



Université Abderrahmane Mira-Bejaia

Faculté de Technologie

Département des Mines et géologie

Memoire de Fin d'Etudes

En vue de l'obtention du Diplôme de Master en Mines
Option : Valorisation des Ressources Minérales

Présenté par

M^r BELKHIRI Said

M^{elle} DJEDAINI Imane

Thème

***Caractérisation et stabilisation/solidification
de lixiviat des boues résiduaires de CET Bejaia
SIDI- Boudrahem***

Soutenu le 02/ 07 /2016 devant le jury composé de:

Président: M^r AKDIM A.Ghani

Promoteur : M^r MOUSSACEB Karim

Co promotrice : M^{elle} CHRIBET DAROUICHE Mira

Examinatrice: M^{elle} BOUNAB Samia

Année Universitaire: 2015-2016

Remerciements

En préambule à ce mémoire, nous souhaitons adresser nos vifs remerciements accompagnés de toutes nos gratitude et de notre profond respect à notre promoteur Docteur K.MOUSSACEB pour son encadrement et ses précieuses aides, qui nous ont été fructueux.

Je tiens à remercier M^{elle} CHRIBET DAROUICHE

Pour son énorme soutien, son aide et surtout ses sincères conseils et ses encouragements.

Nous tenons également à remercier les membres du jury pour avoir accepté de juger notre travail.

Nos vifs remerciements vont aussi à tous les membres des laboratoires de LTMGP et tous ceux qui ont contribué à la réalisation de ce travail.

Dédicace

J'ai l'honneur de dédier ce travail :

*A vous les plus chères de ma vie, mes très chers parents,
vous avez fait plus que votre devoir, je voudrai que sachiez
que vous aime ;*

*A mes chers frères AHMED, ZAIN AL ABIDAIN,
MOUNAWAIR, YOUSSEF.*

*A mes chères sœurs FATIMA, LILA, ARBIA, NADAI.
A mes chères amies, MADJAD, ABD AL NOUR, AYYOUB,
SAIF, NABIL, LAHCANE, avec lesquels j'ai partagé des
moments inoubliables, qu'ils soient assurés de ma profonde
amitié et ma profonde sympathie.*

*grand MERCI pour leurs affections et leur soutien
permanent.*

A celui qui a été un soutien moral pour moi IMANE

A tous ceux qui me sont chers je dédie ce modeste travail.

SAID

Dédicace

J'ai l'honneur de dédier ce modeste travail à :

*A mon papa et à ma maman à qui je dois tout et qui m'ont
donné l'aide, le courage et la foi pour accomplir ce travail.*

Qu'ils trouvent ici toute ma considération.

*A ma sœur soeur Ahlem tous les mots ne sauront décrire
mon affection et ma gratitude pour elle.*

*A mes tendres frères A.elkader, A.ellouhab e A.et elilah, Un
grand MERCI pour leurs affections et leur soutien
permanent.*

A celui qui a été un soutien moral pour moi Saïd

*A mes amies de toujours, pour leurs encouragements,
dévouement et fidélité.*

Imane

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CE: Conductivité électrique.

CET: Centre d'Enfouissement technique.

CKD: Poussière de four du ciment.

C-M-A: Concentration maximale admise.

CNE: Capacité de neutralisation acide.

CPA: Ciment Portland Artificiel.

C-S-H: Calcium Silicate Hydrate.

DBO: Demande Biochimique en Oxygène.

DCO: Demande Chimique en Oxygène.

DJA: Dose journalière admissible.

DRX: Diffractométrie des rayons X.

EP: Test de l'eau des pores.

ETM: Eléments Traces Métalliques.

FMM: Test de fraction maximale mobilisable.

FX : Fluorescence X.

HAP: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

IpH: Test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants.

IR: Spectrométrie infrarouge.

L/S: Rapport liquide/solide.

MEB: Micro Balayage Electronique.

MES: Matière En Suspension.

PCB: Poly-Chloro-Biphényles.

S/S: Stabilisation/Solidification.

TBE: Tri-Butyl-Etain.

TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure.

TLM: Test de lixiviation sur monolithe.

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I

Figure I.1. 16 HAP classés comme polluants prioritaires.....	8
Figure I.2. Les boues	10
Figure I.3. Les émulsions formées par le pétrole dans l'eau de mer.....	14
Figure I.4. Le schéma expose le fonctionnement d'un casier du Centre d'Enfouissement Technique.....	25

CHAPITRE II

Figure II.1. Boue dans l'étuve à 105°C.	29
Figure II.2. Boues dans étuve à 50°C.	29
Figure II.3. Boue humide	29
Figure II.4. Boue sèche	29
Figure II.5. Concasseur de type Fritsch	30
Figure II.6. Tamiseuse	30
Figure II.7. Opération de quartage	32
Figure II.8. Schéma de diffraction de rayons X par une famille de plan (hkl).	37
Figure II.9. Appareillage d'un spectromètre Infrarouge de Fourier	38
Figure II.10. Image de l'appareille du spectrophotomètre IR	39
Figure II.11. Principe de la fluorescence X : a) ionisation de l'atome par un rayonnement ; b) désexcitation par émission fluorescente.....	39
Figure II.12. Principe de fonctionnement d'un spectromètre UV-Visible monocanal (à gauche) et multicanaux (à droite).....	42
Figure II.13. Photo de l'appareille du spectrophotomètre d'absorption atomique.	44
Figure II.14. Moule utilisé pour la préparation des éprouvettes	45
Figure II.15. Malaxeur de laboratoire	45
Figure II.16. Mesure de la résistance à la flexion pour des éprouvettes	46
Figure II.17. Mesure de la résistance à la compression sur des éprouvettes 4×4×16 cm ³	47
Figure II.18. Machine de compression et flexion sur les ciments (Control) type 65-113M1.	47
Figure II.19. Appareil de Vicat	48
Figure II.20. Dispositif de lixiviation du matériau monolithique	51

CHAPITRE III

Figure III.1. Site de l'échantillonnage	54
Figure III.2. Vue Google - Points de prélèvement.....	54

Figure III.3. Organigramme de préparation mécanique de nos échantillons.	55
Figure III.4. Diffractogrammes des boues par rayon X.....	59
Figure III.5. Spectres FT-IR de la boue et la boue de TCLP.....	59
Figure III.6. Temps de début et de fin de prise.....	61
Figure III.7. Résistance à 7 jours	62
Figure III.8. Résistance à 28 jours	62
Figure III.9. Spectres FT-IR pour F _{0%} CKD.....	63
Figure III.10. Evolution de pH en fonction de temps en milieu neutre et sulfaté.....	66
Figure III.11. Evolution de la conductivité en fonction de temps en milieu neutre et sulfaté	66
Figure III.12. Evolution de la concentration de sulfate en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté	67
Figure III.13. Evolution de la concentration de phosphate en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté	68
Figure III.14. Evolution de la concentration de chlorure en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté	68
Figure III.15. Evolution de la concentration sodium en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté	69
Figure III.16. Evolution de la concentration de potassium en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté	69
Figure III.17. Evolution de la concentration de plomb en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.	70
Figure III.18. Evolution de la concentration de fer en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.	70
Figure III.19. Evolution de la concentration de zinc en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.	71

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I

Tableau I.1. Les sources potentielles industrielles de rejets de fer.....	3
Tableau I.2. Source de pollutions par les métaux lourds	7
Tableau I.3. Origine des micropolluants	9
Tableau I.4. Principales classes de CET	24

CHAPITRE III

Tableau III.1. Paramètres physico-chimiques de la boue du CET	56
Tableau III.2. Composition chimique élémentaire des lixiviats de la boue de CET	56
Tableau III.3. Composition chimique de la boue selon l'analyse par QCX.....	57
Tableau III.4. Les phases identifiées pour le déchet à des valeurs d'angle de diffraction	58
Tableau III.5. Les groupements fonctionnels associés à chaque vibration de l'IRTF	59
Tableau III.6. Composition des matériaux réalisés.....	60
Tableau III.7. Temps de début et fin de prise	60
Tableau III.8. Résistance à la compression et à la flexion	61
Tableau III.9. Composition chimique des matières et des formulations	62
Tableau III.10. Les groupements fonctionnels associés à chaque vibration de l'IRTF.....	63
Tableau III.11. Concentration des métaux lourds après S/S	64
Tableau III.12. Pourcentage relargué après lixiviation dans les matériaux S/S	64
Tableau III.13. Résultats d'analyses physique des tests EP, FMM et IpH.....	64
Tableau III.14. Résultats d'analyses chimique des tests EP, FMM et IpH	65

SOMMAIRE

LISTE DES ABREVIATIONS	I
LISTE DES FIGURES	II
LISTE DES TABLEAUX	III
INTRODUCTION	1

CHAPITRE I

SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. CONTAMINANTS METALLIQUE ET ORGANIQUE	3
I.1.1. GENERALITE SUR LA CONTAMINATION METALLIQUE	3
I.1.1.1. Généralité sur les métaux	3
I.1.1.1.1. Fer (Fe)	3
I.1.1.1.1.1. Toxicité de fer	3
I.1.1.1.2. Plomb (Pb)	4
I.1.1.1.2.1. Toxicité du plomb	4
I.1.1.1.3. Cadmium (Cd)	4
I.1.1.1.3.1. Toxicité du Cd	4
I.1.1.1.4. Chrome (Cr)	5
I.1.1.1.4.1. Toxicité du chrome	5
I.1.1.1.5. Zinc (Zn)	5
I.1.1.1.5.1. Toxicité du zinc	5
I.1.1.1.6. Cuivre (Cu)	6
I.1.1.1.6.1 Toxicité du cuivre	6
I.1.1.1.7. Nickel (Ni)	6
I.1.1.1.7. Toxicité du nickel	6
I.1.2. GENERALITE SUR LA CONTAMINATION ORGANIQUE	7
I.1.2.1. Hydrocarbures	7
I.1.2.1.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques	8
I.1.2.1.2. Poly-Chloro-Biphényles (PCB)	8
I.1.2.1.3. Tri-Butyl-Etain (TBT)	9
I.1.2.2. Eléments nutritifs	9
I.2. LES BOUES RESIDUAIRES	9
I.2.1. Nature et origine	10
I.2.2. Impact des boues	11
I.2.2.1. Sur la qualité de l'eau	12
I.2.2.2. Sur l'atmosphère	12
I.2.2.3. Sur le sol	12
I.2.2.3.1. Modification écologique microbienne du sol	12
I.2.2.3.2. Modification de la composition du sol	12

I.2.2.3.3. Retentissement sur la physiologie du végétal	12
I.2.3. Phénomènes de pollution	13
I.2.3.1. Evaporation	13
I.2.3.2. Emulsification	14
I.2.3.3. Sédimentation	14
I.2.3.4. Biodégradation	15
I.2.4. Caractéristiques des boues résiduares	15
I.2.4.1. Caractéristiques chimiques des boues	15
I.2.4.1.1. Concentration MES et concentration on MS	15
I.2.4.1.2. Concentration des boues	15
I.2.4.1.3. Dosage des hydrocarbures	15
I.2.4.1.4. pH	15
I.2.4.1.5. Demande biochimique en oxygène	16
I.2.4.1.6. Demande chimique en oxygène	16
I.2.4.2. Caractéristiques physiques des boues	16
I.2.4.2.1. Granulométrie	16
I.1.4.2.2. Viscosité	16
I.1.4.2.3. Conductivité électrique CE	17
I.2.5. Généralités sur les traitements de boues	17
I.2.5.1. Mélange des boues dans le béton	17
I.2.5.2. Désagrégation atmosphérique des boues	18
I.2.5.3. Incinération	18
I.2.5.4. Mélange des boues avec une matière inerte	18
I.2.5.5. Boue enterrée	19
I.2.6. Stabilisation/Solidification de déchets dangereux	19
I.2.6.1. Généralités	19
I.2.6.2. Chimie des ciments Portland	20
I.2.6.3. Stabilisation/Solidification par un liant minéral	21
I.2.6.4. Mécanismes de rétention des polluants dans les matrices cimentaires	21
I.2.7. Caractérisation du comportement à la lixiviation ; Tests de lixiviation choisis	22
I.2.7.1. Tests destinés à la caractérisation des propriétés intrinsèques des matériaux (tests d'extraction)	22

I.2.7.1.1. Test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (IpH)	22
I.2.7.1.2. Test de l'Eau des Pores (EP)	22
I.2.7.1.3. Test de la fraction maximale Mobilisable FMM	23
I.2.7.2. Tests destinés à la caractérisation des mécanismes de transfert en solution des polluants (Test de Lixiviation sur Monolithe (TLM))	23
I.3. GENERALITE SUR CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE (CET)	23
I.3.1. Définition	23
I.3.2. Les classe des CET	24

CHAPITRE II.

PROTOCOLES EXPERIMENTAUX ET TECHNIQUES D'ANALYSE

II.1. PRESENTATION GENERALE	26
II.1.1. Historique	26
II.1.2. Situation géographique	26
II.1.2.1. Géologie du site	27
II.1.2.2. Hydrographie	27
II.1.3. Biogéographie	27
II.1.3.1. La flore	27
II.1.3.2. La faune	28
II.1.3.3. Climatologie	28
II.1.3.4. Topographie	28
II.2. PROTOCOLES EXPERIMENTAUX	29
II.2.1. PREPARATION MECANIQUE ET ECHANTILLONNAGE	29
II.2.1.1. Séchage	29
II.2.1.2. Concassage	29
II.2.1.3. Broyage	30
II.2.1.4. Tamisage	30
II.2.1.5. Analyse granulométrique	31
II.2.1.6. Echantillonnage	31

II.2.1.7. Homogénéisation et quartage	31
II.2.2. METHODES DE CARACTERISATION DE LA BOUE	32
II.2.2.1. Potentiel Hydrogène (pH)	33
II.2.2.2. Conductivité Electrique (CE)	32
II.2.2.3. La matière sèche	32
II.2.2.4. Dosage de carbone organique total	33
II.2.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)	34
II.2.2.6. Détermination de la perte au feu (PAF)	35
II.3. CARACTERISATION STRUCTURALE	36
II.3.1. Caractérisations minéralogique par diffraction des rayons X	36
II.3.1.1. Définition	36
II.3.1.2. Principe	36
II.3.2. Spectroscopie infrarouge (IR)	37
II.3.2.1. Définition	37
II.3.2.2. Principe	37
II.3.3. Spectrométrie d'émission de fluorescence X (QCX).....	39
II.3.3.1. Définition	39
II.3.3.2. Principe	39
II.3.4. Test de lixiviation TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure)	40
II.3.4.1. Principe	40
II.3.4.2. Détermination de la solution de lixiviation pour l'échantillon solide	40
II.3.4.3. Dosage des chlorures : La méthode de Mohr	41
II.3.5. Spectrophotométrie UV-VISIBLE	41
II.3.6. Analyse des cations	43
II.3.7. Spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAA)	43
II.4. PROCEDE DE TRAITEMENT STABILISATION/SOLIDIFICATION (S/S) DE LIXIVIATS DE LA BOUE	44
II.4.1. Essais mécaniques	45
II.4.1.1. Mesure des résistances à la compression et à la flexion (EN 196-1)	45
II.4.1.1.1. Objectif de l'essai	45
II.4.1.1.2. Essai de rupture par flexion	45
II.4.1.1.3. Résistance à la compression	46

II.4.1.2. Détermination du temps de début et de fin de prise des matériaux stabilisés/solidifiés	47
II.5. Tests de lixiviation	48
II.5.1. Test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (IpH)	48
II.5.1.1. Principe	48
II.5.1.2. Protocole expérimentale	49
II.5.2. Test de l'eau des pores (EP)	49
II.5.2.1. Principe	49
II.5.2.2. Protocole expérimentale	49
II.5.3. Test de la fraction Maximale mobilisable (FMM)	50
II.5.3.1. Protocole expérimentale	50
II.5.4. Test de Lixiviation sur Monolithe (TLM)	50
II.5.4.1. Principe	50
II.5.4.2. Protocole expérimental	51

CHAPITRE III

RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. CARACTERISATION MECANIQUE DES ECHANTILLONS	53
III.1.1. Echantillonnage	53
III.2. CARACTERISATIONS PHYSICO-CHIMIQUES DE LA BOUE	55
III.2.1. Paramètres physico-chimiques	55
III.2.2. Composition chimique élémentaire des lixiviats de la boue - SAA	56
III.2.3. Composition chimique - analyse par Fluorescence X (QCX)	57
III.2.4. Composition minéralogique de la boue – par le Diffractomètre aux rayons X... ..	57
III.2.5. Analyse par Infra-Rouge (IR)	58
III.3. APPLICATION DU PROCEDE DE STABILISATION/SOLIDIFICATION	60
III.3.1. Temps de début et fin de prise	60
III.3.2. Détermination des résistances mécaniques	61
III.3.3. Composition chimique par analyse QCX	62
III.3.4. Analyse par Infra-Rouge (IR)	63
III.3.5. Efficacité du procédé de S/S	63
III.3.6. Test EP et FMM	64
III.3.6.1. Paramètres physiques	64
III.3.6.2. Paramètres chimiques	64

III.3.7. TLM (test de lixiviation sur monolithe)	65
III.3.7.1. Paramètres physiques	65
III.3.7.2. Paramètres chimiques	66
CONCLUSION GENERALE	72
REFERENCES BEBLOGRAPHIQUES.....	
ANNEXES.....	

.

INTRODUCTION GENERALE

Aujourd'hui, la gestion des déchets s'appuie de plus en plus souvent sur une évaluation des risques pour l'environnement engendrés par les filières retenues. Cette évaluation des risques consiste à déterminer comment les polluants contenus dans ces déchets sont susceptibles d'être mobilisés puis dispersés dans l'environnement, et enfin, à évaluer leurs effets sur les écosystèmes. Dans le cas du stockage de déchets, l'eau constitue le principal vecteur de mobilisation et de transport des polluants. La santé humaine et la qualité des milieux naturels sont menacées par la quantité croissante des déchets solides générés. Cette dernière est devenue une question de plus en plus préoccupante dans le monde que les populations urbaines continuent d'augmenter et les habitudes de consommation changent.

Pour faire face à cette situation, une nouvelle politique de gestion intégrée des déchets solides a été mise en œuvre, sa traduction sur le terrain par un programme de réalisation d'infrastructures importantes et de dotations en moyens appropriés.

Un CET est donc un lieu de stockage des déchets pour lequel la conception, l'implantation et l'exploitation sont menées de manière à minimiser l'impact environnemental et social de cette infrastructure de service public.

L'objectif de notre travail est de caractériser les boues résiduelles du Centre d'Enfouissement Technique de SIDI-BOUDERHAM commune de Bejaia, afin d'évaluer le caractère polluant de ces déchets. Le deuxième objectif est tracé dans cette étude concerne la proposition des solutions à cette problématique, parmi les quelles envisagées traitement par Stabilisation/Solidification. La technique de traitement par Stabilisation/Solidification à l'aide de liants hydrauliques.

Cette technique de traitement est employée pour diminuer la surface à travers laquelle se font les transferts ou les pertes de polluants et de limiter la solubilité et/ou la mobilité des constituants. L'évolution de la résistance mécanique à la compression a été suivie en fonction des différents dosages en liants et en fonction du temps. Le comportement des polluants dans la matrice solide de la boue traitée à court et à moyen terme a été étudié à l'aide des tests de lixiviation telle que TLM, IpH, FMM, TCLP, TLM.

Le présent manuscrit, est divisé en trois chapitres :

Chapitre I Intitulé « synthèse bibliographique » constitue un rappel sur des connaissances concernant les boues résiduelles, les paramètres d'évaluation de la qualité de ce dernier la qualité et les polluants de ces derniers, ainsi que la description de la Stabilisation/Solidification.

Chapitre II Intitulé «protocoles expérimentaux et techniques d'analyse», donne un aperçu sur le CET de Bejaia, et décrit l'échantillonnage, les méthodes analytiques et les techniques d'analyses utilisées.

Chapitre III Intitulé « Résultats et Discussion », présente les résultats d'analyses obtenues, les interprétations de la boue et ceux de la stabilisation et les tests de lixiviation.

A la fin de notre travail, nous essayerons de ressortir avec une conclusion générale.

CHAPITRE I. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I.1. CONTAMINANTS METALLIQUES ET ORGANIQUES

La contamination est actuellement l'un des plus grands problèmes du siècle, auxquels s'attachent de nombreux pays dans le monde afin de le résoudre.

I.1.1. Généralité sur la contamination métallique

I.1.1.1. Généralité sur les métaux

Les organismes vivants exercent une sélectivité à l'égard de la charge métallique de leur corps. Les éléments Na, K, Mg et Ca sont présents en grande quantité car ils ont un rôle essentiel dans les fonctions métaboliques (éléments majeurs) alors que d'autres métaux sont présents en beaucoup plus faibles concentrations.

Parmi les oligo-éléments, il existe ceux qui sont essentiels à la vie (Fe, Cu, Co, Mn, Zn, Al, Mo, Si) et ceux qui ne le sont pas (Sb, As, Ba, Be, Cd, Pb, Hg, Se, Ag). [1]

I.1.1.1.1. Fer (Fe)

Le fer est un élément chimique, de symbole Fe et de numéro atomique 26. Le noyau de l'atome de fer 56 est l'isotope le plus stable de tous les éléments chimiques, car il possède l'énergie de liaison par nucléon la plus élevée.

Le fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches. [2]

Tableau I.1. Les sources potentielles industrielles de rejets de fer. [2]

Extraction des minerais
Transformation des minerais
Industrie chimique
Industrie de teinture
Métallurgie ± sidérurgies
Conservation alimentaire
Tanneries et production du dioxyde de titane.

I.1.1.1.1.1. Toxicité de fer

La toxicité du fer dépend du pH et est liée au dépôt d'hydroxyde ferrique sur les branchies.

I.1.1.1.2. Plomb (Pb)

C'est un élément métallique de couleur gris bleuâtre, de symbole Pb et de numéro atomique 82, peu ou rarement disponible à l'état natif, il est présent dans de nombreux minerais, la galène PbS, associé au zinc PbZn.

I.1.1.1.2.1. Toxicité du plomb

L'exposition au plomb peut entraîner des effets nocifs sérieux sur la santé, et peut même être mortelle à des fortes doses. [3]

L'intoxication au Pb par l'intermédiaire de l'alimentation n'est pas un grand risque pour l'homme. Il n'est que très peu soluble dans le sol et les poussières contenant Pb se déposent sur les fruits et légumes poussant près des sources atmosphériques fortement polluées (exemple autoroutes) sont retirées à 90% par lavage.

Le symptôme le plus marquant est le saturnisme : troubles digestifs (coliques), sanguins (anémie, perturbation de la synthèse d'hémoglobine), nerveux (paralysie des extenseurs de la main, encéphalopathie), troubles rénaux : néphrites. [20]

I.1.1.1.3. Cadmium (Cd)

De symbole Cd, sa masse atomique est de 112,4 g/mol et son numéro atomique est 48 et de couleur blanc brillant le cadmium a une grande résistance à la corrosion ; son point de fusion est bas ; il a une bonne conductivité de l'électricité. [4]

I.1.1.1.3.1. Toxicité du cadmium (Cd)

Malgré ses faibles teneurs dans le sol, cet ETM est le plus redouté car très toxique. Considéré comme assez mobile et assez facilement bio-disponible, il risquerait soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux, soit de migrer en profondeur pour aller contaminer les nappes phréatiques.

Les aliments (légumes, viande, lait) et le tabac constitueraient la principale source d'absorption du Cd pour l'homme. Le plus grand danger reste cependant l'ingestion directe de poussières contaminées dans certaines zones de loisirs comme les terrains de jeux ou les terrains de sport.

Dans les régions fortement exposées (à proximité d'industries métallurgiques) on constate dans les populations des lésions rénales très importantes. Le Cd est stocké dans le foie, les os, mais le rein est l'organe le plus sensible au Cd.

La dose journalière admissible (DJA) est de 0.0057mg Cd/g selon les auteurs. Les symptômes de toxicité se manifestent par des troubles respiratoires, atteinte hépato-digestives avec vomissement, douleurs abdominales et diarrhées. [20]

Sa toxicité est connue depuis les années 50. Très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques). [4]

I.1.1.1.4. Chrome (Cr)

Le chrome, métal de transition est le septième élément le plus abondant sur terre. Avec une masse atomique de 51,99 g/mol et un numéro atomique de l'ordre de 24. Presque tout le chrome trouvé dans les roches formant la croûte terrestre est trivalent bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents. [5]

I.1.1.1.4.1. Toxicité du chrome

La toxicité du chrome dépend de son degré d'oxydation est plus toxique en eau douce qu'une eau dure. [2]

Le Cr (III) peut provoquer des cancers des voies respiratoires ; trouble du métabolisme du glucose ; atteintes rénales. Le Cr (VI) provoque des hémorragies gastro-intestinales ; il est responsable des ulcères cutanés et d'ulcères de la muqueuse nasale, de dermites, etc. [20]

I.1.1.1.5. Zinc (Zn)

Le zinc, dernier élément de la première série de transition de la classification périodique des éléments, de masse atomique 65.409 g/mole. [6] Le zinc fait partie du groupe (IIB) de la classification périodique. Élément chimique de symbole Zn et de numéro atomique 30. Zn est un métal de couleur bleu gris. [2] Le zinc est présent sous l'état d'oxydation (+2) dans le milieu naturel.

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins.

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures), des épandages agricoles (alimentation, animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). [8]

I.1.1.1.5. Toxicité du zinc

Les teneurs de Zn dans les plantes varient entre 25-200ppm. D'après Rousseau le maximum 'normal' est de 150 mg/kg MS. L'excès de Zn peut provoquer une toxicité (coton sur sol acide).

Chez l'homme on observe une toxicité aiguë par le Zn, mais à très forte concentration, se manifestant par des nausées, des vomissements, une rigidité musculaire et une irritation des muqueuses ; alors qu'il occasionne dans l'eau une très forte astringence dès 5mg/l. [20]

Les sels de zinc sont moins toxiques que ceux du cuivre que ou du cadmium et présentent la particularité d'être moins nocif pour les organismes marins qui pour ceux des eaux douce, en raison de l'action protectrice des ions calcium. [13]

I.1.1.1.6. Cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. Métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante.

Le cuivre est un des rares métaux qui existe à l'état natif. Dans le cycle sédimentaire Cu est associé aux minéraux argileux. [9]

I.1.1.1.6.1 Toxicité du cuivre

Le maximum "normal", rencontré dans les plantes, est de 15 ppm MS. Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement. Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K^+). Il en résulte des effets toxiques sur les plantes et des baisses de rendement.

Le cuivre est des teneurs totales ≤ 7 ppm entraînent des carences cupriques et en revanche des toxicités apparaissent au-delà de 180ppm.

Chez l'homme, des symptômes de toxicité aiguë se manifestent par des diarrhées, nausées, vomissements, irritations intestinales. 1gramme de $CuSO_4$ constitue une dose mortelle ; pour plus de 44 mg/l d'eau de boisson, il y a manifestation de gastro-entérites.

La toxicité chronique du cuivre n'a pas été démontrée chez l'homme, mais une partie de la population y est sensible : maladie de Wilson. [20]

I.1.1.1.7. Nickel (Ni)

Le nickel est un métal inoxydable, symboles Ni, les principaux minerais sont les sulfure, les oxydes, les silicates. [2]

La principale source de rejet de nickel dans les eaux résiduaires industrielles est représentée par l'industrie métallurgique, notamment les opérations de revêtement.

