

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

جامعة 20 اوت 1955- سكيكدة

UNIVERSITE 20 AOUT 1955- SKIKDA



Faculté des Sciences

Département des Sciences de la Nature et de la Vie

Mémoire Présenté en Vue de l'Obtention du Diplôme de Master

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité: Protection des écosystèmes

Intitulé :

**Evaluation de la contamination des sols d'Oued Essouk
par les rejets miniers de Sidi Kamar (NE-Algérien)**

Présenté Par : ATEK Roumaissa, BACEL Abderraouf,
GHACEB Haroun et KERKOUB Amani.

Membre de Jury:

Mme. LAIB I. (MCA)	Président	Univ. du 20 Août 1955 – Skikda
Mme. FEKRACHE F. (MCA)	Promoteur	Univ. du 20 Août 1955 – Skikda
Mr. BOUDEFFA K. (MCA)	Examineur	Univ. du 20 Août 1955 – Skikda
Mme. FERAGUENA I. (Doctorante)	Co-promoteur	Univ. du 20 Août 1955 – Skikda

Année universitaire 2022/2023

بِسْمِ اللّٰهِ الرَّحْمٰنِ الرَّحِیْمِ

بِتَوْفِیْقِ مَنْ لِّلّٰهِ عِزٌّ وَجَلٌّ

Remerciements :

Nous souhaitons exprimer notre profonde gratitude envers notre encadrante Fadila FEKRACHE et notre co-encadrante Imane FERAGUENA pour leur soutien, leur guidance et leur expertise tout au long de ce travail.

Leur engagement sans faille, leur disponibilité et leur professionnalisme ont été des atouts précieux pour la réussite de notre projet de recherche. Leurs conseils éclairés et leur expertise ont grandement enrichi notre réflexion et ont contribué à l'amélioration de notre travail.

Nous tenons également à remercier l'ensemble de l'équipe pédagogique du Master pour la qualité de leur enseignement et leur accompagnement tout au long de notre formation. Leurs connaissances et leur passion pour leur domaine d'expertise ont été une source d'inspiration pour nous.

Nous garderons un souvenir précieux de cette expérience d'apprentissage et de recherche, qui a été rendue possible grâce à l'aide précieuse de toutes ces personnes.

Merci encore à Fadila FEKRACHE et Imane FERAGUENA pour leur encadrement exceptionnel, ainsi qu'à toutes les personnes qui nous ont soutenus tout au long de notre parcours.

Nous tenons impérativement à remercier aussi les membres du jury d'avoir pris leur temps, d'examiner notre mémoire et de nous éclairer de leurs conseils et observations.

Dédicace :

Avec tous mes sentiments de respect et avec l'expérience de ma reconnaissance, je dédie ma
remise de diplôme et ma joie

A mon paradis, la prunelle de mes yeux, la source de ma joie et mon bonheur, ma lune et le
fil d'espoir qui allume mon chemin, ma moitié Maman SELOUGHA Amel

A ce lui qui me fait une femme, ma source de vie, d'amour et d'affection, à mon support qui
était toujours à mes côtés pour me soutenir et m'encourager, à mon roi Papa SALEM

A ma sœur Nada qui sait toujours comment procurer la joie et le bonheur pour toute la famille

A mon frère Abdelhadi pour l'amour qu'il me réserve

A tous les membres de ma famille, mes tantes et mes cousines

A la Doctorante FERAGUENA Imane pour le soutien qu'elle m'a apporté et pour son
encouragement tout au long de mon travail

A mon encadreur FEKRACHE Fadila

Sans oublier mon équipe de travaille ATEK Roumaissa, BACEL Abdraouf et GHACEB

Haroun

KERKOUB AMANI



En ce moment spécial de ma vie, alors que je termine mon parcours académique en tant que spécialiste en protection des écosystèmes, je tenais à prendre un moment pour vous adresser à tous une dédicace sincère et chaleureuse. Votre soutien et votre présence tout au long de mon parcours d'études ont été d'une valeur inestimable, et je suis profondément reconnaissant de vous avoir à mes côtés.

À mes parents, BACEL Mokhtar et BOUCHEHIT Messaouda je vous suis infiniment reconnaissant pour l'amour inconditionnel que vous m'avez donné tout au long de ma vie.

Votre encouragement constant, vos encouragements inspirants et vos sacrifices pour me permettre de poursuivre mes rêves sont une source inépuisable d'inspiration pour moi. Votre soutien sans faille a été le pilier sur lequel j'ai construit mon chemin vers la réussite. Je vous remercie du fond du cœur pour tout ce que vous avez fait pour moi

À mes amis, GHACEB Haroun, KERKOUB Amani, ATEK Roumaissa, HADJAMI Sabri, MERABAT Haytem, BOUASLA Hamid, GOURDECH Rami, DJEBAILI Wadjdi, BOUHAJA Houcine, BAHDAOUI Akram, CHOUAH Zinou et HASFI Khaled vous êtes les personnes qui ont partagé les hauts et les bas de ce parcours académique avec moi. Vos encouragements, votre motivation et votre amitié m'ont soutenu lorsque les défis semblaient insurmontables. Vous avez été mes compagnons de route, mes partenaires de projet et mes confidents tout au long de cette aventure. Je suis honoré(e) d'avoir pu compter sur votre présence et votre soutien indéfectible.

A la doctorante FERAGUNA Imane, pour son soutien et son expertise tout au long de ce travail, merci.

BACEL Abdraouf



Je dédie ce travail à

L'homme de ma vie, mon exemple éternel, mon soutien moral et ma source de joie et
bonheur, qui n'a jamais cessé de me soutenir,

Mon père Abdelhamid

La lumière de mes jours, la source de mes efforts, la flamme de mon cœur a vie, maman que
j'adore : SOUAMES Mounira

Aux personnes dont j'ai bien aimé la présence dans ce jour, à tous mes frères Nawfel,
Housseem, et Fares et mes sœurs Basma et Wafa

Je dédie ce travail dont le grand plaisir leurs revient

En premier lieu pour leurs conseils, aides et encouragements.

Aux personnes qui m'ont toujours aidé et encouragé, qui étaient toujours à mes côtés, et qui
m'ont accompagné durant mon chemin d'études supérieures, mes aimables amis, collègues
d'étude, et frères de cœur, toi BACEL Raouf, SETTARA Iskander, Sohaib KAFI Haitem
Djebrouni, TINOUNA Med Lamine, BENYOUCEF Alla, KERKOUB Amani, ATEK
Roumaissa et SAYAD Amira Rayane.

Merci à tout le monde

Haroun Ghaceb 

Avec l'expression de ma reconnaissance je dédie ce modeste projet
A mes chers parents Khaled et Nadia qui n'ont jamais cessé de formuler des prières à mon
égard et à m'épauler afin que je puisse atteindre mes objectifs.

A mon frère Mohamed lamine et à mes sœurs Sana et Sarah qui m'ont toujours soutenue.

A mon adorable neveu Anis, ma source de bonheur.

A mes beaux-frères Hakim et Rabah.

A ma famille paternelle ATEK et à ma famille maternelle CHEKATT.

A mes collègues Amani, Abdraouf et Haroun avec qui j'ai pu partager ces moments
inoubliables.

A notre très chère doctorante FERAGUENA Imane qui n'a jamais cessé de nous aider durant
notre travail.

Sans oublier mon feu grand-père Ahmed ATEK que Dieu lui accorde sa miséricorde, qui
restera à jamais dans mon cœur.

ATEK Roumaissa



Table des matières

Liste des figures :	
Liste des tableaux :	
Introduction :	1
1. Les éléments traces métalliques dans le sol	3
1.1 Les métaux lourds	3
1.2 Les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETM)	3
1.3 Comportement des ETM dans les sols	4
1.3.1 La mobilité	4
1.3.2 La migration	4
1.4 Drainage minier acide (DMA)	5
1.4.1 Formation du Drainage Minier Acide (DMA)	5
1.4.2 Réactions stœchiométriques du DMA	6
2. Matériel et méthodes	8
2.1 Matériel	8
2.1.1 Présentation de la région de Sidi Kamar	8
2.1.2 Oued Essouk	9
2.2 Méthodes	9
2.2.1 Echantillonnage	9
2.2.2 Techniques d'analyses	10
2.2.2.1 Le potentiel hydrogène (pH)	10
2.2.2.2 La Conductivité Electrique (CE)	11
2.2.2.3 Calcaire total	12
2.2.2.4 Granulométrie	13
2.2.2.5 Matière organique	14
2.2.2.6 L'Azote Totale (N)	15
2.2.2.7 Phosphore Total (P)	16
2.2.2.8 Dosage des métaux lourds	16
2.2.3 Estimation de l'intensité de la contamination	17
2.2.3.1 Index de géo-accumulation (I _{géo})	18
2.2.3.2 Calcul du facteur d'enrichissement (FE)	18
2.2.3.3 Facteur de Contamination (FC)	19

3. Résultats et discussion :	20
3.1 Le potentiel hydrogène (pH).....	20
3.2 Conductivité électrique (CE)	20
3.3 Calcaire total.....	21
3.4 Granulométrie	22
3.5 Matière organique.....	23
3.6 L'Azote Totale.....	23
3.7 Phosphore total	24
3.8 Dosage des métaux	25
3.8.1 Le zinc	25
3.8.2 Le plomb	25
3.8.3 Le fer	25
3.9 Estimation de l'intensité de la contamination.....	26
3.9.1 Index de géo-accumulation (I _{géo}).....	26
3.9.2 Facteur d'enrichissement (FE)	27
3.9.3 Facteur de Contamination (FC).....	28
Conclusion et perspectives :	29
4. Références Bibliographiques	30

Liste des figures :

Figure 1 : Drainage minier acide	5
Figure 2 : Zone d'étude	8
Figure 3 : Situation géographique de la zone d'étude.....	9
Figure 4 : Technique d'échantillonnage.....	9
Figure 5 : Multi paramètre (pH-mètre).....	11
Figure 6 : Multi Paramètre (Conductimètre).....	12
Figure 7 : Calcimètre de BERNARD	13
Figure 8 : Méthode granulométrique	14
Figure 9 : Détermination de la matière organique.....	15
Figure 10 : Appareil de dosage d'azote (Kjeldahl)	16
Figure 11 : Spectrophotomètre (UV-VIS).....	17
Figure 12 : Variation spatiale des valeurs pH	20
Figure 13 : Les variations spatiales des valeurs de conductivité.....	21
Figure 14 : Les variations spatiales des valeurs de calcaire	22
Figure 15 : Diagramme de la texture des échantillons de sol.....	22
Figure 16 : Les variations spatiales des valeurs de la matière organique	23
Figure 17 : Les variations spatiales des valeurs d'azote	24
Figure 18 : Les variations spatiales des valeurs du phosphore	24
Figure 19 : Variation spatio-temporelle des métaux	26
Figure 20 : Variation de l'index de géo-accumulation.....	27
Figure 21 : Variation du facteur d'enrichissement.....	27
Figure 22 : Variation du facteur de contamination	28

