

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

ECOLE NATIONALE SUPERIEURE DE L'HYDRAULIQUE
Abdellah ARBAOUI

DEPARTEMENT GENIE DE L'EAU

**MEMOIRE DE FIN D'ETUDES
POUR L'OBTENTION DU DIPLOME
D'INGENIEUR D'ETAT EN HYDRAULIQUE**

Option : Conception des systèmes d'Irrigation-Drainage

THEME:

**CONTRIBUTION A L'ETUDE D'INFILTRATION DU LIXIVIAT DU
CENTRE D'ENFOUISSEMENT TECHNIQUE DE SOUMAA (BLIDA) ET
SON IMPACT SUR L'ENVIRONNEMENT HYDRO-AGRICOLE**

Présenté par :

M^r Sofiane MERAR

Promotrice :

M^{me} L.S.BAHBOUH

MEMBRE DE JURY :

Président :

M^r B. BENLAOUKLI

Examineurs :

M^{me} A. AZIEZ

M^{me} D. DJOUDAR

M^r R. REKROUK

M^r D. KOLIAI

Décembre - 2011

REMERCIEMENTS

C'est avec une grande joie et une certaine émotion que je rédige aujourd'hui ces quelques lignes de remerciements.

***A DIEU LE TOUT PUISSANT**, je te glorifie pour ton Amour, ta Générosité, ta Miséricorde sans faille, ton Soutien dans les moments de tribulations et de solitude.*

Je ne saurais commencer ces remerciements sans penser à M^{me} BAHBOUH, qui a largement contribué à l'ensemble de ces travaux. J'admire particulièrement sa grande rigueur et sa grande implication dans ce projet de recherche. Elle m'a enseigné l'art du : « tiens on pourrait peut-être aussi faire ça en parallèle des autres manip...et puis ça...et ça ? ». Je la remercie pour la confiance qu'elle m'a témoignée et pour sa participation plus active tout au long de ce mémoire.

Je remercie chaleureusement mes amis : Makhlouf, Laarbi, Mohand, Lyes, Samir, qui étaient présents tout le long d'élaboration de ce mémoire, surtout en phase expérimentale, en passant plusieurs heures au laboratoire, en prêtant main forte et solidaire permettant ainsi l'avancement des travaux, encore très fiers de vous avoir à mes côtés.

Je ne saurais trop remercier ceux qui m'ont accueilli dans les différents organismes étatiques ou privés, en me permettant d'accéder aux informations utiles à la présente recherche. Je suis reconnaissant à :

- M^{elle} SAIDI Hayet (Laboratoire de pompes et station de pompage) et M^{me} Hanane FAUDIL (Laboratoire de traitement des eaux), qui étaient disponibles pour l'acquisition des moyens nécessaires à la mise en œuvre des différents essais ;
- L'ensemble du personnel de l'ANRH de Blida et d'Alger, à : M^r TABET (Chef de laboratoire chimie des eaux), M^{elle} Fella (Bibliothécaire d'agro-pédologie) ;
- La direction de l'environnement de la wilaya de Blida, spécialement M^{elle} KALLA Malika, qui a fourni tous les éléments bibliographiques concernant le CET ;
- L'Agence nationale des déchets (AND), en particulier M^{elle} Nemir ;
- M^r Azzedine, le chef d'exploitation du CET, il a beaucoup participé à ce travail, en portant des clarifications indispensables liées au fonctionnement de la décharge, merci pour avoir été notre guide sur terrain ;
- L'Institut National des Sols Irrigation et Drainage (INSID à El-harrach, à tous ceux qui m'ont ouvert leur bureau et fourni des explications et indications pratiques ;
- L'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) à Baraki : M^{me} BOULAHBAL et M^r ALL, qui n'ont pas hésité à maintes reprises à effectuer des analyses de sol ;
- M^{elle} KHERFELLAH Soraya (Laboratoire PREVOLAB d'analyse et de contrôle de qualité, El-kseur, Béjaïa), qui a largement contribué à l'étude expérimentale ;
- M^{elle} TALHI S (Directrice de la bibliothèque de l'ENSH), qui m'a beaucoup aidé et orienté à structurer le présent mémoire, merci pour le temps que vous avez consacré pour moi ;

Je tiens à adresser mes très sincères remerciements à tous les membres du jury qui ont accepté de juger ce travail.

A tous ceux qui ont contribué à l'élaboration et l'achèvement de ce mémoire de loin ou de près : particulièrement Saadi et Kamel ;

DEDICACES

*A celle qui attend mon retour à chaque coucher de soleil
A celle qui m'a comblé d'affection, d'amour et de tendresse, et qui a veillé à culte de mon
berceau pour consoler mes cris de douleurs, et qui n'a jamais cessé de le faire.*

Ma mère

*A celui qui fait le plus brave des hommes,
Ouvrant ses bras dans les sombres moments et m'aidant à aller de l'avant vers le meilleur,
et qui m'a tant soutenu moralement et matériellement*

Mon père

*A mes très chers frères : **Nabil, Billal, Farouk et Salah***

*A mes très chères sœurs : **Lynda, Hamida et Nassima***

*A mon frère **Rédha**, sa femme **Sonia**, et leur petite princesse **Ania***

*Au défunt de mon grand-père **M^d Salah** et mon oncle **Hachemi**, que DIEU les garde en son
paradis.*

*A sa femme **Louisa**, leurs très chers fils et filles : **Nacir, Said, Ali, Ghania, Lila, Katia, Sabiha,**
Hanifa, Zahoua, Ferhat et la petite **Souad***

*A mes grand-mères **Tekfa** et **Baya**, à mon grand-père **Idir**, que DIEU vous laisse en bonne santé*

*A toute la famille **Boudif** de Tizirt, spécialement **Safia***

*A toute la famille **Aoumad**, spécialement les trois sœurs : **Yasmine, Wiza** et **Samia***

A tous mes amis(es) qui m'ont toujours témoigné d'une amitié exceptionnelle

ملخص

إن مصير وأثار التلوث المعدني الصادر من مركز الردم التقني للصومعة (البلدية) وتأثير وجوده في الوسط الطبيعي غير معروفين جيدا بعد. تم فحص هذا التأثير هنا من خلال دراسة تسلسل المادة المرتشحة في نوعين من التربة، الواقعتين بالقرب من حفرة تخزين النفايات. كان الهدف الرئيسي من هذا العمل:

- من جهة، دراسة تغير الخصائص الفيزيوكيميائية للتربة.
- في المقابل، تحديد دور التربة في سلوك الملوثات المعدنية، ومساهمتها في تلوث وتدهور الوسط تربة-مياه.

تبين النتائج تغيرا مهما في خصائص التربة، وكذلك وجود تفاوت في الاحتفاظ بالعناصر المعدنية، هناك تفاعل كبير للزرنبيخ و الكروم، مع احتفاظ أقل من الحديد، الرصاص والنحاس، ومن ناحية أخرى فإن الزنك و المنغنيز تم تسربهم بمعدل زيادة أكثر للزنك.

الكلمات المفتاحية: بيئة، التربة، المادة المرتشحة، مركز الردم التقني للنفايات، الملوثات المعدنية، النفايات.

RESUME

Le devenir et les impacts de la pollution minérale issue du centre d'enfouissement technique de Soumaa (Blida) et l'influence de sa présence dans le milieu naturel sont encore mal connus. Cette influence a été examinée ici à travers une étude d'infiltration du lixiviat dans deux types de sols localisés à proximité du casier de stockage des déchets. L'objectif principal de ce travail était :

- d'une part, l'étude de l'évolution des propriétés physico-chimique des sols ;
- d'autre part, définir le rôle des sols sur le comportement des polluants métalliques, et leur contribution à la contamination et la dégradation du milieu sol-eau ;

Les résultats obtenus montrent une importante modification des propriétés du sol, ainsi qu'une rétention variable en éléments traces métallique (ETM), soit une interaction élevée avec l'arsenic et le chrome, tandis que le fer, le plomb et le cuivre sont moins retenus. En revanche, le zinc et le manganèse sont relargés, avec un taux plus élevé pour le Zn.

Mots clés : environnement, sol, lixiviat, centre d'enfouissement technique, ETM, déchets.

ABSTRACT

Fate and impacts of mineral pollution stemming from the technical landfill center of Soumaa (Blida) and the influence of his presence in the natural environment are still badly known. This influence was examined here through a study of the lixiviates infiltration in two soils located near the waste storage locker. The main objective of this work was:

- on one hand, the study of the physico-chemical evolution of soils;
- on the other hand, define the role of soil on the behavior of metallic pollutants, and their contribution to the contamination and the degradation of the soil-water environment;

The obtained results show an important modification of soil's properties, and a variable retention in trace metal elements (ETM), there is a high interaction with the arsenic and the chromium, while iron, lead and copper are less fixed. On the other hand the zinc and the manganese are leached with a rate more raised for Zn.

Key words: environment, soil, lixiviates, technical landfill, ETM, wastes.

**« IL NE SERT DE RIEN A L'HOMME DE GAGNER LA LUNE S'IL VIENT A
PERDRE LA TERRE »**

FRANÇOIS MAURIAC

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS

DEDICACES

ملخص

RESUME

ABSTRACT

TABLE DES MATIERES

LISTE DES FIGURES

LISTE DES TABLEAUX

LISITE DES ABREVIATIONS

INTRODUCTION GENERALE

PREMIERE PARTIE : REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

CADRE GENERAL : DECHETS, SOL ET POLLUANTS

INTRODUCTION	5
I.1. CONSIDERATIONS GENERALES SUR LES DECHETS ET LES CENTRES DE STOCKAGE	6
I.1.1. NOTIONS DE « DECHET »	6
a- Origine	6
b- Définition réglementaire	6
c- Définitions du dictionnaire	6
d- Définition économique	6
e- Déchets solides (DS)	7
I.1.2. CADRE POLITIQUE ET LEGAL	7
I.1.3. CLASSIFICATION DES DECHETS	7
a- Réglementaire	8
b- Effets vis-à-vis de l'environnement	9
c- Selon « les Techniques de l'ingénieur »	9
I.1.4. COMPOSITION ET CARACTERISATION DES DECHETS	9
a- La densité (masse volumique)	10
b- L'humidité (H %)	10
c- Le pouvoir calorifique (PC)	10

d- Rapport carbone/azote (C/N).....	10
e- Les matières organiques (MO)	10
I.1.5. SCHEMA DIRECTEUR DE GESTION DES DECHETS SOLIDES	11
I.1.6. INSTALLATIONS DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT DES DECHETS	12
I.1.6.1. Déchèterie.....	12
I.1.6.2. Centres de transit et de tri de déchets	12
I.1.6.3. Centre d'enfouissement technique	12
a- Définition et intérêt	12
b- Principe	13
c- Classes de CET	13
d- Lixiviats de décharges.....	13
e- Biogaz de décharges	14
I.1.7. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES DECHETS	15
I.1.8. ETAT DE GESTION DES DECHETS EN ALGERIE	15
I.2. INTERACTION POLLUANTS -SOL	17
I.2.1. QU'EST-CE QU'UN SOL CONTAMINE?	17
I.2.2. LA POLLUTION : SOURCE ET FORME	17
I.2.3. PRINCIPALES FAMILLES DE CONTAMINANTS RECHERCHES DANS LES SOLS	18
I.2.4. ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) DANS LE SOL	20
I.2.4.1. Terminologie	20
I.2.4.2. ETM : origine, localisation et mobilité.....	20
a- Origine	20
b- Localisation et mobilité	21
I.2.4.3. Phénomènes physico-chimiques responsables de la rétention des ETM dans les sols.....	23
a- Adsorption.....	23
b- Précipitation.....	23
c- Substitution dans le réseau cristallin.....	23
d- Inclusion (piégeage mécanique)	23
I.2.4.4. Toxicologie des ETM	24
CONCLUSION	24

CHAPITRE II

ASPECTS HYDRODYNAMIQUES ET PHYSICO-CHIMIQUES DES MILIEUX POREUX NON SATURES

INTRODUCTION	25
II.1. LE SOL : INTERFACE D'ECHANGE	26

II.1.1. CONCEPTION ACTUELLE DU SOL	26
II.1.2. COSTITUANTS DU SOL.....	27
II.1.2.1. Les éléments solides.....	27
II.1.2.2. Les éléments liquides	27
II.1.2.3. Les éléments gazeux	27
II.1.3. PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES	28
II.1.3.1. Texture, structure et porosité.....	28
a- Texture	28
b- Structure.....	28
c- Porosité	28
II.1.3.2. L'eau dans le sol.....	29
a- Etats de l'eau.....	29
b- Notion de potentiel.....	29
c- Coefficient de perméabilité.....	30
II.1.3.3. Données chimiques	31
a- Le pH	31
b- Le pouvoir tampon.....	31
c- Le complexe argilo-humique (C.A.H)	32
d- Capacité d'échange Cationique (C.E.C)	32
e- Les échanges ioniques.....	32
f- Le potentiel redox.....	32
II.2. HYDRODYNAMIQUE DU TRANSPORT DE L'EAU DANS LE SOL.....	33
II.2.1. LOIS GENERALES DE CONSERVATION.....	33
II.2.2. EQUATION GENERALE DE L'ECOULEMENT (EQUATION DE RICHARDS)	33
II.2.2.1. La diffusivité	34
II.2.2.2. Equation en θ	34
II.2.2.3. Equation en ψ	35
II.2.2.4. Infiltration horizontale	35
II.2.2.5. Infiltration verticale.....	35
II.2.3. PROPRIETES HYDRODYNAMIQUES DU SOL	36
II.2.3.1. Courbe caractéristique de rétention en eau	36
II.2.3.2. Courbe de conductivité hydraulique	37
➤ Modèle de Mualem (1976) et Van Genuchten (1980).....	38
➤ Modèle de Gardner (1958) et Russo (1988)	38
➤ Modèle de Gardner (1960).....	38
➤ Modèle de Vachaud (1966)	38
➤ Modèle de Brooks et Corey (1966) et Campbell (1974)	38
II.2.3.3. Modèles de description des courbes d'infiltration	39
➤ Modèle de Lewis et Milne	39
➤ Modèle de Horton.....	39
➤ Modèle de Green et Ampt.....	39
➤ Modèle de Philip.....	39

II.2.3.4. Les principaux facteurs de l'infiltration.....	40
II.3. PROCESSUS DE TRANSPORT DES SOLUTES EN MILIEU POREUX	40
II.3.1. DESCRIPTION DU TRANSFERT PAR CONVECTION.....	41
II.3.2. DESCRIPTION DU TRANSFERT PAR DISPERSION.....	42
II.3.2.1. La diffusion moléculaire	42
II.3.2.2. La dispersion cinématique.....	43
II.3.3. SORPTION-DESORPTION A L'INTERFACE LIQUIDE-SOLIDE	43
CONCLUSION.....	44

DEUXIEME PARTIE : ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE III **CET DE SOUMAA : MILIEU PHYSIQUE ET DEMARCHE** **EXPERIMENTALE**

INTRODUCTION.....	46
III.1. ANALYSE ET PROBLEMATIQUE DU CET DE SOUMAA	47
III.1.1. ENVIRONNEMENT A BLIDA : UN ETAT DE DEGRADATION AVANCE	47
III.1.2. LOCALISATION DU SITE	47
III.1.3. LES COMMUNES DESSERVIES	49
III.1.4. CARACTERISATION DU MILIEU NATUREL	49
III.1.4.1. Climat.....	49
a- Pluviométrie.....	49
b- Température	49
c- Vent.....	49
III.1.4.2. Géologie-Hydrogéologie	49
III.1.4.3. Hydrologie	50
III.1.4.4. Pédologie	50
III.1.4.5. Sismologie	50
III.1.4.6. Topographie	50
III.1.5. DESCRIPTION DE L'AMENAGEMENT	50
III.1.5.1. Caractéristiques du casier	51
III.1.5.1.1. Etanchéité.....	51
III.1.5.1.2. Ancrage	52
III.1.5.1.3. Rampe d'accès	52

III.1.5.1.4. Système de drainage.....	52
III.1.5.2. Lagunes de stabilisation des lixiviats.....	53
III.1.6. ANALYSE DE L'ETAT DE GESTION ET D'IMPACT	54
III.1.6.1. Organisme d'exploitation	54
III.1.6.2. Etat de l'aménagement.....	54
III.1.6.3. Devenir du lixiviat	54
III.1.6.4. Analyse des impacts.....	55
a- Impacts sur les eaux	55
b- Impacts sur l'atmosphère.....	55
c- Impacts sur le sol	55
d- Impacts liés au transport des déchets.....	55
III.2. MOYENS ET PROCEDES EXPERIMENTAUX.....	56
III.2.1. MATERIAUX UTILISES.....	56
III.2.1.1. Choix et provenance	56
III.2.1.2. Préparation des échantillons	57
III.2.1.3. Caractérisation des sols.....	57
a- La texture	57
b- La matière organique (MO).....	58
c- Le calcaire total (CaCo3 T).....	58
d- Le pH eau, pH KCl	58
e- La conductivité électrique (Ce).....	59
f- L'azote – Rapport C/N.....	59
g- La densité réelle	59
h- L'atmosphère des sols (O2).....	60
i- Humidités caractéristiques.....	60
j- Couleur (Code Munsell)	61
III.2.2. LE LIXIVIAT.....	62
III.2.2.1. Prélèvement et stockage.....	62
III.2.2.2. Analyses d'identification	62
III.2.2.3. Normes d'interprétation.....	62
III.2.3. DESCRIPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL	64
CONCLUSION.....	66

CHAPITRE IV

PHENOMENE DE SORPTION : ETUDE EXPERIMENTALE

INTRODUCTION.....	67
IV.1. DESCRIPTION THEORIQUE DE L'INTERFACE SOLIDE/LIQUIDE	68
IV.1.1. CARACTERISTIQUES GENERALES DE LA SORPTION	68

IV.1.1.1. Sorption, adsorption.....	68
IV.1.1.2. Mécanismes d'adsorption des ions	68
a- La diffusion ionique	69
b- La complexation surfacique de sphère externe	69
c- La complexation de sphère interne	69
IV.1.1.3. Charges de surface du sol	69
IV.1.1.4. Capacité d'échange cationique (CEC).....	69
IV.1.2. APPROCHE EMPIRIQUE : ISOTHERMES D'ADSORPTION-DESORPTION.....	70
IV.1.2.1. Isotherme linéaire	70
IV.1.2.2. Isotherme non linéaire	70
➤ Le modèle de Langmuir	70
➤ Le modèle de Freundlich	70
IV.2. CINETIQUE DE SORPTION	71
IV.2.1. PRINCIPE.....	71
IV.2.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL	71
IV.2.3. RESULTATS : EXPRESSION ET DISCUSSION	72
IV.2.3.1. pH et conductivité électrique.....	72
IV.2.3.2. Sorption du Ca	73
IV.2.3.3. Sorption du Mg.....	74
IV.2.3.4. Sorption du Na.....	74
IV.2.3.5. Sorption du K.....	74
IV.2.3.6. Sorption du Cl.....	75
IV.3. ISOTHERME DE SORPTION	76
IV.3.1. PRINCIPE.....	76
IV.3.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL	76
IV.3.3. RESULTATS : EXPRESSION ET DISCUSSION	77
IV.3.3.1. Représentation des isothermes.....	78
IV.3.3.2. Principe de modélisation	80
a- Modèle linéaire	81
b- Modèle de Freundlich.....	81
c- Modèle de Langmuir	81
IV.3.3.3. Ajustements aux modèles	82
a- Isotherme du Mg.....	82
b- Isotherme de Na.....	82
c- Isotherme de K.....	83
IV.3.3.4. Résultats et choix de modèle	85
IV.3.3.5. Intérêt et utilisation.....	86
CONCLUSION.....	86

CHAPITRE V

SUIVI DU LIXIVIAT DANS LE SOL : INFILTRATION ET IMPACTS

INTRODUCTION	87
V.1. ETUDE DE L'INFILTRATION EN COLONNE DE SOL	88
V.1.1. PRINCIPE	88
V.1.2. PROTOCOLE ET DISPOSITIF EXPERIMENTAL	88
V.1.3. ANALYSE DES PROFILS HYDRIQUES	89
V.1.4. EVOLUTION DES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL.....	91
V.1.4.1. Densité apparente (da)	91
V.1.4.2. Porosité totale (n).....	92
V.1.4.3. Conductivité hydraulique à saturation (Ksat)	93
V.1.4.4. Potentiel d'hydrogène (pH).....	94
V.1.4.5. Conductivité électrique (Ce)	96
V.1.5. QUALITE DES EAUX DE PERCOLATIONS	97
V.1.5.1. Volume percolé	97
V.1.5.2. Concentration en ETM.....	97
V.1.5.3. Bilan entrée-sortie	101
V.2. RETENTION ET MIGRATION DES ETM EN CONDITIONS PROCHES DE SATURATION	102
V.2.1. PRINCIPE	102
V.2.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL	102
V.2.3. EXPRESSION ET DISCUSSION DES RESULTATS	103
V.2.3.1. Evolution du pH et Ce	103
V.2.3.1. Bilan d'exportation des ETM	104
CONCLUSION	106
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES	107
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	110
GLOSSAIRE	
ANNEXES	

LISTE DES FIGURES

Fig.1. Types de pollution.....	17
Fig.2. Représentation schématique des processus influençant le devenir des polluants dans les sols.....	19
Fig.3. Fonction de quelques éléments dans l'organisme.....	20
Fig.4. Localisation et mobilité des métaux dans le sol.....	22
Fig.5. Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide.....	23
Fig.6. Répartition des différentes phases du sol.....	26
Fig.7. Teneur et état énergétique de l'eau du sol.....	30
Fig.8. Mesure en laboratoire du coefficient de perméabilité du sol.....	31
Fig.9. L'effet de la texture, structure et l'hystérésis sur la relation $\Psi(\theta)$	34
Fig.10. Localisation des phénomènes de transport dans l'espace poral.....	41
Fig.11. Transport advectif sans dispersion.....	41
Fig.12. Transport advectif avec dispersion.....	42
Fig.13. Définition de la tortuosité pour la diffusion moléculaire.....	42
Fig.14. Causes principales de la dispersion mécanique en milieu poreux.....	43
Fig.15. Localisation du CET de Soumàa.....	48
Fig.16. Réalisation de l'étanchéité du casier.....	52
Fig.17. Ancrage et rampe d'accès.....	52
Fig.18. Drainage du lixiviat du casier.....	53
Fig.19. Vue des bassins de lagunage.....	53
Fig.20. Impacts du lixiviat sur l'environnement.....	55
Fig.21. Localisation des lieux de prélèvement des sols A et B.....	56
Fig.22. Mise en place du montage expérimental.....	65
Fig.23. L'interface solide-liquide par le modèle de la couche diffuse.....	68
Fig.24. Schéma de l'ensemble des tubes d'essais et les temps de prélèvement.....	71
Fig.25. Variation du pH lors de la sorption.....	72
Fig.26. Variation de la conductivité électrique lors de la sorption.....	73
Fig.27. Variation de la concentration relative du Calcium.....	73
Fig.28. Variation de la concentration relative du Magnésium.....	74
Fig.29. Variation de la concentration relative du Sodium.....	75
Fig.30. Variation de la concentration relative du Potassium.....	75
Fig.31. Variation de la concentration relative du Chlorure.....	76
Fig.32. Préparation des solutions par dilution.....	77
Fig.33. Isotherme de sorption du Calcium.....	78
Fig.34. Isotherme de sorption du Magnésium.....	78
Fig.35. Isotherme de sorption du Sodium.....	79
Fig.36. Isotherme de sorption du Potassium.....	79
Fig.37. Isotherme de sorption du Chlorure.....	79