I.1.1.1.7. Toxicité du nickel

Ni est un élément phyto-toxique une teneur de 50 mg/kg dans le ray-grass entraîne des symptômes de toxicité.

La combustion incomplète du charbon fournit du Cl_2Ni qui est particulièrement toxique provoquant chez l'homme : une toxicité aiguë avec troubles digestifs, convulsions, manifestations asphyxiques et une toxicité chronique avec dermites eczématiformes. [20]

La toxicité du nickel pour les organismes marins est considérée comme faible. Des effets sur la reproduction des bivalves ont été observés à des concentrations très élevées. [13] Le tableau I.2 présente quelques métaux et leur source de pollution.

Tableau I.2. Source de pollutions par les métaux lourds. [1]

Métaux	Sources de polluants
Cadmium (Cd)	Engrais phosphatés; industries de traitement de surface des métaux; industrie de stabilisation des matières plastiques; fabrication des accumulateurs et des radiateurs automobiles; fabrication de colorants.
Cuivre (Cu)	Fils électriques; radiateurs automobiles; appareils de chauffage; traitements de surface
Zinc (Zn)	Produits pharmaceutiques ou domestiques; conduites d'eau; peintures; piles; galvanisation; traitements de surface.
Nickel (Ni)	Fabrication d'aciers et d'alliages spéciaux; recouvrement de surface par électrolyse; hydrogénation des huiles et substances organiques; fabrication de peintures; de laque et de produits cosmétiques
Mercurure (Hg)	La fabrication et l'usage de catalyseurs; de fongicides; de pigments et composés mercuriels; les piles au mercure; la fabrication de chlore par électrolyse sur cathode de mercure; le traitement des minerais non ferreux; l'incinération de déchets et la combustion du charbon
Chrome (Cr)	L'extraction de la chromite, minéral de fer et de chrome; la métallurgie ; la technologie des matériaux réfractaires et l'industrie de traitement de surface.
Plomb (Pb)	La fabrication de batteries; peintures; additifs pour l'essence; industries pharmaceutiques et sidérurgiques; ateliers photographiques; télévisions
Arsenic (As)	L'extraction, le transport et le traitement métallurgique ; les rejets urbains ; la combustion du charbon ; production de trioxyde d'arsenic pour les pesticides en agriculture et les traitements des bois

I.1.2. Généralité sur la contamination organique

La contamination organique constitue la fraction la plus importante. En effet, elle résulte de l'introduction dans le milieu de substances organiques provenant de diverses activités: industrielles, agricoles et domestiques.

I.1.2.1. Hydrocarbures

Hydrocarbures contiennent des composés à base de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et d'azote. Ces produits, généralement fabriqués par l'homme, ne sont pas biodégradables. Leur durée de vie est par conséquent souvent longue et leur dangerosité est élevée. [7]

I.1.2.1.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques

HAP Ont une structure chimique comportant plusieurs noyaux. Ils constituent une large classe de contaminants en fonction du nombre de noyaux aromatiques dans leur particule. Ils ont une faible solubilité dans l'eau, mais une forte affinité pour les solvants organiques et une adsorption élevée sur les matières en suspension et sur les colloïdes. En raison de ces propriétés, les HAP présentent une forte affinité pour se concentrer dans les sédiments et les organismes vivants, les 16 HAP sont illustre dans la figure I.1.

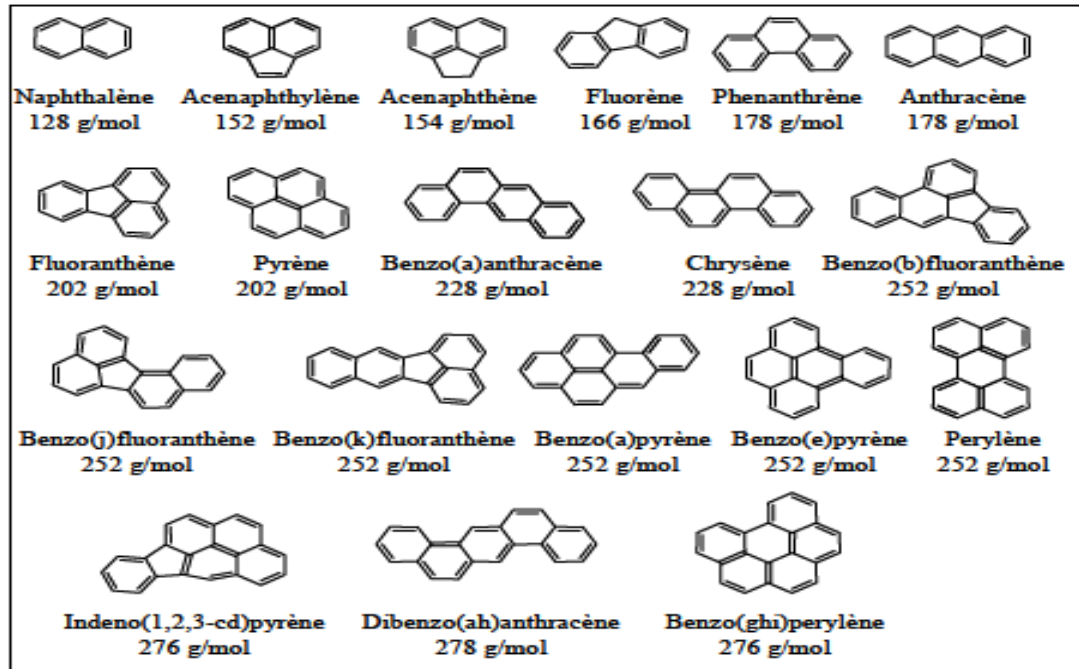


Figure I.1. 16 HAP classés comme polluants prioritaires. [10]

I.1.2.1.2. Poly-Chloro-Biphényles (PCB)

Les polychlorobiphényles existent sous la forme de mélange congénères (209 en total) constitués de deux cycles phényles substitués par un à dix atomes de chlore. Grace à leurs propriétés physicochimiques. Ils sont utilisés dans divers applications industrielles.

Ces composés hydrophobes s'adsorbent efficacement sur les composés particulaires en suspension et se concentrent dans les sédiments.

La présence des PCB dans l'environnement et dans les aliments est donc toujours d'origine humaine. [11]

Les PCB représentent une famille de composés chimiques omniprésents dans l'environnement en quantité infime, mais présentant un niveau de toxicité élevé.

Ils peuvent polluer le compartiment aquatique via le lessivage des eaux de ruissellement, les dépôts atmosphériques ou des rejets directs. [10]

I.2.1.1.3. Tri-Butyl-Etain (TBT)

Les TBT font partie de la famille des composés organo-stanniques ou étain organique. Ils sont très toxiques pour les mollusques à des concentrations extrêmement faibles, on observe des modifications significatives de la sexualité des gastéropodes. [12]

Le tableau I.3. représente les différents sources des hydrocarbures.

Tableau I.3. Origine des micropolluants. [10]

Hydrocarbure	Sources
HAP	Biosynthèse par des organismes vivants; Pyrolyse des matières organiques à haute température ; Usines de production d'Aluminium; Raffineries de pétrole; Rejets urbains; Utilisation des carburants fossiles (charbon, pétrole).
PCB	Pertes lors de remplissage et retraitement de systèmes clos (transformateurs, condensateurs); Activités liées à la récupération des matériaux ferreux; Rejets urbains et décharges de matériel usagé (additifs dans les peintures, les encres et les apprêts destinés aux revêtements muraux).
TBT	Matière active des peintures antisalissure de bateau.

I.1.2.2. Eléments nutritifs

Les éléments nutritifs proviennent des rejets des eaux usées et des effluents agricoles et industriels. Un apport excessif en substances nutritives (azote, carbone, phosphore) dégrade le milieu marin en augmentant la production des espèces aquatiques. Ces espèces provoquent un déséquilibre dans la production et la consommation de l'oxygène qui est accentuée par la décomposition de la matière organique morte. Ce phénomène engendre une diversité animale et végétale amoindrie et des usages perturbés (alimentation en eau potable, loisirs...). Un tel milieu est dit « eutrophie ». Les macrophytes aquatiques qui jouent un rôle important dans la dynamique nutritionnelle des cours d'eau peuvent absorber les nutriments présents dans les sédiments marins. [13]

I.2. LES BOUES RESIDUAIRES

Les boues est une mélange de liquides et de solides [14]. Résidus très aqueux obtenus au cours du processus d'épuration des eaux. Les boues peuvent subir divers traitement biologiques (boues digérées) en milieu oxydant ou réducteur. Elles peuvent être plus ou moins déshydratées par décantation, filtration, pressage, centrifugation et éventuellement séchage. [15]

Les boues sont définies comme « les sédiments résiduaux des installations de traitement ou de prétraitement biologique, physique ou physico-chimique des eaux usées », la figure I.2 représente les boues. [17]



Figure I.2. Les boues [34]

Les boues se présentent sous trois formes physiques différentes :

- liquides (2 à 10% de matières sèches).
- pâteuses (10 à 25% de matières sèches).
- solides (supérieures à 30% de matières sèches). [16]

I.2.1. Nature et origine

Il serait simpliste de croire que les boues urbaines ou industrielles sont toutes de nature identique. Il faut au contraire prendre conscience de l'extrême diversité de ces boues et de leur hétérogénéité de composition en fonction de leur origine.

La composition d'une boue produite dans une station d'épuration dépend à la fois de la nature de la pollution initiale de l'eau et des procédés de traitement auxquels elle a été soumise. On pourra distinguer ainsi :

- Les boues de traitement (boues primaires) : qui se forment par le dépôt des matières démontable contenues dans les eaux usées non traitées ; les boues fraîches sont conduite par un racleur dans une trémie à boues d'où elles peuvent être retirées avec une teneur en eau d'environ 90-95% ; aux boues primaire, on ajoute d'habitude les boues flottantes, dans la mesure où elles ne sont pas trop huileuses et ne doivent donc pas être traitées séparément.

- Les boues physique-chimique, qui renferment la quasi-totalité de la pollution particulaire et colloïdale enlevée à l'eau (dans les décanteurs placés en aval), ainsi que les quantités de réactifs ajoutés qui se retrouvent dans la boue sous forme d'hydroxyde métallique ou de précipités minéraux (carbonate, phosphate, etc.).
- Les boues d'épuration biologique qui résultent de l'activité vitale des micro-organismes. Les boues ont une structure floculée et sont séparées dans des décanteurs secondaire. Dans les filtres biologiques (lits bactériens), il s'agit de boues de lits bactériens prélevées dans les décanteurs secondaire ; dans les bassins de boues actives, la plus grande partie est reculée dans les bassins comme boues de retour, et seules les boues en excès sont évacuées. Les boues des filtres biologiques et les boues en excès sont le plus souvent réintroduits dans les eaux usées en tête de station, et se séparent avec les boues primaires des décanteurs primaires. Mélange de boues primaire et boues activées ou provenant de lit bactérien s'appelle boues mixtes. Il faut noter que ces boues biologiques auront une composition différente en fonction de leur nature du substrat dégradé, de la charge de fonctionnement du réacteur biologique, du traitement de stabilisation (aérobie ou anaérobie) éventuellement pratiqué.
- Les boues de fermentation (ou boues de digestion), qui sont les boues fraîches soumises à la fermentation méthanique dans les digestions. Le processus de digestion réduit leur volume à environ deux tiers de la teneur initiale en matière solide ; elles contiennent, selon leur degré d'épaississement 90-95% d'humidité. [18]

I.2.2. Impact des boues

L'impact sanitaire et environnemental des boues se situe plutôt au niveau de la filière d'élimination. L'épandage et l'enfouissement, s'ils sont mal contrôlés, peuvent générer une pollution des sols et des eaux, des nuisances olfactives et visuelles, un dégagement de gaz à effet de serre.

L'incinération de boues a un coût prohibitif et présente un risque lié à l'impact de gaz toxiques sur l'environnement tel que celui de la dioxine. [37]

Ainsi lorsque les boues résiduelles sont stockées sans traitement sur les décharges, l'effet de serre est amplifié. En effet, depuis des décennies des gaz de décharges toxiques pour l'environnement s'évaporent dans l'atmosphère. C'est en particulier le méthane libéré qui est toxique et qui provoque 25 fois plus d'effet de serre que le dioxyde de carbone. [38]

I.2.2.1. Sur la qualité de l'eau

L'implantation d'une station de traitement des boues de vidange et des eaux usées présente plusieurs avantages sur les plans environnemental et sanitaire. En effet, la station de traitement permettra de limiter les atteintes à la qualité de l'environnement urbain liées au rejet anarchique des boues eaux, à savoir:

- la contamination de la nappe et des eaux de surface;
- les mauvaises odeurs et la dégradation visuelle du paysage;
- le déséquilibre des écosystèmes;
- la prolifération des insectes et des algues;
- la prolifération des maladies causées par des virus, des bactéries, des protozoaires ou des vers parasites (helminthes). [39]

I.2.2.2. Sur l'atmosphère

Il existe à l'heure actuelle peu d'études concernant les risques de contamination atmosphériques suite à l'utilisation de boues d'épandage, le compartiment aérien étant celui qui reste encore le moins étudié.

Des métaux comme le mercure ou l'arsenic peuvent se volatiliser directement dans l'atmosphère, mais comme ce sont des éléments peu bio-disponible avec des facteurs de transfert faibles, les risques de contamination directe de l'atmosphère sont faibles. [40]

I.2.2.3. Sur le sol

I.2.2.3.1. Modification écologique microbienne du sol

Les études établies ne permettent pas encore de tirer de conclusions générales car les conditions expérimentales sont extrêmement variables. Les chercheurs ont mis en évidence des effets négatifs sur différents microorganismes pour des teneurs en éléments traces très faibles. [40]

I.2.2.3.2. Modification de la composition du sol

La nature des matériaux auxquels sont associés les ETM dans les boues joue un rôle important sur leur devenir dans le sol. En effet, les métaux peuvent demeurer inclus dans les matériaux constitutifs de la boue et donc rester fortement liés à cette dernière longtemps après son épandage sur les sols, réduisant ainsi les possibilités de transfert entre les compartiments du sol, entre le sol et les organismes vivants, et entre le sol et la nappe phréatique.

I.2.2.3.3. Retentissement sur la physiologie du végétal

Des études ont montré que le cuivre et le zinc avaient tendance à s'accumuler préférentiellement au niveau des feuilles plutôt qu'au niveau des racines et de la tige. Cela

montre donc que selon le type de végétaux (céréales, fruits ou légumes) les risques potentiels sont très différents.

Le plomb quant à lui ne s'accumulerait dans aucun des organes des plantes. Les taux de transfert des ETM du sol vers les plantes dépend essentiellement du type de sol (texture, nature, richesse en matière organique) et de son pH.

Même si la plus grande menace pour les espèces végétales semble être la mobilisation du zinc présent dans les boues d'épandage, aucun effet négatif d'un excès de zinc dans les végétaux n'a été mis en évidence. Certains auteurs ont montré qu'il existe des effets de synergie entre le cuivre et le manganèse d'une part et entre le zinc et le calcium d'autre part.

Le cadmium est considéré comme l'un des plus dangereux métaux pour l'environnement du fait de sa forte mobilité. Le cadmium peut aussi induire un déséquilibre nutritionnel, ainsi que des modifications physiologiques et morphologiques de la plante. [40]

I.2.3. Phénomènes de pollution

I.2.3.1. Evaporation

Ce phénomène est l'élément le plus important de l'altération des hydrocarbures, il concerne les produits volatils à faible poids moléculaire, et contribue à l'élimination des hydrocarbures de la surface du sol ou de l'eau vers l'atmosphère.

La vitesse d'évaporation et son importance, dépendent essentiellement de la proportion des fractions à faible point d'ébullition.

Elle est immédiate pour les composés légers. Tous les hydrocarbures ayant moins de 15 atomes de carbones et un point d'ébullition inférieur à 250°C se volatilisent dans les 10 jours; les hydrocarbures qui comptent de 15 à 25 atomes de carbones, avec un point d'ébullition compris entre 250 et 400°C s'évaporent en quantité moindre. Les composés ayant de 4 à 12 atomes de carbone, représentent près de 50 % d'un brut moyen, il peut donc y avoir une pollution atmosphérique notable.

L'évaporation dépend aussi des conditions météorologiques, en général plus la vitesse du vent, la vitesse des vagues et la température ambiante sont élevées, plus l'évaporation est rapide. Au-delà de deux semaines les phénomènes d'évaporation cessent.

L'atmosphère contient plus de 2800 composés chimiques. Parmi ces composés, les hydrocarbures aromatiques polycycliques sont considérés comme une des principales familles de polluants atmosphériques, susceptibles d'entraîner des cancers.

Dans l'atmosphère, les HAP à 2 ou 3 cycles sont sous forme gazeuse, alors que ceux à 3 et 4 cycles (anthracène, phénanthrène, pyrène, fluoranthène) se retrouvent à la fois dans la

phase gazeuse et dans la phase particulaire. Les HAP de 4 à 6 cycles sont sous forme particulaire dont 70 % sont adsorbés sur des particules ultrafines ($<0,5 \mu\text{m}$). [41]

I.2.3.2. Emulsification

Deux types d'émulsions peuvent se former : eau-dans-huile appelée "mousse au chocolat" et huile-dans-eau. Les émulsions eau-dans-huile sont constituées par des hydrocarbures de haut poids moléculaires. Ces émulsions difficilement dégradables sont les précurseurs des résidus goudronneux retrouvés sur les plages. Leur formation et leur stabilisation dépendent essentiellement de la composition chimique du pétrole et en particulier d'une teneur élevée en composés polaires, en résines et en asphaltènes. Elles sont très stables, leur dégradation est alors considérablement ralentie et elles sont extrêmement dommageables pour les zones côtières qui sont impactées.

Les émulsions huile dans eau, quant à elles facilitent l'élimination des hydrocarbures, leur formation est favorisée par la présence de substances tensioactives naturelles. Parallèlement, la biodégradation s'accompagne d'une production de substances émulsifiantes (bio-surfactants) qui vont favoriser la dispersion/dissolution. [41]

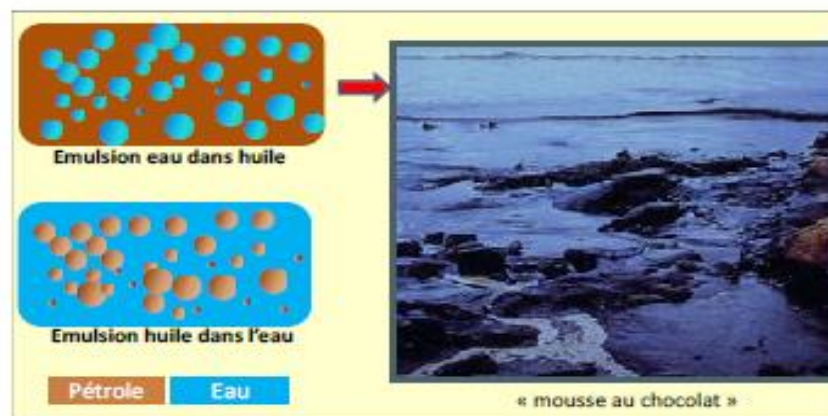


Figure I.3. Les émulsions formées par le pétrole dans l'eau de mer. [41]

I.2.3.3. Sédimentation

La sédimentation est le passage du pétrole de la surface vers le fond. Ce phénomène concerne les résidus goudronneux constitués de la fraction pétrolière la plus lourde et dont la densité est supérieure à celle de l'eau de mer. Les hydrocarbures adsorbés préférentiellement sur les particules en suspension sont entraînés gravitairement vers le sédiment marin. Ce phénomène est d'ailleurs capital en termes d'exportation de la surface vers le fond, notamment en eau océanique profonde.

La sédimentation conduit à la constitution d'agrégats de haute densité difficilement dégradables par voie naturelle. [41]

I.2.3.4. Biodégradation

La biodégradation est le processus naturel le plus important dans la dépollution de l'environnement marin. Les microorganismes en sont responsables, en particulier les bactéries, qui restent qualitativement et quantitativement prépondérantes pour métaboliser ces substrats. La capacité de se développer sur les hydrocarbures ne se limite pas uniquement aux bactéries, certains sites contaminés contiennent également de nombreux champignons et levures capables de les dégrader, signalent que certaines micros algues sont capables d'attaquer les hydrocarbures.

I.2.4. Caractéristiques des boues résiduaire

Les paramètres choisis pour illustrer les caractéristiques des boues résiduaire sont les définit comme suit :

I.2.4.1. Caractéristiques chimiques des boues

I.2.4.1.1. Concentration MES et concentration on MS

Détermination de la concentration d'une boue, revient sa concentration en MES.

La détermination des MS ou de l'extrait sec revient à faire sécher un volume connu de boues et à déterminer, après évaporation totale de l'eau, la masse de matière sèche restant, ces matières sèches correspondent aux matières en suspension des boues. Mais aussi aux ou matière solubles de la phase des boues qui sont éliminées lors de la détermination des MES.

On peut donc écrire :

$$\text{MS} = \text{MES} + \text{Matière dissoutes} \dots \dots \dots (\text{I.1})$$

I.2.4.1.2. Concentration des boues

Une boue constituée essentiellement par deux phases distinctes :

- Une phase solides corresponde aux matières en suspension MES de l'eau traitée ;
- Une phase liquide qui corresponde à l'eau interstitiel extraite avec les MES des boues. Cette eau, qui se trouvait dans l'effluent d'entrée de la station d'épuration, va contenir également des molécules dissoutes : [27]

$$\text{Boue} = \text{eau interstitielle} + \text{MES} \dots \dots \dots (\text{I.2})$$

I.2.4.1.3. Dosage des hydrocarbures

Les méthodes de dosage actuellement utilisées sont basées sur l'extraction des hydrocarbures par le tétrachlorure de carbone. La quantité d'hydrocarbures extraits est ensuite déterminée par spectrométrie infrarouge (IR), par rapport à une solution étalon renfermant un mélange témoin d'hydrocarbures, en mesurant les absorbances aux longueurs d'ondes

correspondant aux vibrations de valence les plus intenses pour les liaisons CH, CH₂ et CH₃. [35]

I.2.4.1.4. pH

Le pH d'une eau permet de mettre en évidence les espèces chimiques présentes dans un échantillon. On parle alors de pH acide, de pH neutre ou de pH basique. La mesure du pH est réalisée par une méthode potentiométrique en mesurant la différence de potentiel entre une électrode de verre et une électrode de référence. [31]

I.2.4.1.5. Demande biochimique en oxygène (DBO)

La DBO (demande biochimique en oxygène), c'est la quantité d'oxygène dissous consommée par les micro-organismes, à l'obscurité à 20 °C. Il permet l'évaluation des matières organiques biodégradables. [19]

I.2.4.1.6. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène représente la quantité d'oxygène consommée par les matières oxydables chimiquement contenues dans l'eau. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures.etc).

Ces analyses sont réalisées sur le liquide interstitiel des boues. [19]

I.2.4.2. Caractéristiques physiques des boues

Les analyses vont permettre de définir la structure de la boue et parfois de repère sa nature.

La nature d'une boue est fonction de son origine et peut être définie par la composition chimique des particules, certaines analyses physiques peuvent en rendre compte.

I.2.4.2.1. Granulométrie

Détermination de la taille des particules et de leur distribution. [24]

I.1.4.2.2. Viscosité

La viscosité peut être considérée comme une mesure de l'intensité des forces inter-particulaires. Elle permet d'évaluer le caractère thixotropique d'une boue (aptitude de la boue à se prendre en masse en l'absence de brassage et à redevenir fluide sous une agitation modérée). Cette caractéristique est très utile pour apprécier les possibilités de collecte, transport et pompage.

Pour certaines boues et certaines précautions, on peut définir une viscosité dite de Bingham pour une contrainte caractéristique T (en dyne/cm²). [18]

I.1.4.2.3. Conductivité électrique (CE)

La conductivité permet d'évaluer rapidement et approximativement la minéralisation globale de l'eau. La mesure de conductivité est réalisée en mesurant la conductance d'une eau entre 2 électrodes métalliques, elle est l'inverse de la résistivité électrique. [31]

I.2.5. Généralités sur les traitements de boues

Le procédé de traitement des boues et de ses dérivés obtenues au stockage consiste à éliminer en toute sécurité l'ensemble des composés présents dans cette boue et qui sont toxique et actives (polluants).

Il est à noter que l'élimination finale de tous les déchets toxiques, nuisibles ou polluants est régie par un certain nombre des textes et décrets donc tout procédé de traitement est réalisé dans le but de permettre la récupération des boues provenant des bacs de stockages en général. [21]

I.2.5.1. Mélange des boues dans le béton

Cette méthode permet d'enfermer matériellement les composés de plomb sous une forme inoffensive. Au début, il y aura quelques diffusions de vapeur de plomb alkyle provenant du bloc mais des essais ont vérifié que si la méthode est appliquée avec une boue type, le taux de plomb organique dans l'air au voisinage immédiat de la boue, tombera au bout de sept jours, au-dessous de C-M-A (concentration maximale admise). Egalement, il n'y aura aucun risque de filtration de composé soluble de plomb ou de poussière porteuse de plomb.

La quantité totale de plomb dans le béton sera pratiquement inférieure à 0.25% en masse et par conséquent le rejet sur des emplacements contrôlés sera sans danger.

Cette méthode de mélange de la boue dans le béton est la première à envisager pour les produits qui doivent rester sur les lieux de la raffinerie ou du parc de stockage. [57]

I.2.5.2. Désagrégation atmosphérique des boues

La désagrégation atmosphérique est une méthode pour réduire seulement la teneur en plomb organique de la boue; elle ne réduit pas la teneur total en plomb. La méthode doit être appliquée sur les lieux de la raffinerie ou du parc de stockage sous un contrôle très strict.

Afin de permettre un rejet en toute sécurité sur des emplacements contrôlés, il est désirable de réduire la teneur en plomb organique, et en suite de réduire le pourcentage total de plomb à une valeur inférieur à 0.5%. Ce dernier résultat peut être obtenu par des mélanges avec des solides inoffensifs comme de la terre ou du sable. [21]

I.2.5.3. Incinération

L'incinération est un procédé onéreux estimé à des sommes d'environ 250-500 euro/tonnes pour le nettoyage, le transport et l'incinération de ces résidus est une méthode extrêmement efficace pour réduire la teneur en plomb organique de la boue.

La boue qui a été brûlée contient encore des composés non organiques de plomb et nécessite une dilution pour réduire la teneur totale en plomb au-dessous de 0.5% avant qu'elle puisse être enterrée sur un emplacement anonyme. [57]

I.2.5.4. Mélange des boues avec une matière inerte

Après que la teneur en plomb organique a été réduite par désagrégation atmosphérique ou incinération, la boue peut nécessiter un traitement supplémentaire pour réduire sa teneur totale en plomb (ceci ne concerne pas la boue incorporée dans du béton). Il est recommandé que la teneur totale en plomb de la boue soit réduite à une valeur qui ne soit pas supérieur à 0.5%.

Comme la teneur initiale en plomb ne sera pas supérieur à 1% avec des solides inertes sera ordonné toute sécurité d'une part de solide inerte pour une part de boue.

Comme les densités des solides inertes (par exemple du sable ou de la terre) sont sensiblement égales, il est sans importance que le mélange soit fait en poids ou en volume.

Evacuation des boues non traitées. Quelques directions de raffinerie ou de parc de stockages, peuvent ne pas désirer s'occuper elle mêmes des traitements écrits ci-dessous pour réduire la toxicité des boues d'essence au plomb ; mais voudraient s'en débarrasser dès qu'elles sont sorties des réservoirs. Dans ce cas, il est nécessaire de trouver un entrepreneur qui consente à enlever les résidus toxiques et des opérateurs qui consentent et qui sont qualifiés pour les verser à la décharge.