Liste des tableaux :

Tableau 1: Les coordonnées géographiques des échantillons.....	10
Tableau 2: Echelle d'interprétation du pH.	10
Tableau 3: Classe de la qualité des sols	11
Tableau 4: Echelle d'appréciation du calcaire totale.	12
Tableau 5: Echelle des dimensions des particules.	14
Tableau 6: Normes d'interprétation de la matière organique	15
Tableau 7: Echelle de contamination selon Igéo.....	18
Tableau 8: Les classes d'enrichissement.....	19
Tableau 9: Classes du facteur de contamination.	19

Liste des abréviations

AL : Aluminium

As : Arsenic

CE : Conductivité électrique

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

DMA : Drainage Minier Acide

ETM : Elément Trace Métallique

ETMM : Les Eléments Traces Métalliques et Métalloïdes

FC : Facteur de Contamination

Fe : Fer

FE : Facteur d'Enrichissement

Igéo : Index de géo-accumulation

MO : Matière Organique

N : Azote totale

P : Phosphore totale

Pb : plomb

pH : potentiel d'Hydrogène

SAA : Spectrométrie d'absorption atomique

Sb : antimoine

SI : Silice

Zn : Zinc

Résumé

La pollution des sols par les métaux lourds est due aux activités humaines. Cette étude vise à déterminer les différents niveaux de contamination en métaux lourds des sols de la mine abandonnée de Sidi Kamar (Skikda) et l'impact du drainage minier acide sur les paramètres physico-chimiques du sol. L'échantillonnage a été réalisé sur la couche supérieure (0-30 cm) du sol non végétalisé. Les analyses physico-chimiques (pH, conductivité, matière organique, granulométrie, calcaire, phosphore, l'azote total et le dosage des métaux lourds) ont été réalisées au niveau de différents laboratoires.

Nos résultats montrent que la zone minière d'Oued Souk est légèrement contaminée par le Zn, le Pb et le Fe. Cependant les paramètres physicochimiques du sol ne dépassent pas excessivement les normes internationales.

Mots clés : Sol, contamination, métaux lourds, drainage minier acide, Sidi kamar.

Abstract

Soil pollution by heavy metals is the result of human activities. This study aims to determine the different levels of heavy metals contamination in the soil of the abandoned Sidi Kamar mine of (Skikda) and the impact of acid mine drainage on the physicochemical parameters of the soil. Sampling has been done on the upper layer (0-30 cm) of the unvegetated soil. Physicochemical analyses (pH, conductivity, organic matter, particle size, limestone, phosphorus, total nitrogen, and heavy metal analysis) were done in different laboratories. Our results shows that the mining area of Oued Souk is slightly contaminated by zinc, lead and iron. However the physicochemical parameters of the soil do not excessively exceed the international standards.

Keywords: Soil, contamination, heavy metals, acid mine drainage, Sidi Kamar.

المخلص

تلوث التربة بالمعادن الثقيلة نتيجة الأنشطة البشرية. تهدف هذه الدراسة إلى تحديد مستويات التلوث المختلفة بالمعادن الثقيلة في التربة في منجم سيدي كمبر (سكيدة) المهجور، وتقييم تأثير المعادن وتأثير تصريف حمض التعدين على المعايير الفيزيوكيميائية للتربة. تم أخذ العينات من الطبقة العلوية (0-30 سم) من التربة غير مغطاة بالنباتات وتم إجراء التحاليل الفيزيوكيميائية (الحموضة، الكهربية، المادة العضوية، التجزئة الحبيبية، الكلس، الفوسفور، النيتروجين الكلي وتحليل المعادن الثقيلة) على مستوى مختبرات مختلفة.

تظهر نتائجنا أن المنطقة المعدنية ملوثة إلى حد ما بالزنك والرصاص والحديد، بينما المعايير الفيزيوكيميائية للتربة لا تتجاوز بشكل مفرط المعايير الدولية.

الكلمات المفتاحية: تربة، تلوث، معادن ثقيلة، تصريف حمض التعدين، سيدي كمبر

Introduction

Introduction

Le sol est une ressource fondamentale qui supporte la croissance des plantes et assure ainsi la production primaire dont dépend directement la population humaine, c'est un milieu vivant et fragile qui abrite d'intenses échanges et transformations biologiques et physico-chimiques. Il est à ce titre une interface biologique et géochimique déterminante dans le maintien du fonctionnement des écosystèmes (Robert, 1996).

La pollution des sols par les métaux lourds résulte des conséquences cumulées de diverses activités humaines, cette pollution se fait sous forme de rejets directs à partir des sites producteurs, ou bien par des retombées atmosphériques après la dispersion des éléments dans l'atmosphère. Le sol est un support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment, il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur et filtre des pollutions (Robert & Just, 1999)

Les métaux et les métalloïdes sont présents naturellement dans les sols. Le développement de l'activité industrielle (industries métallurgiques et chimiques) et de l'activité agricole (pesticides, engrais, ...) depuis le siècle dernier a entraîné des apports parfois intensifs de ces éléments qui deviennent des polluants pour l'environnement. Même à faibles concentrations, ils peuvent constituer un sérieux problème de santé publique du fait de leur toxicité et de leur caractère bio-accumulatif (Sterckeman, et al., 2008).

En effet, la concentration des Eléments Traces Métalliques (ETM) varie selon la profondeur, en raison de leur très forte liaison avec les différentes phases solides du sol. Les microéléments issus d'apports extérieurs vont s'accumuler en surface, leur concentration va donc décroître avec la profondeur et marquer (Juste, et al., 1995).

Si la connaissance des teneurs totales en métaux lourds contenus dans un sol constitue une étape indispensable à l'évaluation de l'importance de la contamination, ce sont davantage les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux (spéciation) ainsi que les conditions physico-chimiques du milieu qui permettent d'appréhender le risque de ces polluants pour l'environnement et pour l'homme (Baba Ahmed, 2012).

Les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de la concentration en métaux lourds, leur accumulation peut avoir des impacts néfastes sur l'environnement, avec un risque de contamination des sols, des eaux de surfaces et des eaux souterraines. Cette accumulation dans l'environnement est liée à leur utilisation comme matières premières pour nombreux produits industriels ou comme catalyseurs chimiques (Crosinier, 1999).

Introduction

Dans ce présent travail nous nous sommes intéressés à évaluer le risque d'une contamination de sol due aux éléments traces métalliques (Fe, Zn et Pb), d'une ancienne mine abandonnée située au Nord-est algérien c'est la mine de Sidi Kamar.

Les objectifs de ce travail visent à évaluer le taux des ETMs (Fe, Zn, Pb) dans les sols étudiés, et les taux de modifications des caractéristiques du sol lié à cette contamination. Il a pour but de faire le point sur l'état actuel des différents rejets miniers et leurs impacts sur le sol.

Ce présent document est articulé en trois chapitres :

- Le premier chapitre : constitue la partie de synthèse bibliographique qui présente un état des connaissances relatives à la problématique de recherche scientifique envisagée.
- Le deuxième chapitre : à un axe sur la connaissance des conditions pédologiques de la zone d'étude avec une présentation du site d'échantillonnage ainsi que les méthodes opératoires adoptées pour la réalisation de ce travail.
- Le troisième chapitre : est consacré à la présentation des résultats, interprétation et discussion des résultats obtenus pour les différents paramètres analysés.

Chapitre I : Les Eléments
Traces Métalliques dans le sol

1. Les métaux lourds

Le terme « métaux lourds » est un mot ambigu et dont la définition varie d'une source à l'autre, jusqu'à présent il n'existe pas de définition générale mais selon (Nies, 1999), ils peuvent être définis comme : Tout métal ayant une densité supérieure à 5g/cm^3 , ayant un numéro atomique élevé supérieur à celui du Sodium ($Z=11$) et pouvant être toxique pour les systèmes biologiques (Bendjama, 2007).

Le terme « élément trace métallique » (ETM) est aussi utilisé pour décrire les métaux lourds car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker & Walker, 1990).

1.1 Les éléments traces métalliques et métalloïdes (ETM)

Il existe 80 éléments traces qui sont des éléments chimiques constituants de la croûte terrestre continentale. Leur concentration est très faible, inférieure à 0.1 %, et ils ne représentent dans leur ensemble que 0,6 % de la composition de la croûte terrestre (Baize, 1997). En terme de comparaison, les éléments majeurs, au nombre de 12, interviennent pour 99,4 % comme le fer (Fe), l'aluminium (Al) ou la silice (Si). On parle « d'éléments traces métalliques » (ETM) lorsque les éléments traces sont des métaux de toxicité reconnue, par exemple le zinc (Zn), le nickel (Ni), le cuivre (Cu), le plomb (Pb) ou encore le chrome (Cr). De même, les métalloïdes tels que l'arsenic (As) et l'antimoine (Sb), qui présentent des propriétés physiques et chimiques intermédiaires entre un métal et un non-métal, sont présents en traces dans la croûte terrestre et peuvent être considérés comme toxique en fonction de leur concentration. Bien que certains soient indispensables à différents processus biologiques et reconnus comme oligo-éléments, notamment chez les végétaux et animaux, ils sont tous potentiellement polluants (Charbonnier, 2014).

D'une part, la présence des éléments traces résulte de processus naturels, la composition chimique initiale dans les sols étant héritée en grande partie de l'altération de la roche mère. D'autre part, les apports peuvent être anthropiques, provenant des activités industrielles, minières, agricoles, de retraitement des déchets ou encore du trafic automobile (Baize, 2009).

La contamination en éléments traces métalliques (ETM) des sols constitue un problème environnemental majeur qui réside principalement dans le risque de leur transfert vers les eaux superficielles et souterraines et/ou vers la chaîne alimentaire (Schneider, 2016).

1.2 Comportement des ETM dans les sols

Le comportement des métaux dans l'environnement et leur accumulation dans les organismes vivants dépendent de l'état dans lequel ils se trouvent dans le milieu. Durant leur transport, les ETM transitent par différents compartiments présentant des caractéristiques propres très variables qui influenceront sur leur spéciation (forme chimique de l'élément). La spéciation d'un élément en solution conditionne son interaction avec les organismes vivants et donc sa toxicité (Tessier & Turner, 1995).