Fig.38. Classification des isothermes d'adsorption selon Giles et al.....	80
Fig.39. Ajustement des données d'adsorption du Mg au modèle linéaire	82
Fig.40. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle linéaire	82
Fig.41. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle Freundlich.....	83
Fig.42. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle Langmuir.....	83
Fig.43. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle linéaire	84
Fig.44. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle Freundlich.....	84
Fig.45. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle Langmuir	84
Fig.46. Montage expérimental et échantillonnage	89
Fig.47. Profils hydriques - Sol A-	90
Fig.48. Profils hydriques - Sol B-	90
Fig.49. Profils de densité apparente - Sol A-	91
Fig.50. Profils de densité apparente - Sol B-.....	91
Fig.51. Profils de porosité totale - Sol A-	92
Fig.52. Profils de porosité totale - Sol B-.....	92
Fig.53. Profils de conductivité hydraulique à saturation - Sol A-.....	93
Fig.54. Profils de conductivité hydraulique à saturation - Sol B-.....	93
Fig.55. Profils de pH - Sol A-	94
Fig.56. Profils de pH - Sol B-.....	94
Fig.57. Profils de conductivité électrique - Sol A-.....	96
Fig.58. Profils de conductivité électrique - Sol B-.....	96
Fig.59. Flux cumulés du Fer exportés via les eaux de percolation	98
Fig.60. Flux cumulés de l'Arsenic exportés via les eaux de percolation	98
Fig.61. Flux cumulés du Cuivre exportés via les eaux de percolation.....	98
Fig.62. Flux cumulés du Plomb exportés via les eaux de percolation	99
Fig.63. Flux cumulés du Manganèse exportés via les eaux de percolation.....	99
Fig.64. Flux cumulés du Zinc exportés via les eaux de percolation	99
Fig.65. Flux cumulés du Chrome total exportés via les eaux de percolation.....	100
Fig.66. Dispositif d'étude de la migration des ETM.....	102
Fig.67. Variation du pH des percolats en fonction de leur volume cumulé.....	103
Fig.68. Variation de la Ce des percolats en fonction de leur volume cumulé.....	103
Fig.69. Bilan entrée-sortie des ETM avec apport du lixiviat de 1,5 L.....	104
Fig.70. Bilan entrée-sortie des ETM avec apport du lixiviat de 2,5 L.....	104

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Typologie des déchets	8
Tableau 2 : Exemples de densités de différentes villes	10
Tableau 3 : La composition des déchets solides urbains de certaines villes du monde	11
Tableau 4 : Filières de traitement et d'élimination des déchets solides	11
Tableau 5 : Principales classes de CET	13
Tableau 6 : Composition type de lixiviat donnée dans différentes recherches	14
Tableau 7 : Nuisances et impacts	15
Tableau 8: Eléments d'appréciation et performances techniques de gestion de déchets en Algérie	16
Tableau 9 : Type, forme et source de pollution	18
Tableau 10 : Principaux contaminants rencontrés dans le sol	18
Tableau 11 : Source de pollutions par les ETM	21
Tableau 12 : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments	24
Tableau 13 : Paramètres généraux de description des sols	26
Tableau 14 : Les différentes structures du sol et leurs propriétés	28
Tableau 15 : Classement de la porosité	29
Tableau 16 : Synthèse de l'étude d'impact	50
Tableau 17 : Interprétation de la teneur en MO	58
Tableau 18 : Appréciation du taux de calcaire total des sols	58
Tableau 19 : Echelle de pH du sol avec rapport terre/eau = 1/2,5	59
Tableau 20 : Résultats d'analyses de caractérisation des sols	61
Tableau 21 : Résultats d'analyses du lixiviat et normes associées	63
Tableau 22 : Conditions initiales de l'essai de sorption	72
Tableau 23 : Concentrations d'équilibre et quantités adsorbées du soluté	77
Tableau 24 : Comparaison et choix de modèle	85
Tableau 25 : Paramètres de Freundlich caractéristiques de Na et K	86
Tableau 26 : Conditions initiales de l'essai d'infiltration	88
Tableau 27 : Effets du pH sur la mobilité des ETM du sol	95
Tableau 28 : Volume et qualité des percolats	97
Tableau 29 : Bilan de sortie des ETM par lessivage pour les deux sols	101

LISTE DES ABREVIATIONS

ADEME	Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
AND	Agence Nationale des Déchets
ANRH	Agence Nationale des Ressources hydrauliques
APC	Assemblée Populaire Communale
CET	Centre d'Enfouissement Technique
CSD	Centre de Stockage de Déchets
DIB	Déchets Industriels Banals
DIS	Déchets Industriels Spéciaux
DMS	Déchets municipaux solides (déchets ménagers et assimilés)
ENSH	Ecole Nationale Supérieure de l'Hydraulique (Blida)
EPIC	Entreprise Publique à caractère Industriel Commercial
ETM	Eléments traces métalliques
INRA	Institut National de la Recherche Agronomique
GEPPA	Groupe d'Etudes des Problèmes en Pédologie Appliquée
MATE	Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
MSK	Medvedev Sponheuer Karnik
NTU	Nephelometric Turbidity Unit
OM	Ordures Ménagères
OPN	Optimum Proctor Normal
PEBD	Polyéthylène basse densité
PED	Pays en développement
PEHD	Polyéthylène haute densité
PET	Polyéthylène téréphtalate
PS	Polystyrène
PVC	Poly Chlorure de Vinyle
SAR	Sodium Absorption Ratio
TAC	Titre alcalimétrique complet
TH	Titre hydrotimétrique
UCV	Unité de Couleur Vraie

INTRODUCTION GENERALE

L'intérêt porté à l'environnement s'est considérablement développé, et sa protection est à présent inscrite dans l'action continue des administrations et des industriels. Des chercheurs des universités américaines Yale et Columbia ont contribué au classement de 239 pays du monde selon l'efficacité des politiques environnementales, en évaluant l'**indice de performance environnementale** (IPE) pour 2010, basé sur 25 critères et 6 catégories : santé environnementale, pollution de l'air, ressource en eau, biodiversité et habitat, ressources naturelles productives et le changement climatique (Source : www.populationdata.net). Selon l'IPE, l'Algérie occupe la 43^e place, avec un indice de 67,4%, les pays les mieux classés sont les pays les plus industrialisés. Toutefois, la règle n'est pas toujours respectée, dans le bon sens (Costa Rica : 3^e, Cuba : 9^e) comme dans le mauvais (États-Unis : 61^e, Belgique : 88^e).

Les problèmes de l'environnement n'ont pas de frontières. Dès le début du siècle, ils sont devenus une préoccupation internationale. Cependant, l'état du milieu naturel ne cesse de se dégrader et la vision protectionniste se trouve confrontée à de nombreuses limites particulières aux modes de consommation irrationnels qui entraînent une production de plus en plus croissante de déchets à l'échelle mondiale, régionale et locale dont le traitement par incinération ou mise en décharge, reste très peu développé en dehors de la mise en décharge sauvage qui provoque notamment, des rejets dans le sol, l'atmosphère et l'eau, et demeure la source de dommages importants sur la santé publique et l'environnement.

La prise de conscience de la gravité des problèmes posés par les déchets solides sur l'environnement en général et sur les ressources en eau en particulier est une réalité. En effet, en Algérie, la quantité d'ordures ménagères produite, en milieu urbain, par habitant a été estimée en 2009 à 0,7 kg/hab./jour soit une production annuelle de déchets ménagers urbains de 8,5 Millions de tonnes [57]. La stratégie en matière de gestion de ces déchets retenue par les Autorités Publiques (conformément aux dispositions de la loi 01-19) privilégie le confinement en Centre d'Enfouissement Technique (CET) avec une politique active de recyclage dans certains domaines (papiers, cartons,...etc.).

Il s'agit donc de maîtriser la gestion de quantités de déchets de plus en plus importantes, plusieurs raisons justifient cette démarche :

- les déchets constituent une menace pour la santé humaine et l'environnement et principalement pour les populations voisines des décharges publiques, à cause des nuisances olfactives et des émissions gazeuses dont certaines sont toxiques comme la dioxine, les acides chlorhydrique et fluorhydrique et les éléments traces dont les concentrations dans l'air sont très importantes à proximité des décharges ;
- la protection des eaux superficielles contre le ruissellement des eaux de pluie à travers la surface des décharges et les lixiviats provenant de la décomposition organique des déchets ;
- la protection de la qualité des nappes d'eau souterraines situées sous ou à proximité des décharges contre l'infiltration des eaux provenant des décharges ;
- la nécessité de préserver et d'économiser les sols servant au stockage des déchets. quelques 3000 décharges sauvages occupant environ 150 000 hectares.

Problématique de l'étude

Bien que peu d'études aient été effectuées sur les risques de contamination des eaux et des sols liée à la présence à proximité des centres de stockage de déchets, il faut s'attendre à ce qu'il y ait pour la majorité de ces dépôts des infiltrations de lixiviats dans le sous-sol. Le site dit CET de Soumaa (Blida) présente un casier de stockage et un système de traitement du lixiviat par lagunage naturel (trois lagunes avec rejet dans un oued en aval). Ce mémoire s'intègre alors dans une réflexion environnementale tout à fait actuelle : le déversement d'eaux de décharge mal traitées dans le milieu naturel et l'étude de leurs effets nocifs :

- d'une part, sur les sols en place, contribuant alors à une dégradation et déséquilibre du fonctionnement système eau-sol-plante ;
- d'autre part, sur les eaux souterraines, un problème de pollution des captages d'eau si ceux-ci sont hydrogéologiquement accessibles, pour le réseau hydrographique superficiel, une détérioration des écosystèmes aquatiques, en particulier liée au problème d'eutrophisation qui menace la vie piscicole par asphyxie, et également un transfert lointain des polluants ;

Structure du travail

Le travail accompli dans ce mémoire s'articule autour de deux parties :

1. une partie bibliographique, s'appuyant sur deux principaux sujets :
 - le premier chapitre portant sur les déchets, les différents polluants rencontrés dans les sols ainsi que leurs mécanismes de rétention et de mobilité ;
 - le deuxième chapitre s'intéresse plutôt au système sol, constitué de trois phases étroitement liées, caractérisant les propriétés physico-chimiques de l'environnement souterrain ;
2. une partie expérimentale, qui regroupe trois axes liés les uns aux autres :
 - le troisième chapitre, subdivisé en deux titres importants, le premier présente le milieu physique du CET, par contre le second, regroupe les matériaux et matériels d'étude nécessaire pour mener l'expérimentation. Ces éléments sont les milieux poreux de texture différente de localisation très voisine, ainsi que le lixiviat récolté des lagunes ;
 - le quatrième chapitre, renseigne sur le phénomène de sorption des solutés contenus dans la solution de contact, qui se caractérise par des coefficients de partage distincts ;
 - le dernier chapitre, met le point sur l'influence du lixiviat sur les propriétés physico-chimiques des sols, de même leur effet sur la rétention et le relargage des ETM en solution ;

PREMIERE PARTIE :
REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I

CADRE GENERAL : DECHETS, SOL ET POLLUANTS

INTRODUCTION

L'objectif de cette première partie est de faire le point sur l'état actuel des connaissances, recueil de notions générales permettant non seulement de cerner le cadre de l'étude actuelle, mais aussi l'acquisition et l'approfondissement des bases préliminaires nécessaires pour mener à terme l'étude. Elle traite les principaux concepts :

- de la problématique des déchets en général, leur composition, classification et cadre législatif adopté par notre pays ;
- du mode de gestion, voies de traitement et d'élimination, et le choix de filière en fonction des paramètres physico-chimiques des déchets ;
- des nuisances issues des déchets, principalement celles appropriées au centre de stockage (lixiviats et biogaz) ;
- de l'état actuel de gestion des déchets en Algérie ;
- de l'impact des déchets vis-à-vis des sols : localisation, identification et voies de transfert de polluants ;
- des éléments traces métalliques : origine, mobilité et toxicité ;

I.1. CONSIDERATIONS GENERALES SUR LES DECHETS ET LES CENTRES DE STOCKAGE

I.1.1. NOTIONS DE « DECHET »

a- Origine

Les déchets tirent leurs origines du bas latin *déchie*, forme irrégulière de participe passé du verbe déchoir, le mot *déchie* évoque un bien déchu. De ce mot, dérivent la dèche, la déchéance, la décrépitude, ...etc. Aujourd'hui, lourd de ce passé conceptuel, le déchet désigne, dans le langage courant, la perte qu'une chose éprouve dans son volume, sa valeur ou dans quelqu'une de ses qualités. Ils peuvent être définis de différentes manières selon le domaine et l'intérêt d'étude et parfois l'origine et l'état du déchet, on peut mentionner :

b- Définition réglementaire

selon la loi n°01-19 du 12-12-2001 (Art.3) relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, retient la définition : " Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation , et plus généralement toute substance , ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer" [45].

c- Définitions du dictionnaire

Pour *LE PETIT LAROUSSE* (1989), les déchets renvoient à "tout ce qui est perdu dans l'emploi d'une matière", *LE GRAND LAROUSSE UNIVERSEL* (1983) englobe sous le vocal déchet " les matériaux qui sont, soit rejetés comme n'ayant pas une valeur immédiate, soit laissés comme résidus d'un processus ou d'une opération". *LE PETIT ROBERT* (1987) quant à lui, reprend cette idée de rebut et définit le déchet comme "ce qui tombe d'une matière qu'on travaille, comme un résidu inutilisable ". Les déchets sont synonymes de résidus, rebuts, chutes, copeaux, ordures, immondices, le déchet est rejeté, après production ou utilisation, parce qu'il n'est plus utilisable ou consommable (c'est la perte de compétence), parce qu'il n'a plus de valeur. *LE DICTIONNAIRE DES SYNONYMES DE LA LANGUE FRANÇAISE* (Larousse, 1973) propose une définition qui se distingue des autres au sens où elle n'assimile pas le déchet à des restes dénués de toute valeur, mais s'ouvre sur possible réutilisation déchets, en désignant ce dernier par 'tout ce qui tombe d'une matière qu'on travaille ou qu'on débite et dont on peut quelques fois encore tirer parti [16].

d- Définition économique

Un déchet est une matière ou un objet dont la valeur économique est nulle ou négative, pour son détenteur, à un moment et dans un lieu donné. Donc pour s'en débarrasser, le détenteur devra payer quelqu'un ou le faire lui-même. Selon cette définition, un ballot de vieux papiers pour lequel un acquéreur paie un prix n'est pas un déchet, mais une matière première secondaire.

Un déchet est une matière ou objet dont la gestion doit être contrôlée au profit de la protection de la santé publique et de l'environnement, indépendamment de la volonté de propriétaire et de la valeur économique de cette matière ou cet objet, les objets ou matières recyclables qui sont des matières premières secondaires entrent dans cette conception objective. Cette conception exige que les déchets soient nommés dans une liste. Cela nécessite l'élaboration d'une classification en fonction de leur nature et leurs caractéristiques [49].

e- Déchets solides (DS)

On considère comme solide un déchet qui est "pelletable " (chargé à la pelle), aussi on peut considérer ce déchet comme celui qui n'est pas à l'état liquide, ce dernier est "le déchet qui présente la propriété de s'écouler totalement à travers un orifice calibré, jusqu'au niveau supérieur de l'orifice, sous une charge déterminée ; pendant une période de durée limitée" [2].

I.1.2. CADRE POLITIQUE ET LEGAL

En Algérie le décret 84 – 378 du 15 décembre 1984, fixant les conditions de nettoyage, d'enlèvement et de traitement des déchets solides urbains stipule que « l'Assemblée populaire organise, dans les conditions du présent chapitre, sur son territoire, soit directement, soit en association par l'intermédiaire d'organismes intercommunaux et / ou appropriés, un service de collecte et d'élimination des déchets solides urbains, à l'exclusion de certains déchets ».

Le cadre juridique général de la gestion des déchets est défini par :

- Loi N°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets ;
- Loi N°03-10 du 19/07/2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable ;
- Décret exécutif n° 02-175 du 20/05/2002 portant sur la création de l'Agence Nationale des Déchets ;
- Décret exécutif n° 04-410 du 14/12/2004 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations ;
- Décret exécutif n° 07-205 du 30/06/2007 fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés ;

La gestion des déchets d'emballage est régie par les textes suivants :

- Décret exécutif n° 02-372 du 11/11/2002 relatif aux déchets d'emballages ;
- Décret exécutif n° 04-199 du 19/07/2004 fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement et de valorisation des déchets d'emballages « ECO-JEM » ;
- Décret exécutif n° 04-210 du 28/07/2004 définissant les modalités de détermination des caractéristiques techniques des emballages destinés à contenir directement des produits alimentaires ou des objets destinés à être manipulés par les enfants ;
- Arrêté interministériel du 06/04/2004 fixant les caractéristiques techniques des sacs plastiques destinés à contenir directement des produits alimentaires ;

Les stratégies et les plans d'action sont présentés dans l'Annexe 1.

I.1.3. CLASSIFICATION DES DECHETS

Dans la stratégie de gestion des déchets, il faut considérer l'ensemble des déchets produits sur un territoire municipal. Le tableau 1 présente la typologie des déchets, classés selon leur provenance, leurs caractères de dangerosité ou d'encombrement et aussi par la méthode utilisée pour leur collecte et leur traitement communs :

Tableau 1 : Typologie des déchets [16], [49], [34], [53], [9]

Catégories de déchets	Sous-catégories	Description sommaire
Déchets ménagers	Déchets ménagers	Déchets produits par les ménages, qui peuvent être eu égard à leurs caractéristiques, collectés et traités par les collectivités locales sans sujétions techniques particulières.
	Ordures ménagères (OM)	Déchets de l'activité domestique des ménages pris en compte par la collecte régulière (contenu des poubelles des ménages).
	Encombrants des ménages	Déchets liés à une activité occasionnelle qui, en raison de leur volume et de leur poids, ne peuvent être pris en compte par la collecte régulière des ordures ménagères (électroménager, vieux meubles, literie, batteries d'automobiles, ...).
	Déchets Ménagers Spéciaux	Déchets présentant un ou plusieurs caractères dommageables pour l'environnement et/ou qui ne peuvent pas être éliminés par les mêmes voies que les ordures ménagères sans créer des risques lors de la collecte (piles, emballages plus ou moins vides de peinture, solvants, autres produits chimiques et huiles de vidange, ...).
Déchets de la collectivité	Idem	Déchets produits par les services de la collectivité.
	Déchets du nettoyage	Déchets liés au nettoyage des rues, des marchés, des plages, ...
	Déchets des espaces verts	Déchets liés à l'entretien des espaces verts : tontes de gazon, tailles, élagages, feuilles mortes, etc.
	Déchets de l'assainissement	Déchets résultant du fonctionnement des dispositifs publics d'épuration et de l'entretien des réseaux d'évacuation des eaux usées, pluviales ou cours d'eau (boues, graisses, déchets de dégrillage, sables de curage, ...).
Les déchets ménagers assimilés aux déchets municipaux	Idem	Il s'agit des déchets issus des commerces de l'artisanat, des bureaux et de l'industrie, mais collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers, qui présentent des caractéristiques physico-chimiques ou de toxicités équivalentes à celles des ordures ménagères.
Déchets industriels	Les déchets industriels inertes	Ces déchets ne subissent aucune modification physique, chimique, ou biologique importante, ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles ils entrent en contact (gravats de chantier, déchets minéraux, pavés, ...).
	Déchets Industriels Banals (DIB)	Déchets assimilables, à travers leur nature (ou dangerosité) aux ordures ménagères. Non dangereux, non inertes, non toxiques, produits par les industries, les commerces, les entreprises artisanales (papiers, matières plastiques, bois, ferraille, ...).
	Déchets Industriels Spéciaux (DIS)	Contiennent des éléments polluants en concentration plus ou moins forte. Ils présentent certains risques pour la santé de l'homme et l'environnement. Provenant des abattoirs d'élevage industriels d'animaux, des hôpitaux, de déchets radioactifs ainsi que les déchets spéciaux de l'industrie (solvants, goudrons, ...).

Selon les objectifs recherchés et selon l'intérêt des informations qui peuvent en être tirées, les déchets peuvent être classés de différentes manières, à savoir :

a- Réglementaire

Selon la loi N°01-19 [45], on trouve :

1. Déchets spéciaux y compris les déchets spéciaux dangereux ;
2. Déchets ménagers et assimilés ;
3. Déchets inertes ;

b- Effets vis-à-vis de l'environnement

1. **Les déchets inertes** : débris de construction et de chantier, des carcasses et épars (automobiles,...etc.) bien qu'inertes, et en sus de leur aspect inesthétique ; ils constituent un risque pour l'environnement.
2. **Les déchets fermentescibles ou biodégradables** : débris de matière organique animale et végétale provenant des agglomérations, marchés, abattoirs, hôpitauxleur potentiel fermentescible ; étant en milieu aérobie qu'anaérobie, leur confère des nuisances diverses pour l'environnement et la santé publique.
3. **Les déchets toxiques** : résidus de l'industrie, de laboratoires et hôpitaux, et de tout autre source qui générerait des déchets à effet toxique direct et /ou immédiat pour l'environnement et la santé publique [34].

c- Selon « les Techniques de l'ingénieur»

Selon leur origine, les déchets se répartissent en six groupes comme suit [20] :

1. **Biologique** : les déchets d'origine biologique sont définis par le fait que tout cycle de vie produit des métabolites (matière fécale, cadavre...).
2. **Chimique** : toute réaction chimique est régie par les principes de la conservation de la matière et dès lors si l'on veut obtenir un produit C à partir des produits A et B par la réaction $A + B \rightarrow C + D$; D sera un sous-produit qu'il faut gérer si on n'en a pas l'usage évident.
3. **Technologique** : quelles que soient la fiabilité et la qualité des outils et procédés de production, il y a inévitablement des rejets qu'il faut prendre en compte tels que chutes, copeaux, solvants usés, emballage, etc....
4. **Économique** : la durabilité des produits, des objets et des machines a forcément une limite qui les conduits, un jour ou l'autre à leur élimination ou leur remplacement.
5. **Écologique** : les activités de dépollution (eau, air, déchets) génèrent inévitablement d'autres déchets qui nécessiteront eux aussi une gestion spécifique, ... et ainsi de suite.
6. **Accidentelle** : les inévitables dysfonctionnements des systèmes de production et de consommation sont à l'origine des déchets.

Dans ce qui suit, seuls les déchets solides municipaux (DMS) seront abordés (déchets ménagers et assimilés).

I.1.4. COMPOSITION ET CARACTERISATION DES DECHETS

Les déchets urbains, en général et les déchets ménagers en particulier, sont sujets à des variations plus ou moins importantes mais toujours sensibles aussi bien dans les quantités générées que dans la nature et les proportions de leurs composants. Tous les paramètres physico-chimiques sont fonctions des divers facteurs, à savoir:

- Temps,
- Facteur socio-économique,
- Situation géographique et conditions climatiques,

Les ordures ménagères sont caractérisées par les paramètres suivants :

- a- **La densité (masse volumique)**: met en évidence la relation qui existe entre la masse des déchets ménagers et le volume qu'elles occupent. Sa connaissance est essentielle pour le choix comme les ordures ménagères sont essentiellement compressibles, leur densité varie au cours des différentes manipulations auxquelles elles sont soumises [41], comme figurées dans le tableau ci-après :

Tableau 2 : Exemples de densités de différentes villes [46]

Villes	Densité en poubelle	Densité en benne tasseuse	Densité après foisonnement en décharge
Paris	0,1	-	-
Genève	< 0,1	-	-
Villes Algériennes	0,22 – 0,30	0,45 – 0,55	0,28 – 0,32

- b- **L'humidité (H %)** : les déchets ménagers renferment une quantité d'eau, qui est celle contenue dans leur composants, la teneur globale en eau est essentiellement fonction des proportions respectives des composants, ainsi que des saisons, latitudes et de l'origine géographique et sociale des populations qui en sont la source.

