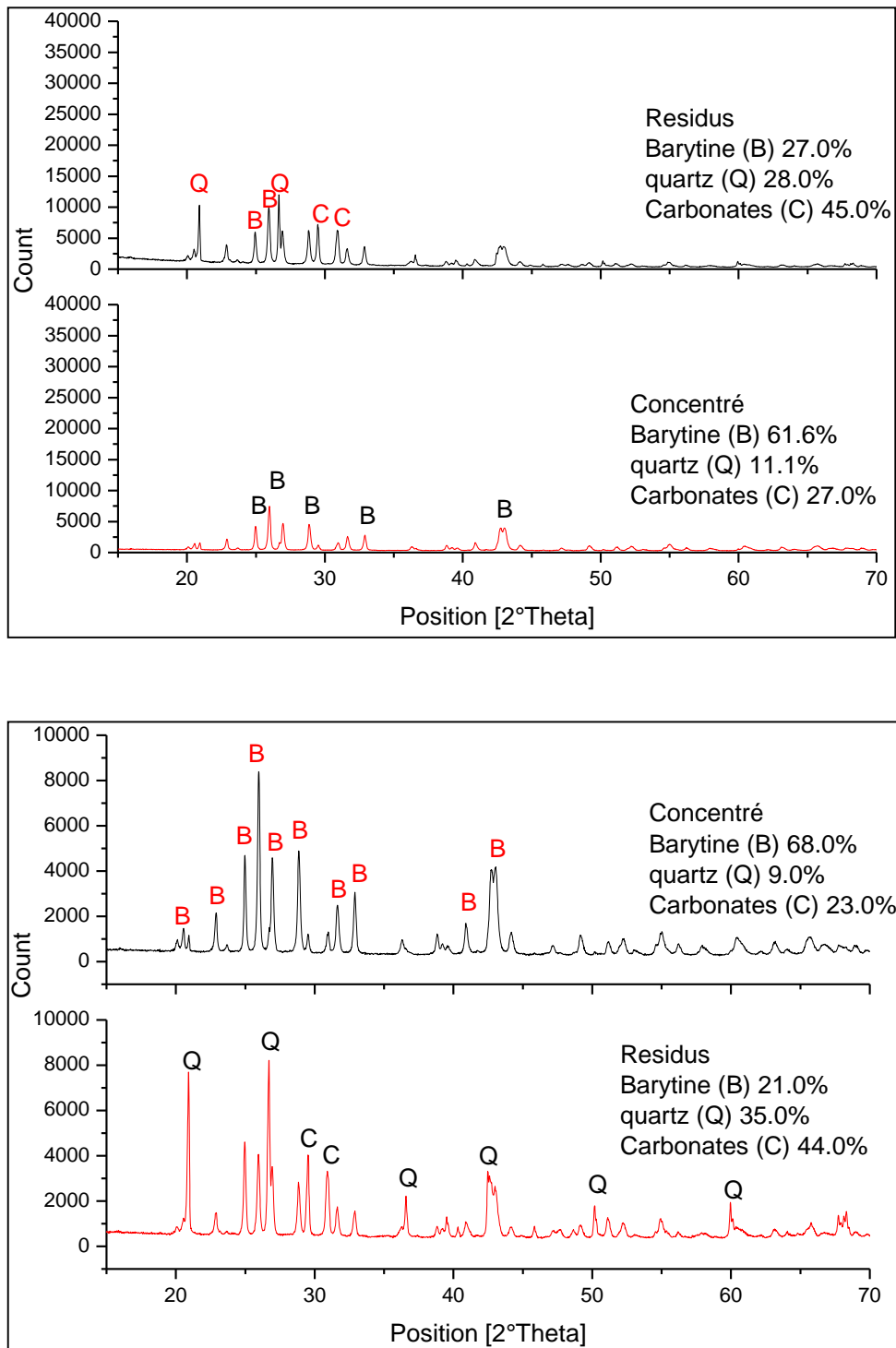


Figure 5.17 : Effet du dosage de silicate de sodium sur la teneur et la compositions minéralogique du concentré et le résidu généré [silicate de sodium] =1500g/t, [acide tannique] =sans, [Aerofroth]= 1 goutte, pH=9.5. (a) [Acide Oléique] =600g/t (b) [acide Oléique] =700g/t (c)[acide Oléique] =800g/t.

En conclusion, le suivi des essais de flottation par l'analyse qualitative et quantitative de la composition minéralogique des concentrés et des résidus générés, a permis d'augmenter l'efficacité de flottation et de déterminer l'effet des réactifs et leur synergie. L'analyse des essais de flottation par la DRX a montré la sélectivité de la flottation et les effets déprimant et

dispersant du silicate de sodium, l'effet collecteur d'acide oléique et l'effet déprimant d'acide tannique qui sont en accord avec le pourcentage de récupération, la teneur et la composition minéralogique du concentré et des résidus obtenus.

La figure 5.18 représente les spectres FTIR des résidus initiaux, du concentré de barytine et des résidus obtenus. Des bandes d'absorption caractéristiques de la barytine peuvent être observées dans les spectres du concentré. Les spectres contiennent également d'autres bandes d'absorption liées aux carbonates et à la silice, présents dans des proportions mineures. Cependant, le spectre des résidus obtenus contient des carbonates et du quartz avec des proportions mineures de barytine. Sur la base des résultats de l'analyse FTIR, on peut affirmer que la barytine a été récupérée avec succès des résidus de la mine d'Ichmoul.

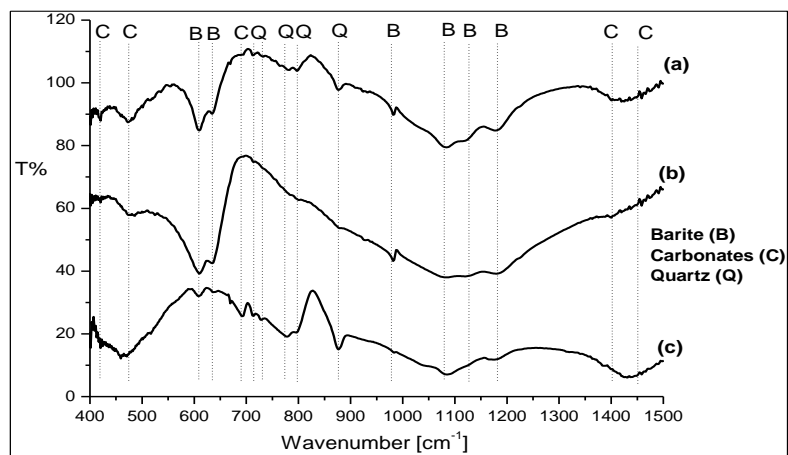


Figure 5.18 : spectre FTIR montrant les bandes d'absorption de la composition minéralogique lors de séparation par flottation des résidus de la mine abandonnée Ichmoul (a) résidus anciens (b) concentré de barytine (c) résidus générés.

Enfin, la génération d'un résidu de barytine à 6% réduira potentiellement la contamination par le baryum de l'écosystème de la région d'Ichmoul, par contre, l'obtention d'un concentré marchand (> 95% BaSO₄) n'a pas été atteinte par un seul étage de flottation. Par ailleurs, l'ajout d'un étage de flottation pourrait produire un concentré marchand.

5.5 Conclusion

Ce chapitre démontre que les déchets miniers de la mine abandonnée d'Ichmoul ont une source minérale potentiellement valorisables. Les flowsheet proposé a permis d'obtenir une récupération moyenne du plomb de 60% et un concentré de barytine de 80%, cela a permis de diminuer la teneur en résidus en Pb et BaSO₄ à 0,56 % et 17 %, respectivement. Il montre que la flottation peut être considérée comme un moyen efficace de gérer l'impact environnemental des déchets miniers. Ce chapitre propose une hiérarchie de gestion des déchets miniers abandonnés, en privilégiant d'abord la récupération pour minimiser les pertes des ressources, puis la désulfuration afin d'atténuer les impacts environnementaux. Enfin le remblayage des vides souterrains pour la stabilité et l'utilisation de la surface.

CONCLUSION GENERALE ET RECOMMANDATIONS

Depuis longtemps, l'exploitation des ressources minérales tels que le fer, le Zn/Pb, le sel, le charbon a fourni à l'Algérie une richesse économique considérables. Cependant, cette activité a généré beaucoup de carrières et de mines abandonnées. Ces sites miniers abandonnés sont devenus une préoccupation environnementale qui se pose en Algérie. Ces dernières années, les efforts des recherches scientifiques en génie minier ont surtout mis l'accent sur l'exploration et l'exploitation des ressources minérales, cependant, très peu de recherche sur l'environnement minier et particulièrement celui des mines abandonnées. Plusieurs sites miniers algériens font face à des problèmes de gestion des rejets ainsi qu'à des risques d'affaissement minier. Ce doctorat consiste donc à étudier les rejets et les vides de la mine abandonnée d'Ichmoul (Batna, Algérie).

La première partie consiste à l'analyse et la cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement des terrains aux alentours des anciens ouvrages souterrains du site minier abandonné Ichmoul. Cet objectif a été atteint par la réalisation d'une carte de prédiction en combinant un système d'information géographique (SIG) et la méthode Weight of Evidence (WofE). La Carte de risque d'affaissement et d'effondrement des vides d'exploitations souterraine a été élaborée avec une précision de 92%.

Les résultats de cette partie de thèse peuvent être utilisés comme données de base pour l'établissement d'un plan de prévention dans le site minier. La méthodologie appliquée peut être utilisée pour la prédiction du risque d'affaissement et d'effondrement des ouvrages miniers dans d'autres sites miniers abandonnés ou actifs. Cependant, pour généraliser les facteurs de ce risque, davantage de cas d'étude doivent être examinés et d'autres méthodes sont nécessaires. La cartographie du risque d'affaissement et d'effondrement des vides générés par des exploitations minières, est un outil fondamental qu'on peut recommander vivement pour la gestion environnementale. Par ailleurs, à travers le cas de la mine d'Ichmoul, les mines abandonnées sont la principale source d'activité minière artisanale et illégale. Cette exploitation minière peut entraver les activités minières légales ainsi qu'une perte de ressources minérales.

Par la caractérisation minéralogique des rejets miniers, la présente thèse a montré que Pb est principalement associé aux sulfures galène (PbS) et aux carbonates cérusite (PbCO_3) les sources principales de Zn sont la sphalérite ZnS et la smithsonite ZnCO_3 , par contre, le Ba à la barytine (BaSO_4). La caractérisation chimique montre 48.08 à 3.06%Pb, 20.65 à 64.90% BaSO_4 dans les stériles et dans les résidus 0.52%Pb et 62.73% BaSO_4 . Ces teneurs élevées en

Pb et Ba dans les stériles est sûrement due à l'exploitation artisanale. De ce fait, les rejets de la mine d'Ichmoul représentent une source potentielle de contamination pour l'environnement.

Un des objectifs principaux de la présente thèse est de prédire le comportement géochimique à long terme des rejets miniers dans les conditions de drainage neutre contaminé. En effet, des essais cinétiques (cellules d'humidité) ont été effectués sur une période de 120 jours durant laquelle 17 cycles de rinçage/mouillage ont été effectués. Les résultats ont démontré que les essais cinétiques se sont déroulés dans un milieu neutre à alcalin (pH 6.10-8.24). Ils ont montré des concentrations allant de 0.01 à 20.40 mg Pb/kg, 0 à 23.36mg Ba /kg pour les lixiviats des stériles et de 0 à 7.12mg Pb/kg, 37.76 mg Ba/kg pour les lixiviats des résidus. De plus, ils ont permis d'évaluer les taux de lixiviation de ces éléments chimiques, démontrant qu'à long terme, le type de drainage dans les stériles pourrait transformer en drainage acide. Ces résultats ont mis en lumière les différences de comportements géochimiques entre les stériles frais et altérés. En effet, une lixiviation continue de sulfure de Pb (galène) et les cycles de formation/dissolution de cérusite se sont produits. D'autre part, les résultats des essais en cellule humide ont mis en évidence le fait que les stériles altérés génèrent davantage de Ba dans les eaux de drainage que les stériles frais, malgré des teneurs similaires de barytine dans les rejets (frais et altérés de la mine d'Ichmoul). Cela implique que la barytine altérée est source potentielle de mobilisation de Ba. Par ailleurs, les carbonates, principaux minéraux neutralisants dans les rejets de la mine d'Ichmoul, se dissolvent suivant la génération de Pb, Ba et de Zn.

Les résultats de simulation ont montré que l'indice de saturation indique une sursaturation des eaux de drainage pour la cérusite (PbCO_3) hydrocérusite ($\text{PbCO}_3, \text{H}_2\text{O}$) et hydroxyde de plomb (PbOH_2). La prédiction a montré également que la witerite (BaCO_3) et la barytine (BaSO_4) étaient sous-saturées. Les résultats de simulation ont indiqué que les espèces de Ba présentes dans l'eau étaient présentes sous forme de Ba^{2+} , BaSO_4 , BaHCO_3^+ et BaCO_3^+ , par contre pour le Pb étaient Pb^{+2} , PbOH^+ , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{-2}$, PbCO_3 (aq), PbHCO_3^+ . La corrélation significative entre Ba^{2+} et Pb^{2+} dans les résidus, indique la barytine comme source de piégeage de Pb.