Les contaminants métalliques sont largement disséminés dans l'environnement, les pluies orageuses, les ruissellements en nappes ainsi que les vents violents constituent les vecteurs efficaces de la dispersion des résidus miniers (El hachimi, 2013).

1.2.1 La mobilité

La mobilité est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment où il est retenu avec une certaine énergie dans un autre, où il est retenu avec une moindre énergie. On parle de potentiel de transfert. De plus, les ETM présents dans la solution du sol peuvent subir un transfert vers les organismes vivants (faune, flore, micro-organismes), on parle de biodisponibilité. Cela concerne aussi bien les éléments nutritifs, les oligo-éléments que les autres métaux potentiellement toxiques (Baize, 2009).

La biodisponibilité d'un élément est dépendante de la spéciation chimique de l'élément en solution qui conditionne son interaction avec les organismes vivants et donc sa toxicité. Les ETM peuvent être présents sous différents états de valence, leur toxicité potentielle est intimement liée aux variations de la forme chimique dépendante des conditions physico-chimiques du sol. Le pH est un facteur important dans le comportement des ETMs dans les sols, notamment dans leur mobilité et leur biodisponibilité. Un pH acide a tendance à favoriser la solubilité de la plupart des ETMs et accroît leur biodisponibilité tandis qu'à l'inverse un pH basique a tendance à diminuer leur mobilité. Ceci dépend de la nature des ions et du potentiel redox (Charbonnier, 2014).

1.2.2 La migration

La migration des ETMs présents dans la solution du sol sera en fonction des propriétés physiques des horizons (perméabilité, structure,...) (Charbonnier, 2014). Le sol étant caractérisé et organisé par une succession d'horizons aux caractéristiques pédologiques et hydrodynamiques différentes, les éléments traces vont être mobilisés ou immobilisés dans chacun des horizons lors du transfert de l'eau dans le sol.

La migration des ETMM est donc contrôlée par plusieurs facteurs :

- De l'élément lui-même ;
- Des caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, potentiel redox) ;
- Des propriétés intrinsèques de chaque horizon (texture, structure, cohésion...) ;
- Des flux d'eau et de leur dynamique (Dère , 2006).

Donc les ETM issus des résidus miniers constituent une source importante de pollution dans la mesure où, riche en sulfures, génèrent des effluents acides qui peuvent être chargés en métaux, ces effluents sont appelés le drainage minier acide. (Itard & Bosc, 2001).

1.3 Drainage minier acide (DMA)

Le DMA se définit par un déroulement d'eau acide contenant des métaux lourds dissous et résultant de l'oxydation naturelle des stériles, du minerai ou des résidus miniers exposés à l'air et à l'eau. Généralement, le DMA se caractérise par un pH faible, une haute conductivité, la présence d'un acide minéral tel que l'acide sulfurique (H_2SO_4), des concentrations élevées en fer, en aluminium et en manganèse, ainsi qu'une concentration élevée en métaux lourds (cuivre et zinc) et autres éléments toxiques pouvant contaminer gravement les sols et les eaux souterraines. Habituellement, le phénomène est engendré par l'oxydation des minéraux sulfurés (Pelletier-Allard, 2014).



Figure 1 : Drainage minier acide

1.3.1 Formation du Drainage Minier Acide (DMA)

Le DMA se forme lorsque les sulfures sont exposés à de l'eau ou une atmosphère humide et un oxydant, en particulier l'oxygène de l'atmosphère ou par des sources chimiques.

Le DMA est souvent, mais pas exclusivement associé aux roches contenant du fer puisque les sulfures de fer sont les plus commun, mais d'autres minéraux de sulfures métalliques peuvent

Chapitre I : Les Eléments Traces Métalliques dans le sol

aussi le produire. Lors de l'exposition à des conditions oxydantes, les sulfures forment du DMA riche en sulfates (Akcil & Koldas, 2006). Le DMA se formera lorsque les critères suivants seront présents dans l'environnement :

- L'oxydation des sulfates de fer,
- L'oxydation du fer ferreux,
- L'hydrolyse du fer ferrique,
- L'oxydation amplifiée des ions sulfatés ferriques (Kalin, et al., 2006).

A la suite de l'oxydation d'un minéral de sulfure, l'acide résultant sera immédiatement balayé par l'eau ruisselant sur la roche. Cependant, si l'eau est statique, le DMA peut s'accumuler dans la roche, ou il s'écoulera à la longue et pourra rencontrer un minéral avide d'acide. La neutralisation résultante enlèvera une partie de l'acidité et du fer de la solution en plus de neutraliser le pH (Akcil & Koldas, 2006).

L'oxydation de la pyrite (FeSO_2) génère de l'acide sulfurique réduisant le pH du DMA. Généralement, le pH descend à des valeurs en dessous de 4, ce qui provoque la dissolution de métaux toxiques (Charbonnier, 2014) et (Akcil & Koldas, 2006). Cette contamination métallique dépend du type et de la quantité de sulfure oxydé, ainsi que du type de minéraux présents dans la roche. Plusieurs réactions surviennent pour obtenir la formation de DMA (Charbonnier, 2014).

1.3.2 Réactions stœchiométriques du DMA

Les réactions de production de DMA peuvent être illustrées par l'examen de l'oxydation de la pyrite (FeS_2), l'un des minerais sulfurés les plus connus (Akcil & Koldas, 2006) et (Charbonnier, 2014).

- La première réaction chimique consiste à l'oxydation de la pyrite par l'oxydant, l'oxygène (O_2) et l'eau (H_2O). Cette réaction libère des ions de fer ferreux (Fe^{+2}), des sulfates (SO_4^{2-}) et des ions hydrogènes (H^+). Ces derniers contribuent à l'augmentation et l'acidification du milieu.



Le Fe^{+2} , SO_4^{2-} et H^+ augmentent la teneur totale en solides dissous et diminuent le pH de l'eau à moins que la solution soit neutralisée. En fonction du caractère oxydant du milieu déterminé par la concentration en oxygène, le pH inférieur à 4,0 et l'activité bactérienne, la majorité du fer ferreux s'oxyde en fer ferrique (Fe^{+3}) (Akcil & Koldas, 2006) (Charbonnier, 2014).

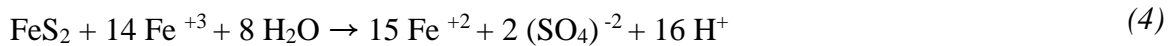
Chapitre I : Les Eléments Traces Métalliques dans le sol



L'hydrolyse de Fe^{+3} sera complète si la valeur de pH se situe sous un pH de 4.0 (Weber, et al., 2005). Entre un pH de 2,3 et 3,5, le Fe^{+3} se précipite sous forme d'hydroxyde ferrique ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) et peut aussi se cristalliser en jarosite, laissant peu de Fe^{+3} en solution tout en réduisant simultanément le pH (Akcil & Koldas, 2006). Lorsque les valeurs de pH se situent sous 3,5, la réaction de Fe^{+2} à Fe^{+3} est ralentie et la contribution des bactéries acidophiles devient importante. Puisque les bactéries augmentent le rythme de production de Fe^{+3} . L'oxydation de la pyrite se fait de plus en plus rapidement tout en permettant d'augmenter la régénération de Fe^{+2} (Mylona, et al., 2000).



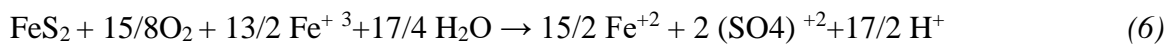
Ainsi, le Fe^{+3} de la deuxième équation qui ne se précipitera pas à la troisième équation oxydera davantage de pyrite si le pH demeure sous 4.0 (Akcil & Koldas, 2006). C'est cette réaction qui permet au DMA d'avoir un cycle perpétuel puisque l'oxydation des sulfures produit du Fe^{+3} et que ce dernier génère à son tour l'oxydation d'autres sulfures (Mylona, et al., 2000) et (Melanson, 2006).



D'une part, en se basant sur la première et la troisième réaction simplifiée, la génération de l'acide qui produit du fer qui précipite par la suite sous forme de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ se représente par l'équation suivante (Akcil & Koldas, 2006) et (Melanson, 2006).



D'autre part, la combinaison des équations 1 et 3 pour le fer ferrique stable oxydant la pyrite supplémentaire peut être représentée par une équation globale (Akcil & Koldas, 2006).



Les réactions ci-dessus, à l'exception de la deuxième et troisième équation, supposent que la matière oxydée est de la pyrite et que l'oxydant est l'oxygène.

*Chapitre II : Matériel
et Méthodes*

1. Matériel et méthodes :

1.1 Matériel

1.1.1 Présentation de la région de Sidi Kamar

Cette étude a été réalisée dans la mine abandonnée de Plomb et Zinc, précisément située à Sidi Kamar dans la région d'Oum Toub Nord Est de l'Algérie, elle est située près de la côte méditerranéenne de l'Algérie à environ 36 km à l'Ouest de Skikda (Chaguer, 2013).

En général, le climat de la région est de type méditerranéen semi-aride, caractérisé par des hivers humides et des pluies torrentielles et des étés secs (Boukhalifa, 2007).

La mine de Sidi Kamar possède une longue histoire minière qui commence à l'époque romaine. Elle fût exploitée par les romains timidement et n'est redécouverte et réactivée qu'en période coloniale en 1879 et dont l'exploitation moderne débuta en 1890, puis en 1913 d'une manière régulière (Fischesser et Dupuis-Tate. 2003).

La mine de Sidi Kamar est composée de plusieurs gisements contenant de la galène (PbS). La blende (ZnS) et la baryte (Brunt, 1933). Cependant, en 1976 l'exploitation du gisement de Plomb et de Zinc est arrêtée. Seul de la baryte continua à être exploitée jusqu'à 1984 date à laquelle la mine fût fermée (Centre d'information topographique 2004).



Figure 1 : Zone d'étude

1.1.2 Oued Essouk

Le site minier est situé dans le sous-bassin versant d'Oued Essouk. C'est l'un des oueds qui alimentent le barrage de Kénitira. Les effluents provenant de la mine de Sidi Kamber pourraient affecter la qualité de l'eau du barrage de Kénitira, qui est utilisée comme alimentation en eau potable. En effet, l'eau de ce barrage est utilisée pour la boisson et l'irrigation dans la ville de Skikda (Boukhalfa et Chaguer, 2012).