Pour des ordures fraîches et stockées à l'abri des intempéries, l'humidité varie entre [46]:

(35 - 40) % : Europe, avec un max. en été et un min. en hiver;

(60 – 62) % : pour une grande ville Algérienne ;

(65 - 70) % et plus : Pour les pays tropicaux;

Pour les ordures non protégées, donc exposées aux intempéries, l'humidité des déchets ménagers peut atteindre des valeurs extrêmes, c'est à dire déshydratation complète ou sursaturation.

- c- **Le pouvoir calorifique (PC)** : en matière de déchets ménagers considérés comme combustibles, on utilise soit:

- Le pouvoir calorifique supérieur (**P.C.S.**) : qui prend en compte la chaleur de vaporisation de l'eau contenue dans les déchets ménagers pendant la combustion.

- Le pouvoir calorifique inférieur (**P.C.I.**) : qui ne tient pas compte de la chaleur de vaporisation de cette eau pendant la combustion.

C'est ce dernier (le P.C.I.) qui est d'usage dans les pays méditerranéens. En règle générale, le P.C.I. est inversement proportionnel à l'humidité [46].

Les PCI des déchets ménagers algériens est de l'ordre de 900- 1100 Kcal/kg. C'est un PCI qui est relativement faible en comparaison à celui des pays industrialisés.

- d- **Rapport carbone/azote (C/N)**: ce paramètre mesure la qualité des ordures ménagères pour leur valorisation en tant qu'amendements organiques, c'est à dire qu'il permet d'apprécier aussi bien l'aptitude des ordures ménagères au compostage que la qualité du compost obtenu [49].

Un compost est valable à partir du rapport C/N < 35 au départ de la fermentation aérobie et contrôlée et en obtenant un rapport de 18 <C/N >20, pour le cas de l'Algérie le C/N dépasse rarement 15 [46].

- e- **Les matières organiques (MO)** : par rapport à d'autres pays, le caractère fermentescible des ordures algériennes est très accentué. Il en résulte que les déchets urbains algériens sont très appropriés pour un traitement par compostage [41].

En dehors de ces cinq principaux paramètres, on peut aussi ajouter un facteur caractéristique du déchet, qui est sa composition. Suivant les régions et les saisons, l'importance relative de chacune des fractions ci-dessus peut beaucoup varier (Tableau 3).

Tableau 3 : La composition des déchets solides urbains de certaines villes du monde [48]

Composition	Londres	Paris	Rome	Alger	Rabat	Istanbul	Ouagadougou
M.O	28	15.4	38.5	74	65	61	60
Papier et carton	37	35	19	12	22	10	2
Textiles	2	4.8	3	1	1	3.1	0.5
Inertes	15	1.7	3.6	1 à 2	7.8	3.3	4.8
Verre porcelaine	8	11	5	1	0.5	-	2

Ces constituants ont des caractéristiques différentes, telles figurées dans l'Annexe 2.

I.1.5. SCHEMA DIRECTEUR DE GESTION DES DECHETS SOLIDES

Le schéma directeur de gestion des déchets solides doit contribuer à l'amélioration du cadre de vie par une bonne gestion des déchets.

Il existe plusieurs modes de traitement des déchets répartis en grandes catégories, celles applicables aux déchets urbains figurent dans le tableau suivant:

Tableau 4 : Filières de traitement et d'élimination des déchets solides [53]

Catégorie	Sous catégorie	Définition
Avec valorisation		
Valorisation matière	Réemploi	Un déchet est utilisé pour un usage analogue à son premier emploi. C'est, par exemple, le cas des bouteilles consignées, pour une partie des vêtements ou de l'électroménager.
	Réutilisation	Le déchet est utilisé pour un usage différent de son premier emploi.
	Régénération	Par un procédé physique ou chimique, on redonne au déchet des caractéristiques qui lui permettent de remplacer une matière première neuve.
	Recyclage	On obtient à partir de déchets, des matières premières entrant dans la fabrication de nouveaux produits. C'est le cas du verre : les verreries peuvent fonctionner avec presque 100% de verre recyclé.
Traitement biologique	Compostage	Procédé de traitement biologique aérobie des matières fermentescibles dans des conditions contrôlées. Il produit du dioxyde de carbone (CO ₂), de la chaleur et permet la production d'un compost de qualité.
	Méthanisation	procédé biologique de dégradation de la matière organique par une flore microbienne, qui se déroule en l'absence d'oxygène et est aussi appelée digestion ou fermentation anaérobie.
Traitement thermique	Incinération énergétique	Une partie des déchets possède un pouvoir calorifique suffisant pour dégager de la chaleur lors de la phase de combustion : le déchet peut alors remplacer un combustible classique (totalement ou partiellement).
Sans valorisation (Elimination)		
Traitement thermique	Incinération	Processus d'oxydation de la partie combustible du déchet solide, pour but d'éliminer les déchets ou réduire leur volume avant de les envoyer en décharge.
Stockage limité aux déchets ultimes	Enfouissement	Enfouir les déchets sur le sol ou dans des cavités naturelles ou artificielles du sol (casier) sans intention de reprise ultérieure. Il est le maillon final de toute filière de traitement des déchets.

I.1.6. INSTALLATIONS DE COLLECTE ET DE TRAITEMENT DES DECHETS

I.1.6.1. Déchèterie

Est un lieu où les particuliers peuvent déposer leurs déchets non collectés par le service de collecte : encombrants, déchets inertes, déchets verts. Ils doivent déposer leurs déchets triés par catégories dans des bacs spécifiques [3].

La déchèterie n'est pas un lieu de dépôt sauvage : c'est un espace aménagé, gardienné et clôturé, ouvert aux particuliers et éventuellement aux artisans et commerçants, ce qui permet ensuite de :

1. Orienter les déchets vers des filières de valorisation,
2. Eviter les dépôts sauvages.

Pour exemple, en Algérie la déchèterie de Blida comprend les filières de valorisation et de recyclage suivants :

1. Papier-carton : vieux papier, carton, kraft,
2. Plastiques : PET, PEBD, PEHD, PS,
3. Métaux : ferreux et non ferreux,
4. Bois : palettes.

I.1.6.2. Centres de transit et de tri de déchets

On distingue trois sortes d'installations [3] :

1. les centres de tri de déchets ménagers et assimilés ou de déchets industriels qui ont vocation à recevoir et sélectionner des produits usés, pour une valorisation.
2. les installations de transit (ou centres de transfert) de déchets ménagers et assimilés qui regroupent ces déchets avant réexpédition vers des installations de traitement et d'élimination appropriées,
3. les installations de transit de déchets industriels dont l'activité est le regroupement de déchets en vue de leur élimination dans un centre de traitement ou dans un centre de stockage.

I.1.6.3. Centre d'enfouissement technique

a- Définition et intérêt

Stocker les déchets dans une décharge est la méthode la plus traditionnelle de stockage des déchets, et reste la pratique la plus courante dans la plupart des pays. Historiquement, les décharges étaient souvent établies dans des carrières, des mines ou des trous d'excavation désaffectés (brute ou sauvage).

Actuellement les décharges sauvages sont transformées en décharges sanitaires qui sont des Centres de Stockage des Déchets (CSD) ou centre d'enfouissement technique (CET). Les décharges contrôlées ou CET sont des installations qui servent à l'élimination des déchets solides à long terme (au moins 20 ans) pour les enfouir dans des fosses appelées « Casiers d'enfouissement » [58].

L'option pour la mise en décharge ou l'enfouissement est motivée par [3] :

1. la qualité des déchets ménagers algériens qui défavorise l'incinération (grande humidité, faible rapport carbone/azote ; faible PCI... etc.)

2. les coûts élevés d'un centre d'incinération par rapport à un centre d'enfouissement (37-51 €/T pour l'incinération, voir jusqu'à 100 €/T s'il y a récupération énergétique alors que ce coût est de 45 €/T pour un centre d'enfouissement).

b- Principe

L'enfouissement s'agit de disposer les déchets par des couches successives après les avoir compactées pour éviter les vides importants favorisant les risques d'incendie et la prolifération des rats, mais sans excès afin de ne pas s'opposer au passage de l'air nécessaire à la fermentation aérobie (Dégradation des déchets, voir Annexe 3). Ces couches de déchets doivent être régulièrement recouvertes par une couche de sol. Cela réduit les odeurs, le transport des déchets sauvages légers par le vent (films plastiques, papier, etc.), l'attrait pour les animaux (oiseaux, rats, mouches, ...). Lorsqu'une décharge est pleine et qu'elle est mise hors service, on la recouvre d'une couche d'argile compactée ou d'une membrane synthétique afin de minimiser l'infiltration de l'eau de pluie ou de neige dans les déchets recouverts et de produire de lixiviat, et à contenir les fuites de biogaz ; mais surtout d'isoler le massif de déchets de l'environnement extérieur.

c- Classes de CET

Selon la Loi N°01-19 [45], les CET sont administrativement classés en trois catégories, sur la base des déchets enfouis et du coefficient de perméabilité K du substrat :

Tableau 5 : Principales classes de CET [45], [40]

Classe de CET	Déchets admissibles	Perméabilité K	Caractéristiques
CLASSE I	Les déchets industriels spéciaux	Sites Imperméables : $K < 10^{-9}$ m/s sur 5 m.	1. But : Eviter la dispersion dans l'environnement. 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. 5. Long terme pas d'évolution.
CLASSE II	Les déchets ménagers et assimilés, déchets industriels banals	Sites semi-imperméables : $10^{-9} < K > 10^{-6}$ sur 1 m.	1. But : vers un déchet ultime et éviter la dispersion. 2. Capacité du site à s'assurer une épuration des lixiviats. 3. Infiltrations modérées, écoulements vers un point bas. 4. Protection des eaux souterraines contre les risques de pollution.
CLASSE III	Les déchets inertes	Sites Perméables : $K > 10^{-6}$ sur 1 m.	1. But : Eviter la dispersion dans l'environnement 2. Migration trop rapide des lixiviats constituant un risque élevé de la pollution des nappes phréatiques.

d- Lixiviats de décharges

Le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension [40].

Les données quantitatives et qualitatives obtenues sur plusieurs sites montrent une très grande variabilité de la composition des lixiviats. D'une manière générale, la formation de lixiviats à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur de déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets etc.) et de l'infiltration des eaux. Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

1. **Les mécanismes physico chimiques** : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des percolats est le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière [35],
2. **Les processus biologiques aérobie et anaérobie** : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les micro-organismes du milieu, la fraction organique des déchets est dégradée,

La gamme de la composition des lixiviats d'ordures ménagères est très large et parfois contradictoire à long terme. C'est la conclusion à laquelle sont parvenus plusieurs auteurs en étudiant plusieurs sites, comme l'illustre le tableau suivant :

Tableau 6 : Composition type de lixiviat donnée dans différentes recherches [40], [4]

Paramètres	Unités	Références		
		Lagier, (2000)	François, (Haute Vienne, 2004)	Aina (Ouled Fayet, 2006)
pH	-	4.5 – 9	7.2	7,8 – 8,5
Ce	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	2500 – 25000	-	27000 – 30000
DBO ₅	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	20 – 57000	352	460 – 480
DCO	$\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$	149 – 90000	686	2525 – 3525
NH ₄ ⁺	-	50 – 1800	220	-
Ca	mg.L^{-1}	10 – 7200	-	-
K	mg.L^{-1}	50 – 3700	-	-
Na	mg.L^{-1}	70 – 7700	-	-
NO ₃ ⁻	mg.L^{-1}	-	-	11,5 – 12,4
Cl ⁻	-	150 – 4500	0.07	45
SO ₄ ⁻	mg.L^{-1}	8 - 7750	-	-
PO ₄ ⁻³	-	-	0.16 – 54	42,7 – 57,6
Mn	-	0.3 – 1400	-	-
Cu	-	-	0.02 -0.6	245
Cd	-	-	0.004	-
Cr	-	-	0.05	-
Ni	-	-	0.07	155
Pb	-	-	0.01 – 0.1	300
Fe	-	1 – 5	4 – 20	-
Zn	mg.L^{-1}	-	0.4	60
Hg	-	-	-	214,1
As	-	-	-	-
Co	-	-	-	-

e- Biogaz de décharges

Le phénomène de digestion anaérobie s'installe dans les installations de stockage après une première phase de dégradation aérobie. Celui-ci aboutit à la production de biogaz,

essentiellement constitué de méthane et dioxyde de carbone. Suivant les sites, la nature et la quantité de biogaz seront variables. Son captage est rendu nécessaire par la nuisance qu'il présente pour les riverains.

La composition du biogaz dépend de nombreux paramètres parmi lesquels on peut citer la nature et la qualité des déchets stockés, le mode d'exploitation du site, l'âge des déchets etc. Dans les premiers mois qui suivent le dépôt, la dégradation de la matière organique conduit à la formation d'hydrogène, d'acides gras volatils et de dioxyde de carbone, tout en consommant de l'oxygène et de l'azote. Lorsque le processus anaérobie s'installe durablement, les teneurs en méthane et en dioxyde de carbone se stabilisent respectivement autour de 60 % et 40 % (phase méthanogènes). A ces deux composés principaux s'ajoutent d'autres familles de composants en particuliers les composés soufrés, des composés chlorés et des hydrocarbures. Notons que 90 % de la production de méthane d'une décharge est due à la cellulose contenue dans les papiers, cartons, bois, etc.

I.1.7. IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX DES DECHETS

Les déchets génèrent des impacts négatifs directs sur l'environnement par la création des pollutions et constituent des risques majeurs pour la santé de l'humanité. Chaque année, des millions de personnes, et en particulier des enfants meurent de maladies causées par l'élimination inefficace et la mauvaise gestion des déchets solides. Ces effets peuvent être résumés dans le tableau 7:

Tableau 7 : Nuisances et impacts [40]

Nature des nuisances	Origines	Impacts
Envols	Papiers et plastiques, feuilles, textiles	Pollution du milieu naturel, atteintes au paysage.
Odeurs	Déchets, fermentation, biogaz	Désagréments pour le personnel et les riverains
Poussières	Circulation des véhicules et engins	Désagréments pour le personnel et les riverains.
Animaux	Attrait nutritif des déchets	Transport de maladies, gêne pour l'aviation, atteinte à la chaîne alimentaire.
Incendies et explosion	Imprudences, déchets incandescents, accumulation de biogaz	Danger pour le personnel, nuisances olfactives.
Bruit	Circulation d'engins	Désagréments pour le personnel et les riverains.
Défrichement déboisement	Implantation d'une installation de stockage	Appauvrissement paysager, gêne visuel.
Pollution des sols et des eaux	Infiltration du lixiviat	Dégradation milieu naturel
Effet de serre	Biogaz non capté	Modification du climat, pathologie des plantes
Risques sanitaires	Toxicité des déchets, organismes pathogènes	Maladies

I.1.8. ETAT DE GESTION DES DECHETS EN ALGERIE

La gestion des déchets solides municipaux figure parmi les principaux défis à relever par les autorités municipales des villes des pays en développement.

L'Algérie est confrontée à ces problèmes de gestion avec de plus en plus d'acuité en raison de l'augmentation de la production des déchets sous le triple effet de la croissance économique, démographique et du niveau de vie. Cette intensification a engendré de fortes pressions sur l'environnement, en particulier en matière de gestion des déchets solides urbains. Le tableau ci-après renseigne sur les données clés de la situation actuelle :

Tableau 8 : Eléments d'appréciation et performances techniques de gestion de déchets en Algérie [57]

	35 millions (2009)	
Population	Croissance/an	1,43%
	Urbain	61%
	Rural	39%
	Densité au Nord	300 hab/km ²
	Densité territoire national	13 hab/km ²
Génération de DMS	8,5 millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés (2009)	
Composition des DMS (%)	Organique	60 - 65
	Papiers	9 - 10
	Plastique	11 - 13
	Textiles	10 - 12
	Verre	1 - 1,5
	Métal	1 - 2
	Autres	2 - 4
Composition des DMS par générateur (%)	Domestique et commercial	85
	Industriels (banals)	15
Génération des DMS par habitant (kg/j/h)	Rural	0,5
	Urbain	~ 0,7
	Capitale (Alger)	~ 0,9
Couverture de la collecte des DMS	Rural	~ 60%
	Urbain	~ 85%
	Compostés	-
Gestion de déchets (%)	Recyclés	4 à 5
	Mis en décharge (CET)	~15
	Déversés (Décharges)	~ 80
Croissance en DMS	~ 3 %	
Déchets de soins	37 000 tonnes/an	
Déchets industriels	2 547 000 tonnes/an y compris les déchets banals	
Déchets dangereux	325 100 tonnes/an	
Nombre de décharges contrôlées	En cours d'étude	27
	En cours de construction	42
	Construites	32
	En voie de lancement	10

La gestion des déchets solides en Algérie rencontre de grandes difficultés, la lenteur administrative, le manque de contrôle, l'absence d'information, le non-respect de la réglementation en vigueur et la mauvaise exploitation des décharges communales. Ces dernières étant le mode traditionnel d'élimination des déchets, elles constituent la méthode la plus largement pratiquée du fait de son faible coût.

D'autres filières de valorisation ne sont pas encore maîtrisées ou inappropriées, du fait de leur coût élevé, et des caractéristiques des déchets à traiter (Incinération inadaptée, vu le taux d'humidité élevé).

I.2. INTERACTION POLLUANTS -SOL

Jusqu'à récemment les problèmes de dégradation des sols ont été perçus essentiellement d'un point de vue quantitatif qu'il s'agisse des relations agriculture-forêt, agriculture-urbanisation, ou désertification. Mais le développement économique, à travers l'industrialisation et ses déchets, et aussi du fait de l'intensification de l'agriculture, pose un problème de nature qualitative. L'ampleur croissante des dégradations physiques, chimiques et biologiques remet en cause, au moins ponctuellement, le rôle de filtre, de support de vie et aussi d'outil économique que remplit le sol.

I.2.1. QU'EST-CE QU'UN SOL CONTAMINE?

Il y a contamination lorsqu'une telle substance potentiellement dangereuse est introduite artificiellement dans un milieu naturel, quelle que soit sa teneur (contaminant). Il y a pollution lorsque la teneur est potentiellement dangereuse, ou lorsqu'elle atteint les valeurs limites fixées par les normes (valeurs-guides). Le contaminant est alors un polluant. Autrement dit, un sol est dit pollué quand il contient un ou plusieurs polluant(s) ou contaminant(s) susceptibles de causer des altérations biologiques, physiques et chimiques de l'écosystème constitué par le sol. Ces contaminants peuvent être liquides ou solides.

Les contaminants liquides pénètrent dans le sol et rejoignent la nappe phréatique. Les contaminants solides sont entraînés par le lessivage des eaux de pluie et atteignent également la nappe phréatique. Ainsi, ces substances peuvent migrer et contaminer de vastes régions [29].

Un sol pollué représente trois types de risques environnementaux [32] :

1. mise en contact direct des polluants avec l'occupant du sol (ex. : jeux d'enfants sur un site pollué) ;
2. lessivage des polluants par les eaux d'infiltration et transfert des polluants vers les eaux souterraines et superficielles (pollution possible des ressources en eau) ;
3. réintroduction des polluants dans la chaîne alimentaire par les végétaux et les organismes vivants du sol.

I.2.2. LA POLLUTION : SOURCE ET FORME

Les sites contaminés peuvent être classés sur la base de différents critères: la dispersion de polluants, nature du (ou des) polluant (s) et ou le type d'activité et nombre de polluants...

On distingue deux types de pollution du sol, telles figurées ci-après :

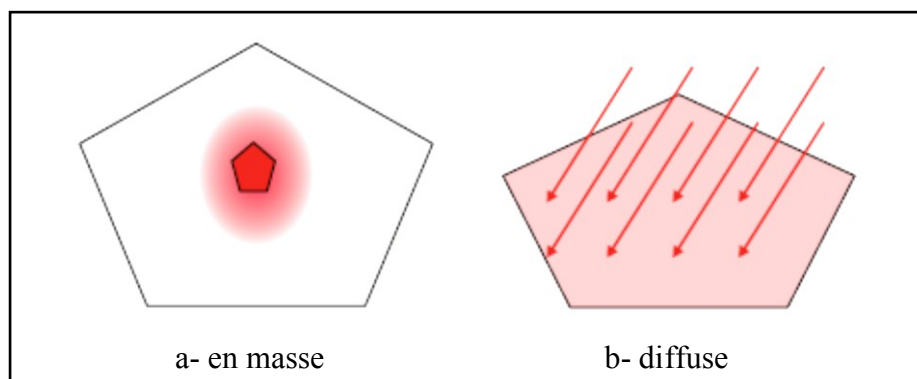


Fig.1. Types de pollution [32]

Le tableau suivant illustre une classification selon plusieurs éléments :

Tableau 9 : Type, forme et source de pollution [32], [28], [24]

Type	Diffuse (Difficile d'y remédier): Le polluant se répand dans le milieu par des petites quantités mais de façon régulière et parfois sur de très longues périodes.	En masse (plus facile d'y remédier): Rejet de polluant important dans un temps court; on parle alors de pollution accidentelle.
Caractéristiques	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Concentrations faibles, ▪ Surface/volume affectés élevés, ▪ Origine mal définie, ▪ Risque à court et long terme, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Concentration très élevée, ▪ Surface/volume affectés faibles, ▪ Source de la pollution bien définie, ▪ Risque à court terme et direct,
Forme	<ul style="list-style-type: none"> ▪ large et se disperse sur une grande surface, avec une introduction du contaminant dans le milieu, répartie sur un espace important ▪ ponctuelle, avec une introduction à un endroit plus précis et restreint dans l'espace; ▪ linéaire, horizontale ou verticale, la contamination est répartie tout le long de l'ouvrage, par le transport du polluant d'un point à un autre, par défaut d'étanchéité chronique ou même par une rupture accidentelle en plusieurs points. 	
Nature	Métallique, minérale et organique	
Sources (fixes ou mobiles)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Transport (Métaux lourds), ▪ Fumées de cheminées (usines, incinérateurs), ▪ Pratiques agricoles (Résidus Phytosanitaires de surfertilisation), ▪ Eléments radioactifs, 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Stockages de déchets (dépotoirs, CET), ▪ Site industriel (en friche ou en service), ▪ Réservoirs souterrains (Cuves à mazout, citernes d'hydrocarbures), ▪ Accidents de la route (rupture d'une cuve de stockage, accidents lors du transport d'hydrocarbures), ▪ Stations- services, ▪ Fosses septique,

La nature et le degré de contamination d'un sol sont donc très variables selon l'origine de la pollution, les activités locales, la topographie du lieu, etc... Les pollutions multiples sont courantes.

I.2.3. PRINCIPALES FAMILLES DE CONTAMINANTS RECHERCHES DANS LES SOLS

Les polluants les plus fréquemment rencontrés dans les sols sont regroupés dans le tableau suivant :

Tableau 10 : Principaux contaminants rencontrés dans le sol [32], [24]

Polluant	Les polluants chimiques solubles	Les métaux lourds	Les composés hydrocarbonés
Sources	acides, bases, nitrites (engrais), sulfates, fluorures (industrie chimique et de l'aluminium), chlorures, cyanures (usines à gaz, pétrochimie, traitement de surface, traitements de minerais), détergents et tensio-actifs, pesticides, herbicides...	Ils proviennent essentiellement des fuites de centres de stockage de déchet industriels et urbains et de retombées atmosphériques de fumées industrielles et d'incinération des déchets	dérivés du pétrole brut et qui comprennent l'ensemble des carburants utilisés dans l'industrie, la production d'énergie et les transports comme l'essence, le kérosène, les gazoles légers et lourds, les huiles...