Il est évident que l'entrepreneur qui pratique l'enlèvement et l'ouvrier de la décharge soient conscient des dangers que présentent la boue d'essence au plomb, et qu'ils prennent les précautions nécessaires en la manipulant et que l'opérateur de la décharge en particulier ait obtenu l'autorisation nécessaire pour vider les résidus en conformité avec les règlements locaux et gouvernementaux. [21]

I.2.5.5. Boue enterrée

La pratique d'élimination des boues depuis le début des nettoyages des réservoirs d'essence au plomb aux premières années de la décennie 1930 indiquait qu'au moins 95% de ces boues ont été enterrées à des emplacements (emplacements contrôlés) c'est-à-dire des raffineries et des parcs de stockages. Pour autant qu'on le sache aucun des emplacements existants ou des boues ont été enterrées n'a donné lieu à des incidents dans l'environnement.

Il est possible que certains des composés solubles de plomb présents dans la boue se soit dissous lentement et que la solution ne soit écoulee vers des sources souterraines.

Remarque :

La boue qui est actuellement enterrée reste en place ne doit être remuée.

L'action d'une boue enterrée qui aurait été remuée par suite d'une excavation, les analyses montrent que la teneur en plomb organique de l'air au-dessus de la boue au cours d'excavation été si basse qu'elle ne constituait pas un danger appréciable.

Il y a d'autres méthodes pour se débarrasser de ces boues :

- **Dépôts en décharge**

Le dépôt de produits polluants est interdit par la plupart des gouvernements car il contamine les sols, pollue les nappes phréatiques et immobilise des surfaces importantes en les rendant dangereuses. [57]

- **Séparation chimique**

La séparation chimique est non seulement chère mais encore les produits obtenus ne sont utilisables que comme huiles de chauffe et ils n'ont donc qu'une faible valeur ajoutée dus aux traces chimiques qu'ils contiennent.

De plus, la pollution atmosphérique reste entière et la contamination de l'eau extraite n'est pas négligeable. [21]

I.2.6. Stabilisation/Solidification de déchets dangereux

I.2.6.1. Généralités

Les techniques de Stabilisation se différencient principalement par la nature organique ou minérale des réactifs employés. Des additifs peuvent éventuellement être ajoutés afin de compléter l'action des liants. La Stabilisation regroupe plusieurs techniques telles que la vitrification, la fixation physique, la fixation chimique et la solidification qui peuvent ou non être associées. [43]

La stabilisation/solidification des déchets vise :

- la réduction de la solubilité des polluants : transformation des éléments sous forme peu solubles et/ou modification du contexte physico-chimique ;
- la limitation de l'interface entre le déchet et le milieu environnant : solidification des déchets sous formes de monolithes massifs et peu perméables, la réactivité du matériau est alors limitée par les transferts de masse.

Trois types de procédés de stabilisation/solidification ont alors été élaborés :

- les procédés à haute température : le déchet est solidifié par sa fusion en présence d'éventuels additifs, le solidifié est constitué d'une matrice vitreuse ou cristalline ;
- les procédés à basse température (110 à 250°C) : le déchet est mélangé à un liant thermoplastique ou thermodurcissable. Le déchet est alors enrobé dans une matrice imperméable ;
- Les procédés à froid : mélange du déchet avec un liant minéral (hydraulique ou pouzzolaniques), le déchet est à la fois stabilisé du fait des interactions chimiques avec le liant et solidifié par son intégration dans un mortier. [42]

I.2.6.2. Chimie des ciments Portland

Un ciment Portland est initialement un matériau complexe constitué de quatre phases minérales principales [55]: C₃S (50 à 70 %), C₂S (15 à 30 %), C₃A (5 à 10 %) et C₂ApF1-p (5 à 15 %). [42]

Cette complexité s'accroît par la suite car de nouvelles phases hydratées apparaissent dans la matrice cimentaire suite à l'hydratation du ciment.

L'hydratation du ciment met en jeu un nombre important de réactions chimiques complexes qui s'amorcent dès le début du gâchage et qui se poursuivent dans le temps.

De plus, les composés obtenus, suite aux premières réactions, peuvent à leur tour interagir entre eux, ainsi qu'avec les espèces minérales initialement présentes dans le clinker, aboutissant à de nouveaux composés. Seules les principales réactions sont présentées, avec leur équivalent en notation cimentière.

En présence d'eau, les différents silicates et aluminates forment des hydrates, pratiquement insolubles dans l'eau, d'où les phénomènes de prise et de durcissement en présence d'eau.

Les réactions induites par l'hydratation des composés anhydres du clinker vont également définir les propriétés mécaniques des pâtes de ciment (dureté et résistance). [55]

Parmi les différents ciments, les plus utilisés dans la stabilisation / solidification des déchets sont le Ciment Portland Artificiel (CPA-CEM I). Le CPA contient au moins 97 % de clinker, le reste étant du filler. [19]

Les classes des ciments en fonction de la résistance à la compression minimale et la résistance maximale à 28 jours d'hydratation dans des conditions opératoires spécifiées. Les résistances sont exprimées dans le système international SI d'unités de mesure, en mégapascals : 1 MPa, qui vaut 1 N/mm² ou encore 10⁶ N/m². [19]

I.2.6.3. Stabilisation/Solidification par un liant hydrauliques

Les procédés de stabilisation/solidification à froid sont couramment utilisés du fait de leur faible coût et de leur facilité de mise en œuvre. Deux types de liants (seuls ou en mélanges) sont fréquemment utilisés :

- Les liants hydrauliques sont des solides pulvérulents ayant la particularité de prendre en masse du fait de leurs réactions en phase aqueuse. Pour la stabilisation/solidification des déchets, deux types de ciments sont utilisés : les ciments Portland et, dans une moindre mesure, les ciments alumineux.

- Les liants pouzzolaniques, quant à eux, prennent en masse par réaction en phase aqueuse en présence de chaux. Divers résidus industriels minéraux présentent de telles propriétés. Parmi eux, les laitiers de hauts fourneaux et les cendres volantes de centrales thermiques au charbon sont couramment utilisés comme liant ou en ajout au ciment Portland. [42]

I.2.6.4. Mécanismes de rétention des polluants dans les matrices cimentaires

Quatre mécanismes principaux de rétention des polluants (des métaux notamment) dans les matrices cimentaires sont généralement admis:

- **Piégeage mécanique ou encapsulation** : Les particules de déchets enrobées par une gangue d'hydrates ou enfermées dans des pores non connectés ne peuvent subir les mécanismes de lixiviation.

- **Précipitation** sous forme d'hydroxydes (du fait de la forte alcalinité), d'hydrates (Si, Ca) de solubilité limitée, ou de carbonates (Pb par ex.).

- **Sorption** d'espèces ioniques en surface des C-S-H notamment.

- **Incorporation** dans le réseau cristallin de certains hydrates : certains métaux peuvent être incorporés dans la matrice de certains hydrates par substitution (de l'Al par le Fe, par exemple) ou par addition dans le réseau cristallin. [42]

Potentiel de sorption des matrices cimentaires :

Les C-S-H sont structurés par un empilement irrégulier de fibres de silicate de calcium leur conférant une importante nano-porosité (diamètre de quelques nm à quelques dizaines de nm). Associée à une charge surfacique élevée, cette nano-porosité offre aux C-S-H un fort potentiel de sorption.

La composition des C-S-H (ratio Ca/Si) modifie la charge superficielle et donc le type d'éléments pouvant être adsorbés. Les C-S-H riches en calcium ont une charge positive et donc une affinité pour les anions (sulfates notamment). Lorsque la teneur en Ca diminue

(dissolution in congruente), la charge superficielle diminue, devient nulle pour Ca/Si autour de 1,2 et enfin, devient négative. Les C-S-H riches en silicium adsorbent donc préférentiellement les espèces cationiques (métaux par ex.). [42]

I.2.7. Caractérisation du comportement à la lixiviation ; Tests de lixiviation choisis

Deux niveaux de procédures sont retenus pour l'évaluation du comportement à la lixiviation des matériaux :

- Des tests destinés à la caractérisation des propriétés intrinsèques des matériaux broyés dont le test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (IpH), le test de l'Eau des Pores (EP) et le test de Fraction Maximale Mobilisable (FMM).
- Des tests destinés à la caractérisation des mécanismes de transfert en solution des polluants dont le Test de Lixiviation sur Monolithe (TLM). [43]

I.2.7.1. Tests destinés à la caractérisation des propriétés intrinsèques des matériaux (tests d'extraction)

I.2.7.1.1. Test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (IpH)

Ce test a pour but la détermination de la solubilisation des espèces chimiques en fonction du pH, ainsi que la capacité du matériau de neutraliser les solutions acides ou basiques auxquelles il est soumis. [43]

I.2.7.1.2. Test de l'Eau des Pores (EP)

On distingue plusieurs méthodes de caractérisation de l'eau des pores. L'une consiste en l'extraction de cette eau des pores du matériau et de l'analyser.

La méthode présentée ici reproduit des ratios L/S décroissants nous permettant d'extrapoler les résultats de solubilisation d'une quantité des espèces contenues dans le matériau dans un volume de liquide correspondant à la porosité du bloc monolithique. [43]

I.2.7.1.3. Test de la fraction maximale Mobilisable FMM

La fraction maximale mobilisable a été considérée comme la donnée absolue de caractérisation des matériaux stabilisés. Puis elle a fait l'objet de nombreuses remises en causes et l'intérêt de la prise en compte du scénario a été montré. Cependant dans une démarche de modélisation on a parfois besoin de déterminer le contenu total lixiviable.

I.2.7.2. Tests destinés à la caractérisation des mécanismes de transfert en solution des polluants (Test de Lixiviation sur Monolithe (TLM))

L'objectif du test est l'étude du relargage des polluants contenus dans un monolithe poreux avec renouvellement périodique de la solution en contact avec le matériau. [49]

Nous mettons en place des tests dynamiques qui se caractérisent par un fort renouvellement en lixiviant suivie par la macération qui incluent éventuellement un phénomène de saturation du lixiviant.

Les tests de lixiviation effectués sur les blocs monolithiques sont conformes à la Procédure d'Evaluation Approfondie des Procédés de stabilisation/solidification à base de liants hydrauliques. [43]

I.3. GENERALITE SUR CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE (CET)

I.3.1. Définition

Le CET ont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur ou dans la terre (c'est à dire en sous sol), y compris:

- Les décharges internes (les décharges où un producteur de déchets procède lui-même à l'élimination des déchets sur le lieu de production).
- Un site permanent (pour une durée supérieure à un an) utilisé pour stocker temporairement les déchets, à l'exclusion : des installations où les déchets sont déchargés afin de permettre leur préparation à un transport ultérieur en vue d'une valorisation, d'un traitement ou d'une élimination en un endroit différent.
- Du stockage des déchets avant valorisation ou traitement pur une durée inférieure à trois ans en règle générale.
- Du stockage avant élimination pour une durée inférieure à une année.

Selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité les centres de stockage de déchets sont répartis en trois classes. [30]

I.3.2. Les classe des CET

Les CET sont administrativement classées en trois catégories, sur la base du coefficient de perméabilité K du substrat, les principales catégories classes de CET sont représentés dans tableau I.4.

Tableau I.4. Principales classes de CET. [29]

Catégorie	Déchets Admissibles	Perméabilité K	Caractérisation du site

Classe I	Déchets spéciaux	$K < 10^{-9}$ m/s Sur 5m Site imperméable	<ol style="list-style-type: none"> 1. Fond imperméable, 2. Conception de l'alvéole garantissant les écoulements vers un point bas, 3. Implantation d'un ouvrage, de contournement évitant l'entrée des eaux superficielles, 4. Couverture en pente, favorisant le ruissellement
Classe II	Ordures ménagères et déchets assimilés	$10^{-9} < K < 10^{-6}$ m/s Sur 1 m Site semi imperméable	<ol style="list-style-type: none"> 1. Capacité du site à s'assurer une épuration des lixiviats, 2. Infiltrations modérées, écoulements vers un point bas, 3. Protection des eaux souterraines contre les risques de pollution.
Classe III	Déchets inertes Site perméable $K > 10^{-6}$ m/s Sur 1m	Site perméable $K > 10^{-6}$ m/s Sur 1m	Migration trop rapide des lixiviats constituant un risque élevé de la Pollution des nappes phréatiques.

Les boues vont en classe 2 si elles ne contiennent pas de produits toxiques sinon elles vont en classe 1.

Le stockage des déchets en C.E.T. de classe 2 se fait par «casiers » qui sont d'immenses bacs de plusieurs milliers de m³. Quand un casier est plein on en remplit un autre.

Les C.E.T. génèrent des liquides issus des déchets eux même et des précipitations pluie, neige que l'on nomme les lixiviats.

Les C.E.T. sont réalisés dans des sols étanches ou rendus étanches par des géotextiles afin de les récupérer pour les traiter.

Dans ces CET une méthanisation s'installe naturellement et leurs durées de vie est de 20 à 30 ans. Le recyclage des lixiviats dans la masse de déchets permet d'abaisser la durée de vie d'une décharge à 6-8 ans car on accélère la méthanisation.

Quand les casiers sont pleins, on les couvre pour les rendre étanches, on récupère le biogaz (méthane et gaz carbonique) et on remet une couche de terre pour le revégétaliser en mettant de l'herbe, des arbustes. [25]

La figure I.4 illustre les fonctionnements d'un casier de CET. [30]

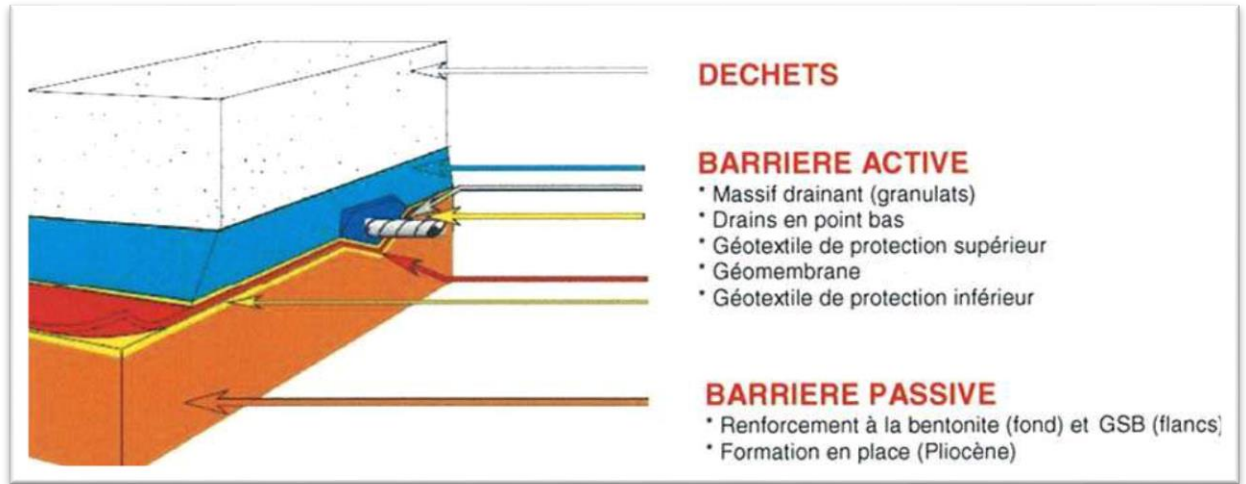


Figure I.4. Le schéma expose le fonctionnement d'un casier du Centre d'Enfouissement Technique. [26]

CHAPITRE II

PROTOCOLES EXPERIMENTAUX ET TECHNIQUES D'ANALYSE

Dans ce chapitre, nous présentons les techniques analytiques ainsi que les protocoles expérimentaux utilisés.

En premier lieu, nous donnerons une présentation générale du centre d'enfouissement technique de SIDI-BOUDERHAM.

Nous présentons en deuxième lieu, les différentes techniques et méthodes d'analyses de caractérisation des boues de CET.

En troisième lieu, nous donnerons un aperçu sur la localisation des stations de prélèvement et les détails des protocoles expérimentaux auxquelles on s'est référencié pour doser les paramètres physico-chimiques.

II.1. PRESENTATION GENERALE

II.1.1. Historique

Le Centre d'Enfouissement Technique de Bejaia est un CET de classe II, sa réception remonte à 2012, par contre son exploitation a débuté en Aout 2015. Ce retard est dû à l'absence d'un accès praticable « route nom bitumée », qui a été réalisé par la DTP en 2015.

Le CET se situe sur les hauteurs de SIDI-BOUDERHAM commune de Bejaia, sa superficie s'étend sur 30 hectare.

Le CET contient 01 casier d'un volume de 200 000 m³ et une durée de vie d'environ 04 ans.

D'autre casier sont à prévoir et autres réalisations comme un bâtiment technique, administration et un poste de contrôle, la commune desservie par le CET est la commune de Bejaia, le nombre des habitants desservie sont 194 930 hab. la quantité des déchets enfuis par jour est de 153t/j et 55845t/an. [24]

II.1.2. Situation géographique

Le Centre d'Enfouissement Technique de SIDI-BOUDERHAM se situe selon ces coordonnées 36°43'27.4''N 5°00'50.3'' dans un territoire appartenant à la commune de Bejaia, dans un secteur occupant le piémont du massif forestier de Adrar SIDI-BOUDERHAM à 4 Km à l'Ouest de la ville de Bejaia et à 2.3 Km au Nord-est de l'agglomération chef-lieu de Oued Ghir.

Le CET occupe une superficie de l'ordre de 32 hectares et se localisent aux environs du lieu- dit « Ighzer Ou Zemmour » au Sud du Douar Smenda à 1.1 Km du chemin

communale reliant les différents Douars (Khaéra, Smenda, Ifithaouene) à la ville de Bejaia et à 2 Kilomètres de la route national 12 reliant Oued Ghir Bejaia.

L'implantation de ce site est conforme aux exigences environnementales qui consistent sur les critères du choix de terrain et la perméabilité du sol, qui se composent en générale de flysch.[24]

II.1.2.1. Géologie du site

La formation géologique servant d'assise au versant du site du CET est constituée par flysch oligocène composée par des grés en gros banc réguliers, quartzeux ou friables qui sont souvent ferrugineux avec des lits schisteux.

La matrice enveloppant le matériel gréseux est en général argileuse, donc imperméable aux eaux de ruissellement. [24]

II.1.2.3. Hydrographie

Le site du centre d'enfouissement technique de Bejaia est drainé par le l'oued Ighzer Ouzemour qui est de type intermittent.

Ce dernier joue un rôle de collecteur principale ou viennent se jeter les eaux de ruissellement qui drainent le versant Ouest d'Adrar Boudersham, pour ensuite finir leurs parcours en bas dans le Oued Soummam qui se trouve à une distance d'environ 3.5 Kilomètre.

En revanche, la nature lithologique de ce type de flysch ne permet pas le développement d'aquifère dans la d'étude, de plus l'altération du flysch lui-même donne naissance à un résidu d'altération de type marneux- argileux.

En conséquence, la nature minéralogique de ces formations d'altération ne participe en aucune manière à la réunion de conditions adéquates pour la constitution des zones susceptibles d'être aquifères. [24]

II.1.3. Biogéographie

Sur le plan biogéographique, le site concerné par la présente note se trouve dans milieu humide, suivant les années, et reçoit une tranche pluviométrique supérieure à 970 mm en moyenne annuelle.

L'expression biogéographique de ce climat se traduit sur le terrain par des essences végétales bien adaptées à ce type de milieu. [24]

II.1.3.1. La flore

Au niveau du site du projet il existe et de façon très clairsemée et disparate que des formations artificialisées : olivier, acacia, eucalyptus et à proximité des constructions et des petits vergers.

Quant à la flore environnante, elle donne l'image d'un maquis de plus en plus dégradé au fur et à mesure que l'on s'approche de la mer.

Ce maquis en garrigue à chêne Kermes domine la majeure partie du paysage. C'est un groupement relativement pauvre en espèce et on y trouve principalement : *Ampelodesma mauritanica*, *Calicatum spinosa*, en *Cistus monspelliensis* et fréquemment le *buplenarum fruticosum*.

L'espèce dominante après les incendies et le débroussaillage est l'*Amoelodma mauritanica*. [24]

II.1.3.2. La faune

D'après les études faites dans la région et particulièrement au niveau du parc GOURAYA qui se trouve à quelque Kilomètre du site du projet, la faune n'est pas très abondante mais assez variée.[24]

II.1.3.3. Climatologie

Le climat de la zone d'étude est de type subhumide méditerranéen, caractérisée par un hiver pluvieux et doux et un été sec et chaud.

En effet, les facteurs climatiques interviennent dans les processus de transformation (biodégradation) et la diffusion de polluants sont les pluies, les températures et vent. [24]

II.1.3.4. Topographie

Le relief du secteur du centre d'enfouissement technique est très simple, il se situe dans sa totalité dans le cadre du versant Ouest du massif forestier d'Adrar SIDI-BOUDERHAM à l'Ouest de la ville de Bejaia, à 2 Km de la vallée et à 2.5 Km environ au Nord de Oued Soummam. C'est un site qui se développe sur un relief à caractère collinaire, un relief qui joue le rôle de liaison entre la vallée de la Soummam au sud et le domaine montagneux au Nord.

Les altitudes ici varient de 150 m au niveau du piémont à 500 sur les hauteurs. Les points les plus hauts culminent dans cette zone à 501 m dans la forêt de SIDI-BOUDERHAM.

Quant aux altitudes autour du site du Centre d'Enfouissement Technique, elles varient entre 310 m à l'aval, et 400 m à l'amont, au niveau du maquis dégradé.

Le relief de ce site est accidenté ou les pentes sont généralement moyenne à fortes, elles varient de 10° à 20° à l'aval et de 20° à plus de 30° à l'amont. [24]

II.2. PROTOCOLES EXPERIMENTAUX

II.2.1. Préparation mécanique et échantillonnage

Avant de procéder à une analyse quelconque de la boue, celui-ci subit un traitement mécanique qui représente la phase la plus délicate pour obtenir un échantillon représentatif. Pour atteindre ce but, nous appliquons les différents procédés mécaniques suivants :

II.2.1.1. Séchage

Dans une étuve (figure II.1 à II.4), la boue est sèche à 105°C pendant 24h jusqu'à élimination total de l'humidité. Autre quantité de boues et séché dans un étuve à 50°C pour les analyse de matière organique.



Figure II.1. Boue dans l'étuve à 105°C. **Figure II.2.** Boues dans étuve à 50°C.

(Laboratoire LTPG)



Figure II. 3. Boue humide. **Figure II.4.** Boue sèche.

II.2.1.2. Concassage

Le concassage est un traitement mécanique qui sert à réduire le diamètre des grains des matières premières à un diamètre inférieur, grâce à un concasseur de type FRITSCH. Le diamètre de la particule de la boue après séchage est très grand. A l'aide de concassage, le diamètre des grains subit une réduction jusqu'à environ 2 mm. Pour réaliser cette réduction

nous avons utilisé le concasseur disponible au laboratoire LTMGP représenté dans la figure II.5.



Figure II.5. Concasseur de type Fritsch. (Laboratoire LTPG)

II.2.1.3. Broyage

Le broyage de l'échantillon a été effectué avec un mortier jusqu'à atteint diamètre $d=1.6\text{mm}$.

II.2.1.4. Tamisage

Le tamisage permet de séparer les matériaux en fonctions granulaires définies par la cote de la maille carrée du tamis. En pratique, la détermination de la distribution granulométrique ce fait par classement dimensionnel à travers une série de tamis (AFNOR) d'ouverture de mailles décroissantes. La tamiseuse utilisé ou cours de notre travail et celle du laboratoire LTMGP (figure II.6) qui est de type AS200 basic. Retsch ; illustré dans la figure II.6 constituée de cinq tamis d'ouverture suivante (2.5mm, 1.25mm, 500 μm , 315 μm , 200 μm).



Figure II.6.Tamiseuse. (Laboratoire LTPG)

II.2.1.5. Analyse granulométrique

La granulométrie est l'étude de la répartition des éléments selon leur taille par tamisage.

Après avoir concassé les échantillons de sol à 2 mm, on effectue leur tamisage par un vibre-tamis constitué de 5 tamis, et après chaque tamisage on pèse la quantité de l'échantillon retenu dans chaque tamis.

II.2.1.6. Echantillonnage

Après la réalisation de la granulométrie on restitue les différentes classe granulométriques de chaque échantillon puis on les homogénéise et on les quarte pour les concasser à nouveau à 1 mm. Les matériaux granulaires sont obtenus par concassage à sec.

II.2.1.7. Homogénéisation et quartage

C'est une opération indispensable pour une meilleure représentativité de l'échantillon. Avant cette opération, il est nécessaire de procéder à une homogénéisation qui est un procédé mécanique qui consiste à mélanger l'échantillon à la main de manière à le rendre homogène.

La matière finement broyer est mise en forme d'un cercle partage en quatre parties égale dont nous prenons les deux parties opposés c'est une opération de réduction de poids de l'échantillon souhaiter pour l'analyse (figure II.7). Sa réalisation, nécessite l'application de la loi de Richard donnée par la relation suivante :

$$Q_i \geq kd^2 \dots\dots\dots \text{II.1}$$

$$m \leq Q_i / kd^2 \dots\dots\dots \text{II.2}$$

$$m = 2^n$$

Avec :

Q_i : masse initiale à quarter,

m : masse déterminant le nombre de quartage, utilisée comme moyen de vérification ;

d : diamètre de plus gros grain ;

k : coefficient de répartition de la minéralisation (matériau homogène ; k = 0,1) ;

n : nombre de quartage.

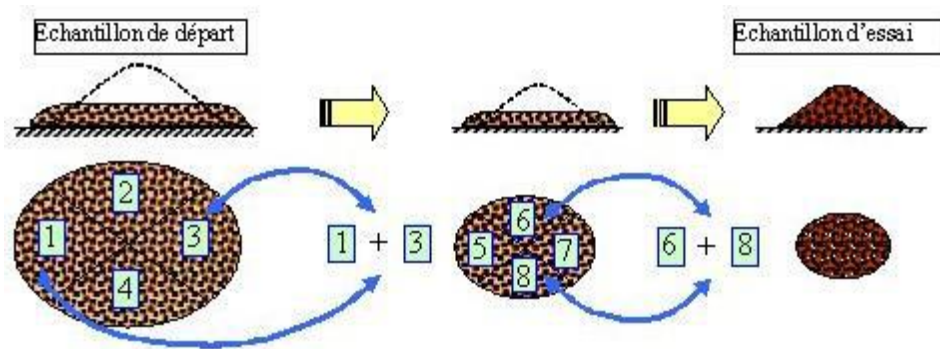


Figure II.7. Opération de quartage.