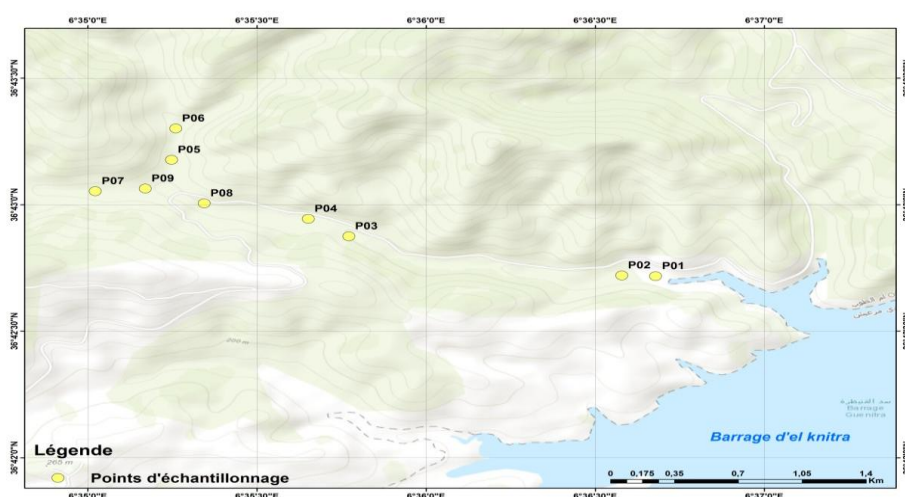


Figure 2 : Situation géographique des stations d'étude

2. Méthodes

2.1 Echantillonnage

Neuf (9) échantillons de sol ont été prélevés sur la couche supérieure (0-30 cm) de la zone minière puis introduits dans des sacs stériles et transportés au laboratoire à 4°C. Les prélèvements ont été effectués de manière significative.



Figure 3 : Technique d'échantillonnage

Les échantillons ont été séchés à 40°C dans une étuve pendant 3 jours ensuite ils ont été broyé à l'aide d'un mortier et tamisée avec un tamis de 2 mm.

Chapitre II : Matériel et Méthodes

Tableau 1: Les coordonnées géographiques des échantillons

Echantillons	Coordonnées géographiques	
	Latitude	Longitude
1	36°42.71833'N	006°36.6785'E
2	36°42.7210'N	006°36.5784'E
3	36°42.8762'N	006°35.7713'E
4	36°42.9451'N	006°35.6514'E
5	36°43.1782'N	006°35.2469'E
6	36°43.3024'N	006°35.2596'E
7	36°43.0538'N	006°35.0218'E
8	36°43.0058'N	006°35.3434'E
9	36°43.0643'N	006°35.1664'E

2.2 Techniques d'analyses

2.2.1 Le potentiel hydrogène (pH) :

Le pH est un mode d'expression de la concentration en ions H⁺ d'un liquide. Il s'exprime selon une échelle de 0 à 14 (Baize, 2000).

Le pH est mesuré à l'aide d'un pH mètre. Dans une suspension de sol et d'eau distillée, un rapport eau/terre est de 1/1 c'est-à-dire qu'à 10 g de terre (< 2 mm) on ajoute 10 ml d'eau distillé. Une agitation de 15min et un repos de 10 min (Mathieu et Francoise, 2003).

Les valeurs d'interprétation du pH sont résumées dans le tableau ci-dessous.

Tableau 2: Echelle d'interprétation du pH (Baize, 2000).

pH	< 3.5	3.5 - 4.2	4.2 - 5.0	5.0-6.5	6.5 - 7.5	7.5 - 8.7	> 8.7
Appréciations	Hyper-acide	Très acide	Acide	Peu acide	Neutre	Basique	Très basique

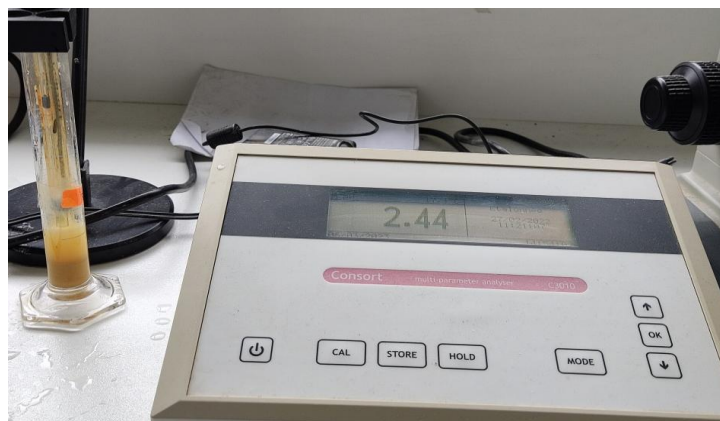


Figure 4 : Multi Paramètre (pH-mètre)

2.2.2 La Conductivité Electrique (CE $\mu\text{S}/\text{cm}$)

La conductivité électrique définit la quantité totale en sels soluble correspondant à la salinité totale du sol. Elle dépend de la teneur et de la nature de sel soluble présent dans ce sol. (Benahmed, 2017).

La mesure est effectuée sur le surnageant qui est obtenu après agitation de 10 g de sol avec 50 ml d'eau distillée pendant 30 min et un repos de 10 min.

Tableau 3: Classe de la qualité des sols (Durand, 1983)

Classes	CE $\mu\text{S} / \text{cm}$	Qualité des sols	Effet sur le rendement
Classe I	0 à 500	Non salé	Négligeable
Classe II	500 à 1000	Légèrement salé	Diminution du rendement de cultures très sensible au sel
Classe III	1000 à 2000	Salé	Diminution des rendements de la plus part des cultures
Classe IV	2000 à 4000	Très salé	Seules cultures résistantes donnent un rendement satisfaisant
Classe V	Plus de 4000	Extrêmement salé	Seules quelques cultures donnent des rendements satisfaisant



Figure 5 : Conductimètre (Multi Paramètre)

2.2.3 Calcaire total

C'est l'ensemble du calcaire du sol représenté sous toutes dimensions (tailles). Sa quantité dans le sol peut être déterminée après sa dissolution par un acide moyennement concentré.

Pour interpréter les résultats des analyses obtenus nous utilisons l'échelle d'appréciation dans le tableau ci-dessous (Baize, 2000).

Tableau 4: Echelle d'appréciation du calcaire totale.

Taux de calcaire	< 1%	1 – 5%	5 – 25%	25 – 50%	50 – 80%	> 80%
Appréciation	Non calcaire	Peu calcaire	Modérément calcaire	Fortement calcaire	Très fortement calcaire	Excessivement calcaire

Le plus souvent la valeur du calcaire total est déterminée par « Le Calcimétrie de BERNARD ». C'est-à-dire par mesure du volume de CO₂ dégagé suite à l'action d'un excès d'acide chlorhydrique sur un poids connu d'échantillon.



L'analyse est réalisée comme suit :

- Préparation de la solution : 29 ml d'acide chlorhydrique mélangé avec 29 ml d'eau distillée.
- Préparation du témoin : mélanger 0.3 g de CaCO₃ avec 5 ml de la solution préparée auparavant.
- Préparation de l'échantillon : 1 g de sol et mélangé avec 5 ml de la solution, la mesure est réalisée avec la calcimètre de BERNARD (Mathieu et Françoise, 2003).

Pour le calcul :

On estime V_0 et $V(\text{CaCO}_3)$:

$$V_0 = 0$$

$$V(\text{CaCO}_3) = 53 \text{ ml}$$

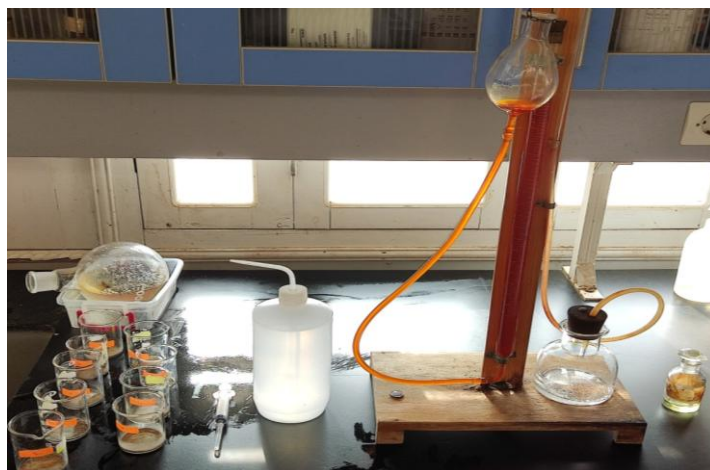


Figure 6 : Calcimètre de BERNARD

2.2.4 Granulométrie

L'analyse granulométrique est un des moyens classiques de l'étude des sols, elle permet de définir la texture qui conditionne à son tour en partie les propriétés physicochimiques du sol (Zaoui, 2017). La texture du sol est la réflexion de la proportion des particules de sable de limon et d'argile qui s'y trouvent. Ces proportions déterminent la grosseur des pores ou des espaces entre les particules du sol et d'air et dans une large mesure, la capacité à retenir l'humidité et les éléments nutritifs. Ces particules du sol sont classées en trois catégories : Sable (la plus grosse), Limon et Argile (les plus petites) :

- Peser 10 g de sol dans des bouteilles en verre borosilicaté. Et rajouter 50 ml d'eau oxygénée. Laisser reposer le mélange une nuit.
- Déposer les bouteilles dans un bain de sable à 85° sous hotte pour l'évaporation rajouter chaque jours quelques gouttes d'eau oxygénée au fur et à mesure afin d'éliminer la mousse.
- Après une semaine rajouter 25 ml d'hexa-méta phosphate de sodium et ajuster jusqu'à 300 ml avec l'eau distillée. Laisser agiter les bouteilles sur un agitateur à mouvement orbital pendant 2h.
- Ensuite, verser la solution dans une éprouvette. Ajuster avec l'eau distillée jusqu'à atteindre 1L et laisser reposer une nuit.

Chapitre II : Matériel et Méthodes

- A l'aide de perfuseurs on transfère 50 ml de la solution dans des béchers et on les place dans une étuve à 105°C pendant 24h. Retirer les béchers de l'étuve et les placer dans un dessiccateur afin de les refroidir pour les peser par la suite.
- A la fin on met 950 ml de la solution préparée dans des capsules. Et on les place dans une étuve à 105° pendant 24 h, les laisser refroidir dans un dessiccateur pour les peser ensuite à l'aide d'une balance de précision.