Un certain nombre de processus influencent le comportement et la migration des contaminants dans les sols (Fig.2), Il s'agit essentiellement :

- f- de réactions d'échange (volatilisation, adsorption-désorption, complexation, dissolution précipitation...) entre les phases solide (constituants minéraux et organiques du sol), liquide (eau interstitielle) et gazeuse (porosité non remplie d'eau) du sol ;
- g- de réactions de dégradation : photolyse, hydrolyse chimique, biodégradation ;
- h- de phénomènes de transfert des polluants et de leurs produits de dégradation : vers l'atmosphère par volatilisation, vers les eaux de surface par ruissellement, vers les eaux souterraines par lixiviation ou écoulement gravitaire (polluants organiques liquides immiscibles à l'eau), vers les plantes par absorption racinaire ;

Pour un polluant donné, la résultante de ces processus dépend de ses propriétés intrinsèques (solubilité, volatilité, hydrophobicité, stabilité chimique, densité, viscosité...), des caractéristiques du sol (teneur en minéraux argileux, teneur en matière organique, pH, porosité, activité biologique...), de l'hydrogéologie (profondeur de la nappe, conductivité hydraulique, sens des écoulements souterrains...), et de conditions locales (pluviométrie, topographie, couvert végétal...).

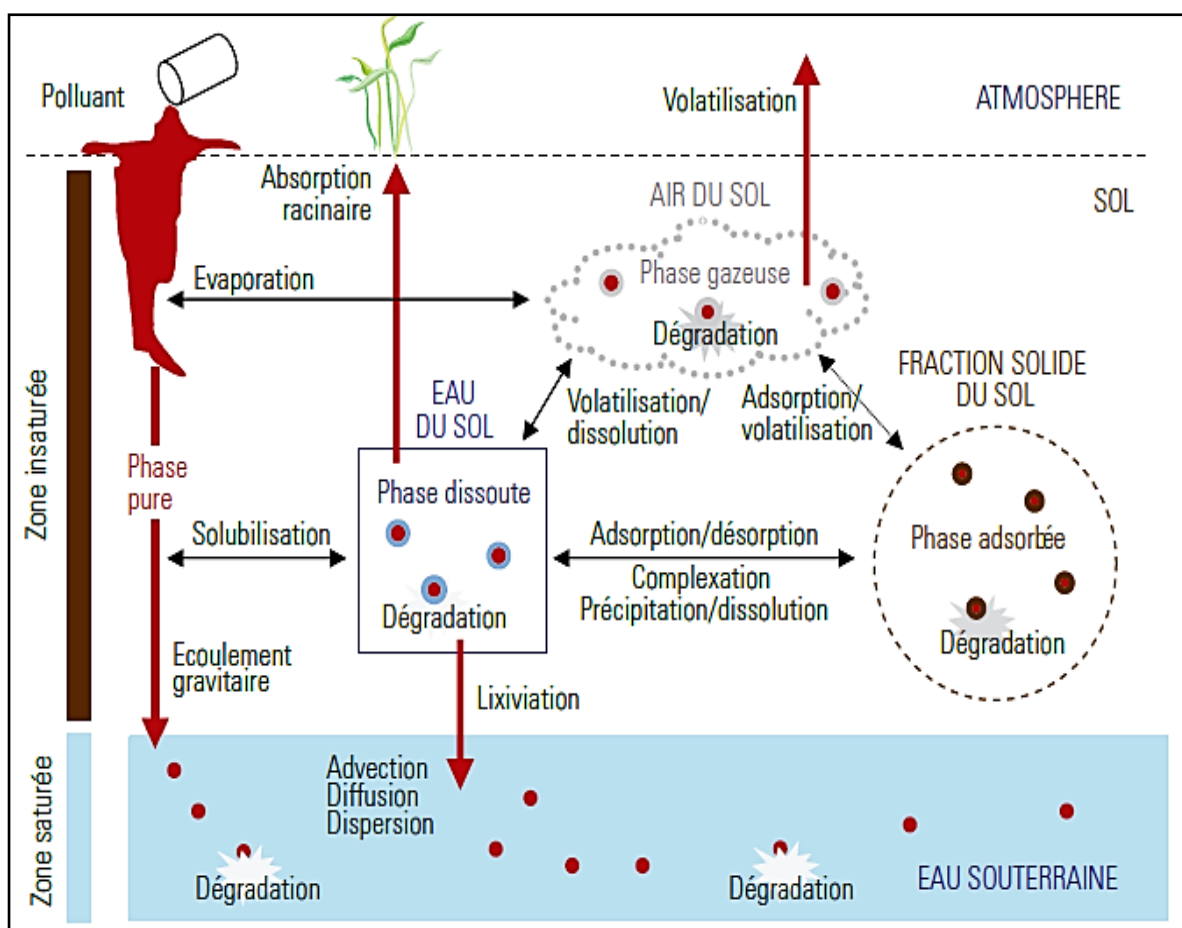


Fig.2. Représentation schématique des processus influençant le devenir des polluants dans les sols [38]

I.2.4. ELEMENTS TRACES METALLIQUES (ETM) DANS LE SOL

I.2.4.1. Terminologie

- **Les éléments traces (ET)** sont les 80 éléments chimiques, constituants de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0,1 %. Ils ne représentent à eux tous que 0,6 % du total, alors que les 12 éléments majeurs (O ; Si ; Al ; Fe ; Ca ; Na ; K ; Mg ; Ti ; H ; P ; Mn) représentent 99,4 % [8].
- Certains éléments traces sont des **métaux** caractérisés par l'existence d'un réseau métallique à l'état solide et par une tendance à céder des électrons (Cd, Cr, Zn, Pb, Cu, Co, Mn, Ti, Ni). D'autres sont des non-métaux : gaz rares inertes (He, Ne, Ar, Kr, Xe, Rn), les halogènes (F, Cl, Br, I, At), l'H, le B, le C, l'N, l'O, le P et le S. Si, Ge, As, Se, Sb, et Te sont des **métalloïdes** (qui ont un caractère métallique partiel ou peuvent exister sous des formes métalliques ou non métallique) [60].
- L'expression « **métal lourd** » désigne pour les chimistes des métaux de numéro atomique élevé, de densité supérieure à 5 g/cm³ et qui forment des sulfures insolubles. Le Cd, le Mn, le Co, le Cr, le Cu, le Pb, le Hg, le Ni et le Zn sont les métaux lourds les plus souvent rencontrés dans les sols [24].
- Certains éléments traces sont indispensables aux processus biologiques donc à la production agricole végétale et animale : ce sont les **oligoéléments** (Zn, Cu, Cr, Mo, B). Par opposition aux **macro-éléments**, indispensables au fonctionnement du vivant en grande quantité (Ca, Mg, K, Na). D'autres ne jouent aucun rôle utile : Cd, Pb, Hg, Sn.

La figure 3 illustre les différents éléments et leur fonction :

H																			He
Li	Be											B	C	N	O	F			Ne
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl			Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br			Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I			Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At			Rn

■ éléments majeurs Mo oligo-éléments Na macro-éléments
■ éléments toxiques éléments peu toxiques

Fig.3. Fonction de quelques éléments dans l'organisme [54]

Les métaux lourds sont réputés toxiques, alors que certains sont des oligo-éléments (Cu, Zn, Fe). C'est pourquoi le terme de métal lourd est souvent appliqué à tort à des éléments en raison de leur toxicité. De plus, certains éléments sont déclarés métaux lourds alors qu'ils sont des métalloïdes (Se, AS) ou qu'ils ne sont pas lourds (Be, Al). De fait, il est préférable d'utiliser le vocable **ETM** [60].

I.2.4.2. ETM : origine, localisation et mobilité

- a- Origine :** la teneur en métaux des sols peut être d'origine naturelle ou d'origine anthropique, c'est-à-dire issue des activités humaines [24] :

1. Les ETM sont naturellement présents dans les sols en faibles quantités. Ils sont en partie libérés lors de l'altération de la roche mère et constituent le pool endogène appelé fond pédogéochimique : concentration naturelle d'une substance dans un horizon de sol, résultant de l'évolution géologique et pédologique. D'autres sources de contamination naturelle des sols par les métaux sont identifiables, mais leur contribution est relativement faible comparée à l'apport d'origine géologique. Citons [8], [54] :
 - Le cycle bio-géochimique entre les sols et les plantes.
 - Processus d'accumulation, dans un horizon du sol.
 - Apport par lessivage du sol et érosion en surface.
 - Apports lointains d'origine atmosphérique.
2. Sources anthropiques : la pollution des sols due à l'activité humaine intervient sur une échelle de temps beaucoup plus courte, de l'ordre de la décennie, voire moins. diverses contaminations [7] :
 - constituants involontaires d'apports gérés à l'échelle de la parcelle agricole (fertilisants, fumiers, déjections animales, boues d'épuration, composts urbains, etc.) ;
 - des apports atmosphériques d'origine lointaine (poussières et aérosols provenant des chauffages, activités industrielles, trafic automobile, incinérateurs d'ordures ménagères, etc.) ;
 - des pollutions localisées massives (souvent source industrielle).

Le tableau 11 regroupe les ETM détecté dans les différentes sources possibles :

Tableau 11 : Source de pollutions par les ETM [59], [9]

ETM	Sources
Cadmium (Cd)	Engrais phosphatés; industries de traitement de surface des métaux; industrie de stabilisation des matières plastiques; 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;
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.
Mercure (Hg)	La fabrication et l'usage de catalyseurs; de fongicides; de pigments et composés mercuriels; les piles au mercure; l'incinération de déchets et la combustion du charbon.
Chrome (Cr)	L'extraction de la chromite, minerai 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.
Sélénium (Se)	Fabrication de peintures et colorants; verre; semi-conducteurs; insecticides; alliages.
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.

b- Localisation et mobilité: les ETM ont l'inconvénient majeur de n'être pas dégradables par des processus chimiques ou biologiques dans le sol (on parle de persistance des métaux). Ils ne sont susceptibles que de changer de forme chimique ; dont la répartition dans le sol est désignée sous le nom de spéciation, et de passer d'un compartiment du sol à un autre au gré de ces transformations. Ils se concentrent donc dans la fraction solide du sol, où ils se répartissent dans les différentes fractions organiques et minérales, à savoir [50] :

- **Les argiles** : on trouve une fraction importante des ETM du sol dans la phase argileuse, ils sont inclus dans les réseaux silicatés sous une forme très peu disponible, ou encore adsorbés à la périphérie des argiles (charges négatives).
- **Les carbonates de calcium** : en sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments-traces, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO₃.
- **Les oxydes** : les oxydes de fer (Selon la valeur du pH, il est soit un échangeur d'anions, soit un échangeur de cations) et de manganèse (échangeurs de cations) représentent la phase de rétention privilégiée de beaucoup de métaux.
- **La matière organique** : elle participe efficacement à la rétention des ETM qui peuvent être retenus sous forme échangeable (donc assez facilement mobilisable) ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés.
- **Des précipités** : les micro-polluants métalliques peuvent précipiter dans les sols suivant les conditions qui y règnent, pour former des composés chimiques peu ou pas solubles, tels que des sulfures, des hydroxydes ou des sels organiques.

La figure qui suit, met en évidence les localisations envisageables et la mobilité qui en résulte :

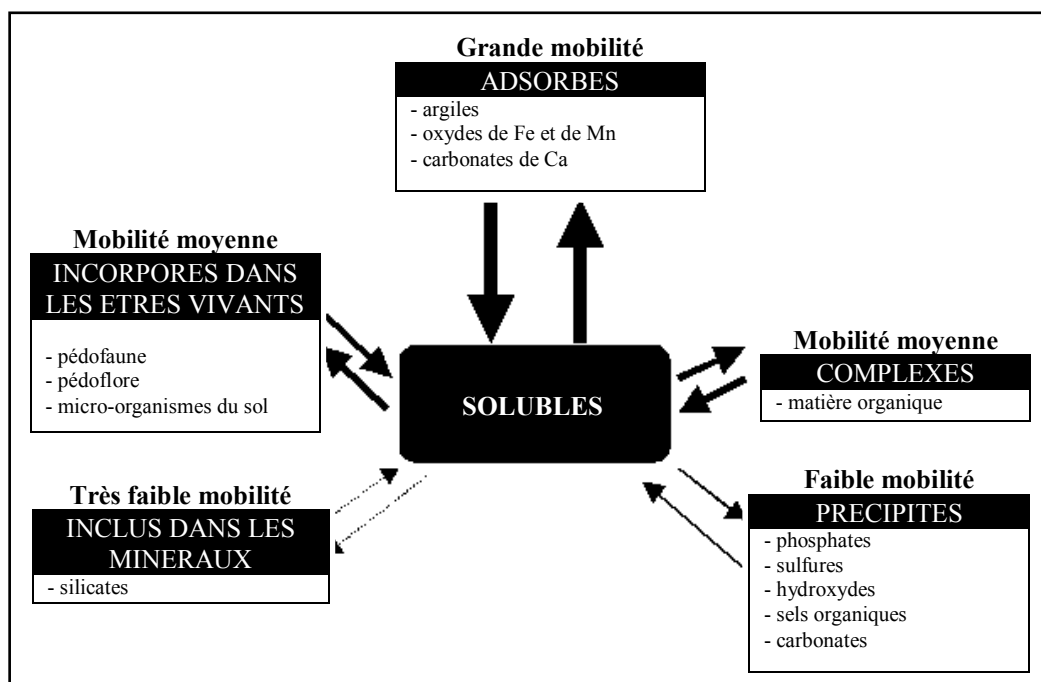


Fig.4. Localisation et mobilité des métaux dans le sol [50]

Plusieurs facteurs conditionnent la mobilité des ETM dans le sol, dont [50] :

- Le pH : l'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM, notamment par mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention ;
- Le potentiel d'oxydo-réduction : mauvaise aération favorise l'anoxie modifiant ainsi la mobilité de certains ETM comme le manganèse et le fer (dont les formes réduites sont plus mobiles que les formes oxydées).
- La température et l'humidité du sol : favorisant l'activité biologique du sol, effet indirect sur la teneur en eau du sol, le pH ;
- L'apport de matière organique : permet immobilisation temporaire des ETM du sol, mais la minéralisation ultérieure peut les remettre en solution ;

I.2.4.3. Phénomènes physico-chimiques responsables de la rétention des ETM dans les sols

La figure 5 illustre les principales interactions entre un atome (ou une molécule) et un solide. Les processus physico-chimiques à l'interface solide/liquide, sont les suivants [10], [13] :

- a- Adsorption** : phénomène de surface par lequel des atomes ou des molécules se fixent sur la surface solide d'un substrat selon divers processus (les argiles ou les zéolites, sont d'excellents adsorbants). On appelle désorption la transformation inverse de l'adsorption, on distingue deux types d'adsorption, selon les mécanismes mis en jeu :
- **Adsorption physique (ou physisorption)** : elle est attribuable à l'attraction électrostatique d'un soluté par une surface polarisée, afin de maintenir l'électroneutralité, est généralement facilement réversible. La faculté d'un matériau à retenir des cations par adsorption physique est appelée C.E.C. (capacité d'échange cationique).
 - **Adsorption chimique (ou chimisorption)** : dans ce cas, la molécule adhère à la surface par des liaisons ioniques ou covalentes. Elle est souvent difficilement réversible et engendre une couche mono-moléculaire. On parle de complexation de surface lorsqu'un ion métallique réagit avec un groupement anionique qui fonctionne comme un ligand inorganique (comme OH⁻, Cl⁻, SO₄⁻, CO₃²⁻).
- b- Précipitation** : c'est le passage d'une espèce de l'état dissout à l'état solide. Les métaux peuvent précipiter dans l'eau des pores ou à la surface des particules solides. Dans un milieu naturel, les métaux précipitent principalement sous forme d'hydroxyde, de carbonates, de phosphates ou de sulfures
- c- Substitution dans le réseau cristallin** : un atome peut se substituer à un autre dans le réseau cristallin ; sa charge et sa taille doivent alors être similaires, ou bien qui diffuse dans le solide pour combler un vide ou remplacer un atome du solide.
- d- Inclusion (piégeage mécanique)** : il s'agit d'impuretés piégées mécaniquement dans des pores non débouchant lors de la croissance des minéraux. Cela peut être sous forme dissoute ou solide.

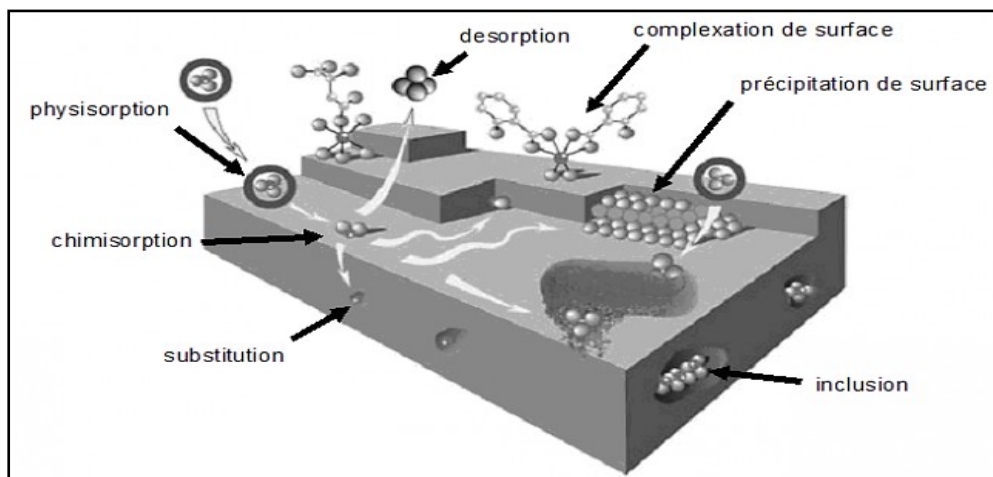


Fig.5. Principales interactions entre un atome ou une molécule et un solide à l'interface solide/liquide [62]

I.2.4.4. Toxicologie des ETM

Quand ils ne contaminent pas les eaux souterraines par lessivage, les éléments traces métalliques, non dégradables dans le sol, s'y accumulent puis pénètrent dans les plantes que les animaux consomment ensuite, l'homme y compris. On estime ainsi que les végétaux récoltés stockent environ 1 % des métaux présents dans l'horizon de surface [8]. Pour l'homme, l'inhalation de poussières et d'aérosols reste la principale source d'intoxication, mais les risques par ingestion d'eau ou de nourriture ne sont toutefois pas négligeables.

Il existe une troisième voie d'introduction des polluants dans l'organisme, la voie dermique, qui intervient en cas de contact direct avec les substances. Cependant, quel que soit le mode de contamination, les éléments s'accumulent dans l'organisme (sang, foie, cerveau, reins..) et ne sont éliminés que très lentement [54]. Le Tableau 12 montre, par ordre croissant, la demi-vie biologique des métaux, au bout de laquelle l'organisme a éliminé la moitié de la quantité absorbée.

Tableau 12 : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments [30]

Élément	Temps de demi-vie biologique
Mo	5 jours
Cu	13-33 jours
Mn	15-20 jours
Pb	20-30 jours dans le sang 40-60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau (2-10 ans dans les os)
Hg	30-60 jours (1 an dans le cerveau)
Cr	1-2 ans
Co	2-15 ans
Zn	2-3 ans
Cd	30 jours dans le sang 20-30 ans dans le rein

Celle-ci s'étale de quelques jours pour le Mo à plusieurs années pour le Cr, le zinc ou le Cd. Certains éléments (Pb, Hg, Cd) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur cible dans l'organisme.

CONCLUSION

Après la formulation des définitions des différents concepts posés au début, quelques conclusions semblent être dégagées, à savoir :

- Complexité des déchets non seulement en matière de gestion et de valorisation, mais en qualité et quantité qui conditionnent les filières de traitement, qui posent aujourd'hui un problème majeur pour l'environnement et la santé humaine ;
- Absence de moyens et méthodes décisives pour l'évaluation des sites pollués, prévention des risques majeurs liés aux pollutions anthropiques et caractérisation des différents éléments potentiellement toxiques ;
- Diversité des phénomènes physico-chimiques responsables de la rétention des ETM, réagissant avec les différentes phases du sol, rend la spéciation et le comportement de ces derniers difficile à prévoir et à suivre dans le temps et dans l'espace.

CHAPITRE II

ASPECTS HYDRODYNAMIQUES ET PHYSICO- CHIMIQUES DES MILIEUX POREUX NON SATURES

INTRODUCTION

Le sol apparaît de plus en plus clairement comme une ressource vitale pour l'espèce humaine et le fonctionnement des écosystèmes. Simultanément, il se manifeste une conscience plus nette de l'existence de menaces pour la pérennité à long terme de cette ressource. Il interagit avec l'atmosphère et les autres éléments de l'écosystème dans lequel il s'insère, ainsi qu'avec les eaux souterraines. Il est le siège de nombreux phénomènes et d'échanges de matière et d'énergie. C'est un milieu hétérogène à l'échelle microscopique, discontinu et structuré ; ses caractéristiques varient dans l'espace et dans le temps.

Dans cette partie, on donne une description :

- du sol, considéré comme interface d'échange, de ses différents composants, ainsi que son identification par les paramètres caractéristiques ;
- du transfert hydrique dans les sols non saturés et les équations qui le gèrent, énumération de quelques modèles de description de la teneur en eau, de la conductivité hydraulique et du phénomène d'infiltration ;
- du transport de solutés impliqué dans l'hydrodynamique du sol car l'eau est le vecteur principal de migration, ainsi que les interactions de ces composés avec la matrice solide du sol ;

II.1. LE SOL : INTERFACE D'ÉCHANGE

II.1.1. CONCEPTION ACTUELLE DU SOL

- Le sol est la couche superficielle, meuble, de l'écorce terrestre, dans laquelle se développent les racines des plantes. C'est un milieu poreux : dont la phase solide est constituée par des minéraux et des composés organiques formant des assemblages plus au moins volumineux et qui donnent au sol sa structure. Cette phase solide n'est pas continue et délimite un espace poral de géométrie complexe et de dimensions variées. Cette dernière explique la présence de phases fluides, liquides et gazeuse, susceptible de se déplacer et donc de donner lieu à des flux de matière (Fig.6) [12], [56].

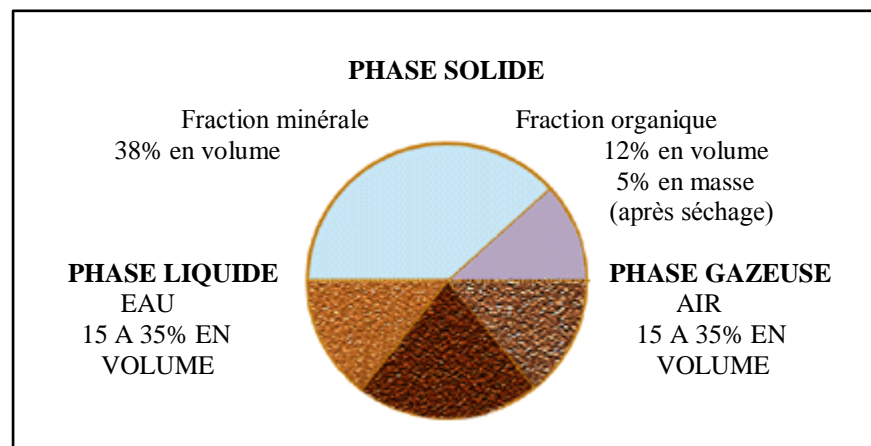


Fig.6. Répartition des différentes phases du sol [31]

- Le sol est un milieu dont les contours sont indéfinis mais dont la composition et les caractéristiques présentent une double variabilité, spatiale (présence d'horizons, et des sols différents) et temporelle (le sol siège de nombreux phénomènes physiques, chimiques et biologique qui déterminent son évolution et son fonctionnement).

- Le sol est un système ouvert : cela signifie qu'il existe des échanges de matière et d'énergie avec son environnement.

- Le sol est le siège de phénomènes irréversibles : du point de vue méthodologique, cela signifie qu'un sol ayant évolué d'un état A à un état B ne peut jamais être ramené de l'état B à l'état A mais seulement s'en rapprocher.

Les paramètres fondamentaux sur lesquelles repose la description générale d'un sol relèvent des relations de masse et de volume caractérisant sa constitution (Tableau 13).