Un second objectif de la thèse était d'évaluer le comportement géochimique à long terme des rejets miniers abandonnés spécifique aux sites miniers abandonnés Algériens. Cet objectif est atteint avec les résultats des essais cinétiques des rejets du site Ichmoul qui ont mis en lumière un autre type de drainage minier qui est le drainage contaminé neutre. Ce drainage doit être pris en considération dans les études d'impact des projets miniers et également dans la réhabilitation des sites miniers abandonnés en Algérie. Par ailleurs, les résultats ont permis

d'enrichir les connaissances du comportement géochimique de Pb, Zn et beaucoup plus le Ba dans des rejets miniers. Cependant, il est nécessaire de procéder à des essais complémentaires sur des échantillons de minéraux purs (barytine, galène, sphalérite, cérusite, smithsonite...) afin d'approfondir la prédiction du drainage neutre contaminé et la spéciation de Ba, Zn et Pb, d'autant que la majorité des sites miniers abandonnés et les ressources minérales de ces éléments chimiques sont dans des roches encaissantes carbonatées. Les résultats de cette partie de thèse confirment que la barytine des rejets miniers peut jouer un rôle important dans le comportement géochimique de Pb et de Zn. Ils démontrent que la barytine possède une capacité de rétention de ces éléments. Les résultats de caractérisation par le MEB/EDS confirment également que le Pb, Zn et le Cu sont associés aux oxy-hydroxydes de Fe.

Bien que la minéralogie et le comportement géochimique en lixiviation des stériles et des résidus de la mine Ichmoul soient mieux compris, certains aspects n'y ayant pas été abordés méritent d'être discutés davantage tel que l'effet galvanique des minéraux. Cette partie de thèse est inédite dans la recherche du drainage des rejets miniers. Son originalité réside dans le fait que la géochimie des stériles et des résidus de la mine d'Ichmoul a été étudiée pour un cas de drainage neutre contaminé de Pb, Zn et Ba, ce dernier élément très peu étudié jusqu'à maintenant dans des cas de drainage des rejets miniers, d'autre part le Pb et le Zn moins étudié dans des rejets miniers riches en sulfure, sulfaté et carbonaté. La contribution de cette partie de thèse, à considérer dans l'étude de rejets miniers potentiellement générateurs de DNC, est importante pour une gestion appropriée de rejets miniers et la restauration des sites miniers abandonnés.

Un des objectifs de la présente thèse était la valorisation des substances utiles à partir des rejets des sites miniers abandonnés. Cet objectif est atteint par l'étude du potentiel de récupération de la barytine et du plomb provenant des stériles des exploitations et des résidus de la mine abandonnée d'Ichmoul. La caractérisation physique, minéralogique et chimique a mis en évidence la teneur élevée en barytine et en plomb dans les rejets du site minier d'Ichmoul, qui pourraient constituer une source potentielle de pollution à long terme. Cependant, ils présentent également un intérêt économique et peuvent être valorisés par la récupération de la barytine et du plomb, en utilisant la flottation sélective. Dans ce but, l'élaboration du flowsheet de flottation a été menée de manière à optimiser la récupération du plomb sulfuré, plomb oxydé ainsi que la barytine, en examinant les effets du dosage des collecteurs (Xanthate et acide oléique), de sulfure de sodium (sulfuration) et de dispersant (silicate de sodium). Les résultats obtenus montrent une récupération moyenne de plomb de 60 % et un concentré de baryte de 80 %, ce qui a permis de réduire la teneur de Pb et de

BaSO₄ respectivement, à 0.56 % et 17 %. Cependant, bien que l'objectif ait été atteint du point de vue de la gestion des conséquences environnementales, il est recommandé d'effectuer des essais de flottation supplémentaires pour optimiser les flowsheet proposés afin d'atteindre des concentrés de Pb et de barytine à valeur marchande.

Cette partie de la présente thèse est également originale car elle propose un protocole de traitement des déchets miniers en intégrant la flottation sélective qui permettent de récupérer le plomb et la barytine ainsi qu'une désulfuration. Ce flowsheet est un moyen efficace pour la gestion durable de l'impact environnemental et la récupération des minéraux utiles à partir des déchets miniers des mines abandonnées et même actives. De plus, les résidus générés par la flottation peuvent être utilisés comme remblais des vides souterrains donnant accès à la minéralisation pour préserver les réserves minières résiduelles et aussi préserver la santé publique notamment les artisans mineurs.

Pour une exploitation minière plus durable et une gestion environnementale des sites miniers, cette thèse de doctorat pourrait servir de référence pour établir de nouvelles politiques de gestion des sites miniers. Elle propose une approche stratégique de la gestion environnementale et socio-économique des mines abandonnées afin de minimiser les risques, de gérer de manière efficace et durable, et de reconnaître les vrais atouts de ces sites miniers.

BIBLIOGRAPHIE

- Abaka-Wood, G. B., Johnson, B., Addai-Mensah, J., & Skinner, W. (2022). Recovery of Rare Earth Elements Minerals in Complex Low-Grade Saprolite Ore by Froth Flotation. *Minerals*, 12(9), 1138. <https://doi.org/10.3390/min12091138>
- Abkhoshk, E., Jorjani, E., Al-Harashseh, M. S., Rashchi, F., & Naazeri, M. J. H. V. (2014). Review of the hydrometallurgical processing of non-sulfide zinc ores. *Hydrometallurgy*, 149, 153-167. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.08.001>
- Abrosimova, N., Gaskova, O., Loshkareva, A., Edelev, A., & Bortnikova, S. (2015). Assessment of the acid mine drainage potential of waste rocks at the Ak-Sug porphyry Cu–Mo deposit. *Journal of Geochemical Exploration*, 157, 1-14. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.05.009>
- Adabanija, M. A., & Oladunjoye, M. A. (2014). Geoenvironmental assessment of abandoned mines and quarries in South-western Nigeria. *Journal of Geochemical Exploration*, 145, 148-168. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.06.003>
- Adamu C.I, Nganje T, Edet A, (2014) Hydrochemical assessment of pond and stream water near abandoned barite mine sites in parts of Oban massif and Mamfe Embayment, Southeastern Nigeria. *Environ Earth Sci* 71, 3793–3811. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2014.08.001>
- Adamu, C. I., Nganje, T. N., & Edet, A. (2015). Major and trace elements pollution of sediments associated with Abandoned Barite Mines in parts of Oban Massif and Mamfe Embayment, SE Nigeria. *Journal of Geochemical Exploration*, 151, 17-33. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.12.010>
- Adamu, C. I., Nganje, T. N., & Edet, A. (2015). Heavy metal contamination and health risk assessment associated with abandoned barite mines in Cross River State, southeastern Nigeria. *Environmental Nanotechnology, monitoring & management*, 3, 10-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enmm.2014.11.001>
- Akgun, A., Kincal, C., & Pradhan, B. (2012). Application of remote sensing data and GIS for landslide risk assessment as an environmental threat to Izmir city (west Turkey). *Environmental monitoring and assessment*, 184(9), 5453-5470. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2352-8>
- Almeida, J., Ribeiro, A. B., Silva, A. S., & Faria, P. (2020). Overview of mining residues incorporation in construction materials and barriers for full-scale application. *Journal of Building Engineering*, 29, 101215. <https://doi.org/10.1016/j.jobbe.2020.101215>
- Alpers, C. N., & Nordstrom, D. K. (1999). Geochemical modeling of water-rock interactions in mining environments. *Reviews in economic geology*, 6, 289-324. DOI: 10.1002/hyp.7114
- Arabameri, A., Rezaei, K., Pourghasemi, H. R., Lee, S., & Yamani, M. (2018). GIS-based gully erosion susceptibility mapping: a comparison among three data-driven models and AHP knowledge-based technique. *Environmental earth sciences*, 77(17), 1-22. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7808-5>
- Ardau, C., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2009). Comparison of laboratory testing protocols to field observations of the weathering of sulfide-bearing mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 182-191. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.06.005>

- Arenas-Lago, D., Lago-Vila, M., Rodríguez-Seijo, A., Andrade, M. L., & Vega, F. A. (2014). Risk of metal mobility in soils from a Pb/Zn depleted mine (Lugo, Spain). *Environmental Earth Sciences*, 72(7), 2541-2556. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3161-5>
- Argane, R., El Adnani, M., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Khalil, A., Hakkou, R., & Taha, Y. (2016). Geochemical behavior and environmental risks related to the use of abandoned base-metal tailings as construction material in the upper-Moulouya district, Morocco. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(1), 598-611. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5292-y>
- Aroke, U. O., Abdulkarim, A., & Ogubunka, R. O. (2013). Fourier-transform infrared characterization of kaolin, granite, bentonite and barite. *ATBU journal of environmental technology*, 6(1), 42-53.
- Arranz-González, J. C., Rodríguez-Gómez, V., Del Campo, E. A., Vadillo-Fernández, L., Fernández-Naranjo, F. J., Reyes-Andrés, J., & Rodríguez-Pacheco, R. (2016). A methodology for ranking potential pollution caused by abandoned mining wastes: application to sulfide mine tailings in Mazarrón (Southeast Spain). *Environmental Earth Sciences*, 75(8), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5495-7>
- Asghari, M., Noaparast, M., Shafaie, S. Z., Ghassa, S., & Chehreh Chelgani, S. (2018). Recovery of coal particles from a tailing dam for environmental protection and economical beneficiations. *International Journal of Coal Science & Technology*, 5(2), 253-263. <https://doi.org/10.1007/s40789-018-0197-2>
- Atrafi, A., Hodjatoleslami, H., Noaparast, M., Shafaei, Z., & Ghorbani, A. (2012). Implementation of flotation and gravity separation, to process Changarzeh sulfide-oxide lead ore. *Journal of Mining and Environment*, 3(2), 79-87. [10.22044/jme.2012.45](https://doi.org/10.22044/jme.2012.45)
- Aubertin, M., Fala, O., Molson, J., Gamache-Rochette, A., Lahmira, B., Martin, V., ... & Wilson, G. W. (2005, May). Évaluation du comportement hydrogéologique et géochimique des haldes à stériles. In *Symposium Rouyn-Noranda: L'Environnement et les Mines* (pp. 15-18).
- Azevedo, A., Etchepare, R., & Rubio, J. (2017). Raw water clarification by flotation with microbubbles and nanobubbles generated with a multiphase pump. *Water Science and Technology*, 75(10), 2342-2349. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.113>
- Banerjee, D. (2014). Acid drainage potential from coal mine wastes: environmental assessment through static and kinetic tests. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(5), 1365-1378. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0292-2>
- Bao, Z., Bain, J., Saurette, E., Finfrock, Y. Z., Hu, Y., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2022). Mineralogy-dependent sulfide oxidation via polysulfide and thiosulfate pathways during weathering of mixed-sulfide bearing mine waste rock. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 317, 523-537. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2021.10.012>
- Barakos, G., Mischo, H., & Gutzmer, J. (2016, February). Legislation; challenges and policy strategies: in search for a regulatory framework for sustainable development in the rare earths mining industry. In *Conference: SME Annual Meeting and Mining Engineering. Conference Paper. Project: Mining Valuation of REE deposits. At: Phoenix, Arizona, USA. February.*

- Beane, S. J., Comber, S. D., Rieuwerts, J., & Long, P. (2016). Abandoned metal mines and their impact on receiving waters: a case study from Southwest England. *Chemosphere*, 153, 294-306. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.022>
- Bell, F. G., Stacey, T. R., & Genske, D. D. (2000). Mining subsidence and its effect on the environment: some differing examples. *Environmental Geology*, 40(1), 135-152. <https://doi.org/10.1007/s002540000140>
- Bell, F. G., Bullock, S. E. T., Hälbich, T. F. J., & Lindsay, P. (2001). Environmental impacts associated with an abandoned mine in the Witbank Coalfield, South Africa. *International journal of coal geology*, 45(2-3), 195-216. [https://doi.org/10.1016/S0166-5162\(00\)00033-1](https://doi.org/10.1016/S0166-5162(00)00033-1)
- Banerjee, D. (2014). Acid drainage potential from coal mine wastes: environmental assessment through static and kinetic tests. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 11(5), 1365-1378. <https://doi.org/10.1007/s13762-013-0292-2>
- Benzaazoua, M., Bussière, B., Demers, I., Aubertin, M., Fried, É., & Blier, A. (2008). Integrated mine tailings management by combining environmental desulphurization and cemented paste backfill: Application to mine Doyon, Quebec, Canada. *Minerals engineering*, 21(4), 330-340. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2007.11.012>
- Biswas, S. S., & Pani, P. (2015). Estimation of soil erosion using RUSLE and GIS techniques: a case study of Barakar River basin, Jharkhand, India. *Modeling Earth Systems and Environment*, 1(4), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s40808-015-0040-3>
- Blachowski, J. (2016). Application of GIS spatial regression methods in assessment of land subsidence in complicated mining conditions: case study of the Walbrzych coal mine (SW Poland). *Natural Hazards*, 84(2), 997-1014. <https://doi.org/10.1007/s11069-016-2470-2>
- Bodénan, F., Guézennec, A. G., Beaulieu, M., Bellenfant, G., Lemièrre, B., Catherine, L., & Save, M. (2015, August). Re-Processing of mine tailings: Discussion on case studies. In *Proceedings of the 13th SGA Biennial Meeting, Nancy, France* (pp. 24-27).
- Bori, J., Vallès, B., Navarro, A., & Riva, M. C. (2017). Ecotoxicological risks of the abandoned F–Ba–Pb–Zn mining area of Osor (Spain). *Environmental geochemistry and health*, 39(3), 665-679. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9840-2>
- Boukhalfa, C. (2007). Heavy metals in the water and sediments of Oued Es-Souk, Algeria, a river receiving acid effluents from an abandoned mine. *African Journal of Aquatic Science*, 32(3), 245-249. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2007.32.3.3.302>
- Bouzahzah, H., Benzaazoua, M., Bussière, B., & Plante, B. (2014). Revue de littérature détaillée sur les tests statiques et les essais cinétiques comme outils de prédiction du drainage minier acide. *Déchets Sciences et techniques*, 66, 14-31. <https://doi.org/10.4267/dechets-sciences-techniques.340>
- Broadhurst, J. L., Kunene, M. C., Von Blottnitz, H., & Franzidis, J. P. (2015). Life cycle assessment of the desulfurisation flotation process to prevent acid rock drainage: A base metal case study. *Minerals engineering*, 76, 126-134. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.013>
- Brough, C. P., Warrender, R., Bowell, R. J., Barnes, A., & Parbhakar-Fox, A. (2013). The process mineralogy of mine wastes. *Minerals Engineering*, 52, 125-135. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.05.003>