II.2.2. Méthodes de caractérisation de la boue

II.2.2.1. Potentiel Hydrogène (pH)

Le pH est représenté la concentration en ions H^+ dissocié présent dans la solution de la boue à un instant donné, en équilibre avec les radicaux qui les ont libérés avec les autres ions dans le milieu. Le pH est le logarithme décimal de l'inverse de la concentration d'une solution en ion H^+ donné par la relation II.3 Le pH varie de 0 à 14 ; suivant qu'il supérieur ou inférieur à 7 ; la solution est basique ou acide.

$$pH = \text{Log}_{10} (1/ H^+) \dots \dots \dots \text{II.3}$$

➤ Mode opératoire

Pour la mesure de pH eau, 10 g de boue sont mis en suspension dans 25 ml d'eau distillée, agités pendant 1h puis laissés au repos pendant 2h. Le pH est ensuite mesuré dans le filtrat à l'aide d'un pH-mètre. Le pH eau mesure l'acidité réelle et prend en compte les ions H_3O^+ libres dans la solution de boue. [54]

II.2.2.2. Conductivité Electrique (CE)

Quant à la mesure de conductivité électrique, un échantillon de boue sèche de granulométrie 500 μm , a été introduite dans l'eau distillée avec un rapport d'extraction de 1/10 (m/v), à l'aide de conductivité mètre. [53]

II.2.2.3. La matière sèche

➤ Mode opératoire

Placer durant au moins 30 min une capsule d'évaporation ou un creuset vide dans l'étuve de séchage réglée à 105 °C. Après refroidissement à la température ambiante dans le dessiccateur, peser à 1 mg près, la capsule (m_a).

En fonction de la teneur en eau présumée, peser dans la capsule d'évaporation ou le creuset une quantité appropriée (m_b) de boues, de telle sorte que la matière sèche obtenue ait une masse au moins égale à 0,5 g.

Placer la capsule d'évaporation ou le creuset contenant l'échantillon dans l'étuve de séchage réglée à 105 °C jusqu'à ce que le résidu apparaisse sec, généralement toute une nuit.

Après refroidissement dans le dessiccateur, peser une première fois la capsule d'évaporation ou le creuset et son contenu, (m_c). [21]

Calculer la teneur en matière sèche (W_{dr}), exprimées en pourcentage en masse à partir des formules suivantes :

$$W_{dr} \% = [(m_c - m_a) / (m_b - m_a)] * 100 \dots \dots \dots \text{II.4}$$

- W_{dr} : est la teneur en matière sèche de l'échantillon de boues, en pour cent ;
- m_a : est la masse de la capsule d'évaporation ou du creuset vide, en grammes ;
- m_b : est la masse de la capsule d'évaporation ou du creuset contenant l'échantillon de boues, en grammes ;
- m_c : est la masse de la capsule d'évaporation ou du creuset contenant la matière sèche de l'échantillon de boues, en grammes. [21]

II.2.2.4. Dosage de carbone organique total

➤ Principe de la détermination de la matière organique

Le taux de matière organique est déterminé après calcination de l'échantillon au four pendant 6 heures à 600 °C, l'augmentation de température se fait par paliers thermiques, pour éviter la perte de l'échantillon par projection suite à sa brusque combustion.

➤ Mode opératoire

- On a prélevé 2 g de la boue humide et on le place dans un creuset, on porte le creuset à l'étuve à 105° C pendant 24h. On retire le creuset et on le laisse refroidir dans un dessiccateur puis on le pèse.
- On porte le creuset au four à 600° C pendant 6h, on retire le creuset et on le laisse refroidir dans un dessiccateur puis on le pèse à nouveau.

➤ Expression des résultats

La MO est exprimée en pourcentage (%) massique et elle est égal à :

$$MO(\%) = 100 \times (P_s - P_c) / P_s \dots \dots \dots \text{II.5}$$

Où :

P_s : Poids de l'échantillon sec

P_c : Poids de l'échantillon après calcination

A partir des % de MO nous pouvons déterminer les pourcentages de COT (carbone organique total), ainsi en appliquant la relation suivante :

$$MO(\%) = COT(\%) \times 1,8 \dots \dots \dots \text{II.6}$$

Le calcul est basé sur le fait que la MO est constituée de presque 55,5% de carbone. [52]

II.2.2.5. Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières existant dans l'eau et oxydable dans des conditions opératoires définies. En fait la mesure correspond à une estimation des matières oxydables présente dans le sol, quelle que soit leur origine organique ou minérale (fer ferreux, nitrites, ammonium, sulfures et chlorures). La détermination de la DCO est faite avec une DCO-mètre de type : BEHROTEST TRS200.

➤ Principe

Dans des conditions définies, certaines matières contenues dans l'eau sont oxydées à l'ébullition (120°C) par un excès de dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent jouant le rôle de catalyseur d'oxydation et de sulfate de mercure permettant de complexer les ions chlorure. L'excès de dichromate de potassium est dosé par le sulfate de fer et d'ammonium.

Les matières oxydables (et en particulier les matières organiques) de l'échantillon sont oxydées par le dichromate de potassium dans les conditions précitées.

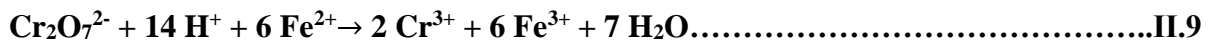
Le dichromate de potassium est réduit :



Le dichromate de potassium résiduel est dosé par une solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (donc de Fe^{2+}), en présence de ferroïne (indicateur d'oxydoréduction) :



La réaction globale du dosage est la suivante :



Il est alors possible de déterminer la quantité de dichromate de potassium consommé lors de l'essai et d'en déduire la quantité d'oxygène équivalente.

Pour limiter l'interférence des chlorures, on ajoute du sulfate de mercure, qui conduit à la formation de chloromercurate (II), soluble et peu oxydable :



➤ Vérification de titre de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium

Dans un bécher, mettre 5 ml de dichromate de potassium 0.04 mol/l. Ajouter 100 ml de la solution d'acide sulfurique à 4 mol/l, laisser refroidir. Ajouter quelques gouttes de solution de ferroïne. Titrer avec la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium et déterminer la quantité nécessaire de sulfate de fer et d'ammonium pour obtenir le virage au rouge.

$$T = \frac{V_{\text{dichromate}}(\text{ml}) \times 0.04 \times 6}{V_{\text{sulfate de fer}}(\text{ml})} \dots \dots \dots \text{II.11}$$

➤ **Mode opératoire**

- On introduit 8 ml de filtrat (1 g de Boue + 20 ml de l'eau distillée) et on complète avec de l'eau distillée jusqu'à 10 ml dans un tube de réaction ;
- On ajoute 5 ml de solution de dichromate de potassium 0.04 mol/l ;
- On Ajoute 15 ml de la solution sulfurique du sulfate d'argent ;
- On place le tube dans le bloc chauffant on porte à ébullition pendant 2 heures à 120°C sous réfrigérant à reflux adapté au tube ;
- On arrête le chauffage ;
- On retire les tubes avec leurs réfrigérants. On les laisse refroidir, puis on rince avec précaution le réfrigérant en recueillant les eaux de lavage dans le tube de réaction.
- On transvase le contenu du tube dans un erlenmeyer de 250 ml, on rince et on dilue avec l'eau distillée ;
- On ajoute 2 à 3 gouttes de solution de ferroïne ;
- On titre avec la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium et on détermine la quantité nécessaire de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium pour obtenir le virage rouge brun ;
- Procéder de la même manière en remplaçant l'échantillon par 10 ml d'eau distillée

➤ **Expression des résultats**

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligramme d'oxygène par litre est égale à :

$$\text{DCO} \left(\frac{\text{mg}}{\text{l}} \right) = \frac{v_0 - v_1}{v} \cdot 8000 \cdot T \dots \dots \dots \text{II.12}$$

v₀ : Volume de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium nécessaire au dosage de K₂Cr₂O₇ dans l'eau distillée "l'essai à blanc" (en ml) ;

v₁ : Volume de la solution de sulfate de fer et d'ammonium nécessaire au dosage de K₂Cr₂O₇ dans l'échantillon (en ml) ;

v : Volume de l'échantillon (en ml) ;

T : Titre de solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (en mol/l).

II.2.2.6. Détermination de la perte au feu (PAF)

Sécher environ 3g d'échantillon dans une étuve à 105 °C. Prendre une pris d'essai de 1g dans un creuset en porcelaine préalablement taré .Soit P₁. Introduire dans un four à moufle

froid. Augmenter progressivement la température jusqu'à 1000°C et la maintenir pendant 1 heure. Retire le creuset et le mettre dans un dessiccateur puis laisser refroidir et peser P₂. [52]

La valeur de la perte eue feu est donnée par la relation suivante :

$$\text{PAF} = (P_1 - P_2 / P_1) * 100 \dots \dots \dots \text{II.13}$$

II.3. CARACTERISATION STRUCTURALE

II.3.1. Caractérisations minéralogique par diffraction des rayons X

II.3.1.1. Définition

La diffraction des rayons X renseigne sur la structure du solide, la nature des éléments qui le composent, la maille cristalline et ses paramètres, les positions cristallographiques des atomes dans le solide, les distances interatomiques et angles de liaisons, le degré d'ordre.

Cette technique permet l'obtention de diffractogrammes Intensités diffractées/angle de diffraction, signature caractéristique de la structure cristalline analysée. [35]

II.3.1.2. Principe

Cette technique consiste à irradier un échantillon solide réduit en poudre très fine à l'aide d'un faisceau de rayons X de longueur d'onde (λ) donnée sous un angle d'incidence (θ). Lors de l'irradiation du matériau cristallin, le faisceau de rayons X se verra diffracté, selon un angle θ spécifique à la distance interréticulaire d (distance la plus courte entre deux plans réticulaires parallèles) et à la longueur d'onde λ du faisceau incident. Les conditions de diffraction des rayonnements X sont connues et sont définies par la loi de Bragg qui s'exprime selon l'équation :

$$\lambda = 2d_{hkl} \sin_{hkl}\theta \dots \dots \dots \text{II.14 [49]}$$

Avec :

- λ : longueur d'onde de la source (en nm)
- d : distance entre deux plans parallèles successifs du réseau cristallin (en Å)
- θ : angle entre le faisceau incident et le réseau plan (en °)
- hkl : indices de Miller : désignent la direction considérée dans le cristal

Ainsi, l'intensité diffractée est mesurée en fonction de l'angle 2θ , selon la géométrie de Bragg-Brentano (Figure II.8).

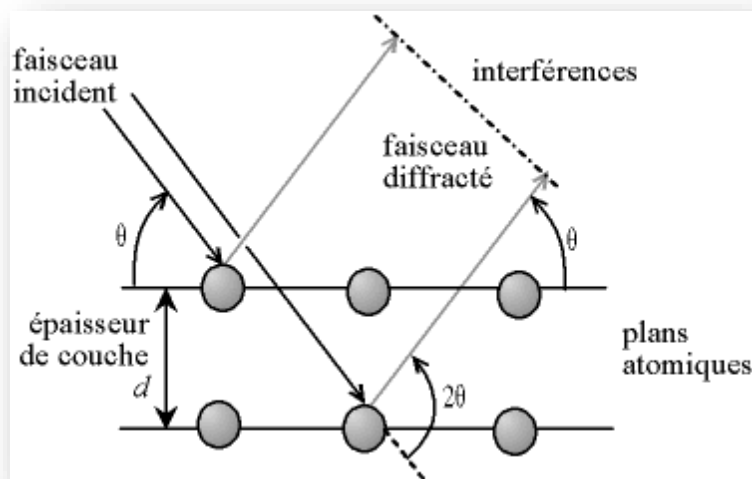


Figure II.8. Schéma de diffraction de rayons X par une famille de plan (hkl). [52]

Pour la diffraction des rayons X (DRX) les échantillons sont analysés sous forme de poudre très fine.

II.3.2. Spectroscopie infrarouge (IR)

II.3.2.1. Définition

La spectroscopie infrarouge est une technique de caractérisation largement utilisée pour l'analyse structurale. Le processus d'échange anionique peut en outre être mis en évidence par cette méthode. Les échantillons sont préparés sous forme de pastilles KBr (2mg d'échantillon + 0,2 mg de KBr). Les analyses sont réalisées sur un Spectromètre Infrarouge PerkinElmer 1600.

Les résultats sont ensuite présentés en absorbance pour des nombres d'onde variant de 400 à 4000 cm^{-1} avec une résolution de 8 cm^{-1} . Il s'agit du domaine d'énergie de vibration des molécules, ou se fait l'absorption du rayonnement infrarouge par l'analyte. [35]

II.3.2.2. Principe

Cette technique permet de traiter les fractions organiques complexes comme les substances humiques, afin d'étudier la structure (aliphatique ou aromatique) ou le degré de fonctionnalisation des substances humiques. L'infrarouge moyen concerne les rayonnements de longueurs d'onde variant de 4000 à 400 cm^{-1} . Un spectre IR se compose de bandes d'absorption correspondant aux différents modes de vibration de la molécule. L'obtention d'un spectre IR nécessite l'analyse de toutes les longueurs d'ondes émises par la source, après absorption par l'échantillon. Chaque bande d'absorption peut être attribuée à un groupement

caractéristique, et le calcul des aires de bandes majeures permet de déterminer des rapports d'abondance utilisés pour caractériser la fonctionnalisation des échantillons.[46]

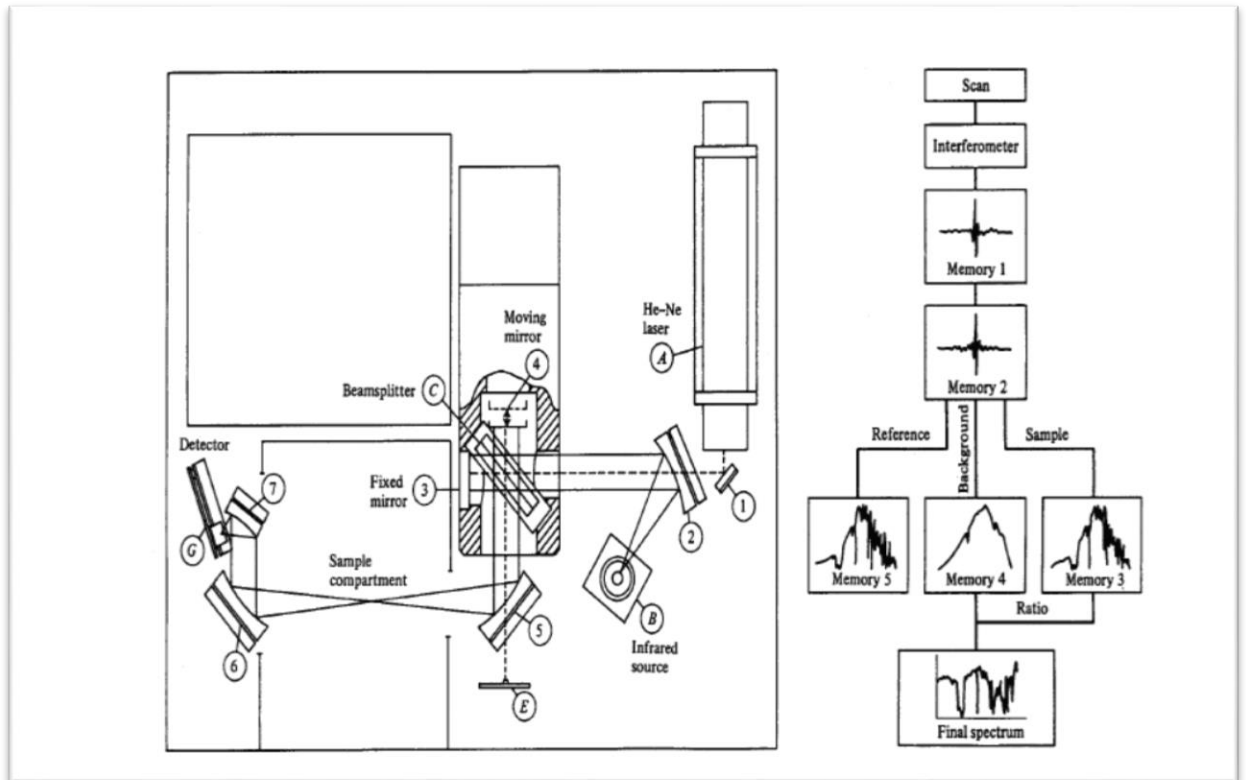


Figure II.9. Appareillage d'un spectromètre Infrarouge de Fourier. Laboratoire gène procédé [51]

➤ Mode opératoire

L'analyse IR s'effectue sur des pastilles de KBr fabriquées en représentant les proportions suivantes : 300 mg de KBr et 5 mg de matériau finement broyé. La masse du mélange prélevée pour faire la pastille est de 30 mg.

Les analyses par spectroscopie infrarouge (IR) sont effectués dans le laboratoire de chimie industrielle de l'université A/Mira de Bejaia à l'aide d'un spectrophotomètre IR de type Affinity-1 SHIMADZU, représenté dans la figure II.10.



Figure II.10. Image de l'appareil du spectrophotomètre IR. laboratoire gène de procédé
II.3.3. Spectrométrie d'émission de fluorescence X (QCX)

II.3.3.1. Définition

La fluorescence des rayons X peut être une analyse semi quantitative des éléments de l'échantillon. L'échantillon est excité par un rayonnement X et le spectre de fluorescence émis par la matière est caractéristique de la composition de l'échantillon. [48]

II.3.3.2. Principe

Lorsqu'un électron d'une couche interne (d'énergie E_0) est arraché à un atome par un rayonnement électromagnétique ou par des particules de forte énergie, un électron d'une couche d'énergie supérieure E_1 vient immédiatement prendre la place en émettant un photon d'énergie $E_1 - E_0$ caractéristique de l'atome (Figure II.11). Il faut noter que la longueur d'onde du rayonnement émis appartient alors au domaine des rayons X. [48]

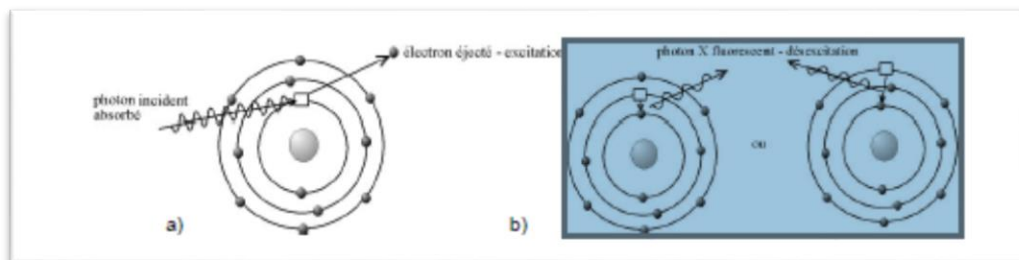


Figure II.11. Principe de la fluorescence X : a) ionisation de l'atome par un rayonnement ; b) désexcitation par émission fluorescente. [48]

La spectrométrie d'émission de fluorescence X est une technique analytique du solide et du liquide basée sur l'observation de l'intensité lumineuse émise immédiatement après excitation des éléments d'un échantillon par un rayonnement de photons X ou gamma, d'ions, ou d'électrons. Le spectre de rayons X émis est caractéristique de la composition du matériau. Comme dans le cas de la spectrométrie d'émission atomique, en spectrométrie de

fluorescence, ce spectre donne des informations qualitatives et quantitatives sur les composants de l'échantillon. [48]

II.3.4. Test de lixiviation TCLP (Toxicity Characteristic Leaching Procedure)

II.3.4.1. Principe

Le principe des tests de lixiviation est de déterminer les phénomènes de fixation des contaminants et de comprendre les mécanismes de relargage. Le principal agent susceptible de véhiculer les éléments toxiques vers l'environnement est l'eau.

Sont des tests caractéristiques du comportement à lixiviation de déchet. Ces tests sont effectués un déchet sous forme d'une boue. Le test TCLP vise à caractériser le comportement du déchet en cours du temps, nous mettons en contact le déchet avec solution de lixiviation de volume fixe.

II.3.4.2. Détermination de la solution de lixiviation pour l'échantillon solide

Nos échantillons (boue contaminée ou stabilisés) contenant seulement une phase solide à 100 %, visuellement doivent être lixiviés après broyage inférieur à 9,5 mm. La détermination de la solution de lixiviation pour l'échantillon solide (pré-test) dans le but d'évaluer la mobilité des espèces inorganiques seulement est effectuée comme suite :

200 ml de la solution de lixiviation est mis dans un bécher contenant 10 g d'échantillon (boue broyé à moins de 1mm), et qu'on couvre avec un para film. On agite vigoureusement avec un barreau aimanté pendant 18 heures \pm 2 heures.

➤ Mode opératoire

-Préparation de la solution de lixiviation

- Dans une fiole de 1000 ml on verse 5.7 ml d'acide acétique ;
- On dissout 2.572 g de NaOH dans l'acide acétique, et on complète avec de l'eau distillée jusqu'au trait de jauge.
- On mesure le pH du mélange il doit être égale à 4.93 ± 0.05
- On pèse 10 g de la boue de granulométrie < 1 mm ;
- On place le dans un bécher de 250 ml, on verse 200 ml de la solution de lixiviation puis on couvre le avec de para-film ;
- On porte le bécher sur une plaque chauffante et on laisse le sous agitation pendant 18 heures,
- Après la lixiviation, on laisse décanter le solide pour faciliter la filtration ;
- On mesure le pH et la conductivité après la lixiviation ;
- On filtre sur un filtre ayant une porosité de $0,45 \mu\text{m}$;

- On acidifiée la moitié avec l'acide nitrique concentré à $\text{PH} < 2$ pour l'analyse des cations
- Et en laisse l'autre pour l'analyse des anions.

Après lixiviation de l'échantillon solide, la boue a été récupérée et séchée pour effectuer le test de lixiviation TCLP et cela afin de caractériser le comportement de la boue lavée par la solution de lixiviation.

II.3.4.3. Dosage des chlorures : La méthode de Mohr

➤ Principe

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent. [36]

➤ Mode opératoire

L'essai consiste à introduire 100 ml de la solution à analyser dans une fiole jaugée de 250 ml puis ajouter 1 ml d'indicateur coloré ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ à 10%). L'ensemble du mélange est ensuite titré par la solution nitrate d'argent (AgNO_3 de 0.1N) jusqu'à apparition d'une teinte rougeâtre, qui doit persister 1 à 3 minutes. La concentration de chlorures est ensuite calculée par la formule suivante :

➤ Expression des résultats

$$[\text{Cl}^-] = (V)_{\text{AgNO}_3} \times 3.55 \times 10 \dots \dots \dots \text{II. 15}$$

OU:

[Cl]: concentration de chlore en (mg/l).

V_{AgNO_3} : Volume de nitrate d'argent (AgNO_3) en ml.

II.3.5. Spectrophotométrie UV-VISIBLE

➤ Définition

C'est une technique qui exploite les propriétés des composés à absorber la lumière. On utilise généralement des complexant qui donnent des couleurs avec les éléments à doser. Plus la teinte est vive, plus la concentration en élément (ion) de la solution est élevée, et inversement. En fait, c'est une technique comme dans le cas de la SAA, destinée à doser les composés en trace en solution aqueuse tels que (NO^{3-} , NO^{2-} , SO_4^{2-} , $\text{P}_2\text{O}_4^{3-}$...etc.) et qui exploite la loi de Beer Lambert. Dans ce cas, l'intensité de la couleur de la solution est fonction de la concentration de l'élément à doser. [45]

Principe

Le principe de la spectroscopie UV - visible repose sur des transitions électroniques (figure II.12). Le passage d'un électron d'une orbitale stable vers une orbitale instable, engendrées par l'absorption de radiations électromagnétiques dans les régions UV (200 - 400 nm) et visible (400 - 800 nm). Dans le cas des composés organiques, ces transitions électroniques correspondent à des changements d'orbitales moléculaires de groupes fonctionnels spécifiques (chromophores). Ainsi, les spectres d'absorption d'un composé peuvent être utilisés pour sa caractérisation. La spectroscopie UV - visible a ainsi été utilisée par de nombreux auteurs pour caractériser les substances humiques. [45]

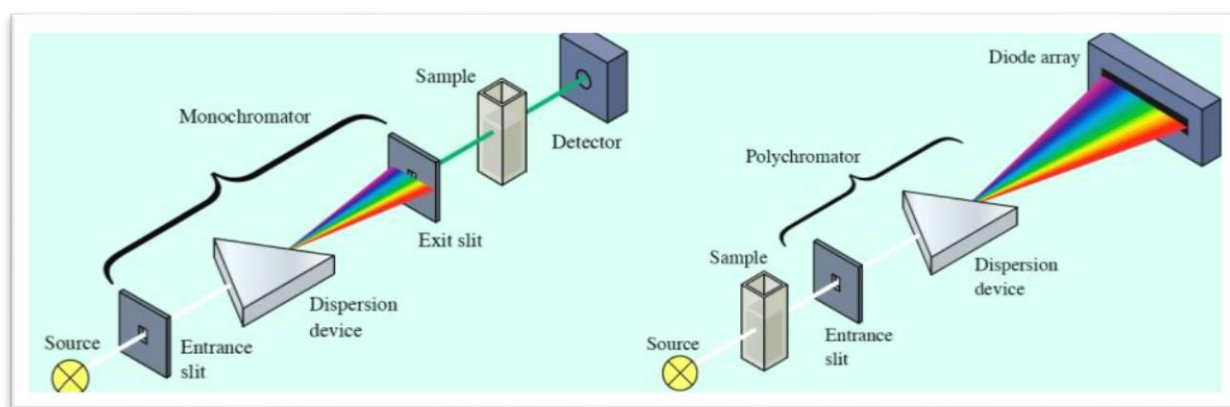
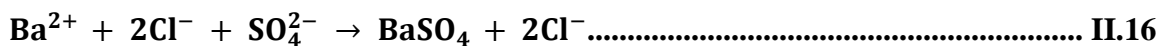


Figure II.12. Principe de fonctionnement d'un spectromètre UV-Visible monocanal (à gauche) et multicanaux (à droite). [47]

Principes de dosage du sulfate

Le dosage des sulfates est basée sur la réaction en milieu acide, entre l'ion sulfate et le chlorures de baryum, qui conduit quantitativement à la formation de sulfate de baryum (sel très peu soluble):



➤ Mode opératoire

- On prélève 10 ml de l'échantillon ;
- On ajoute 0.2 ml d'acide chlorhydrique au 1/10 molaire ;
- Puis on ajoute 1 ml de la solution de chlorure de baryum + tween 20 ;

Puis on verse la suspension dans la cellule de mesure. La lecture s'effectue à l'aide d'un appareil de mesure (la spectrophotométrie UV) avec une longueur d'onde 560 nm.

Dosage des phosphates (Méthode au molybdate d'ammonium)

➤ Mode opératoire

Introduire 40 ml d'eau à analyser dans une fiole jaugée de 50 ml ajouté 4 ml de solution de l'acide molybdate, puis on ajoute 10 gouttes de la solution de chlorure stanneux. Ajuster jusqu'au trait de jauge avec l'eau distillée, bien mélanger. Laisser 5 minutes puis effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 690 nm. [58]

II.3.6. Analyse des cations

En remplie les tube a essais de la solution préparé pour l'analyse des cations puis on les fait passé par la spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme (SAA) et on lit la concentration.

II.3.7. Spectrométrie d'absorption atomique à flamme (SAA)

➤ Définition

La spectrométrie d'absorption atomique est une technique qui s'est largement développée ces dernières années mais dont le phénomène de base était connu depuis très longtemps. Les séduisantes possibilités de la méthode et en particulier sa rapidité, l'ont fait adapter au dosage d'un certain nombre d'éléments rencontrés dans les eaux. [23]

➤ Principe de SAA :

L'échantillon à doser est amené à température élevée provoquant la rupture des liaisons entre les molécules et la formation d'atomes libres.

Ces atomes ont al propriété d'absorber des radiations lumineuses visibles et ultra-violettes à des longueurs d'onde qui leur sont propres.

L'absorption est fonction de la quantité d'atomes traversés par la radiation donnant ainsi accès à la concentration de l'élément considéré selon la loi de Beer-Lambert. [36]

$$D.O = \log I_0/I = K.l.c \dots \dots \dots II.17$$

Ou:

D.O = densité optique.