Tableau 13 : Paramètres généraux de description des sols [47]

Phases du sol	Relation fondamentale Volume (m ³), masse (Kg)	Relation intrinsèque Masse volumique (kg/m ³)	Relation relative Teneur (m ³ /m ³) en %
Solide	V _s : volume solide M _s : masse du solide	$\rho_s = M_s/V_s$	$\theta_{els} = V_s/V_t$ (en éléments solide)
Liquide	V _w : volume de l'eau M _w : masse de l'eau	$\rho_w = M_w/V_w$	$\theta = V_w/V_t$ (en eau)
Gazeuse	V _a : volume de l'air M _a : masse de l'air	$\rho_a = M_a/V_a$	$\theta_a = V_a/V_t$ (en air)

V_t : volume total y compris toutes les phases. V_v = V_w+V_a, on définit alors un degré de saturation S_w = V_w/V_v.

II.1.2. COSTITUANTS DU SOL

II.1.2.1. Les éléments solides

Ils sont de deux ordres [56]:

1. *éléments minéraux*, qui sont issus de l'érosion, la malaxation, l'écrasement, la dégradation progressive de roches mères conduisant à des particules de plus en plus fines, séparées selon leur taille (analyse granulométrique), on distingue ainsi des sables, entre 2mm et 0.05mm, des limons entre 50 et 2 μ m et des argiles de taille inférieure à 2 μ m.
2. *éléments organiques* provenant d'êtres vivants végétaux et animaux, composés d'éléments principaux(C, H, O, N) et d'éléments secondaires (S, P, K, Ca, Mg). Ils sont présents dans le sol sous deux formes : non décomposée(ou en voie de décomposition) et composée ou humus. La teneur en matière organique joue un rôle très important sur l'aptitude du sol à retenir momentanément ou à fixer les polluants.

II.1.2.2. Les éléments liquides

Ce sont les différentes solutions qu'on trouve dans le sol, c'est à dire tout élément soluble et dissout dans l'eau du sol. D'une façon générale, la solution du sol est difficile à décrire et à étudier en raison de sa très grande variabilité spatiale et temporelle.

On peut cependant distinguer deux grandes catégories de solutés [12] :

1. *Les micro-éléments* dont la concentration est inférieure à 1 mmol.m⁻³ ; beaucoup d'éléments traces métalliques entrent dans cette catégorie.
2. *Les macro-éléments* dont la concentration est supérieure à cette limite ; les éléments les plus fréquents (cation et anion) : Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, HCO₃⁻, CO₃⁻, PO₄⁻, Cl⁻ et SO₄⁻.

II.1.2.3. Les éléments gazeux

La partie gazeuse d'une terre est en fait la partie des espaces vides que n'occupe pas l'eau, la composition de cette phase est déterminée donc par [12] :

- Les échanges avec l'atmosphère par diffusion moléculaire couplée à la volatilisation et à la dissolution (O₂, CO₂, N₂).
- La respiration des organismes vivants, l'activité des micro-organismes (méthane CH₄, gaz carbonique CO₂).
- Les échanges avec la solution du sol.
- Les apports de diverses substances organiques volatiles, qu'ils soient volontaires (les traitements avec des pesticides gazeux) ou accidentels (dépôts de déchets industriels incontrôlés).

II.1.3. PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES

II.1.3.1. Texture, structure et porosité

a- Texture : c'est la proportion de ses divers constituants solides. Ces proportions déterminent une appellation des sols (sableux, argileux, limoneux,...) et ont chacun des propriétés bien spécifiques [47], [12] :

- Si aux éléments grossiers, s'ajoutent beaucoup de sable fin et de limon, ceux-ci tendent à colmater les interstices entre les éléments grossiers, rendant le sol plus ou moins imperméable.
- Si des proportions suffisantes d'argile s'ajoutent aux limons et aux sables, surtout en présence d'humus, une structure fragmentaire peut prendre naissance, garantissant, à la fois, une perméabilité tout en retenant assez d'eau pour la végétation.

b- Structure : c'est le mode d'assemblage des constituants du sol à un moment donné. L'état de cette structure influe sur la fertilité du sol, elle conditionne la circulation de l'air et de l'eau et l'enracinement dans les vides ou porosité qu'elle délimite (Tableau 14).

Tableau 14 : Les différentes structures du sol et leurs propriétés [47]

Structure	Texture	Complexe argilo-humique	Propriétés
Particulaire	Eléments grossiers (sable)	Peu nombreux	- faible rétention d'eau. - porosité élevée. - faible rétention d'ions.
Compacte	Eléments fins (argiles, limons fins)	Peu nombreux	- forte rétention d'eau. - porosité faible, résistance à la pénétration des racines. - faible rétention d'ions.
Fragmentaire	Mixte	Très nombreux	- forte rétention d'eau. - bonne porosité, bonne pénétration des racines. - forte rétention d'ions.

c- Porosité : la porosité d'un sol est une grandeur physique qui exprime le rapport entre le volume occupé par ses pores et son volume totale. Soient V_a le volume total de cet échantillon qui est qualifié d'apparent puisque c'est le volume qui est directement perçu et V_s le volume occupé par les particules du sol. La porosité totale est :

$$n = 1 - \frac{V_s}{V_a} \quad [\%] \quad (\text{II.1})$$

La porosité totale peut donc être évaluée par mesure de la densité apparente du sol et de la densité des particules qui le forment. La porosité totale dépend de l'arrangement des particules de la phase solide qui dépend lui-même de plusieurs facteurs [12] :

- L'hétérogénéité des sols qui a pour conséquence une très grande variabilité spatiale de toutes les caractéristiques de l'espace poral,
- La nature et les teneurs en constituants minéraux et organiques,
- Les diverses actions mécaniques naturelles.

Pour obtenir une description plus détaillée, l'espace poral peut être divisé en plusieurs parties, telles présentées dans le tableau suivant :

Tableau 15 : Classement de la porosité [47]

SELON UN CRITERE DIMENSIONNEL	
Pores submicroscopiques	L'espace disponible ne permet pas la formation d'agrégats moléculaires d'eau, donc d'eau liquide. Les molécules d'eau s'y déplacent par diffusion moléculaire et sont retenues par des forces d'adsorption. Le diamètre maximum de ces pores est de l'ordre de 0,001 μm (1nm).
Pores capillaires	L'eau existe sous forme liquide et où la forme de l'interface entre l'air et l'eau est déterminée par la géométrie des pores et les forces aux interfaces (ménisque capillaire). Deux sous catégories : les pores de transmission de diamètre compris entre 50 et 500 μm et les pores de stockage dont le diamètre est compris entre 0,5 et 50 μm .
Pores non capillaires (macropores)	Taille suffisamment grande pour que les ménisques ne s'y forment pas. Une limite maximum du rayon peut être prise à 15 mm.
SELON L'ORIGINE DES PORES	
Porosité texturale	Pores de petites dimensions situées à l'intérieur des assemblages, des agrégats.
Porosité structurale	Pores de plus grandes dimensions situés entre les agrégats et les mottes.

II.1.3.2. L'eau dans le sol

a- Etats de l'eau

L'eau peut se trouver dans plusieurs états à l'intérieur d'un sol, suivant l'intensité des forces liant ses molécules aux particules solides (Fig.II.2). On distingue [14], [18], [25] :

- *l'eau de constitution*, qui entre dans la composition chimique des minéraux dont les particules de sol sont formées ;
- *l'eau liée ou absorbé*, à la surface des grains très fins, qui est orientée par les forces d'attraction moléculaire et les forces électrostatiques ; elle a une viscosité élevée et ne transmet pas les pressions ;
- *l'eau libre*, qui circule librement dans les pores du sol sous l'effet des forces de pesanteur ;
- *l'eau capillaire*, qui, dans les sols non saturés, en présence d'air ou d'autres gaz, est retenue dans les canaux les plus fins du sol par les forces capillaires.

b- Notion de potentiel

La teneur en eau du sol est définie en masse (w), m_w étant la masse d'eau contenue dans un échantillon de sol de masse solide m_s :

$$w = \frac{m_w}{m_s} \quad [\%] \quad (\text{II.2})$$

Pour avoir la teneur volumique θ , on multiplie w par d_a (densité apparente).

Potentiel de l'eau : différence d'énergie libre entre l'eau du sol et une eau de référence (eau libre et pure à la pression atmosphérique). Ce potentiel traduit l'état de liaison de l'eau du sol ou la quantité d'énergie qu'il faudrait fournir pour l'extraire du sol [19]. Le potentiel total d'énergie est :

$$\phi_T = \phi_{sw} + \phi_g \quad (\text{II.3})$$

ϕ_{sw} est le potentiel d'eau dans le sol ; ϕ_G est le potentiel gravitaire.

$$\phi_{sw} = \phi_{matriciel} + \phi_{pression} + \phi_{osmotique} \quad (\text{II.4})$$

Le potentiel matriciel, est composé des forces capillaires et des forces d'adsorption ; le potentiel de pression, prend en compte la pression d'air, ou la pression hydrostatique des régions saturées du sol. Le potentiel osmotique est déterminé par les différences en concentration chimique dans la solution du sol.

Le potentiel d'énergie de l'eau dans le sol est exprimé de manière convenable en unités de hauteur de colonne d'eau par : $h = \frac{\phi_{sw}}{\rho_w \cdot g}$ (II.5)

où h est la pression d'eau dans le sol [m] ; ρ_w est la masse volumique de l'eau [g/cm^3] et g la valeur de l'accélération de la pesanteur ($= 9.8 m/s^2$). En milieu non saturé, la charge de pression (charge matricielle) h est toujours négative; on la remplace fréquemment par la succion ψ .

Equivalence des unités des niveaux énergétiques (Fig.7) de l'eau dans le sol :

100 cbar = 1atm = 100 KPa = 1 000 cm (h) d'eau = pF 3, avec $pF = \log \psi_{(cm)}$.

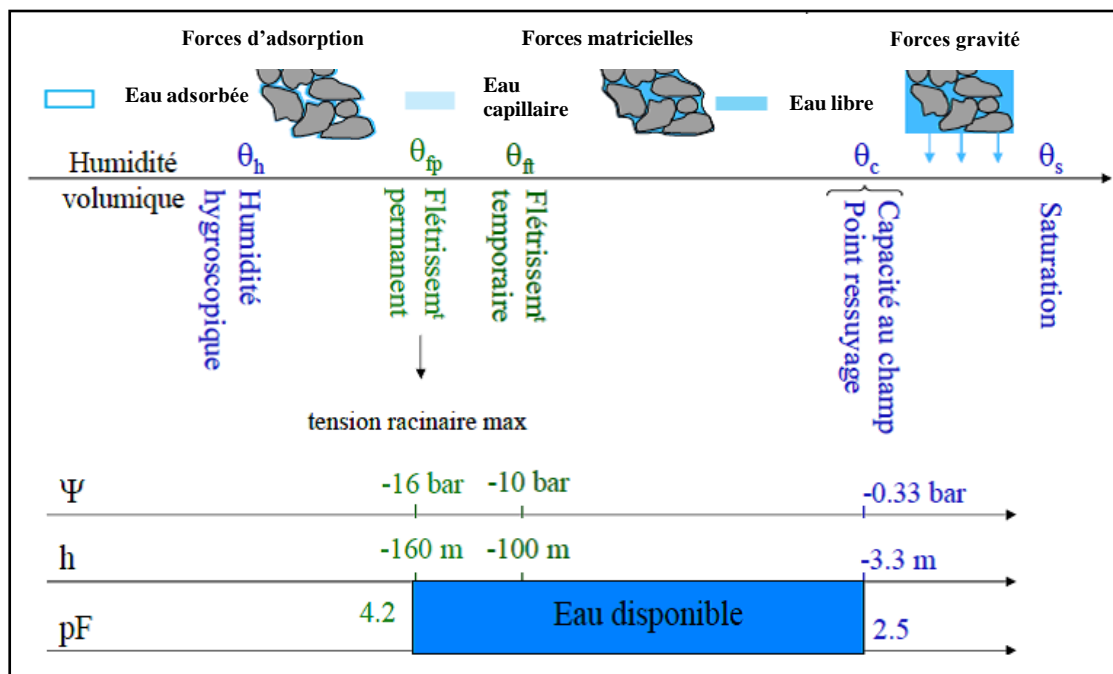


Fig.7. Teneur et état énergétique de l'eau du sol [18]

c- Coefficient de perméabilité

Lorsque l'eau libre circule dans le sol, les particules liquides décrivent des trajectoires appelées *lignes de courant*. Les lignes de courant qui s'appuient sur une courbe quelconque fermée constituent un tube de courant [14].

Les expériences réalisées en 1856 par H Darcy, à Dijon, ont montré que la vitesse moyenne de filtration entre deux points M et M' d'une même ligne de courant est proportionnelle à la différence dh entre les hauteurs piézométriques mesurées en ces deux points et inversement proportionnelle au chemin ds parcouru par les particules liquides, on écrit :

$$v = k \frac{dh}{ds} [m/s] \quad (II.6)$$

k: coefficient de perméabilité, exprimé en m/s.

dh/ds : est appelé gradient hydraulique.

La mesure directe de la perméabilité des sols en laboratoire s'effectue selon deux procédures, dites « à charge constante » et « à charge variable ». Les essais à charge constante sont mieux adaptés aux sols de forte perméabilité et les essais à charge variable aux sols de faible perméabilité (Fig.8).

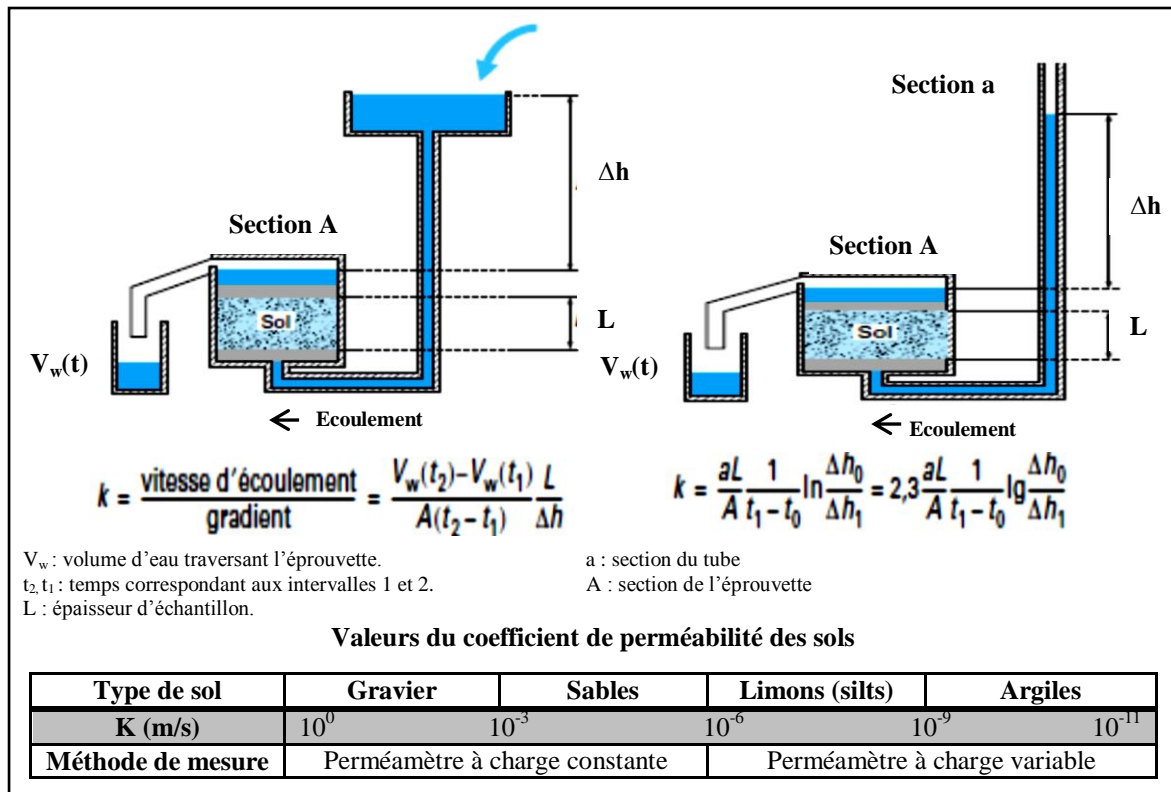


Fig.8. Mesure en laboratoire du coefficient de perméabilité du sol [14]

II.1.3.3. Données chimiques

a- Le pH

Le pH du sol est hérité du matériau d'origine dans le court-moyen terme. Avec le temps, tous les sols ont tendance à s'acidifier par [61] :

- Le lessivage par les eaux de pluie : le pH a tendance à être neutre, l'apport des acides présents dans les pluies (combustion de combustibles fossiles éjecte de l'azote (N) et du soufre (S), donnant avec l'eau des acides.
- La décomposition de la matière organique libère des H^+ qui acidifient le sol.
- L'apport de certains engrais acidifie le sol (ex. l'ammonitrate – $NH_4^+ NO_3^-$).

L'échelle des pH se présente : Sols acides < Sols neutres (pH=7) < alcalins.

Le pH est important pour plusieurs raisons :

- Disponibilité des éléments nutritifs, qui sont plus assimilables à des pH neutres.
- Problèmes de toxicité, les métaux sont plus solubles et assimilables à des pH acides.

b- Le pouvoir tampon

Capacité du sol à s'opposer aux variations du pH. Il y a plusieurs systèmes tampons [56] :

1. La matière organique : lorsqu'il y a un apport de protons, ceux-ci vont se fixer sur certains groupes fonctionnels et ne restent pas en solution (Les acides faibles $R - COOH \leftrightarrow RCOO^- + H^+$).
2. Le système ($CaCO_3 - CO_2 - H_2O$) : un apport d'acide va provoquer la consommation de calcaire \rightarrow Pas de variation de pH.

3. Le système Al : concerne les sols acides, $\text{AlOH}_2^+ + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Al}(\text{OH})_2^+ + \text{H}^+$. Tampon pour les sols aux environs de pH 5.

c- Le complexe argilo-humique (C.A.H)

Les micelles d'humus, toutes deux électronégatives, ne peuvent, en théorie, se fixer les unes aux autres. Pourtant, les argiles et les humus forment des complexes appelés complexes argilo-humiques, rendus possibles :

- Par l'intermédiaire de ponts calciques (mode de fixation est particulièrement solide).
- Par l'intermédiaire des hydroxydes de fer et d'alumine (fixation moins stable).
- Par l'intermédiaire de ponts aluminium aux points de rupture des feuillets d'argile. Ce mode de fixation fait aussi intervenir un échange d'ions OH^- .

Le complexe argilo-humique a la propriété d'être fortement adsorbant, ce qui lui permet de fixer de nombreux minéraux (Mg^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mn^{2+} , H^+ , Al^{3+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , ...)

d- Capacité d'échange Cationique (C.E.C)

La capacité d'échange cationique du sol représente la taille du réservoir permettant de stocker de manière réversible certains éléments fertilisants cationiques (potassium, magnésium, calcium...). La CEC est liée au complexe argilo humique. La valeur de la CEC d'un sol est donc fonction des quantités d'argile et de MO qu'il contient, mais aussi de la nature de ces éléments et du pH du sol. Avec une augmentation de pH il y a plus de charges négatives pour fixer les cations [61]. Unité de mesure de la CEC cmol/kg (100 cmol (centimol) = 1 mol).

Le pourcentage de bases qui occupent les sites de la CEC est défini comme étant : $([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}] + [\text{K}^+] + [\text{Na}^+]) / \text{CEC} \times 100 = \text{Saturation en base (\%)}$.

e- Les échanges ioniques

Les échanges se font entre le CAH et la solution du sol. Les lois d'échange sont :

- Si on enlève un ion dans la solution sa concentration diminue → il faut compenser la perte en « désorbant » des ions du CAH.
- Si on ajoute des ions dans la solution la concentration augmente et elle augmente aussi sur le CAH.

Au total les charges doivent être compensées :

- 1 Ca^{2+} remplace 2 K^+ .

Sélectivité : certains ions sont mieux adsorbés que d'autres.

- Plus il est chargé mieux il est adsorbé, $\text{K}^+ < \text{Ca}^{2+} < \text{Al}^{3+}$ plus chargé.
- Plus il est hydraté moins il est adsorbé, $\text{Na}^+ < \text{K}^+$ (Na^+ est plus hydraté que K^+).

f- Le potentiel redox

Les réactions d'oxydoréduction s'effectuent avec échange d'électrons. Les oxydants sont des corps susceptibles de fixer des électrons ; les réducteurs sont susceptibles de céder des électrons.

Tant qu'il y a de l'oxygène le sol est en conditions oxydantes et le potentiel redox est positif et élevé. Le sol est réducteur s'il n'y a plus assez d' O_2 , souvent en cas d'inondation. L'oxygène est consommé par les êtres vivants aérobies et le renouvellement n'est pas suffisant.

Il existe de très nombreuses réactions d'oxydoréduction dans les sols, et les éléments principalement concernés sont C, N, O, S, Mn et Fe. Dans certains sols pollués, d'autres éléments peuvent être impliqués comme As, Se, Cr, Hg et Pb [13].

II.2. HYDRODYNAMIQUE DU TRANSPORT DE L'EAU DANS LE SOL

L'eau en tant que telle est évidemment utile aux organismes vivants du sol, ses modalités de transport dans le sol sont importantes à connaître et à décrire pour pouvoir caractériser la capacité du sol au stockage et transfert de substances dissoutes ou en suspension, qui déterminent les transferts de polluants dans les eaux de surface ou souterraines, c'est pourquoi il est utile de connaître les lois du transport de l'eau dans les sols, lois qui relèvent de l'hydrodynamique des milieux poreux.

II.2.1. LOIS GENERALES DE CONSERVATION

Les équations générales du transport des fluides sont les expressions de trois lois fondamentales qui sont [13] :

1. Loi de conservation de la masse : elle exprime, en considérant un élément de volume, qu'il n'y a pas de pertes de matière et qu'il peut y avoir soit un stockage de matière, soit une diminution du stock.
2. Loi de conservation de la quantité de mouvement : elle s'exprime, en considérant un élément de volume, que la variation de quantité de mouvement (masse du fluide \times vitesse de l'élément de volume) est égale à la somme des forces agissant sur le fluide (forces de frottement visqueux, forces de pression et la force gravitationnelle), et à la variation de la quantité de mouvement par unité de temps à l'intérieur de l'élément de volume.
3. Loi de conservation de la quantité d'énergie : elle s'exprime par l'égalité, de la variation de l'énergie (interne ou cinétique) d'une part, et la chaleur totale (reçue par le fluide), le travail des forces de frottement visqueux et de pression interne, le travail des forces extérieures (gravité, charge hydraulique), de l'autre part.

II.2.2. EQUATION GENERALE DE L'ECOULEMENT (EQUATION DE RICHARDS)

L'équation générale d'écoulement résulte de la combinaison de l'équation de continuité, qui exprime la conservation de la masse d'eau, et de l'équation de la dynamique, qui relie le flux lors du transfert d'eau au gradient du potentiel qui l'engendre.