- Bruckman, V. J., & Wriessnig, K. (2013). Improved soil carbonate determination by FT-IR and X-ray analysis. *Environmental chemistry letters*, 11(1), 65-70. <https://doi.org/10.1007/s10311-012-0380-4>
- Brough, C., Strongman, J., Bowell, R., Warrender, R., Prestia, A., Barnes, A., & Fletcher, J. (2017). Automated environmental mineralogy; the use of liberation analysis in humidity cell testwork. *Minerals Engineering*, 107, 112-122. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2016.10.006>
- Bulatovic, S. M. (2015). Chapter 34—Beneficiation of Barite ores. *Handbook of Flotation Reagents Chemistry Theory & Practice; Elsevier: Amsterdam, The Netherlands*, 129-141.
- Bussi re, B. (2010). Acid mine drainage from abandoned mine sites: problematic and reclamation approaches. In *Advances in Environmental Geotechnics* (pp. 111-125). Springer, Berlin, Heidelberg.
- Cabala, J., Rahmonov, O., Jablonska, M., & Teper, E. (2011). Soil algal colonization and its ecological role in an environment polluted by past Zn–Pb mining and smelting activity. *Water, Air, & Soil Pollution*, 215(1), 339-348. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0482-1>
- Candeias, C.,  vila, P. F., da Silva, E. F., Ferreira, A., Salgueiro, A. R., & Teixeira, J. P. (2014). Acid mine drainage from the Panasqueira mine and its influence on Z zere river (Central Portugal). *Journal of African Earth Sciences*, 99, 705-712. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2013.10.006>
- Cappuyns, V. (2018). Barium (Ba) leaching from soils and certified reference materials. *Applied Geochemistry*, 88, 68-84. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.002>
- Cappuyns, V., Alian, V., Vassilieva, E., & Swennen, R. (2014). pH dependent leaching behavior of Zn, Cd, Pb, Cu and As from mining wastes and slags: kinetics and mineralogical control. *Waste and Biomass Valorization*, 5(3), 355-368. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9274-3>
- Carbone, C., Dinelli, E., Marescotti, P., Gasparotto, G., & Lucchetti, G. (2013). The role of AMD secondary minerals in controlling environmental pollution: Indications from bulk leaching tests. *Journal of Geochemical Exploration*, 132, 188-200. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.07.001>
- Carmona-Quiroga, P. M., & Blanco-Varela, M. T. (2013). Ettringite decomposition in the presence of barium carbonate. *Cement and Concrete Research*, 52, 140-148. <https://doi.org/10.1016/j.cemconres.2013.05.021>
- Carvalho, P. C. S., Neiva, A. M. R., Silva, M. M. V. G., & Santos, A. C. T. (2017). Human health risks in an old gold mining area with circum-neutral drainage, central Portugal. *Environmental geochemistry and health*, 39(1), 43-62. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9806-4>
- Casiot, C., Ujevic, M., Munoz, M., Seidel, J. L., & Elbaz-Poulichet, F. (2007). Antimony and arsenic mobility in a creek draining an antimony mine abandoned 85 years ago (upper Orb basin, France). *Applied Geochemistry*, 22(4), 788-798. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.11.007>
- Charchar, N., Bouchaala, L., Bouyahmed, H., GHERIB, G., & Lehout, A. (2020). Effect of heavy metals on soil microbial quality of an abandoned mining area Sidi Kamber, North-East of Algeria. *Eurasian Journal of Soil Science*, 9(3), 254-263. <https://doi.org/10.18393/ejss.735971>

- Choi, J. K., Kim, K. D., Lee, S., & Won, J. S. (2010). Application of a fuzzy operator to susceptibility estimations of coal mine subsidence in Taebaek City, Korea. *Environmental Earth Sciences*, 59(5), 1009-1022. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0093-6>
- Choi, Y., Baek, J., & Park, S. (2020). Review of GIS-based applications for mining: planning, operation, and environmental management. *Applied Sciences*, 10(7), 2266. <https://doi.org/10.3390/app10072266>
- Chopard, A., Benzaazoua, M., Plante, B., Bouzahzah, H., & Marion, P. (2015). Kinetic tests to evaluate the relative oxidation rates of various sulfides and sulfosalts. *ICARDS2015 Proceedings, Santiago du Chile (Chile)*.
- Chopard, A., Plante, B., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., & Marion, P. (2017). Geochemical investigation of the galvanic effects during oxidation of pyrite and base-metals sulfides. *Chemosphere*, 166, 281-291. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.129>
- Cidu, R., Biddau, R., & Fanfani, L. (2009). Impact of past mining activity on the quality of groundwater in SW Sardinia (Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.02.003>
- Courtin-Nomade, A., Soubrand-Colin, M., Marcus, M. A., & Fakra, S. C. (2008). Evidence for the incorporation of lead into barite from waste rock pile materials. *Environmental science & technology*, 42(8), 2867-2872. <https://doi.org/10.1021/es702822k>
- Cravotta III, C. A. (2006, March). Relations among pH, sulfate, and metals concentrations in anthracite and bituminous coal-mine discharges, Pennsylvania. In *Proceedings of the Seventh International Conference on Acid Rock Drainage (7th ICARD), St. Louis, Missouri*.
- Cravotta III, C. A. (2008). Dissolved metals and associated constituents in abandoned coal-mine discharges, Pennsylvania, USA. Part 2: Geochemical controls on constituent concentrations. *Applied Geochemistry*, 23(2), 203-226. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.10.003>
- Chukanov, N. V. (2013). *Infrared spectra of mineral species: extended library*. Springer Science & Business Media.
- Cytec Industries (2002) Mining chemicals handbook, 2002 Edition. Cytec Industries Inc
- Daoud, M. (1974). Mise en exploitation du gisement de djebel Ichmoul. Mémoire de fin d'études, Ecole Nationale Polytechnique
- da Rocha, R. B., Reis, É. L., & Ribeiro, J. P. (2021). Wet High-Intensity Magnetic Separators (WHIMS) for recovering iron from tailings deposited in dams. *Mineral Processing and Extractive Metallurgy Review*, 42(1), 17-23. <https://doi.org/10.1080/08827508.2019.1672061>
- Da Silva, G., Lastra, M. R., & Budden, J. R. (2003). Electrochemical passivation of sphalerite during bacterial oxidation in the presence of galena. *Minerals Engineering*, 16(3), 199-203. [https://doi.org/10.1016/S0892-6875\(03\)00010-4](https://doi.org/10.1016/S0892-6875(03)00010-4)

- Davis, A., Whitehead, C., Lengke, M., & Collord, J. (2019). Acid–base accounting tests in combination with humidity cells help to predict waste rock behavior. *Mine Water and the Environment*, 38(3), 467-487. <https://doi.org/10.1007/s10230-019-00617-1>
- Deliyanni, E. A., Kyzas, G. Z., & Matis, K. A. (2017). Various flotation techniques for metal ions removal. *Journal of Molecular Liquids*, 225, 260-264. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2016.11.069>
- del Villar, L. P., Moro, M. C., & Cembranos, M. L. (1992). Allophane in weathered zones of barite ore deposits (Vide de Alba and San Blas, Zamora, Spain): Mineralogy and genesis. *Clay minerals*, 27(3), 309-323. <https://doi.org/10.1180/claymin.1992.027.3.04>
- Demers, I., Molson, J., Bussière, B., & Laflamme, D. (2013). Numerical modeling of contaminated neutral drainage from a waste-rock field test cell. *Applied geochemistry*, 33, 346-356. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.02.025>
- Deschamps, T., Benzaazoua, M., Bussière, B., Belem, T., & Mbonimpa, M. (2006). Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide: cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 7(2). <https://doi.org/10.4000/vertigo.2171>
- Djebbi, C., Chaabani, F., Font, O., Queralt, I., & Querol, X. (2017). Atmospheric dust deposition on soils around an abandoned fluorite mine (Hammam Zriba, NE Tunisia). *Environmental research*, 158, 153-166. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.05.032>
- Dobbie, K. E., Heal, K. V., Aumonier, J., Smith, K. A., Johnston, A., & Younger, P. L. (2009). Evaluation of iron ochre from mine drainage treatment for removal of phosphorus from wastewater. *Chemosphere*, 75(6), 795-800. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.12.049>
- Dold, B. (2010). Basic concepts in environmental geochemistry of sulfidic mine-waste management. *Waste management*, 24, 173-198. DOI: 10.5772/8458
- Dold, B. (2008). Sustainability in metal mining: from exploration, over processing to mine waste management. *Reviews in Environmental Science and bio/technology*, 7(4), 275-285. <https://doi.org/10.1007/s11157-008-9142-y>
- Drahota, P., Kulakowski, O., Culka, A., Knappová, M., Rohovec, J., Veselovský, F., & Racek, M. (2018). Arsenic mineralogy of near-neutral soils and mining waste at the Smolotely-Lišnice historical gold district, Czech Republic. *Applied Geochemistry*, 89, 243-254. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.12.018>
- Drapeau, C., Argane, R., Delolme, C., Blanc, D., Benzaazoua, M., Hakkou, R., ... & Lassabatere, L. (2021). Lead Mobilization and Speciation in Mining Waste: Experiments and Modeling. *Minerals*, 11(6), 606. <https://doi.org/10.3390/min11060606>
- Du, S., & Luo, Z. (2013). Flotation technology of refractory low-grade molybdenum ore. *International Journal of Mining Science and Technology*, 23(2), 255-260. <https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2013.04.010>
- Duarte, L., Espinha Marques, J., & Teodoro, A. C. (2019). An open source GIS-based application for the assessment of groundwater vulnerability to pollution. *Environments*, 6(7), 86. <https://doi.org/10.3390/environments6070086>
- Dube, F., Nhapi, I., Murwira, A., Gumindoga, W., Goldin, J., & Mashauri, D. A. (2014). Potential of weight of evidence modelling for gully erosion hazard assessment in Mbire District–Zimbabwe. *Physics and chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 67, 145-152. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2014.02.002>

Dwiki, S. (2018). Development of environmental policy in Indonesia regarding mining industry in comparison with the United States and Australia: The lesson that can be learned. *Evergreen*, 5(2), 50-57. <https://doi.org/10.5109/1936217>

Edraki, M., Baumgartl, T., Manlapig, E., Bradshaw, D., Franks, D. M., & Moran, C. J. (2014). Designing mine tailings for better environmental, social and economic outcomes: a review of alternative approaches. *Journal of Cleaner Production*, 84, 411-420.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.04.079>

El Adnani, M., Plante, B., Benzaazoua, M., Hakkou, R., & Bouzahzah, H. (2016). Tailings weathering and arsenic mobility at the abandoned Zgounder silver mine, Morocco. *Mine Water and the Environment*, 35(4), 508-524. <https://doi.org/10.1007/s10230-015-0370-4>

Elghali, A. (2018). *Effet De La libération minérale Et Des Oxy-Hydroxydes De Fer Sur Le Comportement géochimique Des Rejets Miniers Sulfureux*. Ecole Polytechnique, Montreal (Canada).

Erguler, G. K., Erguler, Z. A., Akcakoca, H., & Ucar, A. (2014). The effect of column dimensions and particle size on the results of kinetic column test used for acid mine drainage (AMD) prediction. *Minerals Engineering*, 55, 18-29. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.09.008>

Erguler, Z. A., & Erguler, G. K. (2015). The effect of particle size on acid mine drainage generation: Kinetic column tests. *Minerals engineering*, 76, 154-167. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2014.10.002>

Éthier, M. P., Bussière, B., Benzaazoua, M., Nicholson, R. V., & Garneau, P. (2010). Potential of contaminated neutral drainage generation from waste rock at Raglan. In *Proceedings of the Canadian Geotechnical Conference Geo* (pp. 1145-1152).

Ettler, V., & Johan, Z. (2014). 12 years of leaching of contaminants from Pb smelter slags: Geochemical/mineralogical controls and slag recycling potential. *Applied Geochemistry*, 40, 97-103. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.11.001>

Faraz, S., Hossna, D., Rezgar, B., & Piroz, Z. (2014). Improved recovery of a low-grade refractory gold ore using flotation–preoxidation–cyanidation methods. *International Journal of Mining Science and Technology*, 24(4), 537-542. <https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2014.05.018>

Fernández-Martínez, R., Loredó, J., Ordóñez, A., & Rucandio, M. I. (2006). Physicochemical characterization and mercury speciation of particle-size soil fractions from an abandoned mining area in Mieres, Asturias (Spain). *Environmental Pollution*, 142(2), 217-226. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.10.034>

Frau, F., Arda, C., & Fanfani, L. (2009). Environmental geochemistry and mineralogy of lead at the old mine area of Baccu Locci (south-east Sardinia, Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 105-115. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.01.005>

Frau, F., Da Pelo, S., Atzori, R., & Cidu, R. (2017). Impact on streams and sea water of a near-neutral drainage from a flooded mine in Sardinia, Italy. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17, 213-216. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.074>

García-Lorenzo, M. L., Marimón, J., Navarro-Hervás, M. C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., & Molina-Ruiz, J. (2016). Impact of acid mine drainages on surficial