Pour interpréter les résultats obtenus nous utilisons l'échelle des dimensions des particules dans le schéma ci-dessous (Baize, 2000).

Tableau 5: Echelle des dimensions des particules (Baize, 2000).

en μm ←		<div style="display: flex; justify-content: space-between; width: 100%;"> 2 20 50 100 200 500 1000 2000 </div>										→	
en mm ←		<div style="display: flex; justify-content: space-between; width: 100%;"> 0,05 0,1 0,2 0,5 1 2 </div>										→	
A	LF	LG	SF ₁	SF ₂	SG ₁	SG ₂	SG ₃				EG		
A Argile	LF Limon fins	LG Limon grossiers	SF Sables fins		SG Sables grossiers						EG		
A	LT = limons totaux		ST = sables totaux								EG		

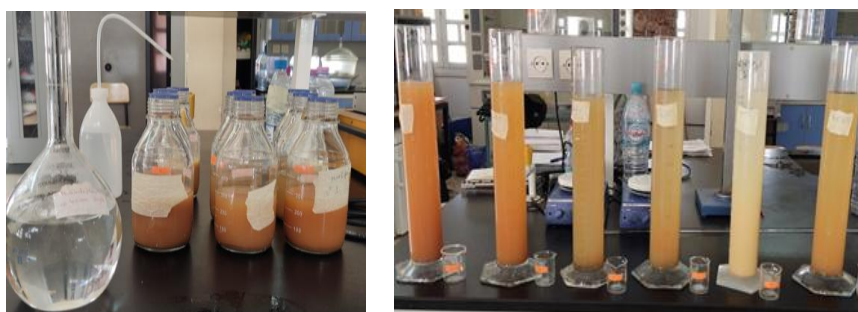


Figure 7 : Méthode granulométrique

2.2.5 Matière organique

La matière organique joue un rôle très important dans les fonctionnements physiques, chimiques et biologiques du sol. Elle améliore la cohérence des éléments structuraux, favorise la rétention en eau utile, participe au stockage réversible des éléments nutritionnels et limite le développement de certains parasites et augmente l'aération du sol.

Elle est formée essentiellement par des débris des végétaux se présentant à des stades de décomposition des déjections animales et des cellules microbiennes (Zaoui, 2017).

Le protocole de travail se présente comme suit :

Chapitre II : Matériel et Méthodes

• Méthode de calcination à 750° C

La perte au feu (P-Q) comprend le poids de la matière organique (MO) calcinée, 44% du poids de calcaire contenu dans l'échantillon et 10% du poids des argiles (Mathieu et Françoise, 2003).

Où

P : poids de la terre avant calcination

Q : poids de la terre après calcination

Par conséquent le taux de matière organique se calcule ainsi :

$$MO \% = 100 \frac{(P-Q)}{P} - \frac{\text{argiles \%}}{10} - \frac{44}{100} \text{ calcaire} \quad (2)$$

Tableau 6: Les normes d'interprétation de la matière organique (Saib et Hammadach, 2016)

Teneur en MO	Interprétation	
MO <14 ‰	Sol très pauvre en matière organique	
14‰ ≤ MO < 20 ‰	Sol pauvre en matière organique	
20 ‰ ≤ MO < 30 ‰	Argile < 22%	Sol bien pourvu en matière organique
	22% < ARG < 30% ou teneur en argile inconnue	Sol moyennement pourvu en matière organique
	Argile > 30%	Sol pauvre en matière organique
30‰ ≤ MO < 40 ‰	Sol bien pourvu en matière organique	
MO ≥ 40 ‰	Teneur élevée en matière organique	



Figure 8 : Détermination de la matière organique

2.2.6 L'Azote Totale (N)

L'azote total d'un sol constitue les réserves globales d'azote contenu dans l'humus dont la rapidité de mobilisation (par minéralisation) est très variable suivant le type d'humus (Baize,

2000). L'Azote totale est l'azote organique et minéral contenu dans le sol. Ce paramètre se mesure par la minéralisation oxydative dans les échantillons de sol à 100°C.



Figure 9 : Appareil de dosage d'azote (Kjeldahl)

2.2.7 Phosphore Total (P)

C'est l'ensemble de toutes les formes de phosphore présentes dans un échantillon de sol, qu'elles soient minérales ou organique (Baize, 2000). Les ions ortho-phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium pour donner de l'acide phosphomolybdique, réaction chimique conforme aux méthodes normées (DIN EN ISO 6878-D11).

2.2.8 Dosage des métaux lourds

Le dosage des métaux a été effectué au niveau du Laboratoire Horizon Analyse du Sol et des Eaux à Annaba.

2.2.8.1 Le Zinc (Zn)

Le zinc est une substance très commune qui est présente naturellement dans l'air, l'eau et le sol mais en concentration raisonnable.

A pH 8.5–9.5 les ions zinc forment avec le Zincon un complexe bleu. Les échantillons acides, alcalins et tamponnés doivent être ajustés à pH 9 avant la détermination.

2.2.8.2 Le Fer (Fe)

C'est un Métal gris le fer possède plusieurs formes allotropiques selon la pression et la température, Ce métal ferromagnétique possède une dureté entre 4 et 5 selon l'échelle de Mohs (Zeggai, 2020). Les ions fer (II) donnent par réaction avec une dérive de la Triazine une coloration violette. Les ions fer (III) sont réduits et ainsi déterminés.

2.2.8.3 Le plomb (Pb)

Le plomb est un élément présent dans au moins 240 minéraux naturels (sulfites, sulfates, carbonates, oxydes, hydroxydes et phosphates) La galène (PbS) est la principale minérale source de plomb, suivi par la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄) Les composés de plomb sont souvent associés à des minéraux composés de zinc, de cadmium, d'argent et de cuivre (Laperche et al. 2004, Pichard, 2003).

Les ions plomb (II) forment avec la Dithizone a pH 7-9 en présence de cyanure un dithizonate de plomb primaire qui extrait par du tétrachlorure de carbone (tétrachlorométhane) donne une coloration rose-rouge très sensible.



Figure 10 : Spectrophotomètre (UV-VIS)

2.2.9 Estimation de l'intensité de la contamination

L'intensité de la contamination de sol par les métaux traces peut être évaluée à partir de deux indices à savoir : le facteur d'enrichissement et l'index de géo accumulation. Leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs de référence telles que les moyennes des teneurs en éléments de la croûte terrestre.

2.2.9.1 Index de géo-accumulation (I_{géo})

L'indice de géo-accumulation est pour évaluer l'intensité de la pollution métallique. Cet index de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique (Müller 1981) :

$$I_{\text{géo}} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5 \times B_n} \right) \quad (3)$$

Où

Log₂ : logarithme de base 2

n : élément considéré

Chapitre II : Matériel et Méthodes

C : concentration mesuré dans l'échantillon

B : fond géochimique

1.5 : facteur d'exagération du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les fluctuations naturelles du fond géochimique.

En outre, (Müller, 1981) a défini une échelle de valeurs avec six classes en fonction de l'intensité de la pollution. Cette échelle stipule que :

Tableau 7: Echelle de contamination selon Igéo

Igéo	Classe	Degré de contamination
0-1	1	Sans a légère contamination
1-2	2	Contamination modérée.
2-3	3	Contamination modérée à forte.
3-4	4	Forte contamination.
4-5	5	Forte à extrême contamination.
> 5	6	Une contamination extrême

2.2.9.2 Calcul du facteur d'enrichissement (FE)

L'enrichissement désigne une augmentation des teneurs totales, suite à des apports anthropiques, sans préjuger d'une évolution négative de la qualité du milieu (Chassin, 1996).

Le facteur d'enrichissement (FE) renseigne sur l'augmentation de la concentration d'un élément chimique dans un sédiment par rapport à une référence.

$$FE = ([M] / [Fe] \times ([Fe] / [M]) \quad (4)$$

Où

[M] : concentration de l'élément M dans l'échantillon.

[Fe] : concentration du fer dans l'échantillon.

[M] : concentration de l'élément M dans le fond géochimique.

[Fe] : concentration du fer dans le fond géochimique.

Le facteur d'enrichissement permet de définir 4 classes d'enrichissement (Sutherland, 2000)

Tableau 8: Les classes d'enrichissement (Sutherland, 2000)

Classe	Valeur	Degré d'enrichissement
1	$FE < 2$	Inexistant ou faible
2	$2 < FE < 5$	Modérée
3	$20 < FE < 40$	Très fort
4	$F > 40$	Enrichissement extrême

2.2.9.3 Facteur de Contamination (FC)

Le facteur de contamination (FC), il est défini par le rapport de la teneur d'un élément métallique donné (C_x) par rapport au fond géochimique (B_{gx}) de ce même élément métallique pris en tant que facteur normalisant. Ce facteur de contamination est calculé par la formule suivante (Hakanson 1980) :

$$FC = C_x / B_{gx} \quad (5)$$

Où :

C_x : teneur mesurée pour un élément x

B_{gx} : background pour un élément métallique x

Tableau 9: Classes du facteur de contamination (Hakanson 1980; Förstner et al. 1981).

Classe	Valeur	Contamination
1	$FC < 1$	Absent à faible
2	$1 \leq FC < 3$	Modérée
3	$3 \leq FC < 6$	Considérable
4	$6 \leq FC$	Très forte

Chapitre III :
Résultats et
Discussion

3. Résultats et discussion :

3.1 Le potentiel hydrogène (pH)

Les valeurs du pH sont comprises entre 2.4 et 7.2, ces valeurs indiquent un milieu légèrement neutre (stations 5 et 6) avec une acidité plus importante pour les autres stations cela est dû à l'oxydation des minéraux sulfurés (pyrite) qui se trouvent dans les rejets miniers.

Cette oxydation de la pyrite qui est considérée principalement responsable de la diminution du pH des sols de la mine provoque par conséquence un DMA. Le DMA est le résultat de l'exposition des résidus miniers sulfurés (la galène, la pyrite) à l'oxygène et à l'eau (Zouhair *et al.*, 2019). Les réactions d'oxydation typique de la pyrite sous l'action de l'eau et de l'oxygène générant du DMA sont présentées dans l'équation 12 et 13.