L'équation de continuité peut s'écrire sous la forme générale suivante [47] :

$$\frac{\partial(\rho_w \theta)}{\partial t} = -\text{div}(\rho_w \mathbf{q}) \quad (\text{II.7})$$

ρ_w : masse volumique du fluide

θ : teneur en eau volumique

\mathbf{q} : flux

Pour le cas de l'eau (fluide incompressible), l'équation (II.7) devient :

$$\frac{\partial(\theta)}{\partial t} = -\text{div}(\mathbf{q}) \quad (\text{II.8})$$

L'équation dynamique est donnée par une relation de la proportionnalité entre le flux de transfert et le gradient du potentiel qui le provoque. Cette équation ressemble à celle de Darcy utilisée pour les écoulements en milieux poreux saturé ; elle est appelée équation de Darcy généralisée, soit :

$$\mathbf{q} = -\mathbf{K}(\theta) \text{grad} \phi \quad (\text{II.9})$$

$\mathbf{K}(\theta)$: conductivité hydraulique,

ϕ : potentiel de l'eau, ou $H/ H= h(\theta)-z$ (on note aussi h par ψ , la succion).
 Donc, l'équation de transfert peut s'écrire sous la forme :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K(\theta) \text{grad} \phi) \quad (\text{II.10})$$

Ou en fonction de la succion ψ : $\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(K(\theta) \text{grad}(\psi(\theta) - z)) \quad (\text{II.11})$

II.2.2.1. La diffusivité

La diffusivité est définie par [13] : $D(\theta) = K(\theta) \frac{\partial \psi}{\partial \theta}$ (II.12)

L'introduction de la diffusivité simplifie le traitement mathématique des équations décrivant l'écoulement horizontal. Cependant, la relation $D(\theta)$ est très fortement influencée par l'effet de l'hystérésis sur la relation $\psi(\theta)$. La diffusivité est liée aussi à la géométrie du milieu, la nature de l'interaction entre le fluide et la matrice solide, aux conditions initiales et aux limites de l'écoulement (Fig.9).

La teneur en eau correspondant à une succion matricielle donnée dépend essentiellement de l'organisation de l'espace poral du sol, soit de la structure du sol, et de la surface spécifique des particules solides, soit de sa texture. La forme de la relation $\psi(\theta)$ constitue donc une caractéristique spécifique à un sol, ou plus généralement à un type de sol.

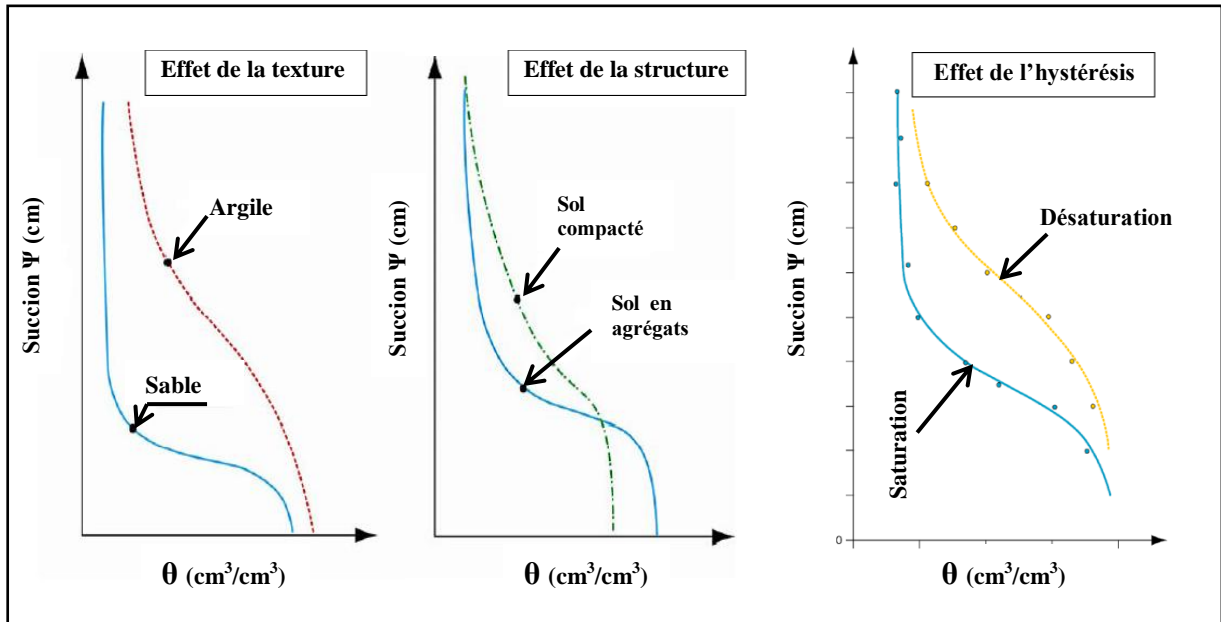


Fig.9. L'effet de la texture, structure et l'hystérésis sur la relation $\Psi(\theta)$ [19]

II.2.2.2. Equation en θ

En introduisant la diffusivité $D(\theta)$ dans l'équation générale de l'écoulement (II.11) on obtient :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \text{div}(D(\theta) \text{grad}(\theta)) - \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} \quad (\text{II.13})$$

L'équation (II.13) est connue sous le nom de l'équation de Fokker-Planck. Elle peut être résolue de façon quasi-analytique dans des cas particuliers. Néanmoins, elle ne peut pas décrire le mouvement de l'eau dans la zone saturée. En effet, dans la zone saturée on a en tout point une teneur en eau constante égale à la teneur en eau de saturation, et le choix de cette variable entraîne une indétermination dans le domaine saturé. Cette équation ne peut donc pas être utilisée dans le cas où l'analyse comporterait un problème d'infiltration par submersion ou de couplage entre infiltration et nappe aquifère.

II.2.2.3. Equation en ψ

La capacité capillaire du sol est définie comme :

$$C(\psi) = \frac{\partial \theta}{\partial \psi} \quad (\text{II.14})$$

Elle permet d'écrire l'équation (II.11) sous la forme :

$$C(\psi) \frac{\partial \psi}{\partial t} = \text{div}(K(\psi) \text{grad}(\psi)) - \frac{\partial K(\psi)}{\partial z} \quad (\text{II.15})$$

La capacité capillaire $C(\psi)$ rend compte de l'aptitude d'un milieu poreux à emmagasiner ou à libérer de l'eau sous l'effet d'une variation de la pression. L'introduction de la charge effective ou succion y comme variable descriptive dans l'équation (II.11) élimine l'ambiguïté signalée pour l'équation de Fokker-Planck, puisque y varie d'une façon continue dans tout le domaine de l'écoulement, passant des valeurs positives (en zone saturée) à des valeurs négatives (en zone non saturée).

II.2.2.4. Infiltration horizontale

$$\text{L'équation (II.11) se réduit à : } \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} (D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial x}) \quad (\text{II.16})$$

Avec x dans la direction horizontale.

L'équation (II.16) admet une solution de la forme $\eta(\theta)$ où η représente la variable de Boltzmann :

$$\eta = x (\theta, t) t^{-1/2} \quad (\text{II.17})$$

La fonction $\eta(\theta)$ correspond au profil hydrique d'absorption horizontale. Ce profil est invariant pour la variable de Boltzmann. L'aire de la surface sous la courbe $\eta-\theta$ est une caractéristique de chaque sol, connue comme "sorpitivité". Elle est donnée par :

$$S = \int_{\theta_1}^{\theta_0} \eta(\theta) d\theta \quad (\text{II.18})$$

Où θ_0 et θ_1 sont respectivement les teneurs volumiques initiales et à la surface du sol. S ($\text{cm/s}^{1/2}$) est la sorpitivité du milieu poreux. Elle doit être fonction du couple (θ_i, θ_0) ou (ψ_i, ψ_0) . On devrait écrire alors $S(\theta_i, \theta_0)$ ou $S(\psi_i, \psi_0)$.

$$\text{Donc, l'infiltration cumulée } I \text{ s'écrit : } I = S\sqrt{t} \quad (\text{II.19})$$

$$\text{La vitesse d'infiltration au plan } x=0 \text{ est définie par : } v_0 = \frac{dI}{dt} = \frac{1}{2} S t^{-1/2} \quad (\text{II.20})$$

II.2.2.5. Infiltration verticale

Lorsque le mouvement de l'eau dans une colonne de sol est vertical, l'équation (II.11) s'écrit sous la forme :

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) - \frac{dK}{d\theta} \frac{\partial \theta}{\partial z} \quad (\text{II.21})$$

Quand la colonne est semi-infinie (avec z ordonnée verticale positive vers le bas), et initialement à la teneur en eau volumique θ_i et qu'en surface ($z=0$) la teneur en eau est maintenue constante et égale à θ_o , les conditions appliquées à l'équation (II.20) sont :

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Pour } t = 0 \text{ et } z > 0 : \theta = \theta_i \\ \text{Pour } t \geq 0 \text{ et } z = 0 : \theta = \theta_o \end{array} \right. \quad (\text{II.22})$$

Philip (1957) a développé la solution de l'équation (II.21) soumise à ces conditions, sous forme de série de puissance de \sqrt{t} :

$$z(\theta, t) = f_1 t^{1/2} + f_2 t + f_3 t^{3/2} + f_4 t^2 + \dots + f_n t^{n/2} \quad (\text{II.23})$$

Où $f_n(\theta)$ ne dépendent que de la teneur en eau volumique. Les fonctions $f_n(\theta)$ sont solutions d'équations différentielles ordinaires (Philip, 1969) où les fonctions $D(\theta)$ et $K(\theta)$ sont supposées connues.

La lame d'eau infiltrée I s'obtient par intégration des profils $z(\theta, t)$, soit :

$$I(t) = K_i t + \int_{\theta_1}^{\theta_0} z(\theta, t) d\theta \quad (\text{II.24})$$

Où K_i est la conductivité hydraulique pour la teneur en eau $\theta = \theta_i$.

On peut facilement déterminer la profondeur de la pénétration de l'eau dans une infiltration verticale en utilisant le profil de Green et Ampt (1911). Ce profil est donné par :

$$\theta = \begin{cases} \theta_s, & \theta \leq \eta \leq \eta_G \\ \theta_i, & \eta \geq \eta_G \end{cases} \quad (\text{II.25})$$

θ_s : est la teneur en eau volumique de saturation.

θ_i : est la teneur en eau volumique initiale.

η : est le paramètre de Boltzmann (Eq II.17).

η_G est donnée par : $h_G = S / (\theta_s - \theta_i)$ (II.26)

S : la sorptivité, ($\text{cm/s}^{1/2}$).

Pour une infiltration cumulée I_z , le front d'humidité sera à la profondeur z_G donnée par :

$$z_G = \frac{I_z}{(\theta_s - \theta_i)} \quad (\text{II.27})$$

II.2.3. PROPRIETES HYDRODYNAMIQUES DU SOL

II.2.3.1. Courbe caractéristique de rétention en eau

La variation entre le potentiel matriciel ou tension de l'eau dans le sol (h) en fonction de la teneur en eau volumique (θ) est appelée **courbe de rétention d'eau** ou courbe caractéristique d'humidité du sol.

Cette courbe est généralement spécifique à un type de sol donné. Mais elle n'est pas unique, en raison d'un effet d'hystérèse, lié à la succession des cycles d'infiltration et de drainage subits par le milieu.

Différents modèles permettant de décrire l'évolution du potentiel de pression en fonction de la teneur en eau sont répertoriés dans la littérature, les plus utilisés sont les modèles de van Genuchten (1980) et Brooks et Corey (1964). Ils font intervenir la **saturation réduite** θ_{re} (effective) définie par [27] :

$$\theta_{re} = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (\text{II.28})$$

θ teneur en eau volumique.

θ_s teneur en eau volumique de saturation.

θ_r teneur en eau volumique résiduelle.

Le modèle de Brooks et Corey est basé sur la relation suivante :

$$\left\{ \begin{array}{l} \theta_{re} = \left(\frac{h_e}{h}\right)^{\lambda'} \quad \text{pour } h \leq h_e < 0, \\ \theta_{re} = \theta_s \quad \text{pour } h \leq h_e \leq 0, \end{array} \right. \quad (\text{II.29})$$

Où λ' est un paramètre qui décrit la distribution de taille des pores et h_e correspond à la pression d'entrée de l'air dans le milieu.

La relation de van Genuchten repose sur l'équation :

$$\left\{ \begin{array}{l} \psi = \frac{1}{\alpha} \left(\theta_{re}^{\left(\frac{-1}{m}\right)} - 1 \right)^{\frac{1}{n}} \\ \psi = -h \end{array} \right. \quad (\text{II.30})$$

α (m^{-1}) et m et n ($n > 1$) étant des paramètres de forme ; m est exprimé en fonction de n :

$$m = 1 - (k_m/n) \quad (\text{II.31})$$

Où $k_m = 1$ (Mualem, 1976) ou $k_m = 2$ (Burdine, 1953), k_m est lié au choix d'un modèle de capillaires cylindriques pour décrire la géométrie du réseau poral.

II.2.3.2. Courbe de conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique est une fonction des propriétés du fluide et du milieu, et de la teneur volumique en eau :

$$K(\theta) = \left[\frac{k \rho_w g}{\mu} \right] k_r(\theta) \quad (\text{II.32})$$

Où k est la perméabilité intrinsèque du milieu [L^2], elle est fonction de la structure et de la géométrie du réseau poral ; μ est la viscosité dynamique de l'eau [$MT^{-1}L^{-1}$] et $k_r(\theta)$ est la perméabilité relative, sans dimension, qui varie entre 0 et 1. L'expression entre crochets (EqII.32) représente la conductivité hydraulique à saturation pour des conditions isotropes. La perméabilité relative, $k_r(\theta)$, prend en compte la dépendance de la conductivité hydraulique sur la teneur volumique en eau ou sur la pression d'eau.

Dans ce qui suit on désigne par :

ψ la succion,

ψ_e la pression d'entrée d'air,

$K(\theta)$ la conductivité hydraulique à la teneur en eau θ ,

K_s la conductivité hydraulique à $\theta = \theta_s$,

Plusieurs modèles empiriques ont été proposés pour décrire la variation de la conductivité hydraulique en fonction de la teneur en eau volumique ou de la succion. On présente ci-dessous quelques expressions empiriques [13], [22] :

➤ **Modèle de Mualem (1976) et Van Genuchten (1980)**

La conductivité hydraulique d'après ce modèle est :

$$K(\theta) = K_S \theta^p \left(1 - \left(1 - \theta^{\frac{1}{m}}\right)^m\right)^2 \quad (\text{II.33})$$

La courbe de rétention associée à ce modèle est : $\theta = (1 + (\alpha\psi)^n)^{-m}$ (II.34)
 $0 < m < 1$, $n = 1/(1-m)$, $p = 0,5$: sont des constantes qui caractérisent le sol.

➤ **Modèle de Gardner (1958) et Russo (1988)**

La conductivité hydraulique d'après ce modèle est :

$$K(\psi) = K_S \exp(\alpha\psi) \quad (\text{II.35})$$

La courbe de rétention associée à ce modèle est :

$$\theta = \exp\left(\frac{\alpha\psi}{2}\right) \left(1 - \frac{(\alpha\psi)}{2}\right)^{2/(m+2)} \quad (\text{II.36})$$

$m \geq 0$, α et m sont des constantes empiriques

➤ **Modèle de Gardner (1960)**

La conductivité hydraulique d'après ce modèle est :

$$K(\psi) = K_S \frac{a}{|\psi|^{n+a}} \quad (\text{II.37})$$

a et n sont des paramètres empiriques avec n variant de 1,5 pour les sols argileux à 4 pour les sols à texture grossière.

➤ **Modèle de Vachaud (1966)**

La conductivité hydraulique d'après ce modèle est :

$$K(\psi) = K_S \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r}\right)^{2,5} \quad (\text{II.38})$$

Cette expression empirique est surtout satisfaisante pour les sols sableux ou silteux.

➤ **Modèle de Brooks et Corey (1966) et Campbell (1974)**

La conductivité hydraulique d'après ce modèle est :

$$K(\theta) = K_S \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^m \quad \Psi > \Psi_e \quad (\text{II.39})$$

La courbe de rétention associée à ce modèle est :

$$\psi = \psi_e \left(\frac{\theta}{\theta_s}\right)^{-b} \quad \Psi > \Psi_e \quad (\text{II.40})$$

$m = 2b + 3$, m et b sont des constantes empiriques.

II.2.3.3. Modèles de description des courbes d'infiltration

Le processus physique de l'infiltration concerne le mouvement de l'eau dans le sol. Plusieurs modèles ont été proposés pour décrire le phénomène d'infiltration. La plus part de ces modèles visent l'estimation de la valeur de la perméabilité du sol [13], [22].

➤ **Modèle de Lewis et Milne**

Lewis et Milne (1938) proposent une équation empirique décrivant l'évolution de l'infiltration cumulée I sous forme d'une fonction exponentielle du temps :

$$I = L - L \exp(-Mt) \quad (\text{II.41})$$

M et L sont des constantes empiriques.

➤ **Modèle de Horton**

Une équation similaire à celle de Lewis et Milne a été proposée par Horton (1940) :

$$I = H - H \exp(-A t) + C t \quad (\text{II.42})$$

où H , A et C sont des constantes empiriques.

➤ **Modèle de Green et Ampt**

La loi de Darcy permet d'écrire :

$$q = \frac{dI}{dt} = -K_s \frac{h_f - h_0 - z_f}{z_f} \quad (\text{II.43})$$

h_f : pression effective au niveau du front d'humidification.

h_0 : charge hydraulique imposée à la surface.

z_f : profondeur du front d'humidification.

A l'aide de l'équation (II.27), on a : $z_f = I/\Delta\theta$, qu'on remplacera dans l'équation (II.43), et après intégration avec la condition $I=0$ pour $t=0$, on obtient :

$$K_s t = I + (h_f - h_0) \Delta\theta \ln\left(1 - \frac{I}{(h_f - h_0) \Delta\theta}\right) \quad (\text{II.44})$$

Le modèle de Green et Ampt est essentiellement semi-empirique car la valeur de la pression effective au niveau du front d'humidification doit être trouvée expérimentalement.

➤ **Modèle de Philip**

Pour des temps relativement faibles, l'infiltration I est donnée par :

$$I = S\sqrt{t} + At \quad (\text{II.45})$$

où S est la sorptivité, A étant un paramètre ayant la dimension d'une vitesse et I l'infiltration cumulée.

Par dérivation de (II.45), la vitesse d'infiltration s'écrit :

$$v_0(t) = \frac{dI}{dt} = \frac{1}{2}S\sqrt{t} + A \quad (\text{II.46})$$

Pour des temps très grands, il est possible de représenter (II.45) par (Hanks et Ashcroft, 1980) :

$$I = S\sqrt{t} + K_S t \quad (\text{II.47})$$

$$\text{Telle que : } v_0(t) = \frac{dI}{dt} = \frac{1}{2}S t^{-1/2} + K_S \quad (\text{II.48})$$

En représentant les résultats expérimentaux dans le diagramme (t, I/t). On obtient une droite. Il est alors possible de déterminer par régression linéaire les paramètres S et A.

II.2.3.4. Les principaux facteurs de l'infiltration

L'infiltrabilité dépend de nombreux facteurs dont les conséquences pratiques doivent être prises en compte dans une gestion rationnelle et durable des sols et des eaux. On distingue [47] :

- **Le temps** : la durée pendant laquelle l'infiltration se produit à évidemment une grande influence puisque l'infiltrabilité diminue avec le temps.
- **L'état hydrique initial** : l'infiltrabilité diminue quand le volume infiltré augmente du fait de l'augmentation de la teneur en eau. Cela signifie qu'il ne faut évidemment pas apporter de l'eau sur un sol trop hydraté.
- **L'état de surface** : ce facteur est primordial car un sol dont la surface est dégradée notamment par la formation d'une croûte de battance, possède une très petite infiltrabilité avec tous les inconvénients qui ont déjà été indiqués.
- **Caractéristiques du sol** : la conductivité hydraulique, la structure du profil pédologique sont aussi des facteurs à prendre en considération. Ainsi, la présence d'un horizon peu perméable à faible profondeur doit conduire à éviter ou au moins à limiter les apports d'eau.
- **Influence de la charge d'eau** : l'augmentation de la charge d'eau, appliquée à la surface d'un sol au cours d'une infiltration, provoque un accroissement de la vitesse de pénétration de l'eau v_0 au début de l'infiltration. Cet accroissement devient de moins en moins important quand le temps d'infiltration tend vers l'infini.

II.3. PROCESSUS DE TRANSPORT DES SOLUTES EN MILIEU POREUX

Le transport des solutés dans le sol concerne des substances dissoutes organiques et inorganiques ionisées et non ionisées. Il s'agit d'un phénomène très général et se déroulant partout dans le sol et à tous moments et qui est impliqué dans plusieurs processus [47] :

- La pédogenèse puisque la formation et l'évolution des sols est le résultat d'apports ou de pertes de solutés ;
- La dégradation des sols, pour les mêmes raisons ;

- Le devenir des substances fertilisantes et leur absorption par les plantes et les autres organismes vivants ;
- Le devenir des substances à caractère polluant, leur persistance et leur transfert dans les eaux souterraines et superficielles ;

Différents processus sont impliqués dans le transport de solutés non interactifs dans le sol. On distingue (Fig.10) :

- la convection, qui caractérise l'entraînement des solutés par l'eau en mouvement ;
- la dispersion hydrodynamique, qui associe la diffusion moléculaire et la dispersion cinématique ;

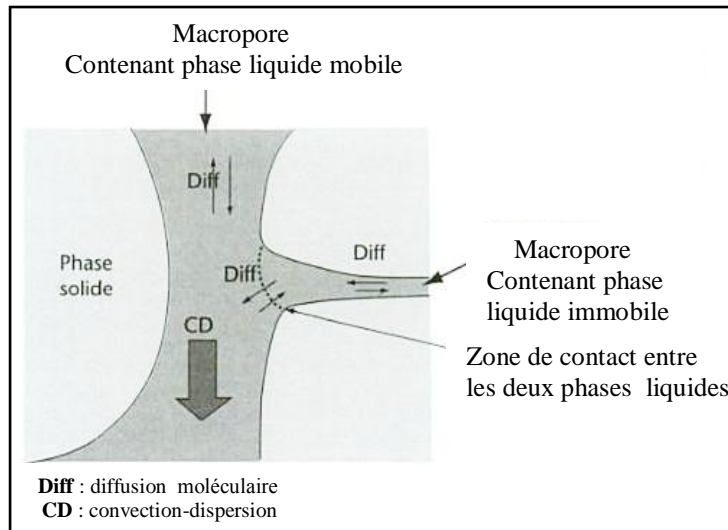


Fig.10. Localisation des phénomènes de transport dans l'espace poral [47]

II.3.1. DESCRIPTION DU TRANSFERT PAR CONVECTION

La convection représente l'entraînement des éléments en solution dans le mouvement du fluide qui se déplace. Cette procédure de transport est appelée aussi advection (déplacement par effet de piston, Fig.11). Le transport convectif lié à la vitesse de circulation du solvant, induit un flux de soluté q_c qui est lié au flux de solvant q par :

$$q_c = q.C \quad (\text{II.49})$$

C : concentration volumique [kg/m^3]

q_c : flux de soluté transféré par convection [$\text{kg}/\text{m}^2.\text{s}$]

q : flux de solution, $q=u.\theta$, u : vitesse de circulation du solvant dans les pores est donnée par la loi de Darcy.

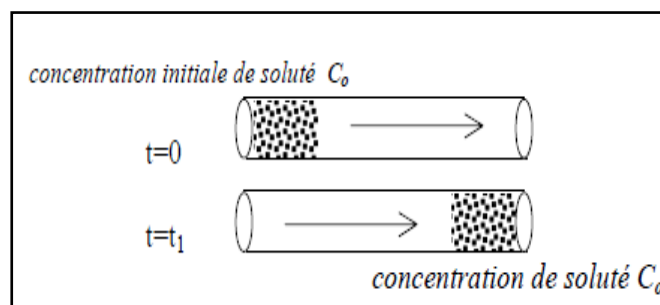


Fig.11. Transport advectif sans dispersion [13]

II.3.2. DESCRIPTION DU TRANSFERT PAR DISPERSION

Le phénomène de dispersion hydrodynamique résulte de 2 mécanismes. D'une part la diffusion moléculaire au sein du milieu poreux et d'autre part la dispersion mécanique.