- waters of an abandoned mining site. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(7), 6014-6023. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5337-2>
- Geise, G., LeGalley, E., & Krekeler, M. P. (2011). Mineralogical and geochemical investigations of silicate-rich mine waste from a kyanite mine in central Virginia: implications for mine waste recycling. *Environmental Earth Sciences*, 62(1), 185-196. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0513-7>
- Ghorbani, Y., & Kuan, S. H. (2017). A review of sustainable development in the Chilean mining sector: past, present and future. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 31(2), 137-165. <https://doi.org/10.1080/17480930.2015.1128799>
- Goumih, A., El Adnani, M., Hakkou, R., & Benzaazoua, M. (2013). Geochemical behavior of mine tailings and waste rock at the abandoned Cu–Mo–W Azegour mine (Occidental High Atlas, Morocco). *Mine Water and the Environment*, 32(2), 121-132. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0221-0>
- Goumih, A., El Adnani, M., Hakkou, R., Benzaazoua, M., Ouhamdouch, S., & Boumehdi, M. A. (2022). Evaluation of the Long-Term Contaminated Neutral Drainage CND Generation Potential of Waste Rock Piles at the Abandoned Zn-Pb Erdouz Mine (Occidental High Atlas, Morocco). *Mining, Metallurgy & Exploration*, 39(2), 643-654. <https://doi.org/10.1007/s42461-022-00553-9>
- Gutiérrez, M., Mickus, K., & Camacho, L. M. (2016). Abandoned PbZn mining wastes and their mobility as proxy to toxicity: A review. *Science of the Total Environment*, 565, 392-400. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.143>
- Hageman, P. L., Seal, R. R., Diehl, S. F., Piatak, N. M., & Lowers, H. A. (2015). Evaluation of selected static methods used to estimate element mobility, acid-generating and acid-neutralizing potentials associated with geologically diverse mining wastes. *Applied Geochemistry*, 57, 125-139. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.007>
- Heinrich, G. (1989). Barite recovery from secondary sources by froth flotation. In *Processing of complex ores* (pp. 249-259). Pergamon.
- Hernández-Mendiola, E., Martín Romero, F., Gutiérrez-Ruiz, M., & Magdaleno Rico, C. A. (2016). Solid phases controlling the mobility of potentially toxic elements and the generation of acid drainage in abandoned mine gold wastes from San Antonio–El Triunfo mining district, Baja California Sur, México. *Environmental Earth Sciences*, 75(11), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5755-6>
- Hesketh, A. H., Broadhurst, J. L., & Harrison, S. T. L. (2010). Mitigating the generation of acid mine drainage from copper sulfide tailings impoundments in perpetuity: A case study for an integrated management strategy. *Minerals Engineering*, 23(3), 225-229. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2009.09.020>
- Hirsche, D. T., Blaskovich, R., Mayer, K. U., & Beckie, R. D. (2017). A study of Zn and Mo attenuation by waste-rock mixing in neutral mine drainage using mixed-material field barrels and humidity cells. *Applied Geochemistry*, 84, 114-125. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.06.005>
- Holmström, H., & Öhlander, B. (1999). Oxygen penetration and subsequent reactions in flooded sulphidic mine tailings: a study at Stekenjokk, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, 14(6), 747-759. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00095-X](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00095-X)
- Högdahl, K., Jonsson, E., Kritikos, A., & Sahlström, F. (2015). Turning yesterday's waste into tomorrow's treasure: searching for base and critical metals in central Sweden's

s ancient mine dumps. In *Mineral deposits in a sustainable world. 13th SGA biennial meeting 2015* (Vol. 1, pp. 757-760).

Hou, D., O'Connor, D., Nathanail, P., Tian, L., & Ma, Y. (2017). Integrated GIS and multivariate statistical analysis for regional scale assessment of heavy metal soil contamination: A critical review. *Environmental Pollution*, 231, 1188-1200. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.07.021>

Hudson-Edwards, K. A., Macklin, M. G., Curtis, C. D., & Vaughan, D. J. (1995). Processes of formation and distribution of Pb-, Zn-, Cd-, and Cu-bearing minerals in the Tyne Basin, northeast England: Implications for metal-contaminated river systems. *Environmental Science & Technology*, 30(1), 72-80. <https://doi.org/10.1021/es9500724>

Ikotun, B. D., Adams, F. V., & Ikotun, A. G. (2017). Application of three xanthates collectors on the recovery of nickel and pentlandite in a low-grade nickel sulfide ore using optimum flotation parameters. *Particulate Science and Technology*, 35(4), 462-471. <https://doi.org/10.1080/02726351.2016.1165324>

Issaad, M., Boutaleb, A., Kolli, O., Edahbi, M., Benzaazoua, M., & Hakkou, R. (2019). Environmental characterization of mine waste at the Pb–Zn Sidi Kamber abandoned mine (NE Algeria). *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 30(2), 427-441. <https://doi.org/10.1007/s12210-019-00806-8>

Jamieson, H. E., Walker, S. R., & Parsons, M. B. (2015). Mineralogical characterization of mine waste. *Applied Geochemistry*, 57, 85-105. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.12.014>

Ji, J., Ge, Y., Balsam, W., Damuth, J. E., & Chen, J. (2009). Rapid identification of dolomite using a Fourier Transform Infrared Spectrophotometer (FTIR): A fast method for identifying Heinrich events in IODP Site U1308. *Marine Geology*, 258(1-4), 60-68. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2008.11.007>

Jiangang, F., Kaida, C., Hui, W., Chao, G., & Wei, L. (2012). Recovering molybdenite from ultrafine waste tailings by oil agglomerate flotation. *Minerals Engineering*, 39, 133-139. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mineng.2012.07.006>

Jodeiri Shokri, B., Doulati Ardejani, F., & Ramazi, H. (2016). Environmental geochemistry and acid mine drainage evaluation of an abandoned coal waste pile at the Alborz-Sharghi coal washing plant, NE Iran. *Natural Resources Research*, 25(3), 347-363. <https://doi.org/10.1007/s11053-015-9289-5>

Kandji E.H.B., Plante, B., Bussière, B., Beaudoin, G., & Dupont, P. P. (2017). Kinetic testing to evaluate the mineral carbonation and metal leaching potential of ultramafic tailings: Case study of the Dumont Nickel Project, Amos, Québec. *Applied Geochemistry*, 84, 262-276. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.07.005>

Ke, B., Li, Y., Chen, J., Zhao, C., & Chen, Y. (2016). DFT study on the galvanic interaction between pyrite (100) and galena (100) surfaces. *Applied Surface Science*, 367, 270-276. <https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2016.01.063>

Khalil, A., Argane, R., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Taha, Y., & Hakkou, R. (2019). Pb–Zn mine tailings reprocessing using centrifugal dense media separation. *Minerals Engineering*, 131, 28-37. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2018.10.023>

Khelfaoui, M., Medjram, M. S., Kabir, A., Zouied, D., Mehri, K., Chikha, O., & Trabelsi, M. A. (2020). Chemical and mineralogical characterization of weathering products in mine wastes, soil, and sediment from the abandoned Pb/Zn mine in Skikda, Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 79(12), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09043-x>

- Kim, K. D., Lee, S., Oh, H. J., Choi, J. K., & Won, J. S. (2006). Assessment of ground subsidence hazard near an abandoned underground coal mine using GIS. *Environmental Geology*, 50(8), 1183-1191. <https://doi.org/10.1007/s00254-006-0290-5>
- Kitobo, W. S. (2009). Dépollution et valorisation des rejets miniers sulfurés du Katanga, Cas des tailings de l'Ancien Concentrateur de Kipushi. *A PhD thesis in Engineering Sciences, Faculty of Applied Sciences, University of Liege, Belgium.*
- Křibek, B., Sracek, O., Mihaljevič, M., Knésl, I., & Majer, V. (2018). Geochemistry and environmental impact of neutral drainage from an uraniferous coal waste heap. *Journal of Geochemical Exploration*, 191, 1-21. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.05.001>
- Kubit, O. E., Pluhar, C. J., & De Graff, J. V. (2015). A model for prioritizing sites and reclamation methods at abandoned mines. *Environmental Earth Sciences*, 73(12), 7915-7931. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3949-3>
- Kumar, R., & Anbalagan, R. (2019). Landslide susceptibility mapping of the Tehri reservoir rim area using the weights of evidence method. *Journal of Earth System Science*, 128(6), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s12040-019-1159-9>
- Kwong, Y. J., Swerhone, G. W., & Lawrence, J. R. (2003). Galvanic sulphide oxidation as a metal-leaching mechanism and its environmental implications. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 3(4), 337-343. <https://doi.org/10.1144/1467-7873/03/013>
- Lapakko, K. A., Engstrom, J. N., & Antonson, D. A. (2006, March). Effects of particle size on drainage quality from three lithologies. In *Poster paper presented at the 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD)* (pp. 1026-1050). American Society of Mining and Reclamation (ASMR).
- Lapakko, K. (2002). Metal mine rock and waste characterization tools: an overview. *Mining, Minerals and Sustainable Development*, 67, 1-30.
- Lara, R. H., Briones, R., Monroy, M. G., Mullet, M., Humbert, B., Dossot, M., ... & Cruz, R. (2011). Galena weathering under simulated calcareous soil conditions. *Science of the total Environment*, 409(19), 3971-3979. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.055>
- Larachi, N., Bali, A., Ould Hamou, M., & Bensaadi, S. (2019). Recovery of lead and barite from the abandoned Ichmoul mine wastes in Algeria. *Environmental Earth Sciences*, 78(20), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8593-5>
- Langman, J. B., & Moberly, J. G. (2018). Weathering of a mined quartz-carbonate, galena-sphalerite ore and release and transport of nanophase zinc carbonate in circumneutral drainage. *Journal of Geochemical Exploration*, 188, 185-193. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.01.024>
- Lee, S., Park, I., & Choi, J. K. (2012). Spatial prediction of ground subsidence susceptibility using an artificial neural network. *Environmental management*, 49(2), 347-358. <https://doi.org/10.1007/s00267-011-9766-5>
- 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>
- Lèbre, É., & Corder, G. (2015). Integrating industrial ecology thinking into the management of mining waste. *Resources*, 4(4), 765-786. <https://doi.org/10.3390/resources4040765>

- Li, N., Song, X., Li, C., Xiao, K., Li, S., & Chen, H. (2019). 3D geological modeling for mineral system approach to GIS-based prospectivity analysis: Case study of an MVT Pb–Zn deposit. *Natural Resources Research*, 28(3), 995-1019. <https://doi.org/10.1007/s11053-018-9429-9>
- Lin, L., Xianjun, L., Jun, Q., & Peng, L. (2012). The study on the flotation of tailings of molybdenum minerals for the reclamation of iron. *Procedia Environmental Sciences*, 12, 453-458. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2012.01.303>
- Lindsay, M. B., Condon, P. D., Jambor, J. L., Lear, K. G., Blowes, D. W., & Ptacek, C. J. (2009). Mineralogical, geochemical, and microbial investigation of a sulfide-rich tailings deposit characterized by neutral drainage. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2212-2221. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.09.012>
- Lindsay, M. B., Moncur, M. C., Bain, J. G., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2015). Geochemical and mineralogical aspects of sulfide mine tailings. *Applied geochemistry*, 57, 157-177. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2015.01.009>
- Litvintsev, V. S. (2013). Resource potential of placer mining waste. *Journal of Mining Science*, 49(1), 99-105. <https://doi.org/10.1134/S1062739149010127>
- Liu, L., Lu, J., Tao, C., Liao, S., & Chen, S. (2021). GIS-based mineral prospectivity mapping of seafloor massive sulfide on ultraslow-spreading ridges: A case study of Southwest Indian Ridge 48.7°–50.5° E. *Natural Resources Research*, 30(2), 971-987. <https://doi.org/10.1007/s11053-020-09797-y>
- Longhi, M. A., Rodríguez, E. D., Bernal, S. A., Provis, J. L., & Kirchheim, A. P. (2016). Valorisation of a kaolin mining waste for the production of geopolymers. *Journal of Cleaner Production*, 115, 265-272. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.011>
- Longoni, L., Papini, M., Brambilla, D., Arosio, D., & Zanzi, L. (2016). The risk of collapse in abandoned mine sites: the issue of data uncertainty. *Open Geosciences*, 8(1), 246-258. <https://doi.org/10.1515/geo-2016-0022>
- Lottermoser, B. G. (2011). Recycling, reuse and rehabilitation of mine wastes. *Elements*, 7(6), 405-410. <https://doi.org/10.2113/gselements.7.6.405>
- Loupasakis, C., Angelitsa, V., Rozos, D., & Spanou, N. (2014). Mining geohazards—land subsidence caused by the dewatering of opencast coal mines: the case study of the Amyntaio coal mine, Florina, Greece. *Natural hazards*, 70(1), 675-691. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-0837-1>
- Luo, X., Feng, B., Wong, C., Miao, J., Ma, B., & Zhou, H. (2016). The critical importance of pulp concentration on the flotation of galena from a low grade lead–zinc ore. *Journal of Materials Research and Technology*, 5(2), 131-135. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2015.10.002>
- Lupankwa, K., Love, D., Mapani, B., Mseka, S., & Meck, M. (2006). Influence of the Trojan Nickel Mine on surface water quality, Mazowe valley, Zimbabwe: Runoff chemistry and acid generation potential of waste rock. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 31(15-16), 789-796. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2006.08.030>
- Lu, Q., Xu, X., Liang, L., Xu, Z., Shang, L., Guo, J., ... & Qiu, G. (2019). Barium concentration, phytoavailability, and risk assessment in soil-rice systems from an active