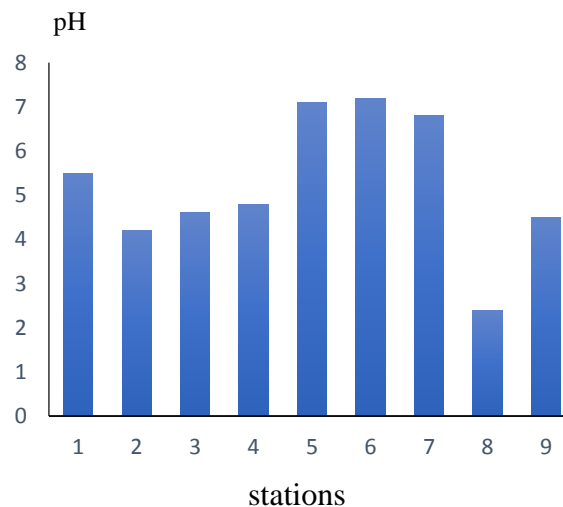
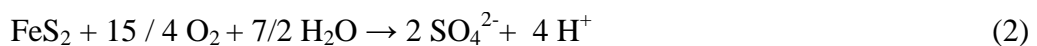
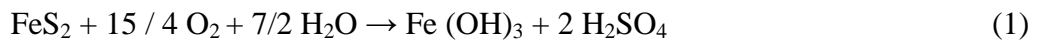


Figure 1 : Variation spatiale des valeurs pH

3.2 Conductivité électrique (CE)

Les résultats de la conductivité électrique sont représentés dans la figure (13), ils varient entre 68.2 et 1463 $\mu\text{S}/\text{cm}$ avec une moyenne de 260.51 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La valeur maximale est observée au niveau de la station S8. Selon (Durand, 1983), tous les échantillons du sol de la région d'étude sont non salés, leur conductivité électrique est inférieure à 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sauf l'échantillon de la station S8 qui est considéré salé avec une valeur de 1463 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Différents facteurs du milieu qui entraînent la dissolution des sels dans le sol peuvent interagir les uns avec les autres, ils

sont à l'origine de la variation de la conductivité électrique du sol, selon (Grisso et al, 1999) la fraction sableuse possède une faible conductivité électrique.

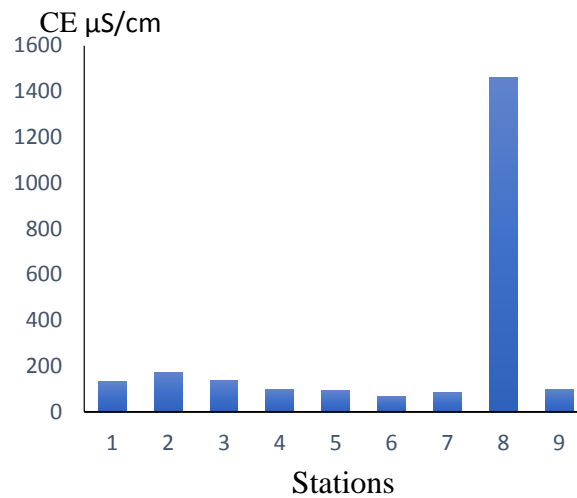


Figure 2 : les variations spatiales des valeurs de conductivité

3.3 Calcaire total

Les résultats des teneurs en calcaire total dans les différentes stations étudiées sont définis dans la figure (14). Les valeurs sont comprises entre une valeur minimale de 1.4 % dans la station S1 et une valeur maximale de 3.68% dans les stations S5 et S8 avec une moyenne de 2.86%. Selon (Baize, 1997), un sol est dit riche en calcaire lorsque sa teneur en CaCO_3 dépasse les 25%, ce qui n'est pas le cas dans notre étude. En comparant les teneurs en CaCO_3 dans les stations étudiés S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7, S8, S9 aux normes d'interprétation citées dans le tableau (4), sont inférieures à 5% donc le sol est considéré comme peu calcaire.

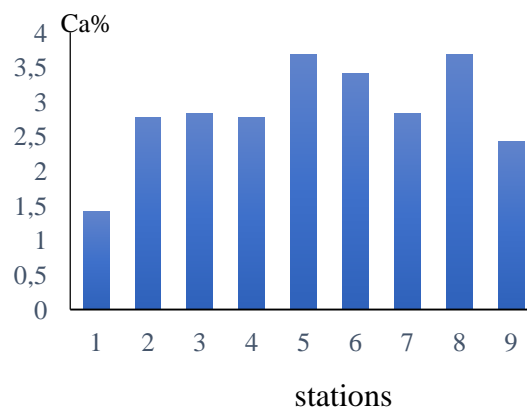


Figure 3 : Les variations spatiales des valeurs de calcaire

3.4. Granulométrie

Les résultats des analyses granulométriques qui sont représenté par une pyramide des textures dans la figure (15) montre que la majorité des stations de nos échantillons présentent une

Chapitre III : Résultats et Discussion

dominance des fractions limoneuses sableuses et sable limoneux, par rapport à la fraction limoneuse, le pourcentage d'argile est important avec une moyenne de 31.54%, la teneur maximale est enregistrée au niveau de la station S5 à 18.45%, et la valeur minimale est enregistrée au niveau de la station S9 à 1.33%. Pour le sable la teneur maximale est enregistrée au niveau de la station S9 à 82.51% et la teneur minimale est enregistrée au niveau de la station S8 à 49.55%. En effet le pourcentage du limon est négligeable par rapport aux sables et à l'argile, la teneur maximale est enregistrée au niveau de la station S8 à 34.73% et la teneur minimale au niveau de la station S4 à 5.17%. Grâce à l'analyse granulométrique on peut déterminer la distribution dimensionnelle des particules élémentaires du matériau constitutif d'un sol (Bouderhem, 2011). Dans le cas de notre étude les sols S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 sont d'une texture limoneuse sableuse et le sol S9 est d'une texture limoneuse.

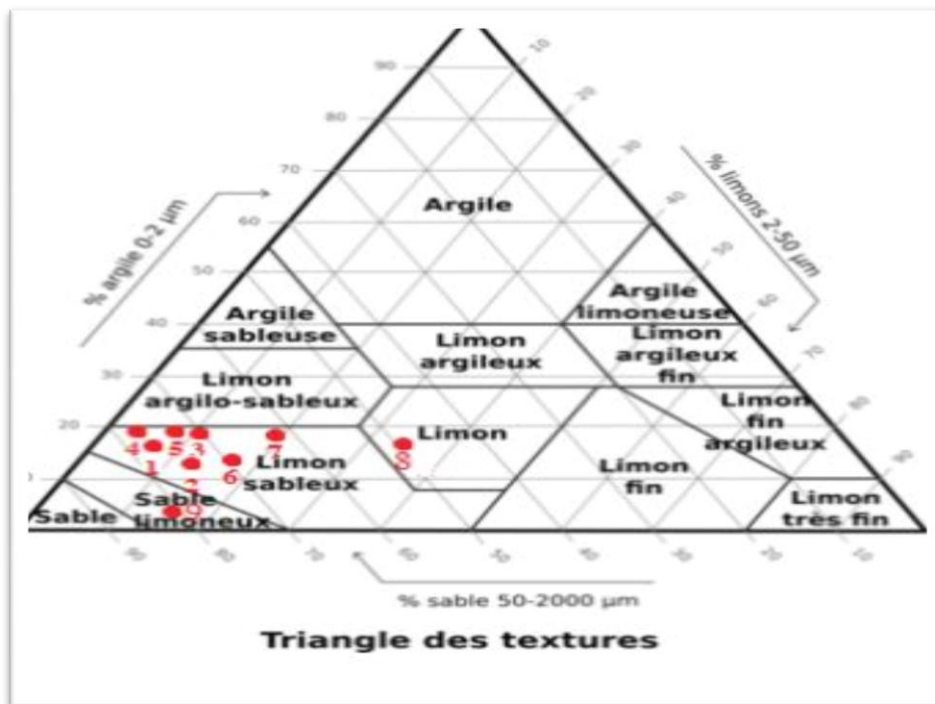


Figure 4 : Diagramme de la texture des échantillons de sol

3.4 Matière organique

La matière organique joue un rôle très important dans le fonctionnement physique, chimique et biologique du sol (Davet, 1996.)

Les résultats des teneurs en matière organique dans les différentes stations étudiées sont exprimés dans la figure (16). Ces valeurs sont comprises entre une valeur minimale de 0.10% dans la station S3 Et une valeur maximale de 38.62% dans la station S8, avec une moyenne de

5.95%. D'après les normes dans le tableau (6) nous remarquons que les valeurs de la matière organique dans les sédiments de nos stations sont inférieurs à 14% donc elles sont classées parmi les sols très pauvres en matière organique sauf la station S8 qui est classée parmi les sols bien pourvu en matière organique.

Selon (Choudhry, 1994) la matière organique dans les sols se caractérise comme argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion des molécules de petite taille qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques.

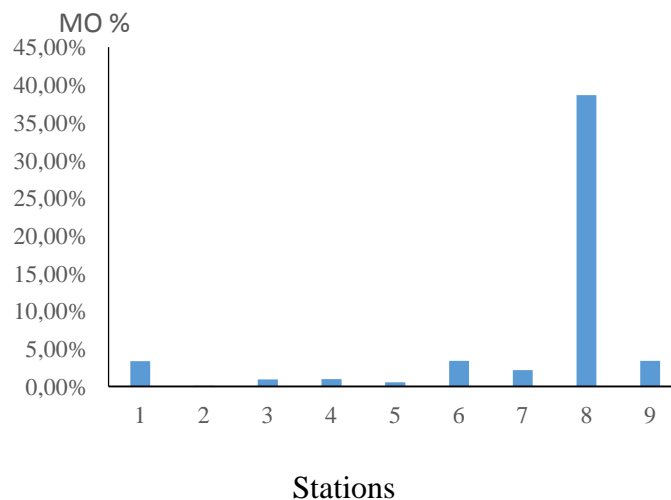


Figure 5 : Les variations spatiales des valeurs de la matière organique

3.5 L'Azote Totale

L'Azote totale est l'ensemble de toutes les formes d'azote minéral et organique présentes dans un échantillon de sol (Baize, 2000).

Les résultats en azote totale obtenue au cours de notre étude sont représentés dans la figure (17). Les teneurs en NO_3^- varient entre une valeur minimale de 63 mg/kg et une valeur maximale de 1260 mg/kg, avec une moyenne de 241.27 mg/kg.

En effet, selon (Ferrugi, 2001) la lixiviation représente l'entraînement d'éléments minéraux dissous dans l'eau du sol. Pour l'ion nitrate dit l'azote qui est très soluble dans l'eau, on parlera donc de lixiviation et non du lessivage. Cela représente l'entraînement des particules (Argiles, matière organique). Donc les teneurs en NO_3^- sont liées aux activités biologiques et à la mobilité de l'azote dans le sol sous l'effet des eaux de précipitations totales qui provoquent la lixiviation.