Au cours du transport convectif, la quantité de polluants injectée a tendance à s'étendre et à occuper une longueur de tuyau de plus en plus importante. Le phénomène d'expansion et de dissolution du soluté est la dispersion (Fig. 12).

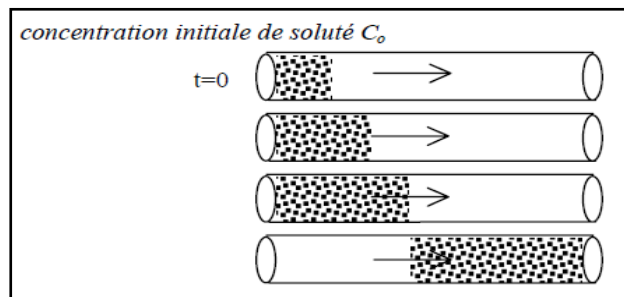


Fig.12. Transport advectif avec dispersion [13]

II.3.2.1. La diffusion moléculaire

Si l'on introduit une substance soluble dans un solvant au repos, elle a tendance à s'étaler et se disperser jusqu'à uniformisation de sa concentration en tout point du solvant. C'est un phénomène physique, qui préexiste au repos, provenant de l'agitation moléculaire [13].

La diffusion moléculaire obéit à la loi de Fick qui stipule que pour un soluté i , le flux de masse par diffusion, J_{di} , dans une direction est proportionnel au gradient de concentration :

$$J_{di} = -D_e \frac{\partial C_i}{\partial z} \quad (II.50)$$

De est appelé coefficient de diffusion effectif ($m^2.s^{-1}$), il tient en compte est relié au coefficient de la diffusion libre D_0 par un paramètre empirique τ connu sous le nom de coefficient de tortuosité (Fig.13), soit : $D_e = \tau D_0$ (représente la diffusion à dilution infinie, telle que les ions et les molécules n'agissent pas les uns sur les autres).

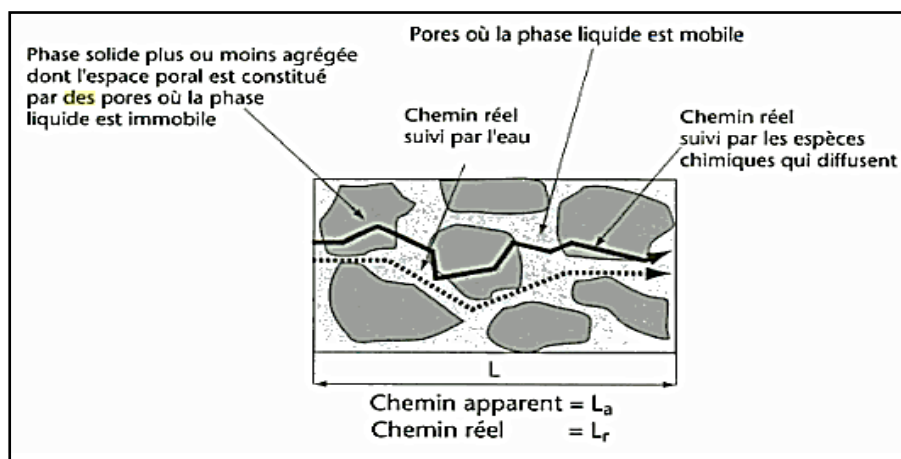


Fig.13. Définition de la tortuosité pour la diffusion moléculaire [47]

II.3.2.2. La dispersion cinématique

Cette dispersion est liée aux variations des vitesses dans le milieu poreux. Lorsqu'un fluide s'écoule à travers un milieu poreux, sa distribution de vitesse n'est pas uniforme. Ceci est dû au fait du profil parabolique des vitesses dans les capillaires inter grains (friction), de la dimension variable des pores, des différentes perméabilités rencontrées dans un milieu hétérogène et des fluctuations des lignes de courant à cause des obstacles (Fig.14).

Le coefficient de dispersion mécanique est lié à la vitesse d'infiltration u par la relation :

$$D_m = \lambda \cdot u \quad (\text{II.51})$$

λ : est la dispersivité.

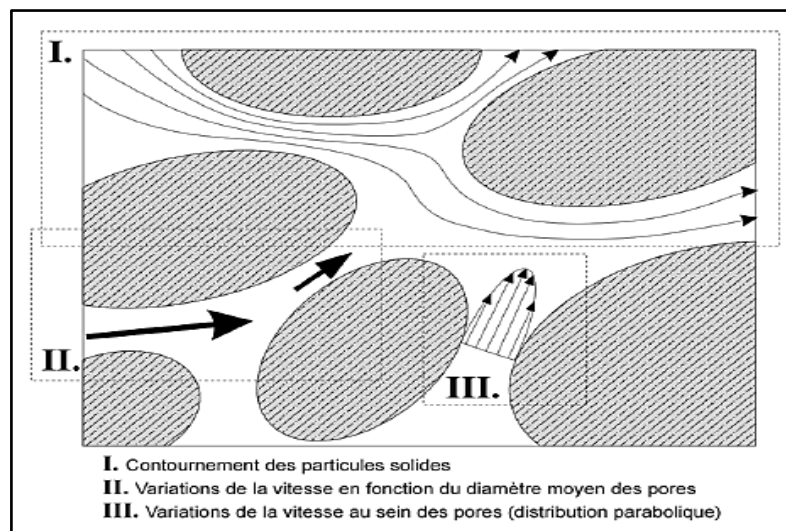


Fig.14. Causes principales de la dispersion mécanique en milieu poreux [11]

II.3.3. SORPTION-DESORPTION A L'INTERFACE LIQUIDE-SOLIDE

La sorption est un terme générique désignant un processus dynamique d'association ou fixation, réversible ou non, d'un composant de la phase liquide avec les constituants de la phase solide du sol. Elle constitue l'un des principaux processus gouvernant le devenir de polluants dans le sol.

L'adsorption correspond au passage d'un soluté de la phase liquide sur une surface solide, l'inverse est la désorption. Elle s'applique à toutes substances dissoutes, ionisées ou non, et toutes surfaces solides, minérales et organiques.

Elle implique l'existence d'une attraction plus ou moins forte des solutés par les surfaces, conditionnée par les propriétés moléculaires du soluté et les propriétés des constituants minéraux et organiques du sol. L'adsorption physique fait intervenir des liaisons de nature électrostatique de type forces de van der Waals, à faible énergie. On parle d'adsorption chimique lorsque les interactions mettent en jeu des énergies de liaison plus importantes (protonation, échanges de ligands, échanges d'ions par liaison ionique ou échange de cations) [27].

Les propriétés moléculaires du soluté entrant en jeu dans le processus d'adsorption sont notamment : la polarité, la polarisabilité, le volume moléculaire et la solvatation, la présence d'atomes ou groupements pouvant participer à différents types de liaisons [12] :

- liaisons hydrogène, mécanisme à la fois physique et chimique, notamment dû à la présence de groupements hydroxyle –OH ;
- formation de complexes de transfert de charge par présence de groupes possédant des électrons π (les groupements aromatiques et les structures avec doubles liaisons) ;
- formation de liaison de coordination (ligands vis-à-vis des cations métalliques) ;
- participation aux effets hydrophobes, dans le cas de polluants organiques (groupements aromatiques et aliphatiques principalement) ;

CONCLUSION

En résumé, un sol est l'écorce terrestre où peuvent pousser les plantes. Il est donc essentiel à la vie. Il fait la transition entre la surface de la terre et la roche dure ou le sédiment meuble. Il est omniprésent, on lui marche dessus tous les jours, à tel point qu'on finit par oublier le rôle essentiel qu'il joue :

- Il sert de substrat fertile pour l'agriculture, sans lui c'est la famine.
- Il filtre l'eau et la tient à disposition des plantes.
- Il sert de biotope à la faune et à la flore, il modèle les paysages, il régule le climat. Il abrite la microfaune qui décompose la matière organique.
- Il renferme une partie de nos matières premières: métaux, sable et gravier, argile, etc. Il sert de support pour toutes les infrastructures humaines : bâtiments, routes, aéroports, ponts, etc. Un sol sain est aussi moins exposé aux risques naturels (inondations et glissements de terrain), il joue donc un rôle protecteur.

Nous avons vu aussi dans ce chapitre que la question de la circulation de l'eau dans le sol était loin d'être simple car le sol est un milieu poreux à géométrie complexe et déformable en fonction de son degré de saturation. Les caractéristiques de ce milieu, en particulier ses propriétés hydriques, varient selon les caractéristiques du sol, en particulier de sa texture et de sa porosité.

La caractérisation des propriétés hydrodynamiques d'un sol non saturé impose alors de déterminer deux courbes appelées courbes de rétention $h(\theta)$ et de conductivité hydraulique $K(\theta)$. Ces dernières sont le plus souvent estimées par l'intermédiaire de fonctionnelles telles que celles de Van Genuchten (1980) ou Brooks & Corey (1964). Ces courbes permettent alors de décrire l'écoulement de l'eau dans la zone non saturée en complétant les équations de l'écoulement par les conditions initiales et aux limites.

DEUXIEME PARTIE :
ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE III

CET DE SOUMAA : MILIEU PHYSIQUE ET DEMARCHE EXPERIMENTALE

INTRODUCTION

Ce chapitre présente les traits majeurs du milieu d'étude notamment la localisation géographique, la physiographie du terrain, l'hydrographie, le cadre climatique et la nature du sol. Ces éléments vont contribuer à situer le CET dans le contexte régional et à identifier les éléments utiles à la compréhension des problématiques que pose ce dernier. Notamment, il intéresse :

- la conception de l'aménagement, les différentes filières de traitement et d'élimination des déchets, l'état des installations et leur fonctionnement, qui peuvent être à l'origine de sérieuses défaillances au niveau de la gestion ;
- le système de récupération des percolats, leur traitement, destination finale et analyse des impacts sur l'environnement voisin dans le cas d'un rejet intensif ;

Nous présenterons ensuite les milieux poreux étudiés, ainsi que les dispositifs expérimentaux utilisés, permettant de réaliser des expériences en colonnes de laboratoire dans des conditions d'écoulement non saturé. A cet effet, nous décrirons les techniques d'analyses mises en œuvre pour la caractérisation des propriétés physico-chimiques :

- des sols utilisés, des paramètres principaux : le pH, la conductivité, la granulométrie, la perméabilité, l'humidité, la densité, le calcaire et la matière organique ;
- du lixiviat, les analyses sont portées essentiellement sur les paramètres suivants: le pH, la conductivité électrique, la dureté, les cations (Ca, Mg, Na, K), les anions (Cl⁻, PO₄⁻) et les éléments traces (As, Fe, Mn, Pb, Cr, Zn, Cu et Cd).

III.1. ANALYSE ET PROBLEMATIQUE DU CET DE SOUMAA

III.1.1. ENVIRONNEMENT A BLIDA : UN ETAT DE DEGRADATION AVANCE

L'état de l'environnement dans la wilaya de Blida est inquiétant à plus d'un titre. Ce constat a été dressé par Bouameur Azeddine, directeur local de l'environnement, lors d'un forum de presse tenu au siège de la wilaya. D'après lui, quelque 20 décharges sauvages ont été répertoriées à travers le territoire de la wilaya.

Ces points noirs qui défigurent le cadre de vie représentent aussi un péril pour les eaux superficielles et souterraines. Ils sont localisés, dans leur majorité, au bord des oueds, ce qui accentue le risque de pollution. La wilaya de Blida, qui affiche l'une des plus grandes densités de population du pays, génère quotidiennement plus de 1280 tonnes de déchets urbains domestiques (déchets ménagers et assimilés) [1].

Depuis la promulgation de la loi n° 01-19, on note une forte volonté politique en matière de prise en charge des problèmes liés aux déchets dans les communes. La nouvelle loi est non seulement un moyen réglementant la gestion des déchets mais aussi une incitation aux collectivités locales pour la mise en place de stratégies pérennes.

III.1.2. LOCALISATION DU SITE

Le site est localisé au nord de la ville de Blida sur la RN 29 (Blida-Larbaâ) à environ 3,5 km de Soumâa en allant vers Bouinan. Le site était une ancienne carrière d'une superficie cadastrale de 10,5ha et est limité [43], [23]:

- Au Nord par la route nationale N° 29.
- A l'Est par l'oued Rezerouane séparant le site des terres agricoles.
- Au sud, par des terres agricoles en pente vers l'oued Rezerouane.
- A l'Ouest, par une piste séparant le site du maquis.

On accède au site de la décharge contrôlé à partir de :

- Blida : En empruntant la RN 29 et en passant par Ouled Yaich et Soumâa. Le site se situe à environ 15 km du centre ville de Blida.
- Ouled Yaich : En empruntant également la RN 29 et en passant par Soumâa. Le site se situe à environ 9 km par rapport à Ouled Yaich.
- Bouarfa : Le site se situe à environ 15 km de la ville de Bouarfa.
- Beni Mered: Le site se situe à environ 10 km de Beni Mered.
- Chréa: Une distance d'environ 30,5 km sépare Chréa du site projeté.

La localisation du site est représentée dans (Fig.15), de coordonnées Lambert :

Longitude $X_1 = 736,37$ et $X_2 = 607,84$

Latitude $Y_1 = 2262,83$ et $Y_2 = 2258,60$

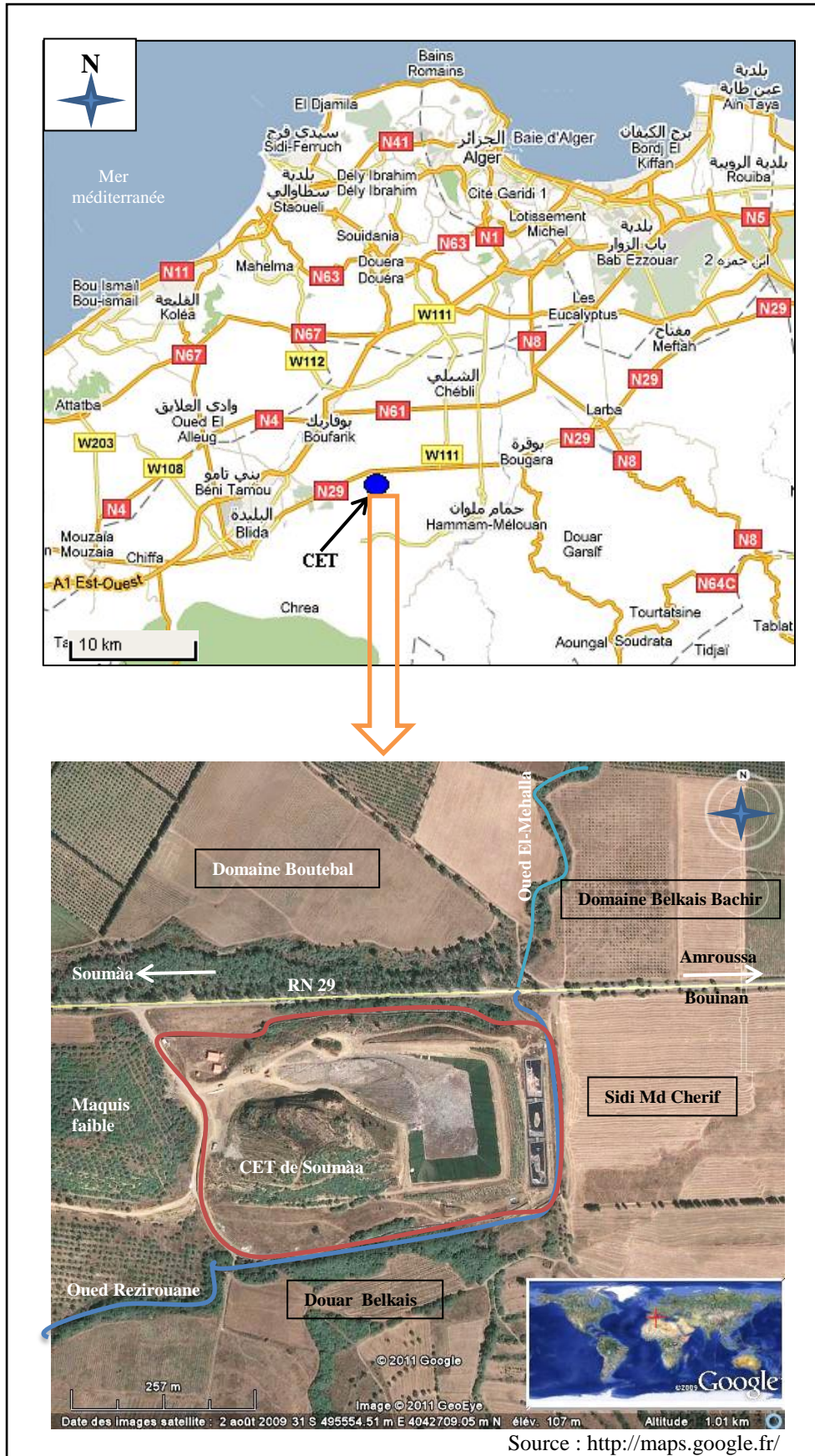


Fig.15. Localisation du CET de Soumàa

III.1.3. LES COMMUNES DESSERVIES

Le centre réalisé selon les normes internationales et conçu pour recevoir les détritiques de 9 communes : Blida, Bouarfa, Ouled Yaich, Béni Mered, Chréa, Boufarik, Guerrouaou, Soumaa et Bouinan.

III.1.4. CARACTERISATION DU MILIEU NATUREL

III.1.4.1. Climat

La zone est de climat méditerranéen sub-humide, elle reçoit une double influence climatique; continentale du côté Sud et méditerranéenne du côté Nord. Pour la caractérisation des paramètres climatologiques, la station de Soumàa est prise en compte (code 021234, X = 517,45 Y = 355,9 Z = 177, source ANRH de Blida).

a- Pluviométrie

Les conditions climatiques sont dans l'ensemble favorables. La pluviométrie est généralement supérieure à 600 mm par an en moyenne (avec 749 mm en 2009-2010), elle est importante dans l'Atlas.

Les précipitations atteignent leur apogée en Décembre, Février, mois qui donnent environ 30 à 40% des précipitations annuelles. Inversement, les mois d'été (juin et août) sont presque toujours secs (moins de 20 mm/mois).

b- Température

Les températures moyennes annuelles sur la région oscillent autour de 15°C. La moyenne du mois le plus chaud est de 27,3 °C et celle du mois le plus froid est de 10 °C. Bien que des extrêmes sont enregistrés avec un maxima de 41 °C et un minima de 4 °C.

c- Vent

Pour l'état des vents de la région de Soumaa, on a légèrement les vents de direction NW qui dominent par rapport aux autres directions, on remarque aussi que la fréquence des vents calmes est plus considérable que la fréquence des vents forts.

III.1.4.2. Géologie-Hydrogéologie

Au niveau du CET ,la formation géologique repose sur le crétacé composé du Sénonien à faciès de marnes schistoïdes et de lentilles calcaires jaunes à inocerames, du Turonien, du Cénomaniens, du Vraconien, de l'Albien à faciès schisteux profond, argiles noires feuilletées avec intercalation de quartzites, de l'Aptien, du Barrémien, du Néocomien, de l'Oligocène composé de conglomérats, de poudingues et de grès très grossiers (Aquitaniens).

En résumé, la zone d'étude ne renferme pas de fossiles ni de faciès géologique d'intérêt scientifique [17]. Les résultats de sondages effectués au niveau de la zone sont présentés dans l'Annexe 4.

L'aspect hydrogéologique a révélé l'inexistence d'une nappe souterraine au niveau du projet.

III.1.4.3. Hydrologie

Le réseau hydrographique de la région d'étude est organisé en système exoréique, fortement hiérarchisés et très encaissant. La plupart des nombreux oueds de la région trouvent leurs sources au niveau de l'Atlas Blidéen au pied duquel se trouve le site de la décharge contrôlée en particulier l'oued Mehalla qui longe le CET sur une bonne partie de son périmètre.

III.1.4.4. Pédologie

La zone du CET est constituée d'alluvions récentes formant des sols à texture moyenne à fine, profonds, offrant de bonnes capacités de rétention hydrique.

III.1.4.5. Sismologie

Le CET se classe en zone II (intensité IV à V, voir Annexe 5) fait que le site est inclus dans la région la plus sismique d'Algérie [17].

III.1.4.6. Topographie

Le voisinage de l'aire du projet présente un relief à topographie irrégulière avec des pentes variant de 0 à plus de 35 %. Le site de la décharge se trouve localisé sur un terrain plat.

Des alluvions, essentiellement des limons situés sur le lit mineur de l'oued El-Had à l'Est du site de la décharge et à l'Ouest, l'oued Mehalla. Ces derniers peuvent faire l'objet de remblais (couche de couverture) nécessaires à la décharge.

Le tableau suivant récapitule l'ensemble des données présenté ci-dessus pour toute la zone du CET :

Tableau 16 : Synthèse de l'étude d'impact [17]

Paramètre	Avantages	Inconvénients
Géologie	-Nature du sol favorable -Absence de ressources minérales -Présence de matériaux de couverture	
Hydrologie	-Récupération des lixiviats	-Risques de pollution des eaux superficielles
Hydrogéologie	-Sol imperméable -Absence de nappe aquifère	
Accessibilité	-Route nationale n° 29 -Piste de 200m	
Circulation à proximité immédiate	-Faible	
Intégration du site dans le paysage	-Positive : aire de jeux ou terrain de sport	
Habitat	-Pas d'habitation à proximité du site	-Pas d'assainissement -Présence de cultures

III.1.5. DESCRIPTION DE L'AMENAGEMENT

L'aménagement du CET de Soumâa est fait selon les règles d'exploitation moderne et conforme aux normes d'exploitation des sites d'élimination et/ou traitement des déchets ménagers.

Sa réalisation était établie de la manière suivante [23]:

- réalisation de la digue périphérique avec un remblai à la cote 110 et une largeur de la crête de 8 m.
- déblais du casier exécutés à la cote 95.
- les bassins de lagunage sont orientés Nord selon la longueur.
- la superficie des casiers est égale à 1ha soit 10.000 m² au plancher avec des pentes de ½.
- l'aménagement d'une voirie sur l'ensemble de la digue principale, voirie d'accès au site.
- la zone d'accueil avec voirie, bâtiment, pont bascule positionné à l'entrée du CET pour une meilleure gestion.
- les terrassements généraux jusqu' à la cote 95 au pourtour de la colline.
- le terrassement et le compactage sur 2 mètres d'épaisseur pour mettre en place une barrière d'étanchéité passive sur l'ensemble de la zone terrassée.
- la mise en place de la barrière active sur l'ensemble du casier.
- les clôtures physiques et biologiques.
- la création d'une fosse de collecte des eaux de ruissellement.
- la mise en place du réseau de collecte des lixiviats.
- la mise en place d'un traitement des lixiviats en contrebas de l'ouvrage du coté de l'oued.
- l'amenée de l'énergie électrique et sa desserte au niveau des différentes zones.

III.1.5.1. Caractéristiques du casier

La durée de vie indiquée du casier est de 3,5 années, d'une superficie de 3ha et une profondeur de 15m, et des pentes des talus de ½. D'une capacité de 350.000 m³, soit 250 tonnes /jours de déchets à réceptionner (pour les 9 communes).

III.1.5.1.1. Etanchéité

a- Etanchéité passive

Le fond du casier ainsi que le talus comprenant de l'argile sont fortement compactés à un taux de 95% de l'OPN (Optimum Proctor Normal) sur une épaisseur de 50cm afin d'atteindre la perméabilité requise de 10⁻⁹ m/s (voir Fig.16).

b- Etanchéité active

Les méthodes de réalisation de la défense active seront fonction de la qualité des terrains rencontrés aussi bien en fond du casier que sur les talus intérieurs de la digue principale (voir Fig.16).

➤ Sur le fond

- Géomembrane en PEHD d'épaisseur 2 mm posé et double thermo soudé par des professionnels.
- Géotextile de protection antipoinçonnement non tissé en polypropylène de 700 g/ m².