- barium mining region. *Applied Geochemistry*, 106, 142-148. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2019.05.010>
- Lutandula, M. S., & Maloba, B. (2013). Recovery of cobalt and copper through reprocessing of tailings from flotation of oxidised ores. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 1085-1090. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2013.08.025>
- Ma, K., Zhang, Y., Ruan, M., Guo, J., & Chai, T. (2019). Land subsidence in a coal mining area reduced soil fertility and led to soil degradation in arid and semi-arid regions. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(20), 3929. <https://doi.org/10.3390/ijerph16203929>
- Maest, A. S., & Nordstrom, D. K. (2017). A geochemical examination of humidity cell tests. *Applied Geochemistry*, 81, 109-131. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.03.016>
- Mackasey, W. O. (2000). *Abandoned mines in Canada*. WOM Geological Associates
- Madani A . (2015). L'acceptabilité sociale des projets miniers en Algérie: Cas de Ain Defla et Bejaia. *European Scientific Journal*, 11(3).
- Mhlongo, S. E., & Amponsah-Dacosta, F. (2016). A review of problems and solutions of abandoned mines in South Africa. *International Journal of Mining, Reclamation and Environment*, 30(4), 279-294. <http://dx.doi.org/10.1080/17480930.2015.1044046>
- Olías, M., & Nieto, J. M. (2015). Background conditions and mining pollution throughout history in the Río Tinto (SW Spain). *Environments*, 2(3), 295-316. <https://doi.org/10.3390/environments2030295>
- Mao, X., Zhang, W., Liu, Z., Ren, J., Bayless, R. C., & Deng, H. (2020). 3D Mineral Prospectivity modeling for the low-sulfidation epithermal gold deposit: A case study of the Axi gold deposit, western Tianshan, NW China. *Minerals*, 10(3), 233. <https://doi.org/10.3390/min10030233>
- Mohamed, S. A., & El-Raey, M. E. (2020). Vulnerability assessment for flash floods using GIS spatial modeling and remotely sensed data in El-Arish City, North Sinai, Egypt. *Natural Hazards*, 102(2), 707-728. <https://doi.org/10.1007/s11069-019-03571-x>
- Mohammady, M., Pourghasemi, H. R., & Amiri, M. (2019). Assessment of land subsidence susceptibility in Semnan plain (Iran): A comparison of support vector machine and weights of evidence data mining algorithms. *Natural Hazards*, 99(2), 951-971. <https://doi.org/10.1007/s11069-019-03785-z>
- Moncur, M. C., Jambor, J. L., Ptacek, C. J., & Blowes, D. W. (2009). Mine drainage from the weathering of sulfide minerals and magnetite. *Applied Geochemistry*, 24(12), 2362-2373. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.09.013>
- Monteiro, N. B. R., Bezerra, A. K. L., Moita Neto, J. M., & Silva, E. A. D. (2021). Mining Law: In Search of Sustainable Mining. *Sustainability*, 13(2), 867. <https://doi.org/10.3390/su13020867>
- Morrison-Saunders, A., McHenry, M. P., Wessels, J. A., Sequeira, A. R., Mtegha, H., & Doepel, D. (2015). Planning for artisanal and small-scale mining during EIA: Exploring the potential. *The Extractive Industries and Society*, 2(4), 813-819. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2015.08.004>

- Mudd, G. M. (2010). The environmental sustainability of mining in Australia: key megatrends and looming constraints. *Resources Policy*, 35(2), 98-115. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2009.12.001>
- Mudd, G. M., Jowitt, S. M., & Werner, T. T. (2017). The world's lead-zinc mineral resources: scarcity, data, issues and opportunities. *Ore Geology Reviews*, 80, 1160-1190. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2016.08.010>
- Nadeif, A., Taha, Y., Bouzahzah, H., Hakkou, R., & Benzaazoua, M. (2019). Desulfurization of the old tailings at the Au-Ag-Cu tiouit mine (Anti-Atlas Morocco). *Minerals*, 9(7), 401. <https://doi.org/10.3390/min9070401>
- Nakhaei, F., & Irannajad, M. (2017). Sulphur removal of iron ore tailings by flotation. *Journal of Dispersion Science and Technology*, 38(12), 1755-1763. <https://doi.org/10.1080/01932691.2017.1281142>
- Navarro, M. C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M. J., Vidal, J., Tovar, P. J., & Bech, J. (2008). Abandoned mine sites as a source of contamination by heavy metals: a case study in a semi-arid zone. *Journal of Geochemical exploration*, 96(2-3), 183-193. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.011>
- Navidi, K. A., & Rashchi, F. (2008). Reagents in zinc recovery from Pb-flotation tailings of Dandy mineral processing plant.
- Navarro, A., Font, X., & Viladevall, M. (2015). Metal mobilization and zinc-rich circumneutral mine drainage from the abandoned mining area of Osor (Girona, NE Spain). *Mine water and the environment*, 34(3), 329-342. <https://doi.org/10.1007/s10230-015-0344-6>
- Kashani, A. N., & Rashchi, F. (2008). Separation of oxidized zinc minerals from tailings: Influence of flotation reagents. *Minerals Engineering*, 21(12-14), 967-972. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2008.04.014>
- Nejeschlebová, L., Sracek, O., Mihaljevič, M., Ettler, V., Kříbek, B., Knésl, I., ... & Mapani, B. (2015). Geochemistry and potential environmental impact of the mine tailings at Rosh Pinah, southern Namibia. *Journal of African Earth Sciences*, 105, 17-28. <https://doi.org/10.1016/j.jafrearsci.2015.02.005>
- Neshat, A., & Pradhan, B. (2017). Evaluation of groundwater vulnerability to pollution using DRASTIC framework and GIS. *Arabian Journal of Geosciences*, 10(22), 1-8. <https://doi.org/10.1007/s12517-017-3292-6>
- Newton, G., Reynolds, S., Newton-Reed, S., Tuffly, M., Miller, E., Reeves, S., ... & Bailey, J. (2000). California's Abandoned Mines. *A Report on the Magnitude and Scope of the Issue in the State, 1. Department of Conservation Office of Mine Reclamation Abandoned Mine Lands Unit, Sacramento, California.*
- Nieva, N. E., Borgnino, L., & García, M. G. (2018). Long term metal release and acid generation in abandoned mine wastes containing metal-sulphides. *Environmental pollution*, 242, 264-276. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.067>
- Nordstrom, D. K. (2011). Hydrogeochemical processes governing the origin, transport and fate of major and trace elements from mine wastes and mineralized rock to surface waters. *Applied Geochemistry*, 26(11), 1777-1791. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2011.06.002>

- Oh, H. J., Ahn, S. C., Choi, J. K., & Lee, S. (2011). Sensitivity analysis for the GIS-based mapping of the ground subsidence hazard near abandoned underground coal mines. *Environmental Earth Sciences*, 64(2), 347-358. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0855-1>
- Oh, H. J., & Lee, S. (2010). Assessment of ground subsidence using GIS and the weights-of-evidence model. *Engineering Geology*, 115(1-2), 36-48. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2010.06.015>
- Oh, H. J., & Lee, S. (2011). Integration of ground subsidence hazard maps of abandoned coal mines in Samcheok, Korea. *International Journal of Coal Geology*, 86(1), 58-72. <https://doi.org/10.1016/j.coal.2010.11.009>
- Othmani, M. A., Souissi, F., Bouzahzah, H., Bussière, B., Da Silva, E. F., & Benzaazoua, M. (2015). The flotation tailings of the former Pb-Zn mine of Touiref (NW Tunisia): mineralogy, mine drainage prediction, base-metal speciation assessment and geochemical modeling. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(4), 2877-2890. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-3569-1>
- Othmani, M. A., Souissi, F., Benzaazoua, M., Bouzahzah, H., Bussiere, B., & Mansouri, A. (2013). The geochemical behaviour of mine tailings from the Touiref Pb–Zn District in Tunisia in weathering cells leaching tests. *Mine Water and the Environment*, 32(1), 28-41. <https://doi.org/10.1007/s10230-012-0210-8>
- Ouyang, B., Renock, D., & Akob, D. M. (2019). Effects of organic ligands and background electrolytes on barite dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 256, 6-19. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2018.02.003>
- Oyarzun, R., Lillo, J., López-García, J. A., Esbrí, J. M., Cubas, P., Llanos, W., & Higuera, P. (2011). The Mazarrón Pb–(Ag)–Zn mining district (SE Spain) as a source of heavy metal contamination in a semiarid realm: Geochemical data from mine wastes, soils, and stream sediments. *Journal of Geochemical Exploration*, 109(1-3), 113-124. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2010.04.009>
- Ozdemir, A. (2011). GIS-based groundwater spring potential mapping in the Sultan Mountains (Konya, Turkey) using frequency ratio, weights of evidence and logistic regression methods and their comparison. *Journal of hydrology*, 411(3-4), 290-308. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.010>
- Paldyna, J., Krasnodebska-Ostrega, B., Kregielewska, K., Kowalska, J., Jedynak, L., Golimowski, J., ... & Farbiszewska, T. (2013). The assessment of environmental pollution caused by mining and metallurgy wastes from highly polluted post-industrial regions in Southern Poland. *Environmental earth sciences*, 68(2), 439-450. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1750-8>
- Palumbo-Roe, B., Klinck, B., Banks, V., & Quigley, S. (2009). Prediction of the long-term performance of abandoned lead zinc mine tailings in a Welsh catchment. *Journal of Geochemical Exploration*, 100(2-3), 169-181. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.05.003>
- Parbhakar-Fox, A., Lottermoser, B., & Bradshaw, D. (2013). Evaluating waste rock mineralogy and microtexture during kinetic testing for improved acid rock drainage prediction. *Minerals Engineering*, 52, 111-124. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2013.04.022>

- Parbhakar-Fox, A. K., Edraki, M., Hardie, K., Kadletz, O., & Hall, T. (2014). Identification of acid rock drainage sources through mesotextural classification at abandoned mines of Croydon, Australia: Implications for the rehabilitation of waste rock repositories. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 11-28. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.10.017>
- Pascaud, G., Boussen, S., Soubrand, M., Joussein, E., Fondaneche, P., Abdeljaouad, S., & Bril, H. (2015). Particulate transport and risk assessment of Cd, Pb and Zn in a Wadi contaminated by runoff from mining wastes in a carbonated semi-arid context. *Journal of Geochemical Exploration*, 152, 27-36. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.01.009>
- Patil, D. S., Chavan, S. M., & Oubagaranadin, J. U. K. (2016). A review of technologies for manganese removal from wastewaters. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(1), 468-487. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.11.028>
- Perlatti, F., Ferreira, T. O., da Costa Roberto, F. A., Romero, R. E., Sartor, L. R., & Otero, X. L. (2015). Trace metal/metalloid concentrations in waste rock, soils and spontaneous plants in the surroundings of an abandoned mine in semi-arid NE-Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 74(6), 5427-5441. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4556-7>
- Pieretti, M., Karlsson, T., Arvilommi, S., & Muniruzzaman, M. (2022). Challenges in predicting the reactivity of mine waste rocks based on kinetic testing: Humidity cell tests and reactive transport modeling. *Journal of Geochemical Exploration*, 237, 106996. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.106996>
- Pietrzyk-Sokulska, E., Uberman, R., & Kulczycka, J. (2015). The impact of mining on the environment in Poland—myths and reality. *Gospodarka Surowcami Mineralnymi*, 31(1), 45-63. [10.1515/gospo-2015-0009](https://doi.org/10.1515/gospo-2015-0009)
- Plante, B., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2011). Predicting geochemical behaviour of waste rock with low acid generating potential using laboratory kinetic tests. *Mine Water and the Environment*, 30(1), 2-21. <https://doi.org/10.1007/s10230-010-0127-z>
- Plante, B. (2010). *Évaluation des principaux facteurs d'influence sur la prédiction du drainage neutre contaminé* (Doctoral dissertation, Université du Québec à en Abitibi-Témiscamingue).
- Plante, B., Benzaazoua, M., & Bussière, B. (2011). Kinetic testing and sorption studies by modified weathering cells to characterize the potential to generate contaminated neutral drainage. *Mine water and the environment*, 30(1), 22-37. <https://doi.org/10.1007/s10230-010-0131-3>
- Plante, B., Bussière, B., & Benzaazoua, M. (2014). Lab to field scale effects on contaminated neutral drainage prediction from the Tio mine waste rocks. *Journal of Geochemical Exploration*, 137, 37-47. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.11.004>
- Plante, B., Bussière, B., Beaudoin, G., & Dupont, P. P. (2017). Kinetic testing to evaluate the mineral carbonation and metal leaching potential of ultramafic tailings: Case study of the Dumont Nickel Project, Amos, Québec. *Applied Geochemistry*, 84, 262-276. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.07.005>
- Park, I., Choi, J., Lee, M. J., & Lee, S. (2012). Application of an adaptive neuro-fuzzy inference system to ground subsidence hazard mapping. *Computers & Geosciences*, 48, 228-238. <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2012.01.005>
- Plumlee, G. S., Smith, K. S., Montour, M. R., Ficklin, W. H., & Mosier, E. L. (1999). Geologic controls on the composition of natural waters and mine waters draining diverse

- mineral-deposit types. *The environmental geochemistry of mineral deposits, Reviews in Economic Geology*, 6, 373-432. <https://doi.org/10.5382/Rev.06.19>
- Pollmann, O., Meyer, S., Blumenstein, O., & Van Rensburg, L. (2010). Mine tailings: waste or valuable resource?. *Waste and Biomass Valorization*, 1(4), 451-459. <https://doi.org/10.1007/s12649-010-9042-6>
- Price, W. A. (2009). Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. Canadian MEND Report 1.20. 1. *Natural Resources Canada*.
- Qian, G., Fan, R., Short, M. D., Schumann, R. C., Li, J., St. C. Smart, R., & Gerson, A. R. (2018). The effects of galvanic interactions with pyrite on the generation of acid and metalliferous drainage. *Environmental science & technology*, 52(9), 5349-5357. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b05558>
- Qin, W., Han, D., Song, X., & Engesgaard, P. (2019). Effects of an abandoned Pb-Zn mine on a karstic groundwater reservoir. *Journal of Geochemical Exploration*, 200, 221-233. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2018.09.007>
- Qiu, T., Huang, X., & Yang, X. (2016). Recovery of copper from cyanidation tailing by flotation. *Jom*, 68(2), 548-555. <https://doi.org/10.1007/s11837-015-1726-8>
- Qiu, G., Feng, X., Meng, B., Zhang, C., Gu, C., Du, B., & Lin, Y. (2013). Environmental geochemistry of an abandoned mercury mine in Yanwuping, Guizhou Province, China. *Environmental research*, 125, 124-130. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.01.008>
- Qureshi, A., Maurice, C., & Öhlander, B. (2016). Potential of coal mine waste rock for generating acid mine drainage. *Journal of Geochemical Exploration*, 160, 44-54. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.10.014>
- Rabatho, J. P., Tongamp, W., Kato, J., HAGA, K., TAKASAKI, Y., & SHIBAYAMA, A. (2011). Effect of flotation reagents for upgrading and recovery of Cu and Mo from mine tailing by flotation. *Resources Processing*, 58(1), 14-21. <https://doi.org/10.4144/rpsj.58.14>
- Ramasamy, V., Ponnusamy, V., Sabari, S., Anishia, S. R., & Gomathi, S. S. (2009). Effect of grinding on the crystal structure of recently excavated dolomite. *Indian Journal of Pure & Applied Physics Vol. 47*, August 2009, pp. 586-591
- Rashchi, F., Dashti, A., Arabpour-Yazdi, M., & Abdizadeh, H. (2005). Anglesite flotation: a study for lead recovery from zinc leach residue. *Minerals Engineering*, 18(2), 205-212. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2004.10.014>
- Razavizadeh, S., Solaimani, K., Massironi, M., & Kavian, A. (2017). Mapping landslide susceptibility with frequency ratio, statistical index, and weights of evidence models: a case study in northern Iran. *Environmental Earth Sciences*, 76(14), 1-16. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6839-7>
- Rehman, S., Sahana, M., Dutta, S., Sajjad, H., Song, X., Imdad, K., & Dou, J. (2020). Assessing subsidence susceptibility to coal mining using frequency ratio, statistical index and Mamdani fuzzy models: evidence from Raniganj coalfield, India. *Environmental Earth Sciences*, 79(16), 1-18. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09119-8>
- Reig, F. B., Adelantado, J. G., & Moreno, M. M. (2002). FTIR quantitative analysis of calcium carbonate (calcite) and silica (quartz) mixtures using the constant ratio method. Application to geological samples. *Talanta*, 58(4), 811-821. [https://doi.org/10.1016/S0039-9140\(02\)00372-7](https://doi.org/10.1016/S0039-9140(02)00372-7)