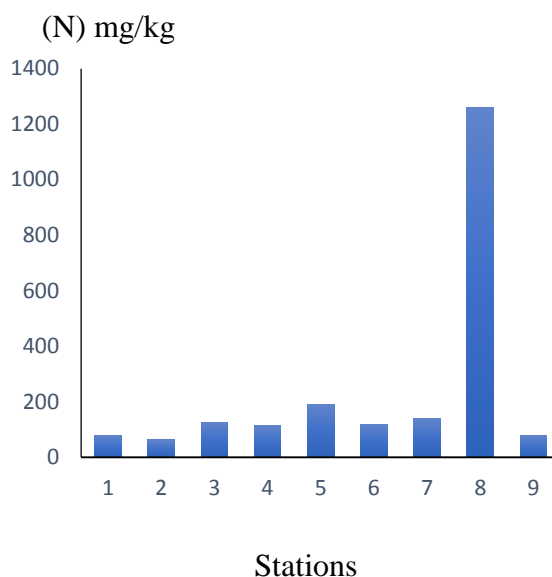


Figure 6 : Les variations spatiales des valeurs d'azote

3.6 Phosphore total

Le phosphore total c'est l'ensemble de toutes les formes de phosphore présentes dans un échantillon de sol, qu'elles soient minérales ou organiques (Baize, 2000).

Les teneurs en phosphore total varient entre une valeur maximale de 1,112 g /kg et une valeur minimale de 0.0175g/kg avec une moyenne de 0.387 g/kg.

Selon les normes de Fardeau et Conesa les teneurs totales en (P) varient entre 0.2 et 4 g/kg, pour la plus part des sols. Donc notre sol est considérée comme faible en (P).

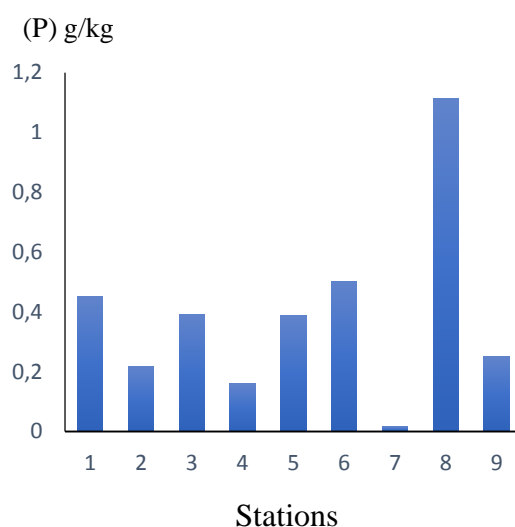


Figure 7 : les variations spatiales des valeurs du phosphore

3.7 Dosage des métaux

L'ensemble des résultats obtenus dans l'analyse des teneurs totales en Zn, Pb et Fe sont représenté sous forme d'histogramme dans la figure (19).

3.7.1 Le zinc

Les variations du zinc enregistrées durant notre étude montrent une variation spatiotemporelle. La teneur la plus élevée a été observé au niveau de la station S8 avec une concentration de 69 mg/kg. Cependant, la plus faible concentration de ce contaminant a été notée à la station S9 avec une valeur de 3 mg/kg, avec une moyenne de 23.61 mg/kg.

Ce résultat est inférieur aux moyennes obtenues par (Bowen, 1979) (90 mg/Kg) dans les sols non pollués. En effet le Zinc est un oligo-élément présent naturellement dans le sol, l'apport anthropique du Zn résulte principalement des sources minières industrielles. Les formes les plus mobiles du Zn seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et les minéraux du sol.

3.7.2 Le plomb

Le plomb est le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol (Juste et *al.*, 1995). Son comportement dépend de différents facteurs tels que sa dynamique mais également des caractéristiques pédologiques et chimiques du sol (Baize, 1997).

Les variations spatiotemporelles du plomb obtenus dans les sédiments de notre étude varient entre une valeur maximale observée au niveau de la station S8 à 38 mg/kg et une valeur minimale observée au niveau de la station S5 à 4.95 mg/kg avec une moyenne de 16.13 mg/kg. En effet, les teneurs en Pb obtenues dans notre étude sont relativement faibles.

Il ressort de nos résultats, que la teneur du sol en Pb dans les stations S1, S2, S3, S4, S5, S6, S7 et S9 ne dépasse pas la valeur limite de (35 mg/kg) (Bowen, 1979).

3.7.3 Le fer

Les valeurs du fer varient entre une valeur maximale de 272.4 mg/kg observée au niveau de la station S8, et une valeur minimale de 10,4 mg/kg observée au niveau de la station S3 avec une moyenne de 69.71 mg/kg. La concentration élevée en fer est due à l'oxydation des sulfates de Fe, l'hydrolyse du Fe^{3+} sera complète si la valeur du pH se situe sous un pH de 4, c'est le cas de la station S8 qui présente une teneur élevée du fer et un pH acide de 2.4. Lorsque les valeurs du pH se situent sous 3.5, la réaction de Fe^{2+} à Fe^{3+} est ralentie et la contribution des bactéries acidophiles devient importante puisque les bactéries augmentent le rythme de

production de Fe^{3+} . L'oxydation de la pyrite se fait de plus en plus rapidement tout en permettant d'augmenter la régénération de Fe^{2+} (Mylona et autres, 2000).

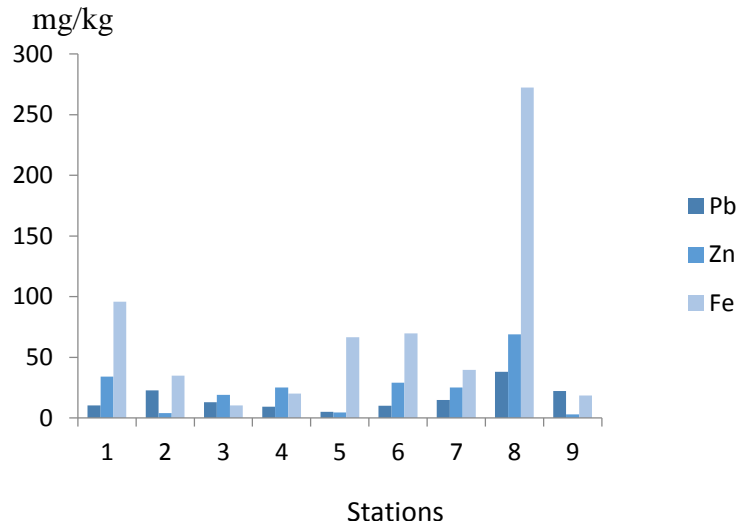


Figure 8 : Variation spatio-temporelle des métaux lourds

3.8 Estimation de l'intensité de la contamination

3.8.1 Index de géo-accumulation (I_{géo})

Les variations de l'I_{géo} des différents ETMs des sédiments de l'Oued Essouk entre les différentes stations sont présentées dans la figure (18), montre que les 9 stations des éléments traces métalliques Fe, Zn et Pb présentent des valeurs négatives ce qui prouve une absence de contamination, par contre au Plomb il se trouve une seule station qui présente une légère contamination, c'est la station S8 avec une valeur de 0.58.

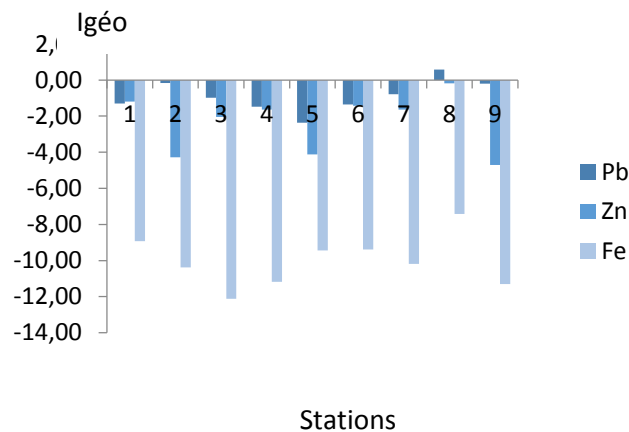


Figure 9 : variation de l'index de géo-accumulation

3.8.2 Facteur d'enrichissement (FE)

Les valeurs moyennes du facteur d'enrichissement permettent de classer les ETMs dans l'ordre suivants : Pb > Zn. Le Pb est le plus présent avec une valeur minimale de 135.6 enregistrée au niveau de la station et une valeur maximale de 2197.26 enregistrée au niveau de la station S9 avec une valeur de 888,39 UCC.

Le zinc est le moins présent avec une valeur minimale de 40.26 observé au niveau de la station S2 et une valeur maximale de 1085.26 observée dans la station S3 avec une moyenne de 335,23 UCC.

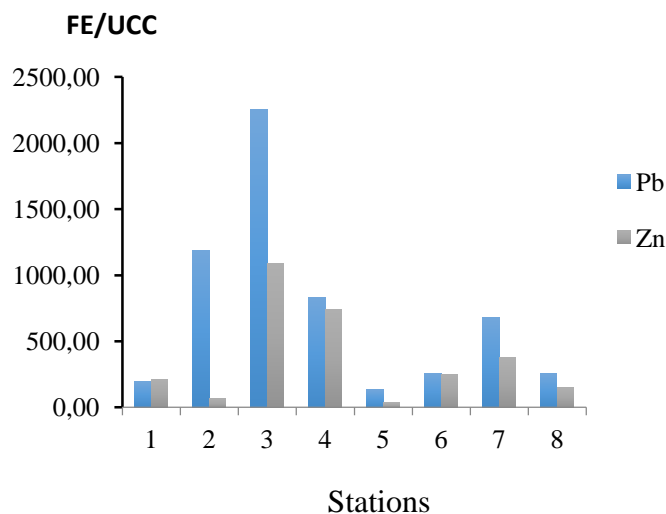


Figure 10 : Variation du facteur d'enrichissement

3.8.3 Facteur de Contamination (FC)

Selon (Hankson, 1980 et Rubio *et al.*, 2000) si le facteur de contamination est entre $1 \leq FC < 3$ la contamination est modérée, cette dernière représente le cas des stations S2, S7 et S8 pour le plomb, la station S7 pour le zinc, le reste des stations du Pb, Zn et Fe sont considérées comme non polluée, si le FC ne dépasse pas le seuil de la première classe $FC < 1$ cela indique une contamination faible voire absente.