I₀ = intensité du faisceau incident.

I = intensité du faisceau émergent.

K = coefficient d'absorption.

l = longueur du chemin optique.

c = concentration de l'élément.

L'appareillage du spectrophotomètre d'absorption atomique à illustre dans la figure II.13



Figure II.13. Photo de l'appareille du spectrophotomètre d'absorption atomique. Laboratoire gène de procédé.

II.4. PROCÉDE DE TRAITEMENT STABILISATION/SOLIDIFICATION (S/S) DE LIXIVIATS DE LA BOUE

Les formulations réalisées dans cette étude sont confectionnées à base de ciment Portland Artificiel (CPA) provenant de la cimenterie d'Ain El KEBIRA- Sétif, dont les caractéristiques physico-chimiques sont présentées dans le troisième chapitre, du CKD provenant de la cimenterie de HAMMAM DALAA-Msila et des lixiviats de la boue du CET de Bejaia.

Des éprouvettes de ratio Eau/Ciment variable ont été moulées ($F_{0\%CKD}=0.33$, $F_{25\%CKD}=0.33$ et $F_{50\%CKD}=0.33$) Afin de rendre nos résultats comparables, une matrice témoin (sans ajouts de lixiviats) a été préparée par le ciment et l'eau déminéralisée. Chaque matériau est préparé dans un malaxeur de 3 kg. Le ciment et le CKD sont mélangés en premier à vitesse moyenne afin d'obtenir un mélange homogène, le lixiviat est alors ajouté et l'ensemble est malaxé pendant quelques minutes. Les mélanges ont été placés dans des moules rectangulaires en acier de dimension ($4*4*16 \text{ cm}^3$) qui sont représentée sur la figure II.14 ci-dessus pour les essais mécaniques à 7 jours ainsi qu'à 28 jours.

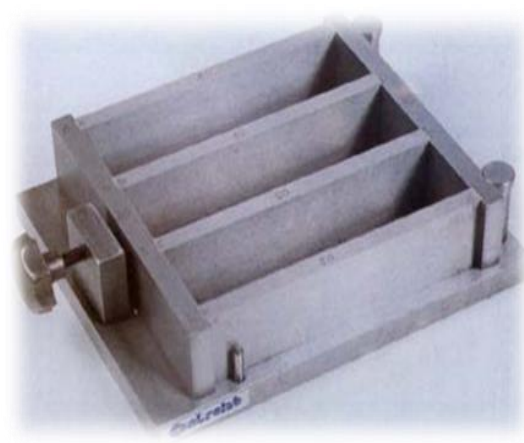


Figure II.14. Moule utilisé pour la préparation des éprouvettes. Laboratoire LTGP.

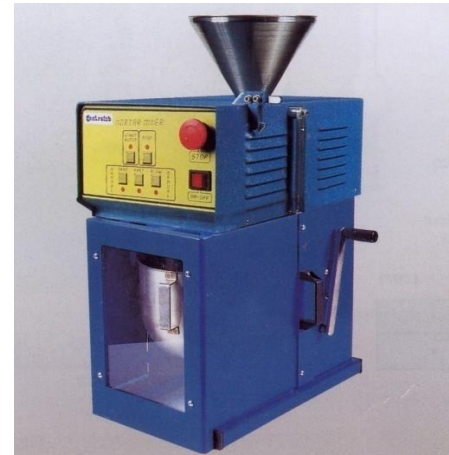


Figure II.15. Malaxeur de laboratoire.

Un problème important qui peut survenir lors de la préparation des échantillons est la carbonatation de leurs surfaces : le dioxyde de carbone atmosphérique peut rapidement donner naissance à une fine couche de calcite (CaCO_3) de surface qui peut obstruer la porosité superficielle et avoir des conséquences importantes sur la vitesse de lixiviation. Ce qui nous amène à adapter un mode de préparation des échantillons qui les protège au maximum de l'air. Le meilleur moyen d'éviter cette carbonatation de surface serait le moulage des échantillons dans des moules rectangulaires en acier et l'enrober avec le papier para film, après le démoulage on les enveloppe à nouveau avec le para film et on les garde à l'abri de l'air.

II.4.1. Essais mécaniques

II.4.1.1. Mesure des résistances à la compression et à la flexion (EN 196-1)

II.4.1.1.1. Objectif de l'essai

Il s'agit de définir les qualités de résistance ; c'est-à-dire de déterminer la contrainte de rupture à la traction par flexion et la contrainte de rupture à la compression des pates en fonction du pourcentage des fines.

La résistance est mesurée par la charge maximale qui peut être appliquée à l'éprouvette dans des conditions déterminées avant qu'elle ne soit pliée ou cassée. Les conditions expérimentales utilisées pour la mesure des résistances mécaniques sont celles décrites par la norme NF EN 196-1 pour les mortiers. [42]

II.4.1.1.2. Essai de rupture par flexion

Les éprouvettes de mortier ont été placées dans un dispositif (figure II.16) de flexion avec une face latérale de moulage sur les rouleaux d'appui et son axe longitudinal perpendiculaire à ceux-ci. La charge a été appliquée verticalement par le rouleau de

chargement sur la face latérale opposée du prisme. La charge a été augmentée sans à-coups à raison de $50 \text{ N/s} \pm 10 \text{ N/s}$, jusqu'à rupture.[42]

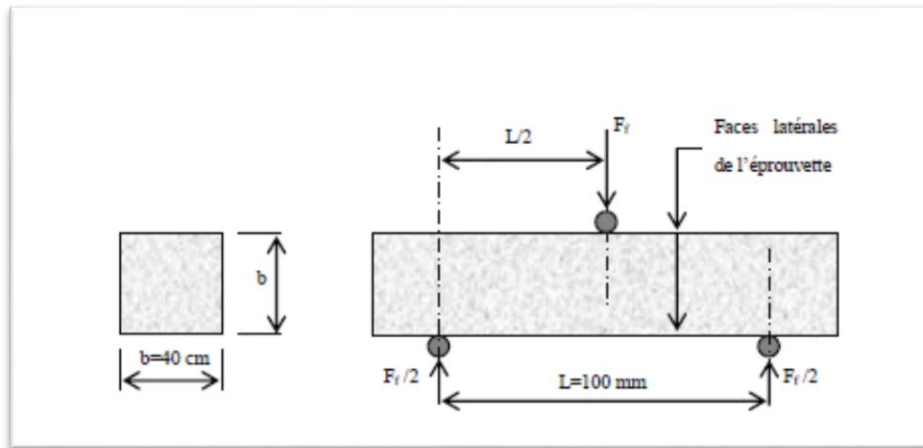


Figure II.16. Mesure de la résistance à la flexion pour des éprouvettes.[42]

L'appareil utilisé pour les essais est une machine reconfigurée au laboratoire (LTP EST). Pour chaque formulation ($F_0\%CKD$, $F_{25\%CKD}$ et $F_{50\%CKD}$) et à différents temps de cure (7^{ème} jour et 28^{ème} jour), trois éprouvettes ont été cassées pour déterminer les résistances à la flexion en moyenne avec les barres d'erreur. [42]

II.4.1.1.3. Résistance à la compression

Résistance à la compression des éprouvettes de mortier $4 \times 4 \times 16 \text{ cm}^3$.

Après la mesure de résistance en flexion, les demi-prismes ont été utilisés pour la mesure de la résistance en compression sur les faces latérales de moulage (figure II.17). Chaque demi-prisme a été centré latéralement par rapport aux plateaux de la machine à $\pm 0,5 \text{ mm}$ près et longitudinalement de façon que le bout du prisme soit en porte-à-faux par rapport aux plateaux ou aux plaques auxiliaires d'environ 10 mm .

La charge a été augmentée sans à-coups à la vitesse de $2400 \text{ N/s} \pm 200 \text{ N/s}$ durant toute la durée d'application de la charge jusqu'à la rupture. [42]

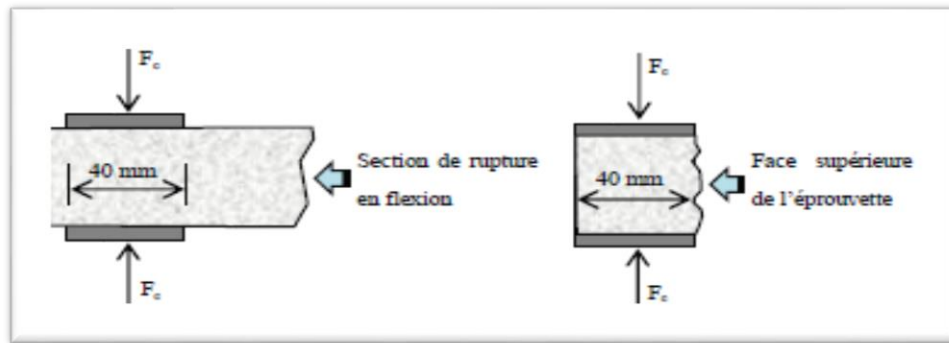


Figure II.17. Mesure de la résistance à la compression sur des éprouvettes $4 \times 4 \times 16 \text{ cm}^3$. [42]

L'appareil utilisé pour les essais est une SYR-300 asservie en effort, pilotage de marque 3R. Pour chaque formulation ($F_{0\%CKD}$, $F_{25\%CKD}$ et $F_{50\%CKD}$) et chaque temps de cure (7 jours et 28 jours), les six demi-prismes résultant des essais de résistance en flexion ont été cassés pour déterminer les résistances à la compression moyenne. [42]

L'appareil utilisé pour les essais de compressions et flexions est présenté sur la figure II.18.



Figure II.18. Machine de compression et flexion sur les ciments (Control) type 65-113M1.

Laboratoire LTP Est

II.4.1.2. Détermination du temps de début et de fin de prise des matériaux stabilisés/solidifiés

Le temps de début et de fin de prise est mesurés sur la confection $F_{0\%CKD}$ à l'aide de l'appareil de Vicat (figure III.19) suivant la norme NF EN 196-3, afin d'étudier l'influence de l'ajout du déchet sur le comportement des échantillons stabilisés/solidifiés. L'appareil est composé d'une tige mobile verticale pesant 300 g et prolongée d'une aiguille de section 1 mm^2 . L'aiguille est enfoncée à intervalles de temps réguliers dans un moule tronconique de 4 cm de haut contenant 80 ml de pâte. On dit qu'il y a début de prise lorsque l'aiguille n'est plus capable de transpercer la totalité de la pâte, mais s'arrête à $4 \pm 1 \text{ mm}$ du fond du moule.

Le temps de fin de prise est le temps au bout duquel l'aiguille ne s'enfonce que de 0,5 mm dans l'éprouvette. Trois essais simultanés à l'aiguille Vicat ont été réalisés sur la pâte de ciment étudiée.



Figure II.19. Appareil de Vicat. Laboratoire gène civile.

II.5. TESTS DE LIXIVIATION

II.5.1. Test de l'influence du pH sur la solubilisation des polluants (IpH)

II.5.1.1. Principe

Le matériau est fragmenté et mis en contact pendant un certain laps de temps avec des solutions acides ou basiques pour un rapport L/S fixé. Les paramètres expérimentaux sont choisis afin d'atteindre un état stationnaire dans les transferts de masse en fin de période de lixiviation pour des valeurs de pH stabilisées. Les valeurs de pH en fin de test sont estimées par une titration préliminaire et doivent être comprises entre $\text{pH} = 2,4, 6, 7, 8$ et 12 ou 13 selon la quantité d'acide ou de base introduite au départ. Les résultats obtenus sont :

- Les concentrations des espèces exprimées en fonction du pH de l'éluât ou de la quantité d'acide (ou de base) ajouté.
- La capacité de neutralisation acido-basique du matériau.

Une autre méthode de détermination du comportement acido-basique du matériau est le test "pH statique" qui, par un système automatique, maintient la valeur du pH de la solution constante pendant toute la durée du test par injection d'acide ou de base. Le rapport L/S doit alors être évalué avec précision en fin d'expérimentation.

Le but de cette étape préliminaire est d'estimer les quantités d'acide (ou de base) à introduire dans les solutions du test IpH pour couvrir en fin de test l'échelle de pH souhaitée.

II.5.1.2. Protocole expérimentale

Le test consiste en une mise en contact en parallèle de divers échantillons d'un matériau avec des solutions acides ou basiques de concentrations différentes. Le matériau utilisé est broyé à 1mm mais non séché. Cependant, on prend en compte son humidité pour obtenir précisément un ratio L/S=10 ml/g. Une des solutions de lixiviation est l'eau déminéralisée qui nous permettra d'obtenir le pH naturel du matériau. Les solutions acides sont préparées avec de l'acide nitrique (HNO_3) 1M et les solutions basiques avec de la soude (NaOH) 1M. Les flacons de lixiviation sont soumis à une agitation mécanique continue de 10 retournements/mn pendant toute la durée du test.[42]

Après 7 jours, les éluats obtenus sont filtrés à 0.45 μm et on mesure leur pH, conductivité et potentiel redox. Ils sont ensuite divisés en 2 parties : l'une est acidifiée à pH =2 avec du HNO_3 à 65% pour être soumise à l'analyse des métaux, l'autre sera utilisée pour l'analyse des anions et la détermination de la fraction soluble. [42]

II.5.2. Test de l'eau des pores (EP)

II.5.2.1. Principe

Le test consiste en une mise en contact de matériau finement broyé (dont on suppose qu'on pourra extraire toute l'eau par une installation classique de filtration) et de volumes décroissants d'eau déminéralisée.

L'analyse physico-chimique des éluats nous permet de déterminer les tendances d'évolution des paramètres du matériau étudié pour des rapports.

Liquide/Solide décroissants. Si le nombre de points expérimentaux est suffisant pour déterminer une telle tendance, une extrapolation de la composition de l'eau des pores est alors possible. [42]

II.5.2.2. Protocole expérimentale

Comme pour le test IpH, le matériau est broyé à 1 mm mais non séché. La méthode de caractérisation de l'eau des pores consiste en une mise en contact en parallèle de divers échantillons de matériau avec de l'eau déminéralisée pour différents rapports L/S.

Des échantillons solides allant jusqu'à 20 g sont mis en contact avec des quantités différentes d'eau déminéralisée. Les rapports Liquide/Solide sont déterminés en tenant compte de l'humidité du matériau.

Les ratios L/S utilisés sont 5, 2, 10. Nous utiliserons les résultats de la CNA à l'eau déminéralisée pour avoir également le ratio L/S=10.

Les flacons sont soumis à une agitation mécanique par retournements pendant 7 jours à température ambiante ($23 + 3^{\circ}\text{C}$).

Les éluats obtenus sont filtrés à $0.45\ \mu\text{m}$ et on mesure leur pH, conductivité et potentiel redox si le volume recueilli le permet. Ils sont ensuite divisés en deux parties : l'une est acidifiée à $\text{pH} = 2$ avec du HNO_3 à 65% pour être soumise à l'analyse des métaux, l'autre sera utilisée pour l'analyse des anions.[42]

II.5.3. Test de la fraction Maximale mobilisable (FMM)

Le test consiste en une mise en contact du matériau broyé avec de l'eau déminéralisée dans des rapports L/S croissants. Comme pour le test de l'eau des pores, l'analyse des éluats doit nous permettre de déterminer des tendances de comportement du matériau pour des ratios L/S de plus en plus élevés, et donc d'extrapoler les résultats à des rapports L/S infinis.

Le rapport L/S infini correspond à une situation dans laquelle l'évolution des paramètres de la solution et le transfert des éléments n'est plus limité par la saturation de la solution de lixiviation ce qui correspond à un renouvellement permanent de la solution. On atteint un maximum extractible.[43]

II.5.3.1. Protocole expérimentale

Le protocole opératoire du test de Fraction Maximale Mobilisable que nous avons utilisé est semblable à celui du test de l'Eau des Pores. Les échantillons utilisés sont de granulométrie inférieure à 1 mm et le lixiviant est l'eau déminéralisée.

Pour différents rapports L/S qui prennent en compte le degré d'humidité du matériau, on soumet les flacons à une agitation mécanique par retournement (10 retournements par minute) pendant 7 jours à température ambiante.

Les ratios L/S choisis sont 50, 100 et 200. Là encore on pourra le cas échéant utiliser les résultats du test IpH à l'eau déminéralisée pour avoir le rapport $\text{L/S} = 10$.

Après filtration à $0.45\ \mu\text{m}$, on mesure les propriétés physico-chimiques des éluats et on acidifie la moitié de la solution à $\text{pH} < 2$ pour effectuer l'analyse des métaux. [43]

II.5.4. Test de Lixiviation sur Monolithe (TLM)

II.5.4.1. Principe

Pour le test TLM, un bloc monolithique de dimensions connues est mis en contact avec une solution de lixiviation de volume fixe. Le lixiviant est renouvelé à des durées de contact choisies de manière à pouvoir déterminer l'intensité et la dynamique de relargage de certains éléments par l'analyse des lixiviats obtenus. A chaque renouvellement de la solution de lixiviation, le ratio L/S est maintenu constant.

II.5.4.2. Protocole expérimental

Les éprouvettes soumises à la lixiviation sont obtenues par tronçonnage à sec du matériau non séché, dépoussiérées à l'air comprimé, mesurées et pesées. Elles sont de taille $4*4*4 \text{ cm}^3$. [43]

Le dispositif de lixiviation du matériau monolithique est représenté dans la figure II.20.

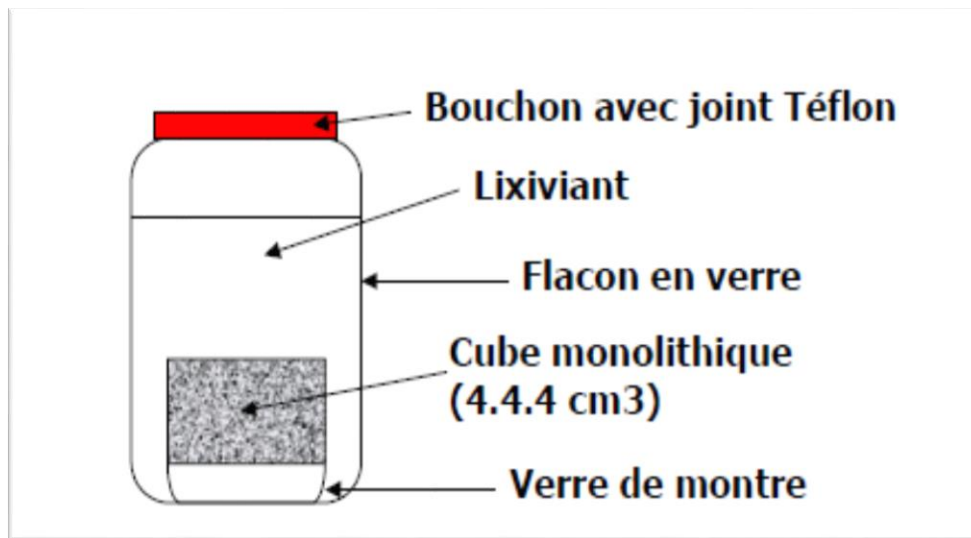


Figure II.20. Dispositif de lixiviation du matériau monolithique. [43]

Le lixiviant (de l'eau déminéralisée) est introduit dans un rapport volume de Liquide/Surface du bloc (L/S) de $10 \text{ cm}^3/\text{cm}^2$ suffisant pour assurer un comportement dynamique, c'est à dire que les conditions stationnaires ne sont pas atteintes avant le renouvellement de la solution. Pour chaque matériau nous avons effectué le test en parallèle sur deux blocs.

Les éprouvettes sont introduites dans des flacons et posées sur une grille à 2 cm du fond pour permettre au lixiviant de circuler et donc au transfert de matière de s'effectuer par toutes les faces du bloc. Les flacons sont soigneusement fermés pour éviter au maximum l'admission d'air (et donc la carbonatation) et l'évaporation des solutions.

Le rythme de changement de la solution est imposé par les temps de contact éprouvettes/solution qui sont successivement 6 heures, 18 heures, 1 jour, 2 jours, 5 jours, 7 jours, 20 jours, 28 jours. On obtient ainsi 8 solutions dont il faut mesurer les paramètres physico-chimiques et déterminer la composition.

A chaque renouvellement de solution on veille à ce que le temps passé par les éprouvettes hors du lixiviant soit réduit au maximum. On prévoit également les étapes suivantes :

- La solution de lixiviation est récupérée, après agitation du flacon et filtrée à 0.45 μm . Le précipité obtenu sur le papier filtre est réintroduit dans le récipient pour la poursuite de la lixiviation. [43]
- Le nouveau volume de lixiviant est ajouté, le récipient fermé et la nouvelle séquence de lixiviation commence. Dans un premier temps, on analyse les paramètres physico-chimiques des éluats: le pH, le potentiel redox, la conductivité et la température. La solution est ensuite séparée en deux parties. [43]
- La première est acidifiée à $\text{pH} < 2$ à l'acide nitrique 65% pour l'analyse des cations. Les flacons sont gardés à température ambiante à l'abri de l'air et la lumière.
- La seconde est utilisée pour le dosage des anions et la détermination de la fraction soluble.

La fraction soluble représente la masse des solides dissous dans la solution. Un volume connu de solution de lixiviation est séché dans une étuve à température $103 \pm 2^\circ\text{C}$. Le résidu sec est pesé après être refroidi dans un dessiccateur. La représentation de la fraction soluble est en masse (mg) par volume (L) de lixiviat.

CHAPITRE III. RESULTATS ET DISCUSSION

Dans ce chapitre, nous exposerons l'ensemble des résultats obtenus au cours de notre étude à savoir :

- De différentes technique d'analyses tels que les méthodes : DRX, IRTF, TCLP, SAA.
- Les résultats de cratérisation obtenus après stabilisation/solidification du lixiviats de la boue du CET de SIDI-BOUDRAHEM -Bejaia par le ciment et CKD à savoir : Formulations, temps de début et fin de prise ; résistances mécaniques, tests : TLM, TCLP, EP et IPH.

III.1. CARACTERISATION MECANIQUE DES ECHANTILLONS

III.1.1. Echantillonnage

Notre échantillonnage a été effectué au niveau du Centre d'Enfouissement Technique de Bejaia. Nous avons prélevé trois échantillons, $P_{B1.1}$, $P_{B1.2}$ et $P_{B1.3}$, au niveau du deuxième bassin afin d'obtenir un échantillon homogène. Les points de prélèvements sont représentés sur la figure III.1 et III.2

Afin de réaliser notre échantillonnage, nous avons utilisé une pioche en bronze, une pelle en bronze, des sacs en plastique. L'homogénéisation de ces échantillons a été effectuée dans le laboratoire à l'aide d'une spatule de matériau non contaminé.

Les trois prélèvements ont été réalisés sur une profondeur de 0.5 m par rapport à la surface. La quantité de la boue prélevée est environ de 5000 g pour qu'il soit suffisamment représentatif pour que son analyse justifie les caractéristiques de la boue.

L'échantillon a été conservé dans une glacière gardant la température à 4°C pendant le transport au laboratoire et cela pour ne pas altérer l'échantillon.

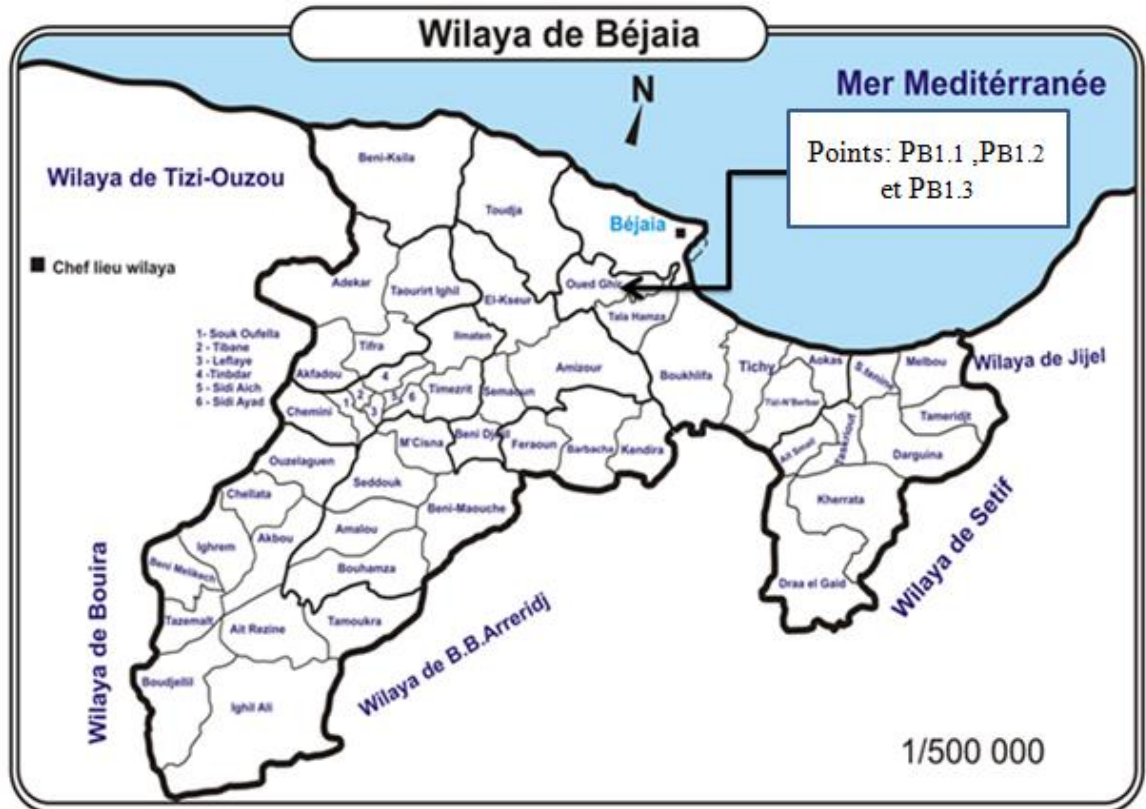


Figure III.1. Site de l'échantillonnage.



Figure III.2. Vue Google - Points de prélèvement.

Avant procéder à une analyse quelconque de la boue, celui-ci subit un traitement mécanique qui représente la phase la plus délicate pour obtenir un échantillon représentatif. La représentativité de notre échantillon est vu dans la figure III.3.