- Reynier, N., Blais, J. F., Mercier, G., & Besner, S. (2013). Treatment of arsenic-, chromium-, copper-and pentachlorophenol-polluted soil using flotation. *Water, Air, & Soil Pollution*, 224(4), 1-12. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1514-4>
- Romero, F. M., Prol-Ledesma, R. M., Canet, C., Alvares, L. N., & Pérez-Vázquez, R. (2010). Acid drainage at the inactive Santa Lucia mine, western Cuba: Natural attenuation of arsenic, barium and lead, and geochemical behavior of rare earth elements. *Applied Geochemistry*, 25(5), 716-727. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.02.004>
- Sajih, M., Bryan, N. D., Livens, F. R., Vaughan, D. J., Descostes, M., Phrommavanh, V., ... & Morris, K. (2014). Adsorption of radium and barium on goethite and ferrihydrite: A kinetic and surface complexation modelling study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 146, 150-163. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.10.008>
- Salom, A. T., & Kivinen, S. (2020). Closed and abandoned mines in Namibia: A critical review of environmental impacts and constraints to rehabilitation. *South African Geographical Journal*, 102(3), 389-405. <https://doi.org/10.1080/03736245.2019.1698450>
- Salmi, E. F., Nazem, M., & Karakus, M. (2017). Numerical analysis of a large landslide induced by coal mining subsidence. *Engineering Geology*, 217, 141-152. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2016.12.021>
- Santos, I., Ferreira da Silva, E., Patinha, C., Dias, A. C., & Reis, A. P. (2013). Definition of areas of probable risk to human health posed by As and Pb in soils and ground-level dusts of the surrounding area of an abandoned As-sulfide mine in the north of Portugal: part 1. *Environmental earth sciences*, 69(5), 1649-1660. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-2000-9>
- Scoble, M., Klein, B., & Dunbar, W. S. (2003). Mining waste: Transforming mining systems for waste management. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 17(2), 123-135. <http://dx.doi.org/10.1076/ijsm.17.2.123.14129>
- Shahverdi, M. R., Khodadadi Darban, A., Abdollahy, M., & Yamini, Y. (2018). Investigation of effect of sulfate ion on xanthate consumption in galena flotation based on thermodynamic diagrams. *Journal of Mining and Environment*, 9(4), 1035-1048. [10.22044/jme.2017.6317.1456](https://doi.org/10.22044/jme.2017.6317.1456)
- Sharafi, A., Ardejani, F. D., Rezaei, B., & Sargheini, J. (2018). Environmental geochemistry of near-neutral waters and mineralogy of zinc and lead at the Angouran non-sulphide zinc mine, NW Iran. *Journal of Geochemical Exploration*, 186, 77-93. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.11.020>
- Shoja, S. E., & Salari, M. M. (2015). Study of acid mine drainage production potential in flotation tailings of Sarcheshmeh porphyry copper mine. *Arabian Journal of Geosciences*, 8(10), 8229-8236. <https://doi.org/10.1007/s12517-014-1761-8>
- Seal II, R. R., Hammarstrom, J. M., Johnson, A. N., Piatak, N. M., & Wandless, G. A. (2008). Environmental geochemistry of a Kuroko-type massive sulfide deposit at the abandoned Valzinco mine, Virginia, USA. *Applied Geochemistry*, 23(2), 320-342. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.10.001>
- Kumar, R. S., & Rajkumar, P. (2014). Characterization of minerals in air dust particles in the state of Tamilnadu, India through FTIR, XRD and SEM analyses. *Infrared Physics & Technology*, 67, 30-41. <https://doi.org/10.1016/j.infrared.2014.06.002>
- Silvestre, M. O., Pereira, C. A., Galery, R., & Peres, A. E. C. (2009). Dispersion effect on a lead-zinc sulphide ore flotation. *Minerals Engineering*, 22(9-10), 752-758. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2008.12.009>

- Singha, S. S., Pasupuleti, S., Singha, S., Singh, R., & Venkatesh, A. S. (2019). A GIS-based modified DRASTIC approach for geospatial modeling of groundwater vulnerability and pollution risk mapping in Korba district, Central India. *Environmental Earth Sciences*, 78(21), 1-19. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8640-2>
- Sönmez, I., & Cebeci, Y. A. K. U. P. (2003). A study on spherical oil agglomeration of barite suspensions. *International Journal of Mineral Processing*, 71(1-4), 219-232. [https://doi.org/10.1016/S0301-7516\(03\)00060-7](https://doi.org/10.1016/S0301-7516(03)00060-7)
- Sorrenti, E. (2007). *Étude de la passivation de la Pyrite: chimie de surface et réactivité* (Doctoral dissertation, Institut National Polytechnique de Lorraine).
- Stavinga, D., Jamieson, H., Layton-Matthews, D., Paradis, S., & Falck, H. (2017). Geochemical and mineralogical controls on metal (loid) mobility in the oxide zone of the Prairie Creek Deposit, NWT. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*, 17(1), 21-33. <https://doi.org/10.1144/geochem2015-378>
- Stefov, V., Jovanovski, G., Shoptrajanov, B., Minceva-Sukarova, B., Dimitrovska, S., & Boev, B. (2000). Minerals from Macedonia V. Characterization of gypsum, barite and their synthetic analogues by FTIR and RAMAN spectroscopy. *Geologica Macedonica*, 14, 61-66.
- Su, Z., Chen, Q., Zhang, Q., & Zhang, D. (2019). Recycling lead–zinc tailings for cemented paste backfill and stabilisation of excessive metal. *Minerals*, 9(11), 710. <https://doi.org/10.3390/min9110710>
- Suh, J. (2020). An overview of GIS-based assessment and mapping of mining-induced subsidence. *Applied Sciences*, 10(21), 7845. <https://doi.org/10.3390/app10217845>
- Suwa, R., Jayachandran, K., Nguyen, N. T., Boulenouar, A., Fujita, K., & Saneoka, H. (2008). Barium toxicity effects in soybean plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55(3), 397-403. <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9132-7>
- Szczerba, M., & Sawłowicz, Z. (2009). Remarks on the origin of cerussite in the Upper Silesian Zn-Pb deposits, Poland. *Mineralogia*, 40. DOI [10.2478/v10002-009-0002-3](https://doi.org/10.2478/v10002-009-0002-3)
- Tabelin, C. B., Igarashi, T., Villacorte-Tabelin, M., Park, I., Opiso, E. M., Ito, M., & Hiroyoshi, N. (2018). Arsenic, selenium, boron, lead, cadmium, copper, and zinc in naturally contaminated rocks: A review of their sources, modes of enrichment, mechanisms of release, and mitigation strategies. *Science of the Total Environment*, 645, 1522-1553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.103>
- Tame, C., Hudson-Edwards, K. A., & Potter, H. A. B. (2017). Weathering of Zinc-(Zn)-bearing mine wastes in a neutral mine drainage setting, Gunnerside Gill, Yorkshire. *Procedia Earth and Planetary Science*, 17, 284-287. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.056>
- Tame, C. D. M. (2020). *Mobility of Pb and Zn in a neutral mine drainage setting, Gunnerside Gill, Yorkshire* (Doctoral dissertation, Birkbeck, University of London)
- Tudorache, A., Marin, C., Badea, I. A., & Vlădescu, L. (2010). Barium concentrations and speciation in mineral natural waters of central Romania. *Environmental monitoring and assessment*, 165(1), 113-123. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0931-8>
- Unger, C. J., Lechner, A. M., Kenway, J., Glenn, V., & Walton, A. (2015). A jurisdictional maturity model for risk management, accountability and continual improvement of abandoned mine remediation programs. *Resources Policy*, 43, 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2014.10.008>

- Valero, A., & Valero, A. (2010). Physical geonomics: Combining the exergy and Hubbert peak analysis for predicting mineral resources depletion. *Resources, Conservation and Recycling*, 54(12), 1074-1083. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2010.02.010>
- Valeev, D., Kunilova, I., Alpatov, A., Varnavskaya, A., & Ju, D. (2019). Magnetite and carbon extraction from coal fly ash using magnetic separation and flotation methods. *Minerals*, 9(5), 320. <https://doi.org/10.3390/min9050320>
- Venkateswarlu, K., Nirola, R., Kuppusamy, S., Thavamani, P., Naidu, R., & Megharaj, M. (2016). Abandoned metalliferous mines: ecological impacts and potential approaches for reclamation. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 15(2), 327-354. <https://doi.org/10.1007/s11157-016-9398-6>
- Vriens, B., Plante, B., Seigneur, N., & Jamieson, H. (2020). Mine waste rock: Insights for sustainable hydrogeochemical management. *Minerals*, 10(9), 728. <https://doi.org/10.3390/min10090728>
- Waltham, T., Park, H. D., Suh, J., Yu, M. H., Kwon, H. H., & Bang, K. M. (2011). Collapses of old mines in Korea. *Engineering Geology*, 118(1-2), 29-36. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2010.11.007>
- Wang, Q., Guo, Y., Li, W., He, J., & Wu, Z. (2019). Predictive modeling of landslide hazards in Wen County, northwestern China based on information value, weights-of-evidence, and certainty factor. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, 10(1), 820-835. <https://doi.org/10.1080/19475705.2018.1549111>
- Wang, X., & Xie, H. (2018). A review on applications of remote sensing and geographic information systems (GIS) in water resources and flood risk management. *Water*, 10(5), 608. <https://doi.org/10.3390/w10050608>
- Weissenstein, K., & Sinkala, T. (2011). Soil pollution with heavy metals in mine environments, impact areas of mine dumps particularly of gold-and copper mining industries in Southern Africa. *Arid Ecosystems*, 1(1), 53-58. <https://doi.org/10.1134/S2079096111010082>
- Whitworth, A. J., Forbes, E., Verster, I., Jokovic, V., Awatey, B., & Parbhakar-Fox, A. (2022). Review on advances in mineral processing technologies suitable for critical metal recovery from mining and processing wastes. *Cleaner Engineering and Technology*, 100451. <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100451>
- Wu, X., Jiang, X. W., Chen, Y. F., Tian, H., & Xu, N. X. (2009). The influences of mining subsidence on the ecological environment and public infrastructure: a case study at the Haolaigou iron ore mine in Baotou, China. *Environmental Earth Sciences*, 59(4), 803-810. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0076-7>
- Xie, Y., Xu, Y., Yan, L., & Yang, R. (2005). Recovery of nickel, copper and cobalt from low-grade Ni-Cu sulfide tailings. *Hydrometallurgy*, 80(1-2), 54-58. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2005.07.005>
- Yang, X., Huang, X., & Qiu, T. (2015). Recovery of zinc from cyanide tailings by flotation. *Minerals Engineering*, 84, 100-105. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2015.10.003>
- Yin, Z., Sun, W., Hu, Y., Zhang, C., Guan, Q., & Wu, K. (2018). Evaluation of the possibility of copper recovery from tailings by flotation through bench-scale, commissioning, and industrial tests. *Journal of cleaner production*, 171, 1039-1048. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.020>

Yolcubal, I., Demiray, A. D., & Çiftçi, E. (2017). Assessment of acid mine drainage potential of flotation slurry from a tailing dam in a copper mine, Murgul, Northeastern Turkey. *Environmental Earth Sciences*, 76(3), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6423-1>

Yoo, J. W., Jung, J. H., & Kim, H. T. (2005). Synthesis and characterization of clay brick using coal wastes. In *Materials Science Forum* (Vol. 486, pp. 403-406). Trans Tech Publications Ltd. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/MSF.486-487.403>

ANNEXE B : DONNEES GEOCHIMIQUES DES LIXIVIATS DURANT LA PERIODE DES ESSAIS CINETIQUES DES REJETS DE LA MINE ABANDONNEE ICHMOUL.

Tableau b.1 les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRrichPb.