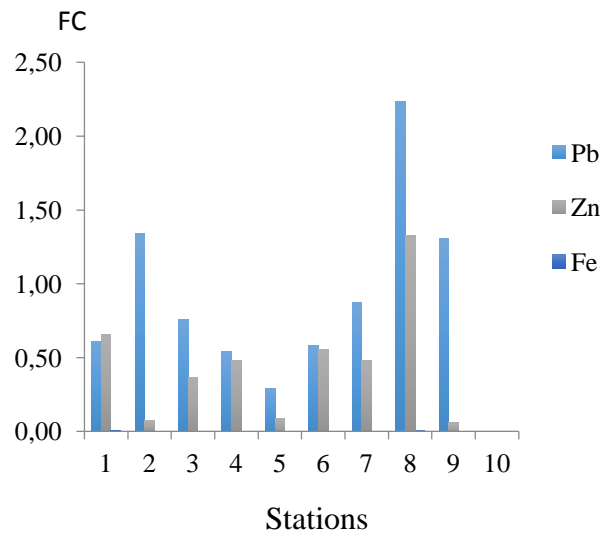


Figure 11 : Variation du facteur de contamination

Conclusion et Perspectives

Conclusion et perspectives

Cette étude nous a permis d'accéder à des connaissances fines sur le devenir des polluants métalliques (Fe, Zn et Pb) dans les sols contaminés par les rejets miniers de Sidi Kamar.

Les résultats d'analyses confirment la présence d'une légère pollution métallique dans notre zone d'étude. Le comportement des métaux lourds dans les sols dépend étroitement de la nature et de la proportion des différents composants de ces sols. En effet, la mobilité du plomb et du zinc est directement liée à leur sensibilité aux conditions physico-chimiques du milieu, notamment les variations du pH, de la teneur en matière organique et du calcaire total, qui favorisent ou inhibent la formation de complexes solubles dans le sol.

Les valeurs obtenues des analyses physicochimiques dans les 9 stations ne dépassent pas excessivement les normes internationales sauf pour la station 8 qui diffère un peu aux normes internationales avec des valeurs de (pH de 2.4), et (1463 μ S/cm de CE) (3.68% en calcaire total) ainsi que 38.62% de matière organique. Ces résultats sont dus à la présence d'un drainage minier acide bien aussi aux facteurs climatiques tels que les précipitations totales et l'érosion. Cependant pour le dosage des métaux lourds, le taux de contamination le plus élevé a été enregistré au niveau de la station 8 avec une teneur de (69 mg/kg en Zn), (38 mg/kg en Pb) et (272.4 mg/kg en Fe). On peut donc affirmer que la mobilité et la distribution du plomb, du fer et du zinc dans le sol dépendent principalement des paramètres physico-chimiques et de la composition granulométrique du sol.

En conclusion, il est possible de mettre en place une technique de dépollution afin de réduire, d'immobiliser ou d'éliminer certains métaux dans le sol, tel que la technique de phyto remédiation qui consiste à utiliser des plantes capables d'absorber, d'adsorber et d'évaporer les polluants métalliques provenant d'activités humaines.

Références bibliographiques

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques :

Akcil, A. & Koldas, S., 2006. Acid Mine Drainage (AMD) : causes, treatment and case studies. *Cleaner Production*, Issue 14, pp. 1139-1145.

Baba Ahmed, A., 2012. *Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans ses céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de hammam bougharba*. s.l.:s.n.

Baize, D., 1997. *Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France)*. Quae éd. Paris: INRA.

Baize, D., 2000. Teneurs totales en " métaux lourds " dans les sols français, résultats généraux du programme ASPITET. *Le Courrier de l'environnement*, Issue 22, pp. 39-54.

Baize, D., 2009. *Eléments traces dans le sol. Fonds géochimiques, fonds pédo-géochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles: définitions et utilités*. s.l.:INRA.

Baize, D., 2009. *Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET*. Ardon: s.n.

Baker, A. & Walker, P., 1990. Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. *Evolutionary Aspects*, pp. 155-177.

Bendjama, A., 2007. *Niveaux de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre "Tonga, Oubeira, El Mellah", du parc national d'el Kala*, Annaba: s.n.

Bouderhem A, A., 2011. *Utilisation des souches bactériennes tellurique autochtones dans la bioremédiation des sols polluent par les hydrocarbures*, Kasdi Merbah–Ouargla: s.n.

Boukhalifa, C., 2007. Heavy metals in the water and sediments of Oued Es-Souk, Algeria, ariver receiving acid effluents from an abandoned mine.. *African Journal of Aquatic Science*, Issue 32, pp. 245-249.

Bowen, H. J. M., 1979. *Environmental chemistry of the elements*. New York: Academic Press.

Brunet, R., Ferras, R. & They, H., 1993. *Les mots de la géographie, dictionnaire critique 1992 coll*. Dynamiques des territoires éd. Reims: RECLUS.

Centre d'information topographique, 2004. *Norme et catalogue de la Base de données Géospatiale (BDG)*. Ressources naturelles Canada, Géomatique. Sherbrooke: s.n.

Références Bibliographiques

- Chaguer, M., 2013. *Analyse et spéciation des métaux dans un oued en zone minière cas de l'Oued Essouk*, Constantine: s.n.
- Charbonnier, E., 2014. *Caractérisation et interprétation des teneurs naturelles en éléments traces métalliques et métalloïdes sur le territoire du SAN Ouest Provence*, Provence: s.n.
- Chassin, P., Baize, D., Cambier, P. & Stekman, T., 1996. *Les éléments traces métalliques et la qualité des Impact à moyen et à long terme Etude et gestion des sols*. s.l.:s.n.
- Choudhry T, T., 1994. Stochastic Trends and Stock Prices: An International Inquiry. *Applied Financial Economics*, Issue 4, pp. 383-390.
- Crosnier, J., 1999. *Devenir de la pollution métallique drainée par les eaux pluviales : influence du compartiment microbien et des alternances de dessiccation-réhumectation sur le transfert du zinc dans la zone non saturée du sol*. Lyon: s.n.
- Davet, P., 1996. *Vie microbienne du sol et production végétale*, Paris: INRA.
- Dère , C., 2006. *Mobilité et redistribution à long terme des éléments traces métalliques exogènes dans les sols*, Paris: s.n.
- Durand, J. H., 1983. *Les sols irrigués*. Paris: Agence de coopération culturelle et technique, presse Universitaire.
- El hachimi, M. I., 2013. Les rejets miniers de traitement : caractérisation, capacité polluante et impacts environnementaux, mine eida, mine mibladen, haute moulaya. *Déchets sciences et techniques*, Issue 63.
- Farrugia, A., 2001. *Détermination de la valeur azote d'effluents agro-industriels et urbains Conditions de l'expression de la minéralisation de l'awote organique dans les émissions d'ammoniac gazeux ..* s.l.:mémoire d'ingénieur ESA Puropan.
- Fatima, Z., 2020. *la contamination de l'eau par les métaux lourds* , s.l.: s.n.
- Fischesser, B. & Dupuis-Tate, M. F., 2003. *Rivières et paysages*. Edition de la martinière éd. Paris: s.n.
- Forstner, U. & Wittman G.T.W, G. T. W., 1981. *Metal pollution in the Aquatic Environment*. 2e éd. Berlin: Springer-Verlag.
- Grisso, R., Wysor, W. G., Holshouser, D. & Thomason, W., 1999. Precision Farming Tools : Soil Electrical Conductivity. *Virginia Polytechnic Institute and State University*, pp. 442-508.

Références Bibliographiques

Hakanson, L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach.. *Water Research*, Issue 5, pp. 975-1001.

Itard, Y. & Bosc, R., 2001. *Traitements et préventions des drainages acides provenant des résidus miniers*, France: s.n.

Juste, C. et al., 1995. *Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines*. In : *Valorisation agricole des boues d'épuration: connaitre pour agir*. s.l.:Adée.

Kalin, M., Fyson , A. & Wheeler, W. N., 2006. The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, Issue 366, pp. 395-408.

Laperche, V., Dictor, M., Closel-Leloup, B. & Baranger, P., 2004. *Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Étude réalisée dans le cadre des opérations de services publics du BRGM 2003-POLA06 et de la convention d'étude BRGM MEDD/DPPR-BRGM CV 030000012. BRGM/RP-52881*. France: s.n.

Mathieu, C. & Pieltain, F., 2003. *Analyses chimiques des sol : méthodes choisies*. Paris: TEC & DOC.

Melanson, M., 2006. *Analyse d'un système de traitement passif pour le site de la mine eustis*, Sherbrooke, Québec: s.n.

Michel, R., 1996. *Interface dans l'environnement , ressource pour le développement*. Paris: Masson.

Müller, G., 1981. Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflüsse : eine Bestandsaufnahme. . *Chemiker Zeitung*, Issue 105, pp. 157-164.

Mylona, E., Xenidis, A. & Paspaliaris, I., 2000. Inhibition of acid generation from sulphidic wastes by the addition of small amounts of limestone. *Minerals Engineering*, Issue 13, pp. 1161-1175.

Pelletier-Allard, R., 2014. *Caractérisation et neutralisation du drainage minier acide par une dolomie à haute pureté*, Sherbrooke: s.n.

Pichard, A., 2003. *Plomb et ses dérivés.*, France: Ineris.

Références Bibliographiques

Robert, M. & Just, C., 1999. *Enjeux environnementaux et industriels Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol*. Paris: s.n.

Schneider, A. R., 2016. *Comportement et mobilité des éléments traces métalliques dans des sols environnant une usine de seconde fusion du plomb*. Reims: s.n.

Sterckeman, T., Proix, N., Douay, F. & Fourier, H., 2008. Contamination des sols vers la profondeur a Noyelles Godault et Auby. Dans: *Un point sur ...les éléments traces métallique dans les sols approches fonctionnelles et spatiales*. Paris: s.n., p. 565.

Sutherland, R. A., Tolosa, C. A., Tack, F. M. G. & Verloo, M. G., 2000. Characterization of selected element concentration and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. . *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, Issue 38, pp. 428-438.

Tessier, A. & Turner, D., 1995. *Metal speciation and bioavailability in aquatic systems*. s.l.:s.n.

Weber, P., Thomas, J., Skinner, W. & Smart , R., 2005. A methodology to determine the acid-neutralization capacity of rock samples. *The canadian mineralogist*.

Zaoui, L., 2017. *Evaluation de la pollution des sols et des eaux de la plaine de Bounamousa et essais de dépollution*, Annaba: s.n.

Zeggai, 2020. *la contamination de l'eau par les métaux lourds* , Tlemcen.: 87.

Zouhri, L. et al., 2019. *Bacteriological and geochemical features of the groundwater, Morocco: kettara abandoned mine*.