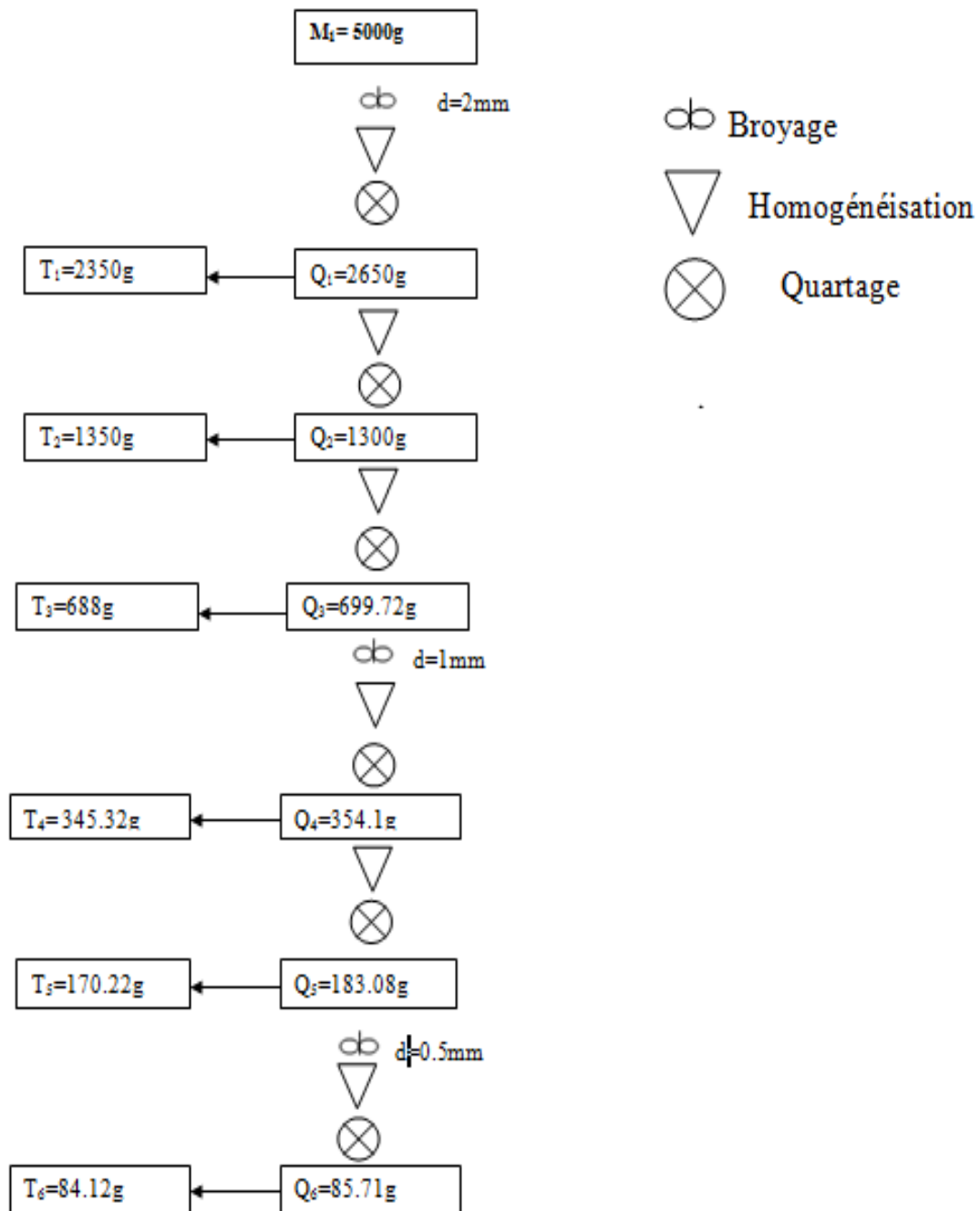


Figure III.3. Organigramme de préparation mécanique de nos échantillons.

III.2. CARACTERISATIONS PHYSICO-CIMIQUES DE LA BOUE

III.2.1. Paramètres physico-chimiques

La première étape, de cette étude, consiste à la caractérisation de la boue. La détermination des caractéristiques physico-chimiques de la boue a été réalisée selon les modes opératoires indiqués dans le deuxième chapitre dont la mise en solution a été effectuée

par le test TCLP. La conductivité électrique (CE) renseigne sur la salinité des boues. La CE de nos boues est d'ordre de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, ce qui indique une présence significative des cations (métaux) dans la boue étudiée. La matière organique est un élément important qui qualifie la valeur des boues et sa destination agricole. Nos résultats ont montré un taux de 14.25% en matières organiques, cette valeur représente une teneur peu importante par rapport à la norme.

Les résultats observés sur le tableau III.1 révèlent que les paramètres de la boue sont au dessous de la norme excepté la conductivité électrique.

Tableau III.1. Paramètres physico-chimiques de la boue du CET.

Paramètre	Valeur	Norme AFNOR/boue déchet	Norme lixiviats après traitement
pH	7.06	Compris entre 4-13	4.5-9
CE (mS/cm)	1	-	2.5-3.5
Densité	1.01	-	-
Matière sèche en (%)	59.17	>35	>35
MO en (%)	14.25	40-65	40-65
MES en (mg/l)	168	-	-
PAF en (%)	20.82	-	-
COT	1.80	20.60	
Taux des huiles en (%)	3.10	-	-
DCO (mg O ₂ /l)	5	2000	120

III.2.2. Composition chimique élémentaire des lixiviats de la boue - SAA

Les lixiviats successives obtenus lors des tests TCLP sont soumis à une analyse chimique élémentaire. Les résultats, d'analyse de la boue de CET de Bejaia, obtenus sont consignés dans le tableau III.2.

Tableau III.2. Composition chimique élémentaire des lixiviats de la boue de CET.

Eléments	Concentration (mg/kg)		Norme (mg/Kg)	Norme lixiviats après traitement
	TCLP1	TCLP2		
Pb ⁺²	393.4	3.30	<50	5 mg/Kg
Zn ⁺²	18.80	2.44	<250	3 mg/Kg
K ⁺	3.35	250	-	-
Na ⁺	31.83	11.26	-	-
Fe ⁺²	23.24	4.54	100 mg/Kg	3 mg/Kg
Cu ⁺²	40.30	5.63	250 mg/Kg	0.5 mg/Kg
Cl ⁻	177.50	14.20	600 mg/Kg	600 mg/Kg
SO ₄ ⁻²	30.14	0.09	10 mg/kg	10 mg/Kg
P ₂ O ₅	0.12	0.03	-	<2 mg/Kg

Les résultats enregistrés dans le tableau III.2 montrent que les concentrations moyennes des métaux lourds dangereux à savoir : le Plomb, le fer et le zinc sont très importantes par rapport aux normes. Par contre, on enregistre une diminution des

concentrations en ces éléments dans la deuxième lixiviation (TCLP2). Le teneur des chlorures dans la boue est de 177.50 mg/l, cette valeur représente une teneur importante en ions Cl⁻ dans la boue de CET de Bejaia. La concentration et des sulfates dans la boue sont 30.14 mg/l, ces valeurs montrent que la boue étudiée riche en sulfates.

Il est à noter que les concentrations des éléments analysés dans le lixiviats de deuxième TCLP réalisé sur la même boue rentrent efficacement dans la gamme des normes. Ce que démontre que notre boue devient inerte et sans danger sur l'environnement.

III.2.3. Composition chimique - analyse par Fluorence X (QCX)

L'analyse chimique a été déterminé par spectrométrie de Fluorence X (QCX), disponibles dans la cimenterie lafarge de M'Sila, les résultats obtenus sont représentés dans le tableau III.3.

Tableau III.3. Composition chimique de la boue selon l'analyse par QCX.

Composition chimique en (%)									
	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	K ₂ O	Na ₂ O	Autres
Boue	54.93	1.86	2.16	2.53	34.81	0.09	0.62	0.12	2.88

D'après les résultats enregistrés dans le tableau III.3, on conclut que la boue est riche en éléments SiO₂ et MgO, et présente de faibles teneurs en d'autres éléments analysés.

III.2.4. Composition minéralogique de la boue – par le Diffractomètre aux rayons X

La nature des phases cristallines présentes dans la boue résiduaire, est déterminée par diffractométrie de Rayons X (DRX) sur une poudre.

Les résultats obtenues sont présentés sur la figure III.4 et tableau III.4 les principaux constituants de la boue sont détecté à des valeurs d'angle de diffraction différentes.

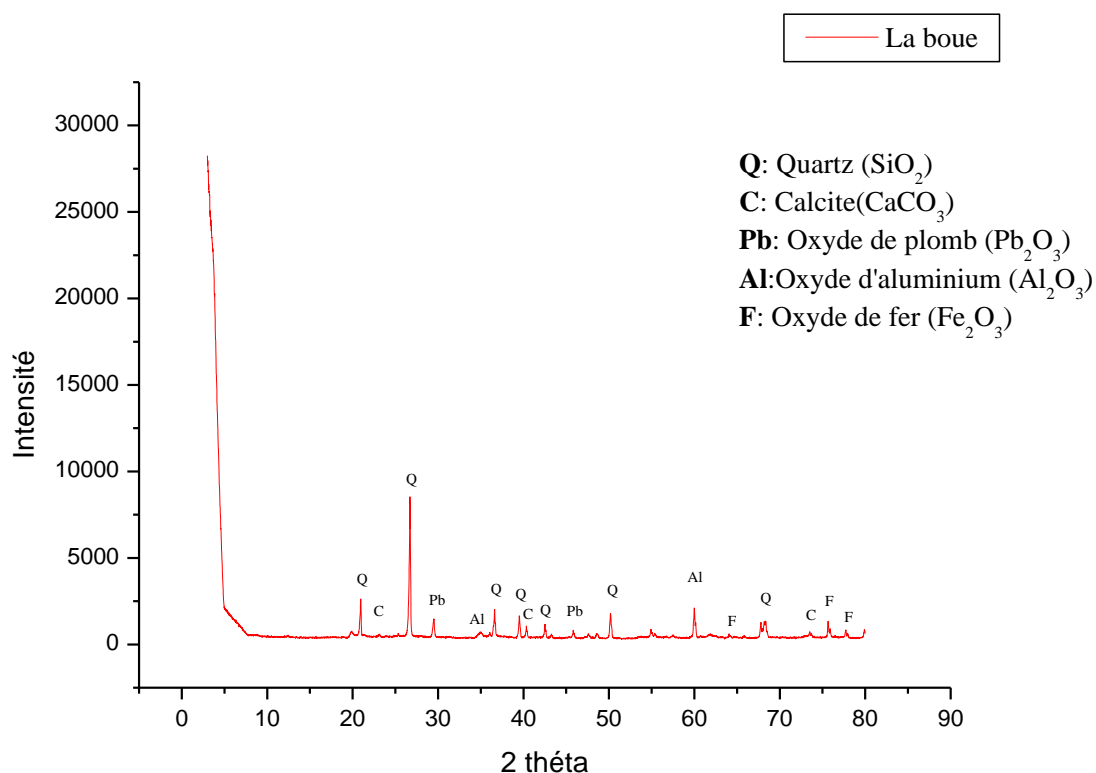


Figure III.4. Diffractogrammes des boues par rayon X.

Tableau III.4. Les phases identifiées pour le déchet à des valeurs d'angle de diffraction.

Phase	Formule chimique	2 thêtas (θ)
Quartz	SiO_2	21.001-26.798-42.452-50.182-68.155
Calcite	CaCO_3	23.126-39.553-43.225-73.566
Oxyde de plomb	Pb_2O_3	29.504-45.931
Oxyde de fer	Fe_2O_3	64.097-65.836-75.692-77.818
Oxyde d'aluminium	Al_2O_3	34.915-57.526-60.038

Le spectrogramme obtenu lors de cette caractérisation minéralogique montre la présence de plusieurs phases contenant les éléments chimiques tels que le quartz, calcite, fer, plomb et aluminium. On peut classer la boue de CET de Bejaia étudié parmi les déchets dangereux vu la présence du plomb en concentration élevée.

III.2.5. Analyse par Infra-Rouge (IR)

Les groupements fonctionnels associés à chaque vibration sont illustrés sur la figure III.5 et dans le tableau III.5. La large bande présentant un maximum aux environs de 1330 cm^{-1} correspond à amine aromatique (C-N). La bande d'absorption à environ 646 cm^{-1} est attribuable à la vibration (C-H) de groupe Alcyne $\equiv\text{C-H}$. La bande à environ 3520 cm^{-1} correspond aux groupements hydroxyles d'alcools ou d'acides.

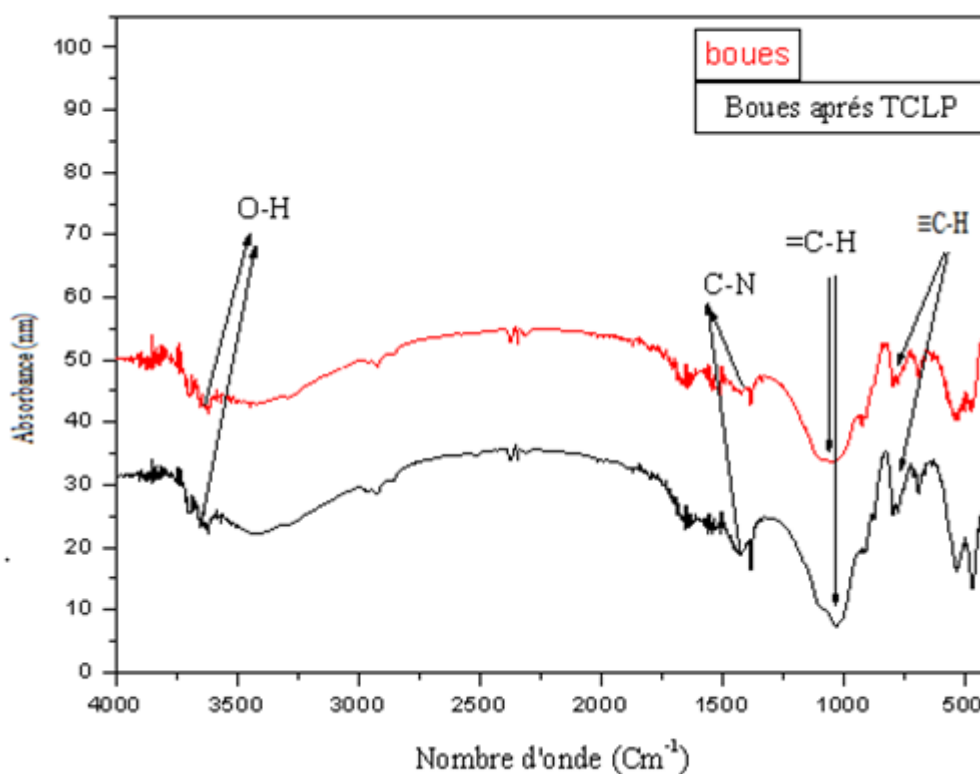


Figure III.5. Spectres FT-IR de la boue et la boue de TCLP.

Tableau III.5. Les groupements fonctionnels associés à chaque vibration de l'IRTF.

Nombre d'onde (cm ⁻¹)	Attributions
3100 – 3640	Elongation O-H
1340-1250	C-N, élongation, amine aromatique
600-700	≡C-H déformation hors du plan
800-860	=C-H déformation hors du plan

D'après le spectre infrarouge de la boue récupérée après le test TCLP, on observe la présence de mêmes groupes fonctionnels de la boue à l'état normal (avant le traitement par TCLP), dont la bande la plus large est celle de l'amine aromatique (C-N), La bande observée autour de 3520 Cm^{-1} correspond aux groupements hydroxyles d'alcools ou d'acides.

Conclusion

D'après cette investigation par un tas de méthodes physiques et chimiques, on déduit que la boue du CET de SIDI-BBOUDRAHEM –Bejaia est contaminée au moins par le plomb qui a une concentration qui est d'ordre de 400mg/Kg, dépassant ainsi de quatre fois la norme autorisée qui est de 50 mg/Kg pour acceptation au CET des déchets ultimes. Cependant, la boue nécessite un traitement avant d'être mise dans l'environnement. Il apparut que le

traitement du lixiviat de la boue du CET par le procédé de Stabilisation/Solidification par liants hydrauliques à savoir le ciment et les CKD reste intéressant de point de vue diminution du caractère polluant de la boue.

III.3. APPLICATION DU PROCEDE DE STABILISATION/SOLIDIFICATION

Afin de suivre l'évolution du caractère polluant de notre échantillon de boue, plusieurs formulations ont été conçues à cet effet. Il est à signaler à ce niveau, que le lixiviat de la boue, récupéré lors du test TCLP, qui a été S/S et non la boue elle-même. On a constaté qu'à la deuxième lixiviation notre boue devient un déchet inerte non dangereux. De ce fait, la S/S du lixiviat à été proposée. Ce lixiviat est utilisé comme substituant complet du l'eau de gâchage des formulations conçues. Les formulations conçues sont enregistrés dans le tableau III.6.

Tableau III.6. Composition des matériaux réalisés.

Désignation	Ciment (g)	CKD (g)	Lixiviat (g)	Rapport lixiviat/Ciment
F _{0%} CKD	450	00	145	0.33
F _{25%} CKD	337.5	114.5	145	0.33
F _{50%} CKD	225	225	145	0.33

Au bout de 28 jours de cure les formulations conçues conformément à la norme NF P 98-230-3 sont démoulées afin de les soumettre: aux essais mécaniques, tel que la résistance mécanique, temps de début et fin de prise et à la détermination de la spéciation chimique des éléments par divers méthodes d'analyses telle que : le test de lixiviation TCLP, IpH et TLM.

III.3.1. Temps de début et fin de prise

Les résultats obtenus sont donnée sur le tableau III.7 et la figure III.6 qui représente l'évolution de temps de prise (début et fin) en fonction du temps.

Tableau III.7. Temps de début et fin de prise.

	Temps début de prise (min)	Temps de fin de prise (min)
F _{0%} CKD	95	235

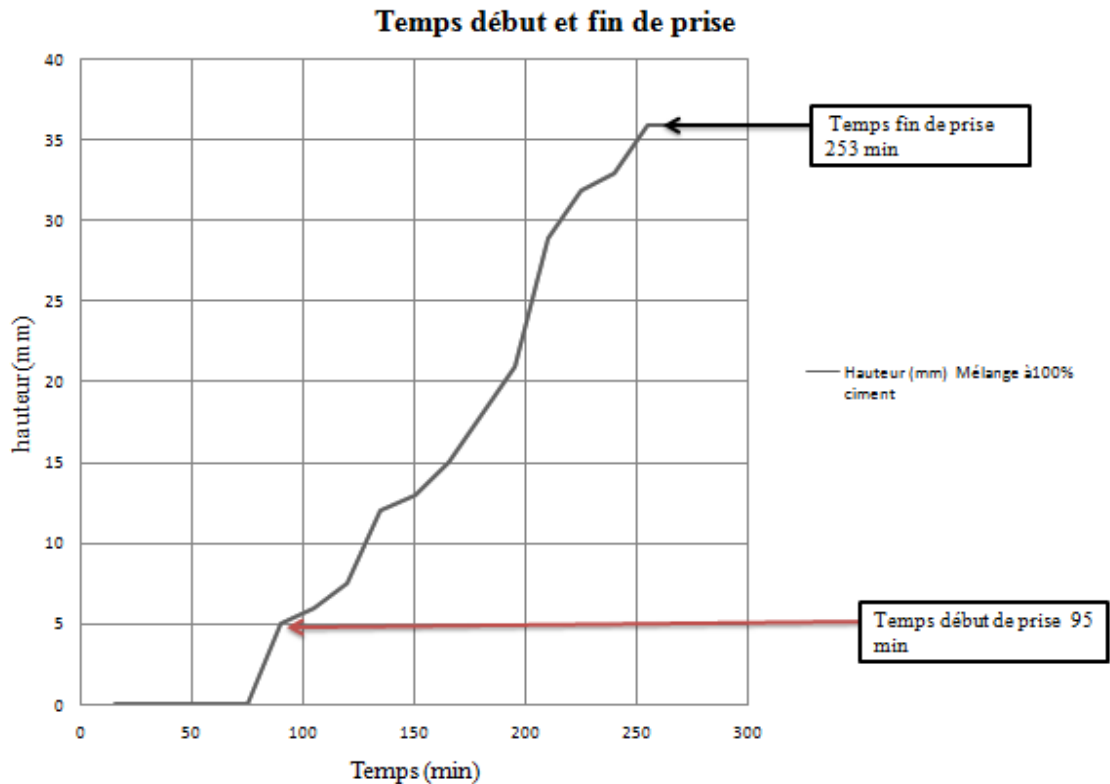


Figure III.6. Temps de début et de fin de prise.

III.3.2. Détermination des résistances mécaniques

L'essai de résistance mécanique a été réalisé pour étudier l'effet du lixiviat S/S, par les liants utilisés, sur les paramètres de résistance mécanique des formulations. Les propriétés mécaniques du matériau sont acquises par les réactions d'hydratations du ciment et des CKD principalement au cours de la prise, laquelle correspond à la cristallisation et à l'organisation des hydrates formées (exp ; portlandite, C-S-H...etc) en une structure mécaniquement résistante. La résistance à la flexion et à la compression, des formulations confectionnées, a été suivie à 7 jours et à 28 jours de cure. Les résultats de l'évolution des résistances mécaniques obtenus sur les formulations confectionnées sont montrés sur les figures III.7 à III.8 et le tableau III.8.

Tableau III.8. Résistance à la compression et à la flexion.

	7 jours		28 jours	
	Résistance à compression (MPa)	Résistance à flexion(MPa)	Résistance à compression (MPa)	Résistance à flexion(MPa)
F ₀ (norme)	≥ 10,0	-	52.5	-
F _{0%CKD}	35.55	7.1	71.61	7.50
F _{25%CKD}	21	5.0	46.55	5.55
F _{50%CKD}	12.57	3.7	31.85	5.35

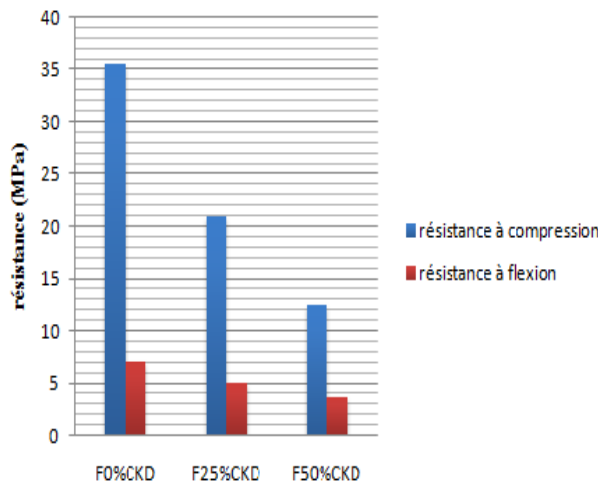


Figure III.7. Résistance à 7 jours.

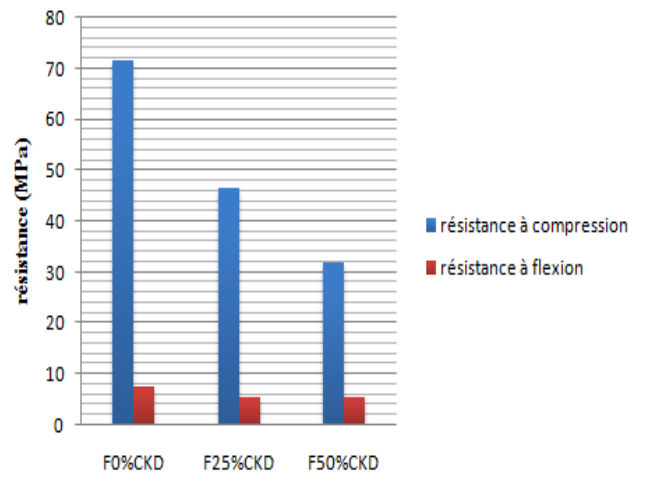


Figure III.8. Résistance à 28 jours.

D'après les résultats illustrés en tableau III.8, figure III.7 à III.8 on constate que les résistances mécaniques à la compression obtenues sont inférieures à la norme qui est de l'ordre de 52.5MPa excepté celle de la formulation F₀%CKD à 28 jours. Les résistances des formulations évoluent en fonction du temps. Il a été constaté que la résistance mécanique diminue avec l'augmentation de la quantité des CKD dans les formulations. L'affaiblissement de résistances mécaniques des formulations est engendrés par la diminution des phases minéralogique du ciment dans le mélange vu la substitution du ciment.

On conclu que les résistances présentées par les formulations malgré l'incorporation du déchet dans les matrices cimentaires restent importantes et dépassent largement la norme qui est de l'ordre de 1MPa.

III.3.3. Composition chimique par analyse QCX

Tableau III.9. Composition chimique des matières et des formulations.

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	SO ₃	K ₂ O	Na ₂ O	Autre
Ciment	23.35	6.01	6.77	59.40	1.89	1.76	0.43	0.12	0.27
CKD	11.81	4.05	2.28	43.48	1.13	0,74	0.50	00	36.01
F₀%CKD	21.36	5.32	6.46	56.55	1.40	1.53	0.41	0.12	6.85
F₂₅%CKD	21.32	4.79	5.39	54.40	1.07	1.31	0.44	0.11	11.17
F₅₀%CKD	17.08	4.84	4.53	57.68	0.97	1.10	0.49	0.11	13.2

Il a été observé que la composition chimique des formulations conçues est semblable à celle du ciment; même ordre de grandeur pour les éléments SiO₂ et CaO. Ceci explique clairement les grandes valeurs des résistances de nos formulations qui ont été engendrées par la formation des hydrates telle que la portlandite, les silicates hydrates de calcium et l'ettringite pendant la période d'hydratation.

III.3.4. Analyse par Infra-Rouge (IR)

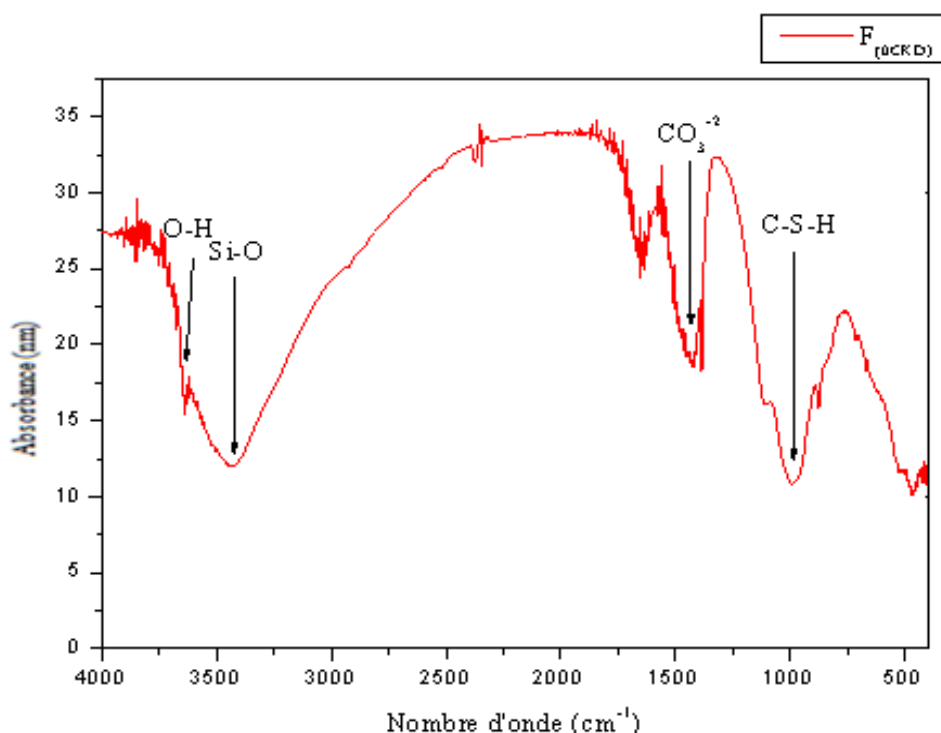


Figure III.9. Spectres FT-IR pour F_{0%CKD}.

D'après le spectre IR, nous observons la présence des bandes correspondant à la vibration de la liaison C-S-H (libre élongation) autour de 995.10cm^{-1} . Une autre bande large a été observée à environ de 3624.57cm^{-1} correspond à O-H, qui signifie que la formulation F_{0%CKD} contient un groupement O-H de la portlandite.

Tableau III.10. Les groupements fonctionnels associés à chaque vibration de l'IRTF.