	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91	98	105	112
Ba⁺²	95,59	95,29	96,03	94,88	95,73	95,56	96,06	95,97	96,13	95,95	95,42	95,64	96,11	95,88	96,11	95,69	95,52
BaCO₃ (aq)	0,03	0,03	0,02	0,02	0,03	0,04	0,04	0,09	0,01	0,11	0,15	0,01	0,07	0,12	0,08	0,08	0,11
BaHCO₃⁺	4,38	4,68	3,95	5,10	4,24	4,40	3,90	3,94	3,85	3,94	4,43	4,34	3,82	4,00	3,82	4,23	4,37
Pb⁺²	14,36	13,48	16,81	14,80	14,69	13,38	13,26	8,99	19,24	8,00	6,33	17,44	10,54	7,86	10,28	9,62	7,67
PbOH⁺	0,93	0,86	0,85	0,48	0,96	1,04	1,40	1,99	0,56	2,13	2,01	0,50	1,87	2,13	1,93	1,69	1,91
Pb(CO₃)₂⁻²	0,06	0,07	0,04	0,02	0,06	0,09	0,13	0,38	0,01	0,49	0,72	0,02	0,26	0,48	0,27	0,30	0,46
PbCO₃ (aq)	29,84	30,37	24,74	18,38	30,04	34,12	40,31	57,85	15,91	61,95	66,41	16,05	52,36	62,17	53,50	52,92	60,72
PbHCO₃⁺	54,82	55,21	57,57	66,32	54,26	51,37	44,90	30,78	64,28	27,42	24,52	66,00	34,96	27,36	34,02	35,47	29,24
Zn⁺²	84,06	83,09	85,98	83,30	84,45	83,40	84,00	79,67	87,11	78,14	74,24	85,68	81,71	77,82	81,42	80,16	77,10
ZnOH⁺	0,22	0,21	0,17	0,11	0,22	0,26	0,35	0,70	0,10	0,83	0,94	0,10	0,58	0,84	0,61	0,56	0,76
ZnCO₃ (aq)	2,97	3,18	2,15	1,76	2,93	3,61	4,34	8,70	1,22	10,27	13,22	1,34	6,89	10,45	7,20	7,49	10,36
ZnHCO₃⁺	12,75	13,51	11,70	14,83	12,39	12,72	11,29	10,83	11,56	10,63	11,42	12,88	10,76	10,76	10,71	11,74	11,67
Zn(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
Zn(OH)₂ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,08	0,00	0,12	0,16	0,00	0,06	0,12	0,06	0,05	0,10
Ca⁺²	94,15	93,76	94,74	93,26	94,33	94,10	94,73	94,53	94,89	94,47	93,71	94,25	94,75	94,38	94,74	94,19	93,91
CaHCO₃⁺	5,75	6,14	5,19	6,69	5,57	5,78	5,13	5,18	5,07	5,18	5,80	5,71	5,02	5,25	5,02	5,56	5,72
CaCO₃ (aq)	0,10	0,10	0,07	0,06	0,09	0,12	0,14	0,30	0,04	0,36	0,48	0,04	0,23	0,37	0,24	0,25	0,36
Mg⁺²	95,27	94,94	95,74	94,51	95,41	95,23	95,75	95,63	95,85	95,59	95,01	95,33	95,79	95,53	95,79	95,34	95,14
MgCO₃ (aq)	0,05	0,05	0,04	0,03	0,05	0,06	0,07	0,15	0,02	0,18	0,25	0,02	0,12	0,19	0,12	0,13	0,19
MgHCO₃⁺	4,69	5,01	4,23	5,46	4,54	4,71	4,18	4,22	4,13	4,22	4,74	4,65	4,09	4,28	4,09	4,53	4,67
SO₄⁻²	83,35	74,42	76,05	72,19	73,82	69,97	75,94	80,21	79,85	76,58	79,95	79,00	78,52	81,55	84,61	78,20	83,01
PbSO₄ (aq)	0,24	0,30	0,29	0,09	0,18	0,26	0,37	0,23	0,19	0,13	0,21	0,48	0,77	0,26	0,08	0,59	0,23
ZnSO₄ (aq)	0,05	0,07	0,04	0,03	0,03	3,81	0,06	0,05	0,03	0,30	0,06	0,08	0,11	0,10	0,02	0,08	0,03
MgSO₄ (aq)	5,50	5,55	9,60	11,89	11,24	10,09	9,60	6,43	7,63	8,99	7,47	7,83	7,77	5,92	4,75	4,14	5,63
CaSO₄ (aq)	10,38	19,26	13,60	15,40	14,33	15,50	13,61	12,62	11,85	13,57	11,88	12,15	12,39	11,69	10,04	16,56	10,61
BaSO₄ (aq)	0,48	0,39	0,42	0,39	0,41	0,38	0,42	0,45	0,45	0,43	0,44	0,46	0,46	0,48	0,50	0,44	0,49
HCO₃⁻	55,75	56,15	50,07	39,63	56,15	59,83	66,61	79,70	37,00	82,13	84,02	36,23	74,41	81,90	77,81	74,96	81,07
H₂CO₃* (aq)	43,06	41,86	48,38	59,24	42,12	37,26	30,81	17,68	62,19	15,15	12,86	62,65	20,85	15,20	20,88	20,92	16,53
PbCO₃ (aq)	0,16	0,24	0,16	0,03	0,14	0,28	0,55	0,81	0,04	0,59	1,14	0,10	2,02	1,09	0,21	1,60	0,84
PbHCO₃⁺	0,30	0,44	0,36	0,09	0,26	0,42	0,61	0,43	0,17	0,26	0,42	0,41	0,00	0,00	0,13	1,07	0,41
MgHCO₃⁺	0,24	0,28	0,42	0,43	0,56	0,00	0,55	0,00	0,23	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,28	0,00	0,00
CaHCO₃⁺	0,44	0,97	0,58	0,55	0,71	0,00	0,77	0,00	0,36	0,00	0,00	0,35	0,00	0,00	0,58	0,00	0,00
BaHCO₃⁺	0,03	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaCO₃ (aq)	0,00	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CO₃⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,04	0,00	0,05	0,06	0,00	0,03	0,05	0,03	0,03	0,04
ZnCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16	0,00	0,00	0,00	0,05	0,01	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00
ZnHCO₃⁺	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,01	0,00
Pb(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,03	0,00	0,02	0,02	0,00	0,02	0,01
MgCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau b.2 les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRrichBa.

	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91	98	105	112
Ba⁺²	93,15	92,76	95,01	95,31	96,29	93,22	95,37	95,24	95,60	95,65	95,86	96,49	95,72	96,09	95,14	94,63	94,49
BaCO₃ (aq)	0,07	0,08	0,04	0,02	0,20	0,18	0,15	0,14	0,06	0,14	0,13	0,06	0,11	0,27	1,04	1,46	1,38
BaHCO₃⁺	6,78	7,16	4,94	4,67	3,52	6,60	4,48	4,62	4,34	4,22	4,01	3,45	4,17	3,64	3,82	3,91	4,14
Pb⁺²	8,32	7,76	11,95	15,18	5,45	5,02	6,28	6,59	11,11	6,86	7,09	12,18	7,96	4,22	1,20	0,84	0,89
PbOH⁺	0,80	0,77	0,98	0,66	2,67	1,30	2,08	1,94	1,46	2,18	2,29	2,04	2,05	2,67	3,16	3,03	2,87
Pb(CO₃)₂⁻²	0,18	0,21	0,09	0,03	1,34	0,72	0,62	0,55	0,16	0,54	0,53	0,17	0,40	2,03	5,38	7,65	7,26
PbCO₃ (aq)	40,18	41,32	35,13	22,11	73,92	63,35	66,45	64,25	45,22	65,21	65,35	49,35	60,69	77,72	86,16	85,45	85,62
PbHCO₃⁺	50,51	49,94	51,85	62,02	16,60	29,60	24,57	26,66	42,05	25,21	24,73	36,26	28,90	13,34	4,00	2,88	3,24
Pb(OH)₂ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,11	0,14	0,12
Zn⁺²	75,35	74,05	81,59	84,12	72,64	68,44	74,04	74,64	81,62	75,63	76,33	83,73	77,79	67,85	38,25	30,22	31,80
ZnOH⁺	0,29	0,29	0,27	0,15	1,42	0,71	0,98	0,88	0,43	0,96	0,98	0,56	0,80	1,71	4,02	4,36	4,09
Zn(OH)₂ (aq)	0,02	0,02	0,01	0,00	0,40	0,10	0,17	0,13	0,03	0,16	0,17	0,05	0,11	0,63	5,49	8,22	6,86
ZnCO₃ (aq)	6,18	6,70	4,07	2,08	16,72	14,68	13,30	12,36	5,64	12,21	11,94	5,76	10,08	21,22	46,77	52,43	52,05
ZnHCO₃⁺	18,16	18,94	14,06	13,65	8,78	16,05	11,50	11,99	12,27	11,04	10,57	9,90	11,22	8,52	5,08	4,13	4,61
Zn(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02	0,02	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,08	0,39	0,63	0,60
Ca⁺²	90,96	90,45	93,39	93,81	94,76	90,86	93,66	93,51	94,11	94,03	94,31	95,27	94,18	94,38	91,84	90,48	90,45
CaHCO₃⁺	8,83	9,31	6,48	6,13	4,61	8,58	5,86	6,05	5,70	5,53	5,26	4,54	5,47	4,77	4,92	4,99	5,28
CaCO₃ (aq)	0,22	0,24	0,13	0,07	0,63	0,56	0,49	0,45	0,19	0,44	0,43	0,19	0,35	0,85	3,24	4,53	4,27
Mg⁺²	92,65	92,23	94,64	94,97	95,91	92,66	94,96	94,83	95,26	95,26	95,49	96,21	95,36	95,66	94,23	93,45	93,35
MgCO₃ (aq)	0,11	0,12	0,07	0,03	0,32	0,29	0,25	0,23	0,10	0,22	0,22	0,10	0,18	0,43	1,67	2,34	2,21
MgHCO₃⁺	7,24	7,65	5,29	5,00	3,76	7,05	4,79	4,94	4,65	4,51	4,29	3,69	4,46	3,89	4,06	4,15	4,39
MgOH⁺	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,05	0,05
SO₄⁻²	87,31	83,37	87,17	87,71	91,16	80,11	77,08	87,18	88,97	89,76	88,23	92,06	87,27	87,87	91,68	90,94	88,54
PbSO₄ (aq)	0,01	0,03	0,05	0,14	0,05	0,15	0,25	0,11	0,05	0,02	0,05	0,05	0,09	0,04	0,00	0,00	0,02
ZnSO₄ (aq)	0,02	0,03	0,06	0,05	0,04	0,15	0,15	0,07	0,05	0,04	0,07	0,13	0,06	0,04	0,00	0,00	0,02
MgSO₄ (aq)	6,12	8,27	6,27	5,39	4,45	9,32	10,43	6,43	5,44	4,48	5,45	3,56	5,41	6,05	4,53	4,40	5,33
CaSO₄ (aq)	5,74	7,57	5,91	5,28	3,92	9,77	10,35	5,65	4,92	4,22	5,34	3,58	4,90	5,83	3,79	4,07	5,52
BaSO₄ (aq)	0,81	0,73	0,55	1,42	0,39	0,49	1,75	0,57	0,57	1,48	0,86	0,62	2,28	0,18	0,00	0,59	0,57
CO₃⁻²	0,01	0,01	0,01	0,00	0,13	0,05	0,06	0,05	0,02	0,06	0,06	0,03	0,04	0,17	0,52	0,73	0,64
HCO₃⁻	64,51	65,49	60,75	44,92	90,66	81,41	83,23	83,51	70,85	84,92	84,96	75,26	81,84	91,99	96,70	96,80	95,55
H₂CO₃* (aq)	34,86	33,57	38,59	54,51	7,91	16,34	13,32	14,99	28,44	14,25	13,91	24,13	16,88	6,04	1,95	1,41	1,56
PbCO₃ (aq)	0,01	0,04	0,04	0,05	0,45	0,58	1,26	0,45	0,07	0,10	0,23	0,10	0,30	0,53	0,02	0,04	0,80
PbHCO₃⁺	0,01	0,05	0,06	0,13	0,10	0,27	0,47	0,19	0,06	0,04	0,09	0,07	0,14	0,09	0,00	0,00	0,03
MgHCO₃⁺	0,28	0,41	0,27	0,17	0,33	0,58	0,68	0,37	0,26	0,26	0,32	0,17	0,31	0,49	0,29	0,28	0,35
CaHCO₃⁺	0,26	0,37	0,25	0,16	0,29	0,60	0,67	0,32	0,24	0,24	0,31	0,17	0,27	0,46	0,24	0,26	0,36
BaHCO₃⁺	0,05	0,05	0,03	0,06	0,04	0,04	0,14	0,04	0,04	0,11	0,06	0,04	0,16	0,02	0,00	0,05	0,05
Pb(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,00	0,14
ZnCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02	0,03	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,04
MgCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,04	0,02	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,05	0,12	0,16	0,18
CaCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,04	0,06	0,02	0,00	0,02	0,03	0,00	0,02	0,08	0,16	0,24	0,29
ZnHCO₃⁺	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BaCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02

Tableau b.3 les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon WRaltered.

WRaltered	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91	98	105	112
Ba⁺²	90,34	91,94	96,08	91,74	94,72	90,89	91,85	95,19	94,84	94,97	95,48	95,61	95,25	94,60	95,65	94,89	94,42
BaCO₃ (aq)	0,36	0,09	0,33	0,13	0,73	0,38	0,18	0,13	0,13	0,13	0,08	0,10	0,07	0,07	0,26	0,83	1,69
BaHCO₃⁺	9,30	7,96	3,59	8,13	4,55	8,73	7,97	4,68	5,03	4,90	4,44	4,29	4,68	5,33	4,09	4,28	3,90
Pb⁺²	2,73	6,68	3,55	5,64	1,68	2,64	4,65	6,91	6,94	6,80	9,30	8,53	9,77	9,55	4,26	1,49	0,72
PbOH⁺	1,01	0,74	3,17	0,85	2,62	1,11	1,02	1,87	1,67	1,77	1,68	1,90	1,46	1,16	2,66	2,82	3,05
Pb(CO₃)₂⁻²	1,64	0,26	1,59	0,42	3,71	1,85	0,68	0,48	0,45	0,47	0,25	0,32	0,20	0,17	1,17	4,17	8,44
PbCO₃ (aq)	71,14	44,10	80,60	51,44	85,23	73,28	60,05	62,42	60,26	61,69	52,68	57,34	48,56	44,24	76,73	85,84	85,13
PbHCO₃⁺	23,47	48,22	11,06	41,66	6,72	21,12	33,61	28,31	30,68	29,26	36,09	31,90	40,00	44,88	15,16	5,62	2,49
Pb(OH)₂ (aq)	0,00	0,00	0,04	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,07	0,17
Zn⁺²	55,50	71,24	63,99	68,73	46,74	55,19	65,93	75,26	74,95	74,81	79,48	78,58	79,78	78,71	67,53	43,85	27,03
Zn(CO₃)₂⁻²	0,08	0,00	0,07	0,01	0,24	0,09	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,28	0,72
ZnOH⁺	0,82	0,32	2,28	0,41	2,90	0,92	0,57	0,81	0,72	0,77	0,57	0,70	0,48	0,38	1,68	3,29	4,55
Zn(OH)₂ (aq)	0,16	0,02	1,06	0,03	2,34	0,20	0,07	0,11	0,09	0,10	0,05	0,08	0,04	0,02	0,54	3,20	9,89
ZnCO₃ (aq)	24,53	7,99	24,69	10,65	40,34	26,04	14,47	11,55	11,06	11,52	7,64	8,97	6,73	6,19	20,66	42,83	54,10
ZnHCO₃⁺	18,93	20,43	7,92	20,17	7,44	17,56	18,94	12,25	13,17	12,78	12,25	11,67	12,97	14,69	9,55	6,55	3,70
Ca⁺²	86,95	89,39	94,25	89,08	91,83	87,59	89,13	93,46	93,02	93,18	93,91	94,06	93,64	92,81	93,83	91,88	89,86
CaHCO₃⁺	11,94	10,33	4,70	10,53	5,88	11,22	10,31	6,13	6,58	6,41	5,83	5,63	6,13	6,98	5,34	5,53	4,95
CaCO₃ (aq)	1,11	0,29	1,05	0,40	2,29	1,19	0,56	0,41	0,40	0,41	0,26	0,31	0,23	0,21	0,83	2,59	5,19
Mg⁺²	89,52	91,35	95,61	91,12	93,95	90,08	91,21	94,78	94,41	94,55	95,11	95,25	94,88	94,19	95,20	94,08	93,10
MgCO₃ (aq)	0,57	0,15	0,53	0,20	1,17	0,61	0,29	0,21	0,20	0,21	0,13	0,16	0,12	0,11	0,42	1,33	2,69
MgHCO₃⁺	9,90	8,50	3,84	8,67	4,85	9,29	8,50	5,00	5,38	5,24	4,75	4,59	5,01	5,70	4,37	4,56	4,13
MgOH⁺	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,06
Mg₂CO₃⁺²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
SO₄⁻²	78,53	80,70	77,14	82,37	66,61	50,96	78,72	79,02	85,00	84,43	87,11	87,59	72,91	77,77	90,05	80,94	85,05
PbSO₄ (aq)	0,03	0,00	0,04	0,02	0,05	0,04	0,03	0,03	0,00	0,01	0,01	0,02	0,07	0,05	0,03	0,00	0,00
ZnSO₄ (aq)	0,58	0,06	0,65	0,19	0,94	0,64	0,25	0,22	0,10	0,13	0,13	0,16	0,27	0,26	0,08	0,13	0,05
MgSO₄ (aq)	9,92	10,33	11,11	8,66	10,38	8,62	11,15	11,93	7,95	8,03	6,70	5,66	13,02	9,78	5,77	9,21	8,02
CaSO₄ (aq)	9,03	8,42	10,55	8,26	19,83	37,32	9,36	7,49	6,38	6,85	5,47	5,98	12,26	9,56	3,47	9,16	6,31
BaSO₄ (aq)	1,91	0,50	0,51	0,51	2,20	2,43	0,49	1,31	0,56	0,56	0,59	0,60	1,47	2,58	0,61	0,54	0,57
CO₃⁻²	0,07	0,02	0,17	0,02	0,29	0,07	0,04	0,05	0,04	0,04	0,03	0,04	0,02	0,02	0,11	0,36	0,81
HCO₃⁻	85,75	67,27	91,38	73,29	90,02	83,38	79,24	82,12	81,07	81,96	76,35	79,73	72,08	68,34	91,05	94,67	95,77
H₂CO₃* (aq)	12,21	31,70	5,44	25,62	3,09	10,31	19,19	16,22	17,95	16,97	22,86	19,42	25,94	30,23	7,86	2,71	1,22
PbCO₃ (aq)	0,17	0,00	0,56	0,03	1,57	0,35	0,09	0,13	0,02	0,04	0,03	0,05	0,15	0,08	0,22	0,24	0,20
ZnCO₃ (aq)	0,13	0,00	0,37	0,01	1,06	0,25	0,03	0,03	0,01	0,02	0,01	0,02	0,02	0,02	0,03	0,15	0,13
ZnHCO₃⁺	0,10	0,00	0,12	0,03	0,20	0,17	0,04	0,03	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04	0,04	0,01	0,02	0,00
PbHCO₃⁺	0,06	0,00	0,08	0,03	0,12	0,10	0,05	0,06	0,00	0,02	0,02	0,03	0,12	0,08	0,04	0,02	0,00
MgCO₃ (aq)	0,04	0,00	0,11	0,01	0,20	0,06	0,02	0,03	0,02	0,02	0,00	0,01	0,02	0,00	0,03	0,19	0,35
MgHCO₃⁺	0,66	0,53	0,79	0,47	0,84	0,87	0,68	0,74	0,46	0,46	0,35	0,31	0,77	0,51	0,35	0,64	0,54
CaHCO₃⁺	0,59	0,42	0,74	0,44	1,58	3,71	0,56	0,46	0,36	0,39	0,28	0,32	0,71	0,50	0,21	0,63	0,42
CaCO₃ (aq)	0,06	0,01	0,17	0,02	0,62	0,39	0,03	0,03	0,02	0,03	0,01	0,02	0,03	0,02	0,03	0,29	0,44
BaHCO₃⁺	0,16	0,03	0,05	0,04	0,22	0,31	0,04	0,10	0,04	0,04	0,04	0,04	0,11	0,17	0,05	0,05	0,05
Pb(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,02	0,00	0,14	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04
Zn(CO₃)₂⁻²	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
BaCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02

Tableau b.4 les pourcentages des espèces aqueuses de Ba, Zn, Pb, Ca et Mg dans les lixiviats durant la période des essais cinétiques d'échantillon old tailings.

Résidu	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	70	77	84	91	98	105	112
Ba⁺²	94,08	93,56	93,97	93,33	93,22	92,62	93,18	92,82	92,88	93,22	93,26	92,79	92,99	91,99	93,82	93,14	93,56
BaCO₃ (aq)	0,31	0,13	0,10	0,23	0,26	0,18	0,19	0,15	0,60	0,26	0,18	0,18	0,05	0,19	0,18	0,88	1,30
BaHCO₃⁺	5,62	6,31	5,93	6,45	6,52	7,20	6,63	7,03	6,52	6,52	6,56	7,04	6,96	7,82	6,00	5,99	5,14
Pb⁺²	3,51	6,26	7,36	4,30	3,91	4,79	4,83	5,51	1,92	3,84	5,03	4,97	9,42	4,52	5,16	1,37	0,93
PbOH⁺	1,81	1,21	1,22	1,45	1,48	1,18	1,33	1,13	1,73	1,50	1,33	1,20	0,61	1,07	1,50	1,95	2,30
Pb(OH)₂ (aq)	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,07
Pb(CO₃)₂⁻²	1,59	0,49	0,33	0,97	1,12	0,71	0,75	0,53	2,99	1,14	0,70	0,66	0,09	0,72	0,70	4,49	6,75
PbCO₃ (aq)	75,62	56,84	52,40	68,49	70,71	62,29	64,44	58,08	82,11	71,16	63,45	61,76	31,10	61,61	65,08	84,83	85,68
PbHCO₃⁺	17,47	35,20	38,69	24,79	22,77	31,04	28,65	34,76	11,24	22,36	29,50	31,42	58,78	32,08	27,55	7,33	4,26
Zn⁺²	62,87	72,13	74,80	66,00	64,19	67,13	67,78	69,49	49,65	63,85	68,52	67,86	76,54	65,62	69,46	42,15	33,47
Zn(CO₃)₂⁻²	0,07	0,01	0,00	0,03	0,04	0,02	0,02	0,02	0,18	0,04	0,02	0,02	0,00	0,02	0,02	0,32	0,56
ZnOH⁺	1,29	0,56	0,49	0,89	0,97	0,66	0,74	0,57	1,78	0,99	0,72	0,65	0,20	0,62	0,80	2,39	3,30
Zn(OH)₂ (aq)	0,36	0,06	0,04	0,16	0,19	0,08	0,11	0,06	0,83	0,20	0,10	0,08	0,00	0,08	0,12	1,76	4,21
ZnCO₃ (aq)	23,00	11,13	9,04	17,84	19,74	14,83	15,37	12,45	36,04	20,12	14,68	14,33	4,29	15,18	14,87	44,41	52,37
ZnHCO₃⁺	12,42	16,12	15,62	15,10	14,87	17,28	15,98	17,42	11,53	14,79	15,96	17,05	18,97	18,48	14,72	8,97	6,09
Ca⁺²	91,73	91,37	91,95	90,92	90,73	90,09	90,79	90,41	89,73	90,72	90,91	90,31	90,79	89,28	91,62	89,60	89,41
CaHCO₃⁺	7,30	8,22	7,73	8,38	8,47	9,34	8,62	9,13	8,40	8,46	8,53	9,14	9,06	10,13	7,82	7,68	6,55
CaCO₃ (aq)	0,97	0,41	0,32	0,71	0,81	0,57	0,59	0,47	1,88	0,82	0,56	0,55	0,15	0,60	0,57	2,72	4,03
Mg⁺²	93,50	93,05	93,50	92,75	92,62	92,02	92,61	92,25	92,08	92,62	92,70	92,20	92,49	91,35	93,29	92,20	92,41
MgCO₃ (aq)	0,49	0,21	0,16	0,36	0,41	0,29	0,30	0,24	0,97	0,42	0,29	0,28	0,08	0,31	0,29	1,40	2,09
MgHCO₃⁺	5,99	6,74	6,33	6,88	6,96	7,68	7,08	7,50	6,94	6,96	7,00	7,51	7,43	8,34	6,41	6,36	5,45
MgOH⁺	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,04
Mg₂CO₃⁺²	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
SO₄⁻²	85,09	83,65	88,63	80,69	85,77	70,96	44,26	60,92	83,28	81,10	85,97	84,65	71,12	84,85	88,33	69,58	54,86
ZnSO₄ (aq)	0,03	0,03	0,04	0,15	0,08	0,49	0,95	0,49	0,15	0,15	0,15	0,20	0,53	0,10	0,03	0,22	0,43
MgSO₄ (aq)	3,71	4,68	3,19	4,78	4,11	8,52	9,29	9,24	4,10	4,92	4,17	7,78	8,74	4,12	3,28	10,25	8,08
CaSO₄ (aq)	10,44	10,89	7,99	13,61	9,22	19,12	41,74	22,96	10,29	12,52	8,59	6,21	18,34	10,37	7,79	19,02	34,82
BaSO₄ (aq)	0,74	0,74	0,14	0,76	0,81	0,90	3,65	6,25	2,17	1,30	1,10	1,10	1,15	0,54	0,58	0,91	1,79
PbSO₄ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,12	0,13	0,02	0,01	0,02	0,05	0,12	0,01	0,00	0,02	0,03

CO₃²⁻	0,10	0,03	0,03	0,06	0,07	0,04	0,04	0,03	0,17	0,07	0,05	0,04	0,00	0,04	0,05	0,27	0,44
HCO₃⁻	90,00	78,34	75,34	85,17	86,85	80,35	77,22	76,12	92,61	86,64	82,37	80,82	53,95	80,69	83,80	92,34	88,12
H₂CO₃* (aq)	8,76	20,61	24,03	13,30	12,10	17,36	14,85	19,79	5,53	11,82	16,61	17,91	44,41	18,29	15,44	3,48	1,91
PbCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,07	0,01	0,03	0,82	0,49	0,21	0,08	0,05	0,17	0,09	0,04	0,00	0,45	0,24
ZnCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,03	0,02	0,07	0,25	0,07	0,08	0,03	0,02	0,03	0,01	0,01	0,00	0,22	0,24
ZnHCO₃⁺	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,09	0,26	0,10	0,03	0,03	0,02	0,03	0,06	0,02	0,00	0,05	0,24
PbHCO₃⁺	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,37	0,29	0,03	0,02	0,03	0,09	0,16	0,02	0,00	0,04	0,24
MgCO₃ (aq)	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02	0,04	0,02	0,04	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,18	0,24
MgHCO₃⁺	0,25	0,28	0,17	0,31	0,25	0,58	0,98	0,69	0,27	0,32	0,24	0,44	0,40	0,23	0,19	0,81	0,24
CaHCO₃⁺	0,70	0,63	0,41	0,86	0,56	1,29	4,35	1,70	0,67	0,79	0,49	0,35	0,82	0,58	0,44	1,49	0,24
CaCO₃ (aq)	0,09	0,03	0,02	0,07	0,05	0,08	0,30	0,09	0,15	0,08	0,03	0,02	0,01	0,03	0,03	0,53	0,24
BaHCO₃⁺	0,06	0,06	0,00	0,06	0,06	0,08	0,48	0,59	0,18	0,11	0,08	0,08	0,07	0,04	0,04	0,09	0,22
Pb(CO₃)₂²⁻	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,24
BaCO₃ (aq)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,06
CO₃)₂²⁻	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02