Nombre d'onde (cm^{-1})	Identification des bandes
3624.57	O-H élongation de portlandite
3435.73	Si-O
1431.47	CO_3^{-2}
995.10	C-S-H

III.3.5. Efficacité du procédé de S/S

Afin de se prononcer sur l'efficacité du procédé utilisé dans notre étude, le rapport entre la quantité extraite du matériau en éléments chimiques avant et après S/S ont été déterminé par l'utilisation du test TCLP et la méthode d'analyse SAA. Les résultats d'analyse des lixiviats et des pourcentages relargués sont donnés dans les tableaux III.11 et III.12.

Tableau III.11. Concentration des métaux lourds après S/S.

Elément	Composition chimique en (mg/l)		
	F0%CKD	F25%CKD	F50%CKD
Pb ⁺²	5.23	8.49	17.49
Zn ⁺²	4.09	2.02	2.08
Fe ⁺²	7.65	6.66	3.24
Cl ⁻	15.99	15.99	21.32

Tableau III.12. Pourcentage relargué après lixiviation dans les matériaux S/S.

Elément	Pourcentage relargué (%)		
	F0%CKD	F25%CKD	F50%CKD
Pb ⁺²	1.33	2.15	4.44
Zn ⁺²	21.80	10.75	11.11
Fe ⁺²	32.91	28.65	13.94
Cl ⁻	9.08	9.08	12.01

Les résultats enregistrés dans le tableau III.12 montrent que le procédé de S/S utilisé dans cette étude est efficace dans le piégeage des métaux lourds.

III.3.6. Test EP, FMM et IpH

III.3.6.1. Paramètres physiques

Dans le tableau III.13 sont consignés les résultats des paramètres physiques des tests EP, FMM et IpH, il ressort en général :

- ✓ Que les pH de nos solutions sont basique dans le test EP et FMM, cela est dû généralement à la décomposition des hydrates dans la matrice cimentaire qui engendre le relargage des ions OH⁻.
- ✓ Que la conductivité électrique est importante ; cela est justifié par la présence de cations (en particulier les métaux lourds) en proportions élevée dans nos solutions.

Tableau III.13. Résultats d'analyses physique des tests EP, FMM et IpH

		Rapport L/S						
		2	5	10	50	100	200	
EP et FMM	pH	12.3	12.25	12.06	12.06	11.48	11.25	
	CE (mS/cm)	5.40	6.80	6.90	4.70	1.20	4.70	
		Ph						
IpH		2	4	6	7	10	12	13
	CE (mS/cm)	1.60	25.90	22.90	23.20	22.70	20.10	14.10

III.3.6.2. Analyse chimique

Les résultats d'analyses chimiques des lixiviats obtenus, lors des tests EP, FMM et IpH sont enregistrés dans le tableau III.14. En théorie ces tests sont appliqués afin de

déterminer la quantité maximale extractible en éléments des matrices cimentaires réalisées. Il ressort :

- ✓ Que la quantité maximale du Pb^{2+} extraite est réalisée à pH 2 dans le test de lixiviation IpH, soit un taux de relargage de 30,32% ; qui demeure intéressant de point de vu efficacité du procédé utilisé.

Tableau III.14. Résultats d'analyses chimique des tests EP, FMM et IpH.

		Rapport L/S							
		2	5	10	50	100	200		
EP et FMM	Pb⁺²	2.40	7.09	9.92	10.20	12.52	16.66		
	Zn⁺²	1.45	2.29	4.08	11.55	15.87	16.08		
	Fe⁺²	15,93	8	6,97	5,75	3.68	1,17		
	Cl⁻	17.75	14.2	14.2	10.65	7.1	7.1		
	Na⁺	4.66	2.46	1.74	0.66	0.544	0.42		
	K⁺	2.01	0.83	0.20	17.01	1.42	6.64		
	P₂O₅	0.02	0.01	0.004	0.002	0.005	0.005		
	SO₄⁻²	18.55	8.05	9.83	30.72	31.77	14.62		
IpH		pH							
		2	4	6	7	8	10	12	13
	Pb⁺²	119.31	66.64	32.03	64.92	42.99	31.35	25.03	15.3
	Zn⁺²	2.1	3.8	4.5	13.3	11.2	13.2	8.2	7.6
	Fe⁺²	12.36	13.46	9.85	2.65	9.71	5.34	5.47	5.82
	Cl⁻	28.4	14.2	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1
	Na⁺	1.74	1.74	2.22	2.46	2.67	1.86	1.86	1.62
	K⁺	1.6	2.5	1.6	1.10	1.74	8.7	8.7	7.53
	P₂O₅	0.79	0.96	0.79	0.83	0.879	0.88	0.79	0.006
	SO₄⁻²	262.83	303.16	274.16	273	276.33	39.66	11.16	18

III.3.7. TLM (test de lixiviation sur monolithe)

III.3.7.1. Paramètres physiques

Dans la figure III.10 sont consignés les résultats des paramètres physiques des tests TLM, il ressort en général :

- ✓ Que les pH de nos solutions sont basiques dans le test TLM,
- ✓ Que la conductivité électrique est importante ; cela est justifié par la présence de cations (en particulier les métaux lourds) en proportions élevée dans nos solutions.

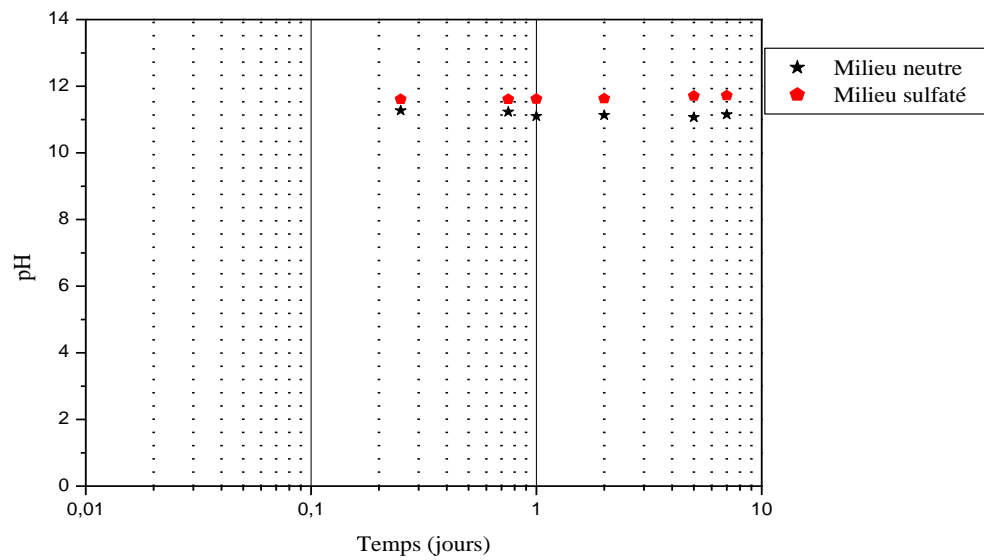


Figure III.10. Evolution de pH en fonction de temps en milieu neutre et sulfaté.

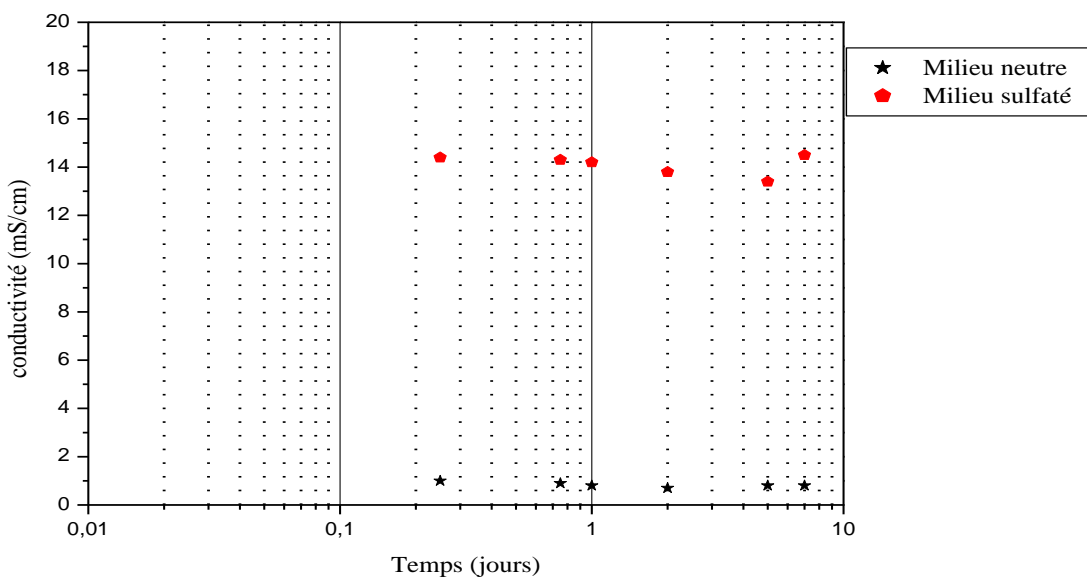


Figure III.11. Evolution de la conductivité en fonction de temps en milieu neutre et sulfaté.

III.3.6.2. Paramètres chimique

D'après la figure III.17.on constate, le plomb est fortement mobilisé d'où pour le milieu sulfaté on observe une diminution des concentrations relargués dans les trois premières

séquences qui sont dus essentiellement au lessivage de la surface monolithique. On ce qui concerne le milieu neutre la figure montre une formation d'un palier grâce à une diminution de la quantité du plomb relarguée.

La figure III.19 montre que la teneur du zinc dans les deux milieux neutre et sulfaté est presque stable dans les 5 premières séquences puis une augmentation de la concentration du Zn dans la sixième séquence.

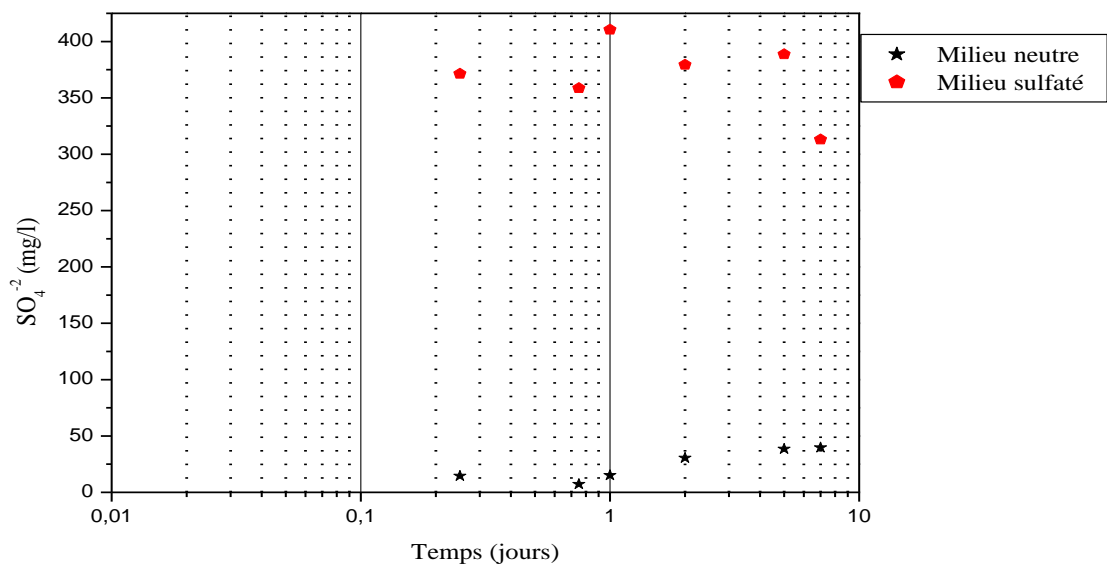


Figure III.12. Evolution de la concentration de sulfate en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

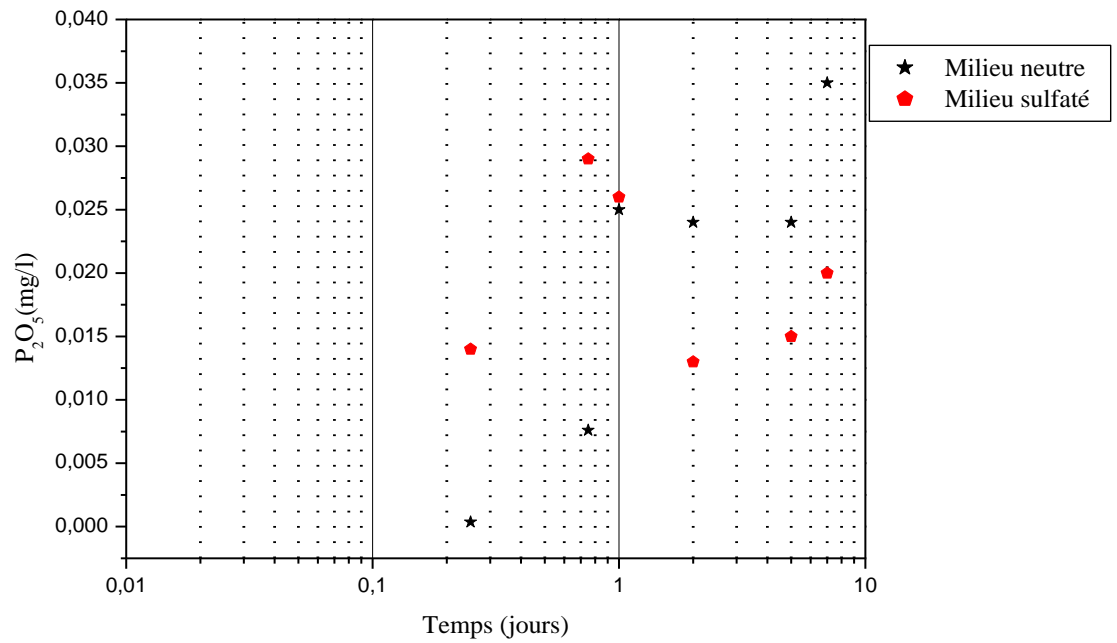


Figure III.13. Evolution de la concentration de phosphate en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

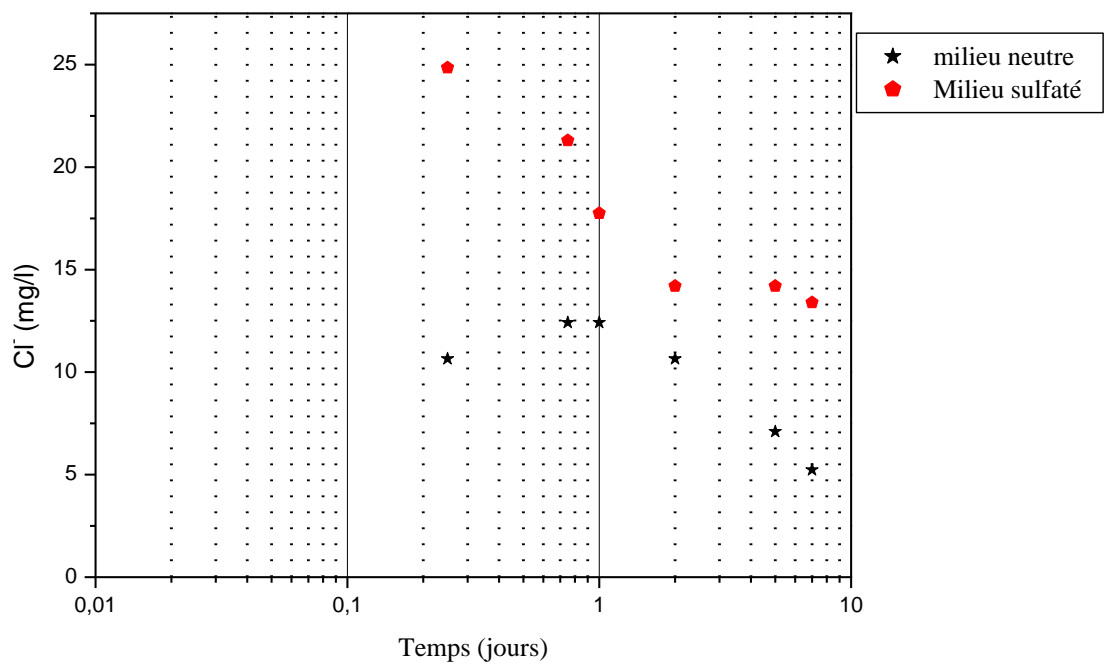


Figure III.14. Evolution de la concentration de chlorure en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

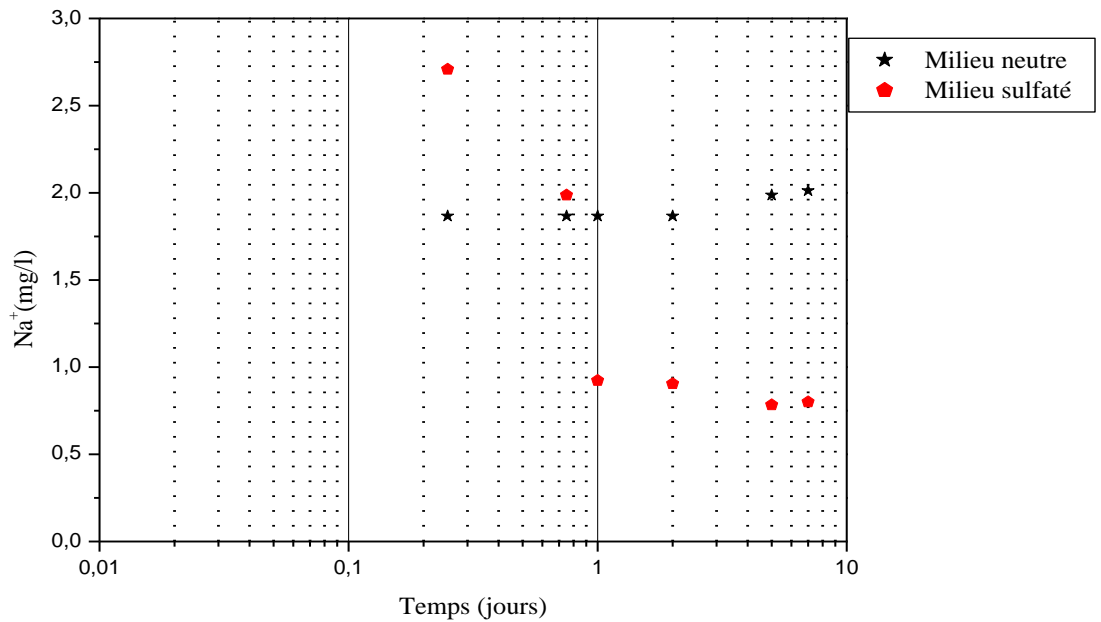


Figure III.15. Evolution de la concentration sodium en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

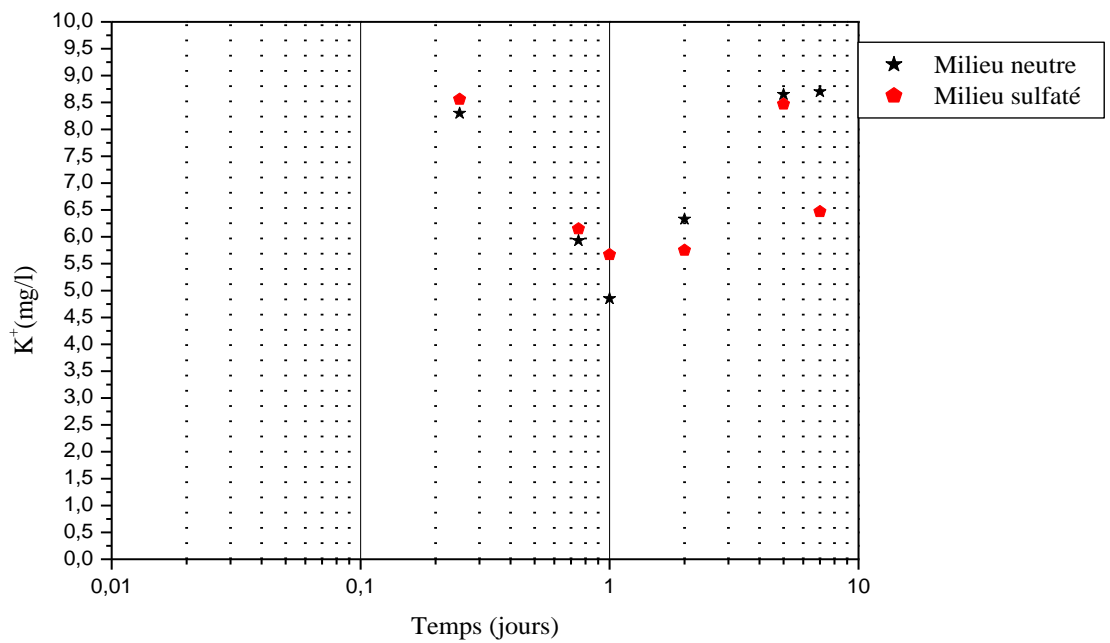


Figure III.16. Evolution de la concentration de potassium en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

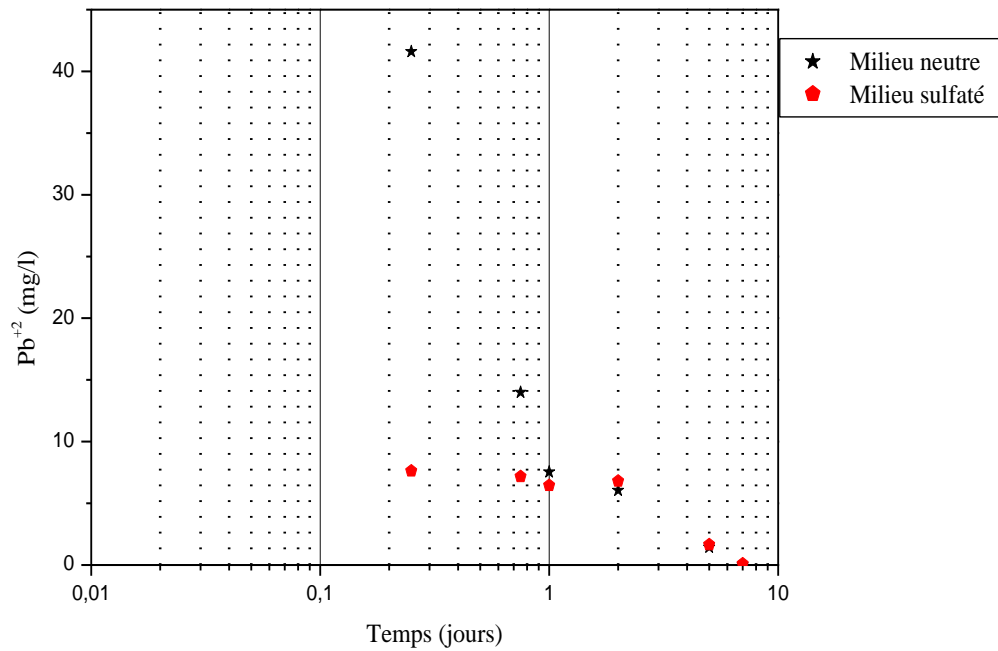


Figure III.17. Evolution de la concentration de plomb en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

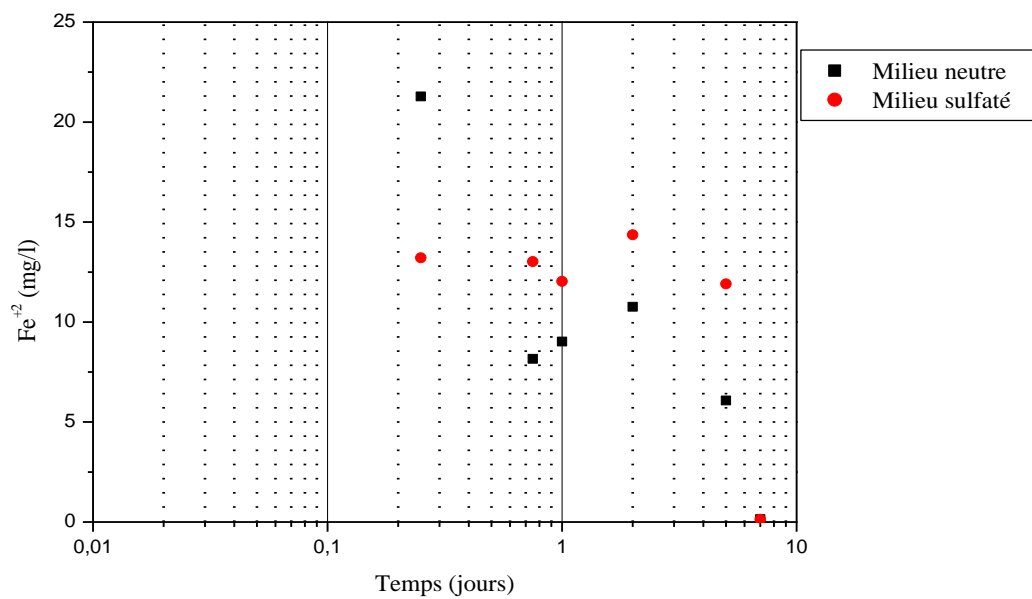


Figure III.18. Evolution de la concentration de fer en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

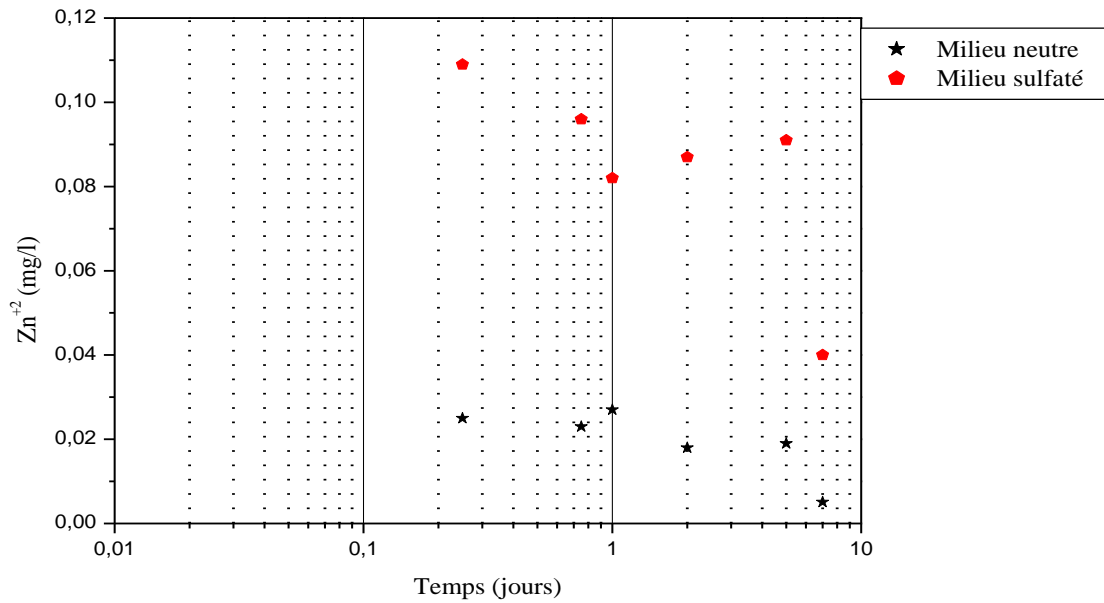


Figure III.19. Evolution de la concentration de zinc en fonction du temps dans le milieu neutre et sulfaté.

On constate aussi que les teneurs des espèces suivies relargués dans le milieu sulfaté sont supérieures à ceux du milieu neutre, ceci est dû à la force ionique élevée de la solution sulfatée par rapport à celle de l'eau déminéralisée.

CONCLUSION GENERALE

Les objectifs fixés dans cette étude à savoir une caractérisation des boues résiduaires du Centre d'Enfouissement Technique de SIDI-BOUDERHAM commune de Bejaia -Algérie, la Stabilisation/Solidification de lixiviats des boues par un ciment de type CPA, l'évaluation du relargage de différents espèces chimiques polluantes contenues dans les matrices poreuses sous différentes conditions de lixiviation (eau pure et milieu sulfaté, Na_2SO_4 à 15 mol/L), ont été atteints. Ces objectifs sont programmés afin d'améliorer nos connaissances sur la faisabilité de la Stabilisation/Solidification des boues riches en métaux lourds par liants hydrauliques pour qu'ils soient acceptables dans le centre d'Enfouissement Technique de Bejaia.

Plusieurs tests et techniques d'analyse (TCLP, DRX, IR, MEB...etc.) ont été réalisés sur nos lixiviats des boues et éprouvettes afin de rendre les résultats comparables et cela pour évaluer cette technique de traitement.

A travers cette étude un tas de conclusions ont été tiré, on cite essentiellement :

-Les résultats de caractérisation des boues de CET montre que ces derniers ont un caractère polluants (riche en métaux lourds en particulier le plomb, le Zinc et le fer. Ces concentrations dépasse de très loin les normes exigées d'où sa stabilisation/solidification est nécessaire ;

-Les résultats de résistance mécanique (à la compression et à la flexion) s'avèrent très intéressants car ils répondent à la norme en vigueur ;

- La série de tests de lixiviation appliquée, à savoir : l'influence du pH (I_{pH}), l'eau de pore (EP), la fraction maximale mobilisable (FMM) et le test de lixiviation dynamique sur monolithe (TLM) dans un milieu neutre (eau pure) et dans un milieu sulfaté nous a permis de suivre : la solubilité des espèces chimiques en fonction du pH, l'évolution de la capacité d'absorption en eau au cours du test TLM pour les deux milieu d'étude (neutre et sulfaté) pendant 7 jours de lixiviation ;

-Le procédé de traitement par Stabilisation/Solidification permet de traiter les boues résiduaires. En effet, une rétention totale de la majorité des métaux lourds est observée;

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] BENGUEDDA-RAHAL Wacila, Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien, thèse, page 15.
- [2] PROBST Anne, Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers, thèse, Page 11, 12,13.
- [3] MUSTAPHA DJEBBAR, Argiles de maghnia : purification et adsorption de pollution, thèse, Université Mentouri de Constantine, Page 27.
- [4] Borchardt T, Relation ship between carbon and cadmium uptake in *Mytilus edulis*." Mar, 1985.
- [5] M. Di Benedetto, méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisations, livre 1997, page 23.
- [6] SAHLI Leila, Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais, these, université Mentouri de Constantine, P45 P50,51,52 et 81.
- [7] BEL HADJ ALI Imen, contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de radès et de Gabès, thèse, l'école centrale de lille et l'école nationale d'ingénieurs de Tunis, décembre 2013, page 6.
- [8] BELABED BOURHANE al EDDINE, Biologie et physiologie des organismes marins La pollution par les métaux lourds dans la région D'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques »,thèse,université Badji Mokhtar, Annaba, 2010, P23.
- [9] MATIAS Miguel, Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers, université de lyon, thèse, avril 2008, Page 21.
- [10] Muriel lallée Etude bibliographique de la contamination des milieux lacustres par les micropolluants (PCB et HAP) - Application au lac d'Annecy - Rapport d'étude, Septembre 2009, page 25.
- [11] TRONCZENCKY Jacek, Les contaminants organiques qui laissent des traces : source transport et devenir, article, page23.
- [12] ABRIAK Nor Edine, Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière, Thèse, l'Université d'Artois, février 2009, page 13et 14.
- [13] JEAN Francois, la contamination métallique, livre, P23, 25.

- [14] Philippe Thonart , Sory Ibrahim Diabaté, Code de pratiques écologiques pour les mines de métaux, 2009 1/MM/17 Section des mines, Division mines et traitement, Direction secteurs publics et des ressources
Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, page 83.
- [15] Gérard Grosclaude, l'eau; livre, Tom II, INRA, Paris 1999-ISSN, page 195.
- [16] JACQUES Bordet, L'eau dans son environnement rural, livre, édition JOHANET, 2007, page 298.
- [17] EMMANUEL Adler, Gestion des boues de stations d'épuration, Série Technique DT 52 Novembre 2012 (enquête), page 34.
- [18] Emilian Koller, traitement des pollutions industrielles (eau, air, déchets, sols, boues), livre, 2^e édition , 2002,page142,148,170.
- [19] Gwénaëlle Bröns-Laot, Evaluation environnementale de la valorisation de mâchefers d'incinération d'ordures ménagères en remplissage de carrière, Thèse, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 2002, page 48,49.
- [20] KADEM Dhaou-El-Djabine, Évaluation et comportement des métaux lourds (cd – cr – cu – ni – pb – zn et mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (el-hadjar – annaba – est algérien). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux, thèse, université Mentouri de Constantine , 07/2005,page 12,13,15,17,21.
- [21] OCTEL France, société anonyme, édition 1977.
- [22] BOUYER M, Caractérisation des boues -Détermination de la teneur en matière sèche et de la teneur en eau-,document, AFNOR : EN 12880 , Août 2000.
- [23] JEAN RODIER .BERNARD LEGUBE.NICOLE MERLET ET COLL. Analyse de l'eau, livre, 9^{ème} édition © Dunod, Paris 2009, © Dunod Paris, 1959, ISBN 978-2-10-054179-9, page 172.
- [24] Les fiches techniques CET Bejaia.
- [25] CERRA Iris, DESAGNAT Mathieu, DUBART Romain, JUVEN Lucas ZHOU, Ning ZIANI Hamza, Traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités Mercredi 19 février 2014 page 2.
- [26] Fonctionnement d'un casier de centre d'enfouissement, Fiche de renseignements 03/2008.
- [27] JARDE Emilie, composition organique de boues résiduares de stations d'épuration lorraines: caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation, Thèse, l'Université Henri Poincaré, Nancy 1en, décembre 2002, page20.

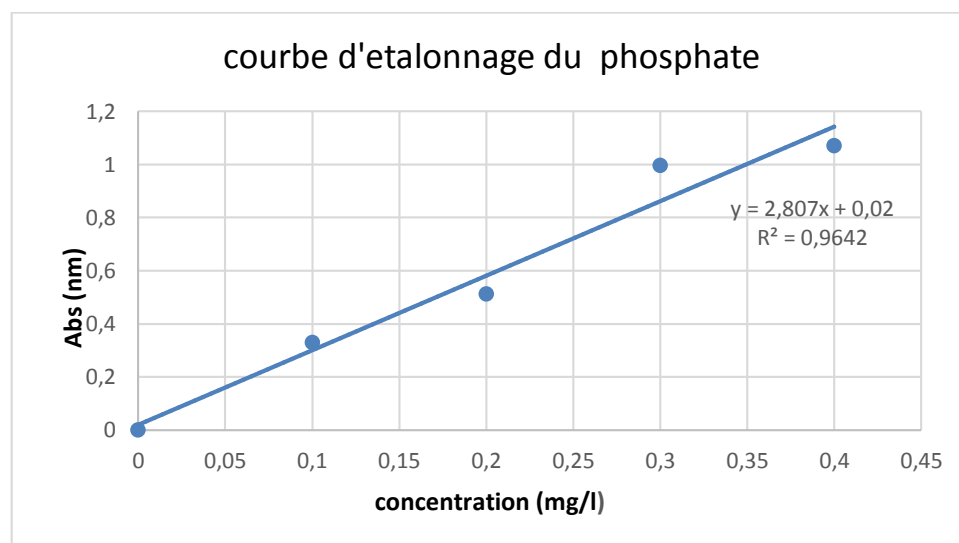
- [28] R. Moletta, Le traitement des boues des stations d'épuration, Rédaction 2003, document, page 44.
- [29] AINA Martin Pépin, expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites, Thèse, l'université de Limoges septembre 2006, page 19 et 31.
- [30] MEZOUARI. SANDJAKDINE Fadila, Conception et exploitation des centres de stockage des déchets en Algérie et limitation des impacts environnementaux, Thèse, l'université de Limoges, Mars 2011, page 61.
- [31] ALEXANDRA bertron, Unité physico-chimie "sur site" (unité accréditée COFRAC) lozere.fr, Document, page 2.
- [32] M. makhoukh¹, M. sbaa¹, a. berrahou¹, contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'oued Moulouya (Maroc oriental), article, ISSN 1112-3680, n° 09, Décembre 2011, m. van. clooster 2158 ; page 159.
- [33] BIGUMANDONDERA Patrice, Étude de l'assainissement non collectif en Afrique Subsaharienne : Application à la ville de Bujumbura, thèse, université de Liège, Décembre 2014, page 26.
- [34] DOUGLAS Arvid Skoog, F. James Holler, Timothy A. Nieman, Principes d'analyse instrumentales modernes, article, De Boeck Supérieur, 2003, Page 294.
- [35] TATANGELO Adeline, Optimisation de la précipitation des Métaux lourds en mélange et valorisation des boues d'hydroxydes : application aux effluents de traitement de surfaces, Thèse, l'École Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, février 2013, page 116, 227.
- [36] M. TARDAT-HENRY, J. PAUL-BEAUDRY, Chimie des eaux, Édition Le Griffon d'argile, livre, 1984, Page 45.
- [37] CHERFOUH R, DERRIDJ A, CHIKHI Y. YAHIA CHRIF L. YATAGHENE L: application des boues résiduelles et effets sur le sol et les paramètres de production du blé. document page 2.
- [38] CYRIL Guérandel, Le traitement durable des boues résiduelles Quand un déchet devient une source d'énergie alternative, document, page 3.
- [39] GEF Volta, Installation et comparaison de modèles de technologie de traitement des boues de vidange et des eaux usées dans les villes de Kara (Togo) et Natitingou (Bénin) : Analyse de base de la situation et préparation d'un document détaillé du projet de démonstration pour la Ville de Kara, rapport final, Mars 2009, Page 46.

- [40] BARNAT S, les boues d'épuration, document de synthèse, Comité Sécurité Alimentaire d'APRIFEL, Juin 2001, p 31 ; 32.
- [41] ROUIDI Sonia, Evaluation de la contamination par les hydrocarbures des sédiments superficiels (fluviaux et marins) de la région de Skikda (nord-est algérien), thèse, Université Badji Mokhtar – Annaba- Algérie, Juin 2014, page 15, 16, 17, 18.
- [42] PEYRONNARD Olivier, Apports méthodologiques pour la modélisation du comportement à la lixiviation de résidus minéraux. Application aux solidifiants de boues d'hydroxydes métalliques, Thèse, L'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Année 2008, page 62, 63, 75.
- [43] APICHAH Imiyim, D'évaluation environnementale des déchets stabilisés/solidifiés par liants hydrauliques, thèse, l'institut national des sciences appliqué de Lyon, Décembre 2000, page 61, 62, 63, 64, 65, 65.
- [44] FANTOZZI-MERLE Catherine, Etude de matériaux à base de liant hydraulique contenant des polluants organiques modèles : propriétés structurales et de transfert, thèse, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, Année 2003, page 23
- [45] ALBRECHT Remy, Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique, thèse, Université paul cezanne aix-marseille, mai 2007, page 62.
- [46] EMILIE JARDE, composition organique de boues résiduares de stations d'épuration lorraines : caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation, Thèse , l'université Henri Poincaré, Nancy, décembre 2002, page 43,65.
- [47] PICARD Jessica, Développement de la LIBS pour l'analyse en ligne de produits uranifères et plutonifères solides, thèse, université de bourgogne, janvier 2015, page 71.
- [48] JESSICA Picard, Développement de la LIBS pour l'analyse en ligne de produits uranifères et plutonifères solides, université de bourgogne ufr Sciences et Techniques, thèse, thèse, l'Université de Bourgogne Discipline : Physique – Chimie, janvier 2015, page 71
- [49] MÉHU J, Stabilisation à base de liants hydrauliques de matériaux ou déchets contaminés par des polluants organiques, rapport final, étude n° 99-0325/1a, décembre 2000, Page 104,105, 106.
- [50] J. Mater. Environ, caractérisation et activité photo catalytique du système $ZnMO_4$ ($M = Mo^{6+}, W^{6+}$) (Synthesis, characterization and photocatalytic activity of $ZnMO_4$ system ($M = Mo^{6+}, W^{6+}$)), thèse, Université Ibn Zohr ,10 Octobre 2014, page 60 ,61.
- [51] AGDAL V, Etude de l'inclusion du Fer dans les ciments Sulfo-alumineux et valorisation du caoutchouc dans leurs mortiers, thèse, février 2012, page40, 41 et 42.

- [52] EL FELS Loubna, Suivi physico-chimique, microbiologique et ecotoxicologique du compostage de boues de STEP mélangées a des déchets de palmier: validation de nouveaux indices de maturité, thèse, l'université de TOULOUSE, décembre 2014, page 81.
- [53] CHERIFI Mouna, Décontamination électrocinétique d'une boue d'eau potable contenant de l'aluminium, thèse, universite badji mokhtar badji mokhtar , 2013, page 48.
- [54] Maozhe Chen, Faisabilité technique et environnementale de l'utilisation dans des matériaux de construction cimentaires de cendres d'incinération de boues de station d'épuration, thèse, doctorale de Chimie de Lyon , Juin 2012, page 68,71,72.
- [55] LOUSTAU CAZALET Marie, caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques– évaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques, thèse, Université de Lyon, 2012, page 52.
- [56] V.ALEXEEV, Analyse quantitative, Edition MIR, MOSCO, livre, 1980, page 67.
- [57] FANTOZZI-MERLE Catherine, Etude de matériaux à base de liant hydraulique contenant des polluants organiques modèles : propriétés structurales et de transfert, thèse, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, 2003, page 58.
- [58] ISO6878/1-1986(F), Qualité de l'eau, Dosage du phosphore, partie 1 : Dosage Spectrométrique à l'aide du molybdate d'ammonium, page 1-12.

Tableau 1. Données expérimentales de la courbe d'étalonnage du phosphate.

Concentration (mg/l)	0	0.1	0.2	0.3	0.4
Abs (nm)	0	0.329	0.512	0.996	1.070

**Figure 1.** Courbe d'étalonnage du phosphate.**Tableau 2.** Données expérimentales de la courbe d'étalonnage du sulfate.

Concentration (mg/l)	0	10	20	30	40
Abs (nm)	0	0,069	0,149	0,205	0,273

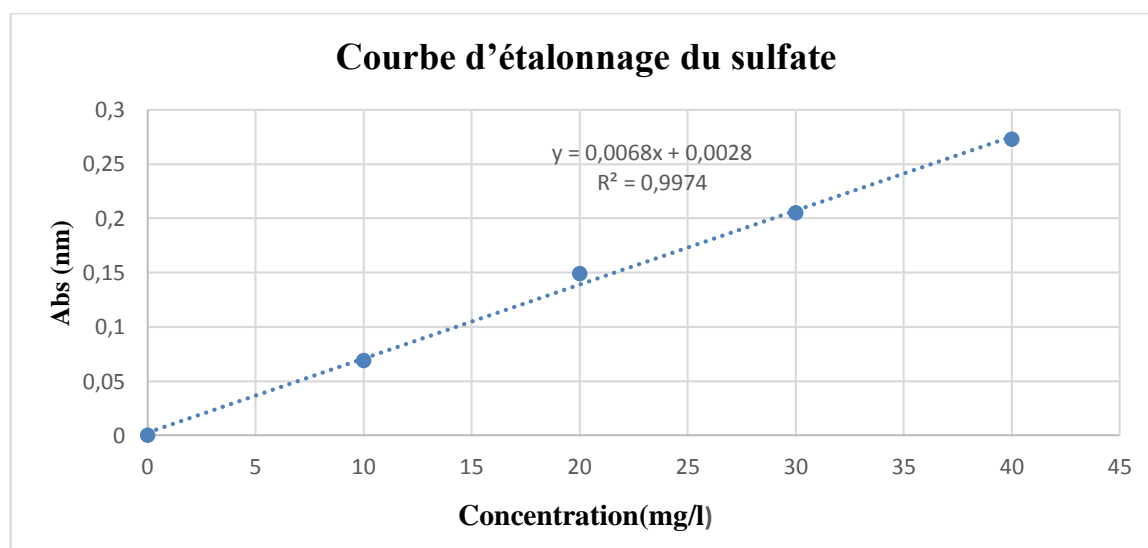
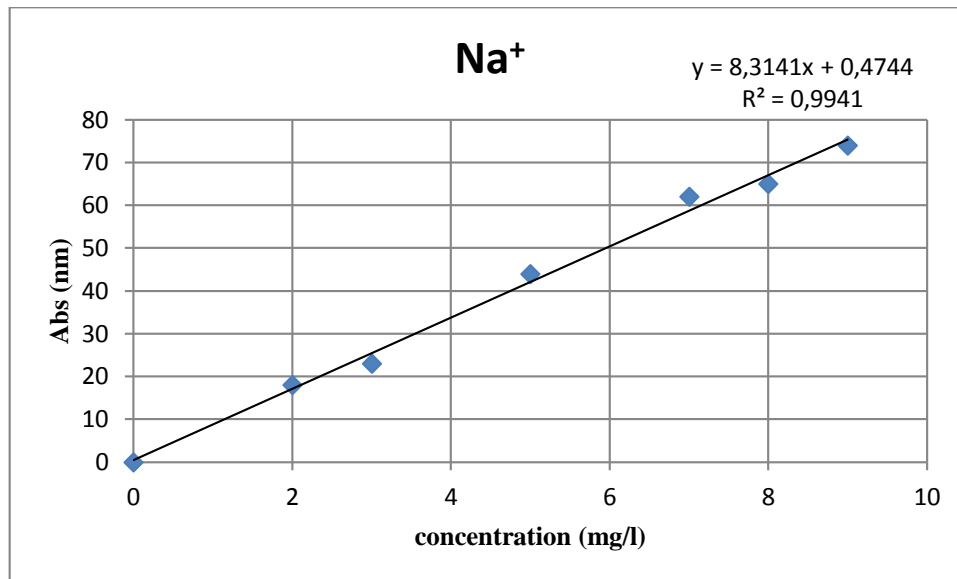
**Figure 2.** Courbe d'étalonnage du sulfate.

Tableau 3. Données expérimentales de la courbe d'étalonnage du sodium

Absorbance (nm)	0	2	3	5	7	8	9
Concentration (ppm)	0	18	23	44	62	65	74

**Figure 3.** Courbe d'étalonnage du sodium.**Tableau 4.** Données expérimentales de la courbe d'étalonnage du potassium.

Absorbance (nm)	0	1	2	3	4	5
Concentration (ppm)	0	88	209	280	345	421

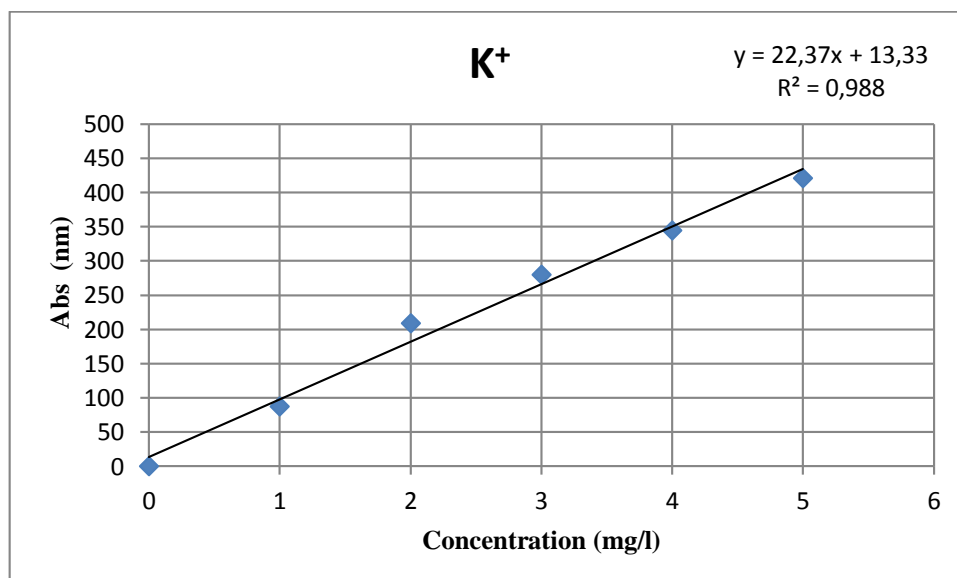
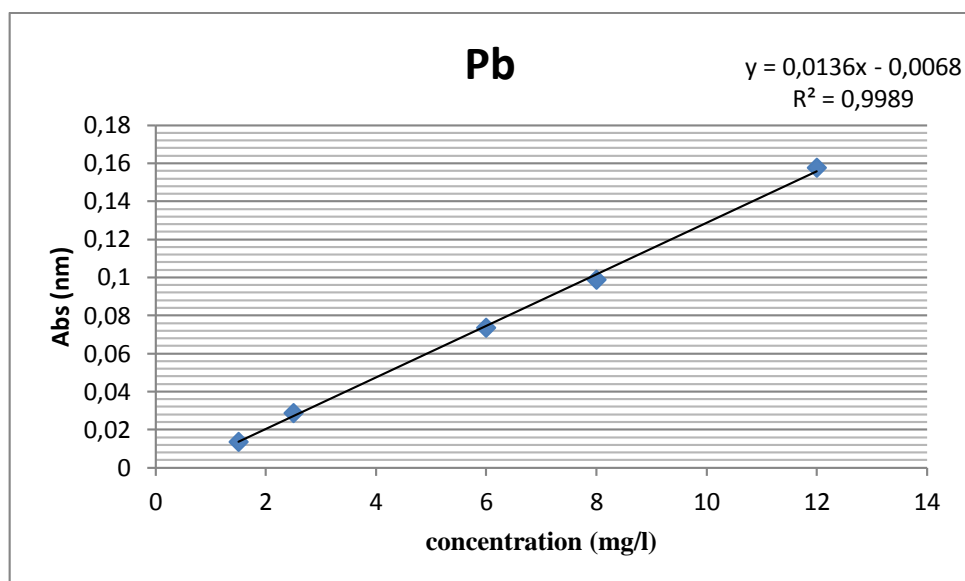
**Figure 4.** Courbe d'étalonnage du potassium.

Tableau 5. Données expérimentale de la courbe d'étalonnage du plomb.

Abs (nm)	1,5	2,5	6	8	12
Concentration (mg/l)	0,0136	0,0288	0,0736	0,099	0,1578

**Figure 5.** La courbe d'étalonnage de plomb (Pb).**Tableau 6.** Données expérimentale de la courbe d'étalonnage du zinc.

Abs (nm)	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5
Concentration (mg/l)	0,0247	0,0509	0,0766	0,0982	0,1248

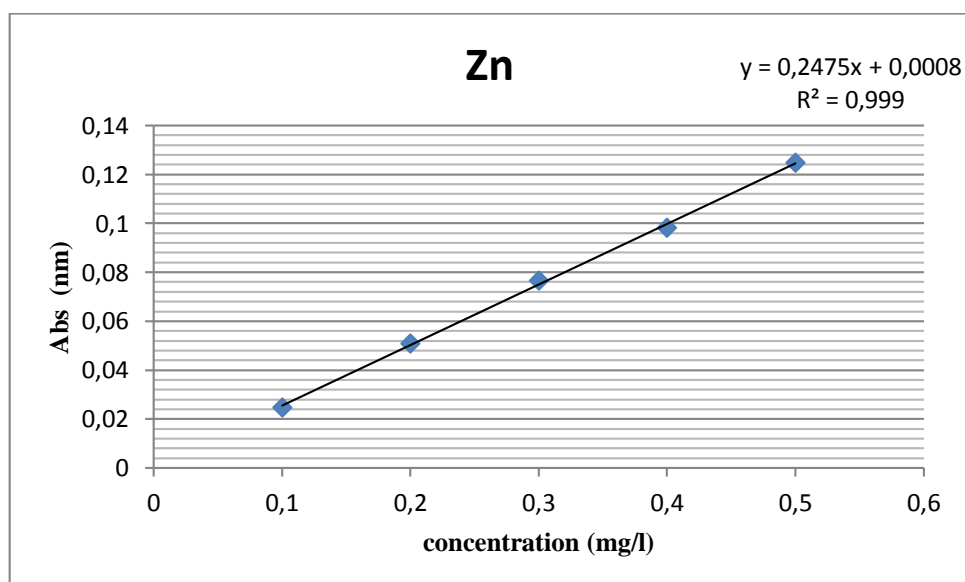
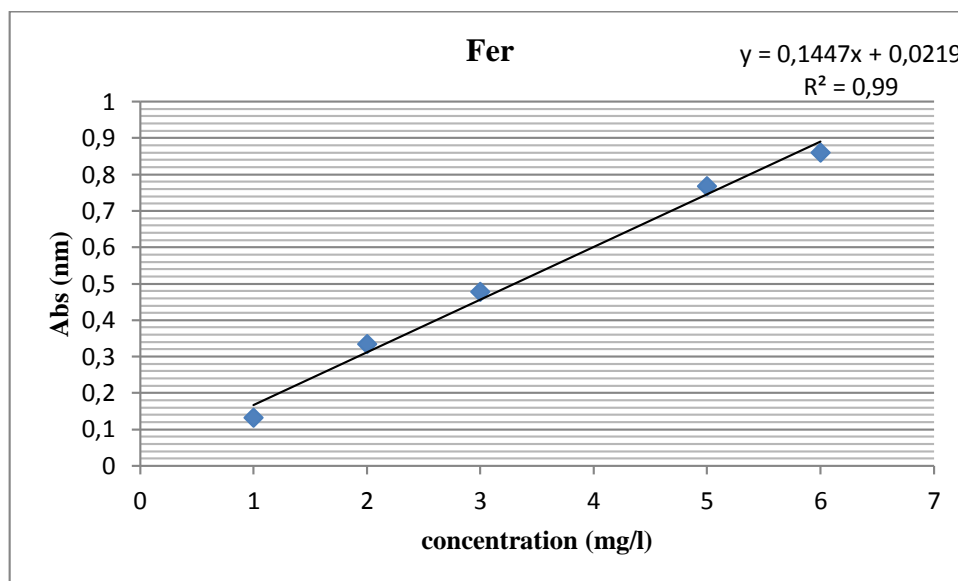
**Figure 6.** La courbe d'étalonnage de zinc

Tableau 7. Données expérimentale de la courbe d'étalonnage du fer.

Concentration (mg/l)	1	2	3	5	6
Abs (nm)	0,131	0,3341	0,4779	0,7668	0,8599

**Figure 7.** La courbe d'étalonnage de fer

Résumé

Une évolution de la production des déchets en quantité et en qualité. La gestion de ces déchets a longtemps été réduite à la plus simple expression de l'enfouissement ou mise en décharge, sur des sols non préparés et/ ou inadaptés. Dans ces décharges, les mauvaises odeurs dégagées à la suite du processus de fermentation de la matière organique, ainsi que, la présence de métaux lourds à des concentrations élevées peut poser des problèmes d'intoxication sur l'environnement et la santé publique.

L'objectif de notre étude est de déterminer les caractéristiques physico-chimique de la boue de CET de Bejaia et leur traitement par stabilisation/solidification par des liants hydraulique pour diminuer le caractère polluant dans la boue.

Mots clés: Boue résiduaire, stabilisation/solidification, CET ; liants hydrauliques.