➤ Sur les talus

- Géomembrane en PEHD d'épaisseur 2 mm posé et double thermo soudé par des professionnels.
- Géotextile de protection anti poinçonnement non tissé en polypropylène de 700 g/ m².
- Pose de géo drain anti UV muni de deux nappes filtrante doté d'un tube perforé de diamètre 2 cm.

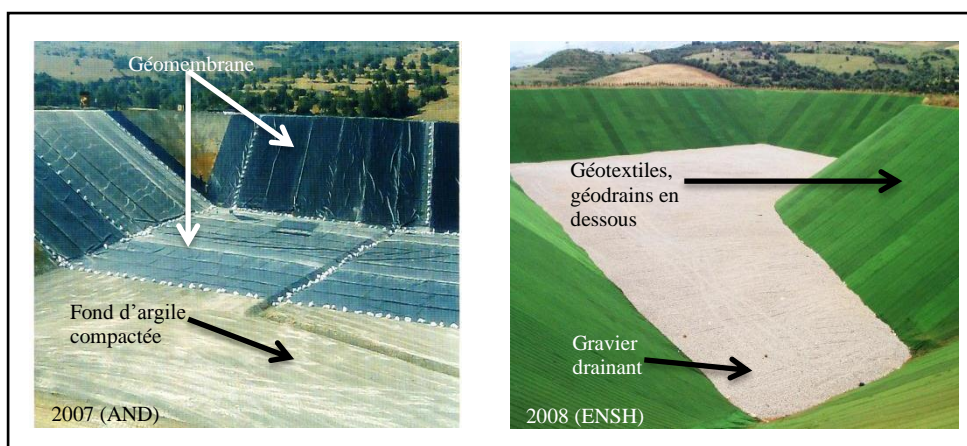


Fig.16. Réalisation de l'étanchéité du casier [43], [42]

III.1.5.1.2. Ancrage

La dimension minimum de la section de la tranchée d'ancrage sera de 0.6 m X 0.6 m (Fig.17.A). Les parois et le plancher sont étanchéifiées par recouvrement avec un film en PEHD d'épaisseur 2 mm.

Le plancher sera par la suite recouvert par une couche d'argile d'au moins 0.2m très fortement compactée et parfaitement débarrassée de toutes intrusions rocailleuses et ou sableuses. Une seconde couche de gravier 16/32 de 0.1 à 0.2m d'épaisseur sera par la suite étalée sur la couche d'argile compactée.

III.1.5.1.3. Rampe d'accès

L'étanchéité de la rampe d'accès est réalisée par la géomembrane et le géotextile et une couche de graviers (Fig.17.B).

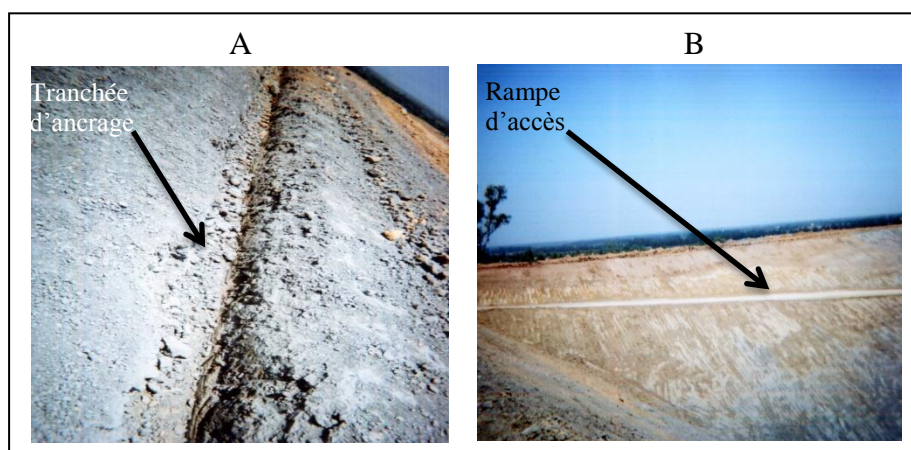


Fig.17. Ancrage et rampe d'accès [43]

III.1.5.1.4. Système de drainage

a- Eaux pluviales

Un réseau de drainage des eaux pluviales sera constitué de buses enterrées, caniveaux à ciel ouvert et regard de visite.

b- Lixiviat

- Couche drainante de gravier 25/40, avec une épaisseur de 50cm.
- La seconde couche de gravier 25/40 de 0,10 à 0,2m d'épaisseur sera par la suite étalée sur la couche d'argile compactée.
- un seul caniveau de drainage : une conduite en PEHD perforé avec DN 200 et PN16 enrobé de gravier 25/40 acheminé vers un collecteur de même nature et de diamètre égal à 200mm et PN 16 (Fig.18).



Fig.18. Drainage du lixiviat du casier [43]

III.1.5.2. Lagunes de stabilisation des lixiviats

Il existe trois lagunes d'une superficie unitaire identiques de 1740 m² avec une profondeur de 3m soit un volume unitaire de 5220 m³. Interconnectées par tube en PEHD, l'eau s'écoule d'un bassin à l'autre, puis se déverse dans le petit oued aménagé avec des enrochements, qui longe une digue de protection en aval des bassins avec une hauteur de 2.5m et d'une largeur de 3 à 4m (voir Fig.19).

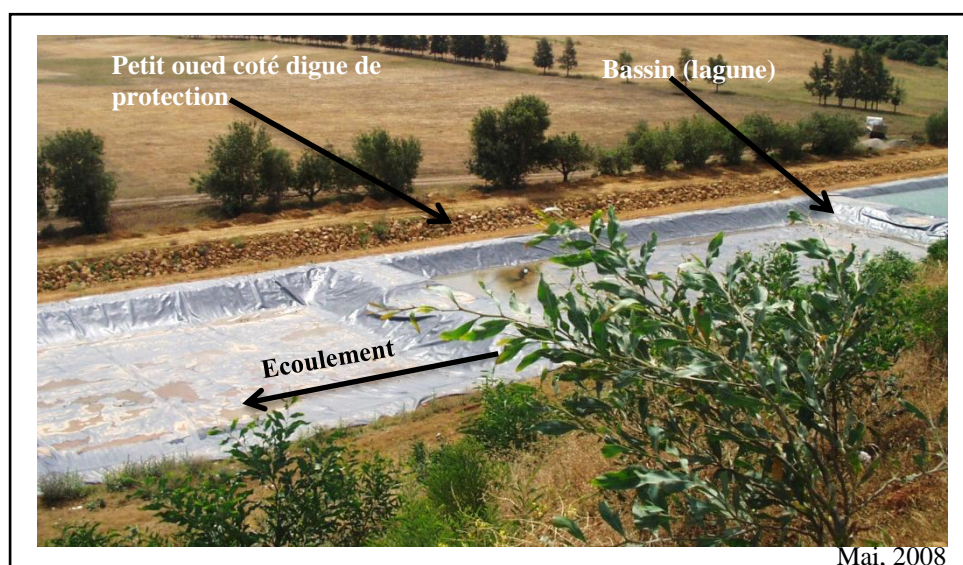


Fig.19. Vue des bassins de lagunage [42]

Une vue en plan de l'ensemble du CET est donnée dans l'Annexe 6.

III.1.6. ANALYSE DE L'ETAT DE GESTION ET D'IMPACT

III.1.6.1. Organisme d'exploitation

Le CET est mis en exploitation depuis le 13 Aout 2008, confié en première main aux services de l'APC de Soumaa, qui sont chargés de sa gestion. Un service qui s'est retrouvé incapable de satisfaire les modalités de fonctionnement d'une installation de classe II, en raison de diverses contraintes rencontrées, telles que :

- quantité de déchets admis, qui passe de 400 tonnes /jours à plus de 900 tonnes /jours, desservant ainsi plus de 14 communes (selon le chef d'exploitation) ;
- absence de moyens ou d'installations inscrits pour un traitement ou pour l'élimination des déchets, ce qui laisse une montagne de déchets sans tri ni compactage ;
- non maîtrise des techniques de gestion, qui a conduit à l'endommagement et au dysfonctionnement du matériel et des installations du centre ;

A partir de l'année 2010, on entendait parler des entreprise de gestion, appelées EPIC (Entreprise Publique à caractère Industriel Commercial), elle se charge de l'exploitation du CET, pour objectif, d'une bonne organisation, d'améliorer l'état de fonctionnement et d'assurer une élimination des déchets selon les règles de l'art.

III.1.6.2. Etat de l'aménagement

Plusieurs visites ont été organisées, du mois d'avril au mois d'aout (2010), pour une description du CET, et d'émettre à maintes reprises des constatations, à savoir :

- état dégradé du casier : rampe d'accès endommagée par les engins, géotextiles détériorés (d'origine anthropique), fond noyé, défaut de drainage du lixiviat (emprisonné temporairement) ;
- déchets admis non triés, déversés dans le casier de la surface, pas de compactage (absence de remblais de couverture), ce qui diminue la durée de vie du casier et accroît les risques de pollution au voisinage ;
- personnels non habilités à gérer ce type d'installation, risque de contamination ;
- intrusion de personnes ou d'animaux (présence de cadavres d'animaux dans les bassins) ;

III.1.6.3. Devenir du lixiviat

Au moyen du système de drainage, les eaux pluviales mélangées aux eaux des déchets (lixiviat) étant récoltées, acheminées vers les bassins de lagunage, pour subir des traitements (décantation, filtration et aération) de réduction de la pollution, ensuite, en fonction de l'effluent obtenu, on envisage soit :

- le recyclage sur la décharge par réaspersion afin de favoriser l'évaporation;
- le traitement en station d'épuration ;
- le rejet dans le milieu naturel;

Ce dernier était le choix adopté pour le CET de Soumaa, en causant des nuisances au voisinage (voir Fig.20), même à quelques kilomètres en aval des parcelles agricoles (contamination des puits servant à l'irrigation et à l'élevage). Actuellement, le lixiviat est stoppé dans le casier, en attendant une issue fiable.



Fig.20. Impacts du lixiviat sur l'environnement

III.1.6.4. Analyse des impacts

a- Impacts sur les eaux

Le risque de contamination des eaux est un élément capital à prendre en considération, cette contamination peut atteindre les eaux de surface ainsi que les eaux souterraines (par voie de ruissellement et de lessivage en profondeur).

b- Impacts sur l'atmosphère

La présence d'une décharge contrôlée donne lieu à des dégagements de gaz de toutes sortes; Méthane, gaz carbonique, sulfure d'hydrogène (H₂S) et d'autres mercaptans, qui favorisent une pollution atmosphérique assez gênante.

La fermentation de la matière organique constitue le facteur principal dont résulte cet inconvénient. Elle peut engendrer le dégagement du méthane, qui est réduit à environ 10 à 15 % du Biogaz (phase aérobie), alors que dans le deuxième cas (phase d'anaérobie), la formation du méthane est assez importante à environ 60 %.

c- Impacts sur le sol

Comme le site est entouré de terres agricoles, l'impact est imminent dans le cas d'une infiltration continue, des effets dommageables sur les cultures et la santé humaine.

d- Impacts liés au transport des déchets

Le transport des déchets se fait en majeure partie sur des camions ou sur des tracteurs, donc il y a risque d'éparpillement des déchets sur tous le long de la route qui mène vers la décharge, occasionnant une défiguration du paysage.

III.2. MOYENS ET PROCEDES EXPERIMENTAUX

L'objectif de ce projet est d'étudier expérimentalement l'influence de l'infiltration du jus de décharge sur les propriétés physico-chimiques de deux types de sol, ainsi que sur le comportement des polluants. Cette étude est réalisée à l'échelle du laboratoire d'Agro-pédologie de l'ENSH. Cette échelle permet de travailler en conditions contrôlées et d'analyser le rôle des différents paramètres expérimentaux. L'expérimentation porte sur une fraction granulométrique dénommée « sol » de manière à alléger la présentation des travaux.

Deux types d'essais ont été réalisés :

- Les essais en tube permettant de comparer le transfert et la rétention des éléments majeurs par la matrice solide ;
- Les essais en colonne, destinés à étudier l'impact de l'infiltration de l'eau polluée sur le sol, exprimé en terme de profondeur ;

III.2.1. MILIEUX POREUX UTILISES

III.2.1.1. Choix et provenance

La présente étude s'effectuera sur deux types de sol, qui proviennent du CET, sur un bombement (noté sol A), et de son voisinage, en aval près des terres agricoles (noté sol B), tels localisés dans la figure 21. Ce choix se justifie par :

- Liaison directe et immédiate avec le milieu environnant le centre, et étude de comportement et de réponse vis-à-vis des infiltrations du lixiviat ;
- Etude comparative entre ces sols, et évolution de l'infiltration du lixiviat dans le profil pédologique, tout en examinant les risques de contamination du voisinage lointain ;

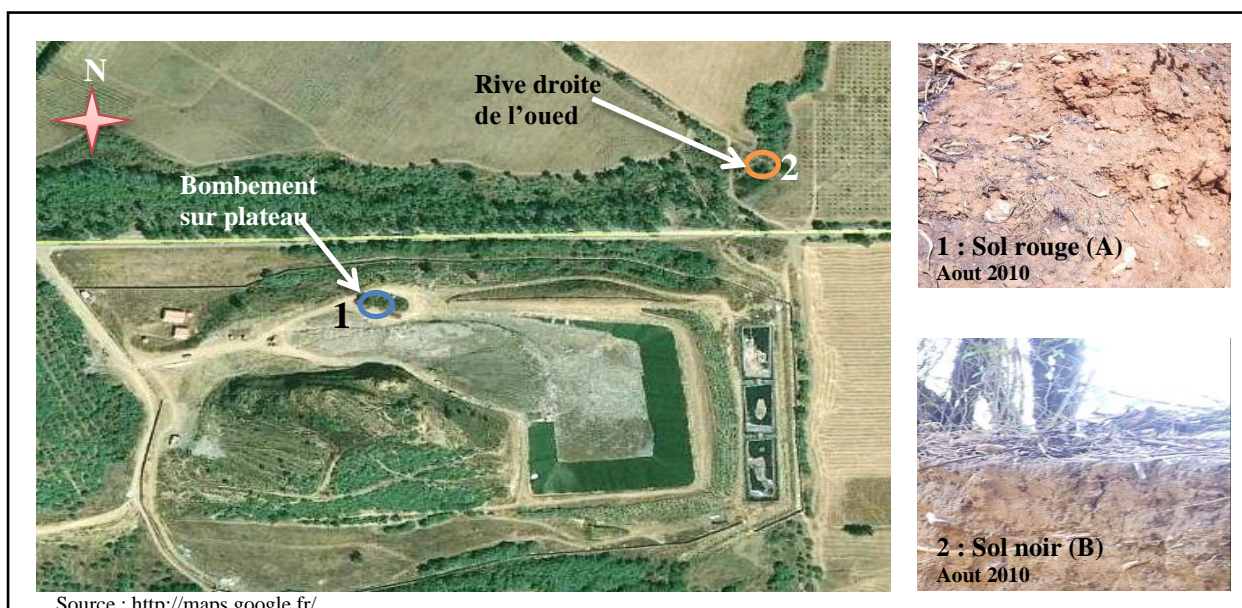


Fig.21. Localisation des lieux de prélèvement des sols A et B

III.2.1.2. Préparation des échantillons

Pour but d'une série d'analyses caractéristiques des sols, l'échantillon représentatif doit être préparé préalablement, à savoir :

- Le séchage : il doit être pratiqué à une température normalisée de 40° C maximum, ou à l'air libre dans un bac non métallique (aéré et abrité), de 3 à 8 jours ;
- L'émottage : il consiste à écraser les agrégats à l'aide de « barreaux métalliques » sans broyer les particules de calcaire qui pourraient modifier les caractéristiques de l'échantillon (pH, % CaCO₃) ;
- Le tamisage : il est réalisé grâce à un tamis dont le maillage est de 2 mm, sauf pour les échantillons destinés à la mesure du Carbone organique (MO) et du Fer oxalate (IPC) qui nécessitent un tamisage à 0,315 mm.

III.2.1.3. Caractérisation des sols

À partir de quelques grammes de terre, l'analyse va permettre une description des caractéristiques physiques, chimiques, biologiques de chaque type de sol. Elle est effectuée au laboratoire d'Agro-pédologie de l'ENSH (Blida), et au laboratoire de l'INRA à Baraki (Alger), les résultats se présentent dans le tableau 20, les méthodes et protocoles d'analyses sont notés dans l'Annexe 7.

On définit quelques paramètres [6] :

a- La texture

Cette analyse a pour but de définir la texture du sol. Le pourcentage de ses différents éléments constitutifs explique ses propriétés physiques et mécaniques liées à la teneur en eau et son mouvement, à son comportement vis à vis de l'air, des racines et des instruments de culture.

- La granulométrie permet d'évaluer la stabilité structurale du sol et en particulier les risques de battance selon la proportion existante entre les argiles et les limons, l'indice de battance pour un sol de pH > 7 est donné par :

$$IB = \frac{1,5 LF + 0,75 LG}{A + 10MO} - 0,2(pH - 7) \quad (III.1)$$

- A : teneur en Argiles en %.
 LF : teneur en Limon Fins en %.
 LG : teneur en Limons Grossiers en %.
 MO : teneur en matière organique en %.

L'interprétation des valeurs de l'indice de battance est la suivante:

IB supérieure à 2: sol très battant ; IB de 1,8 à 2 sol battant ; IB de 1,6 à 1,8 sol assez battant ; IB de 1,4 à 1,6 sol peu battant ; IB inférieure à 1,4 sol non battant.

- Eléments grossiers (**EG**) : sont tous les constituants minéraux individualisés (fragments de roches poly- ou mono-minéraux) de dimensions supérieures à 2 mm, exprimé en % de la masse de l'échantillon, ce taux pondéral est appelé aussi **pierrosité** ou **charge grossière**. Ils ont pour rôle :

- diminution de la réserve en eau (dureté élevée) ;
- stockage d'eau (si porosité : craie) ;
- protection contre l'évaporation ;
- réchauffement du sol (stockage d'énergie) ;
- réserve calcique non négligeable (calcaires) ;

b- La matière organique (MO)

La matière organique exerce un rôle très important sur le sol, elle améliore ses propriétés physiques (stabilité structurale, capacité de rétention en eau,...) et chimiques par la libération progressif des éléments nutritifs et l'augmentation de leur pouvoir absorbant en éléments minéraux apportés par les engrais [36].

L'appréciation du niveau de la matière organique se fait en fonction de la teneur du sol en argiles, suivant les données du tableau ci-après :

Tableau 17 : Interprétation de la teneur en MO [36]

Teneur en MO	Interprétation	
< 14 ‰	Sol très pauvre	
14 ≤ MO < 20 ‰	Sol pauvre	
20 ≤ MO < 30 ‰	Argile < 22 %	Sol bien pourvu en MO.
	22 < A < 30% (ou inconnue)	Sol moyennement pourvu en MO.
	Argile > 30%	Sol pauvre en MO.
30 ≤ MO < 40 ‰	Sol bien pourvu en matière organique.	
MO ≥ 40 ‰	Teneur élevée en matière organique.	

c- Le calcaire total (CaCO₃ T)

La présence de calcaire confère au sol des caractéristiques spécifiques en terme de comportement physique et chimique et influe sur son activité biologique. Son absence totale a pour conséquence une acidification progressive, plus ou moins rapide suivant le contexte pédoclimatique, qu'il est nécessaire de compenser par des apports réguliers d'amendements basiques (chaulage) [36]. Le caractère plus ou moins calcaire du sol est qualifié comme suit :

Tableau 18 : Appréciation du taux de calcaire total des sols [36]

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

d- Le pH eau, pH KCl

La valeur du pH (acidité actuelle) détermine les comportements physiques (stabilité de la structure, résistance à la battance...), chimiques (fonctionnement de la CEC, assimilabilité du phosphore, biodisponibilité des oligo-éléments et micro éléments...) et biologiques (humification et minéralisation des matières organiques) du sol [36].

Le tableau suivant propose 7 domaines de pH dans l'eau et les qualificatifs correspondants :

Tableau 19 : Echelle de pH du sol avec rapport terre/eau = 1/2,5 [6]

pH eau	< 3,5	3,5 - 4,2	4,2 - 5	5 - 6,5	6,5 - 7,5	7,5 - 8,7	> 8,7
Appréciation	Hyper-acide	Très acide	Acide	Peu acide	Neutre	Basique	Très basique

Le pH KCl (acidité potentielle) caractérise les ions H^+ non dissociés (retenus énergiquement par les molécules organiques ou par des minéraux argileux), lesquels sont échangés avec l'ion K^+ issu d'une solution de chlorure de potassium normale, la différence entre pH eau et pH KCl donne une bonne idée de l'acidité potentielle, elle varie de 0,5 à 1,5.

e- La conductivité électrique (Ce)

La conductivité électrique définit la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol, elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol. On caractérise les sols par les seuils suivant (FAO, 1984) :

4	: Sol légèrement salin ;
4 à 8	: Sol modérément salin ;
8 à 16	: Sol gravement salin ;
> 16	: Sol à salinité très grave ;

f- L'azote – Rapport C/N

L'azote total c'est l'ensemble de toutes les formes d'azote minéral (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^-) et organique (micro-organismes) présentes dans un échantillon de sol, excepté l'azote gazeux (essentiellement représenté par le N_2 de l'air). Il sert à :

- caractériser la MO, fertilité des sols (C/N) ;
- apprécier les flux de nitrates dans les sols (qualité des eaux) ;
- étudier la contribution des sols à l'effet de serre (N_2O et N_2 sont étudiés) ;

Le rapport C/N fournit d'utiles indications sur l'évolution de la matière organique du sol. Aux trois classes de valeur de rapport C/N, correspondent les appréciations suivantes :

- Inférieur à 8 : faible ;
- De 8 à 12 : normale ;
- Supérieur à 12 : fort ;

Dans les sols cultivés, le rapport C/N s'abaisse davantage et traduit soit une bonne activité biologique qui conduit à la minéralisation de la matière organique (C/N inférieur à 10), soit une activité biologique réduite qui conduit à une humification (C/N supérieur à 10).

g- La densité réelle

Pour la plupart des sols, elle est en moyenne entre 2,6 et 2,7 (C'est à dire qu'un sol qui n'aurait aucune porosité, aucuns espaces entre ses particules solides, ce qui n'existe pas !..). Mais ce chiffre est une moyenne entre les différentes particules du sol qui ont des densités différentes :

Argiles, minéraux silicatés : 2,65
 Oxydes : > 2,65
 MO : entre 0,9 et 1,3

Ainsi, plus un sol aura une teneur organique élevée, plus sa densité réelle est faible.

h- L'atmosphère des sols (O₂)

La teneur en O₂ du sol est de 20% tandis que l'atmosphère extérieure a une teneur de 21 % ; dans le sol, elle peut baisser jusqu'à moins de 10%. La teneur en CO₂ du sol est de 1 à 5, voire 10% alors que dans l'atmosphère extérieure, elle est de 0,035%. Pour mesurer la teneur d'O₂ en solution, on mesure le potentiel RedOx (Eh). Gamme de valeurs :

- 450 < Eh < 800 mV : bon potentiel (O₂ n'est pas un facteur limitant) ;
- 0 < Eh < 450 mV : Potentiel critique ;
- Eh < -200 mV : milieu fortement réducteur ;

i- Humidités caractéristiques

- L'humidité pondérale (θ_p) : est la perte de poids après un séchage à 105 °C (P_{105°C}), exprimée par rapport à la terre fine séchée à l'air (P_{air}) :

$$\theta_p = \frac{P_{air} - P_{105^\circ C}}{P_{air}} \times 100 \quad (\text{III.2})$$

Pour avoir l'humidité volumique, on multiplie θ_p par la densité apparente (da).

- Humidité à la capacité au champ (θ_{cc}) : elle correspond à un pF de 2,5. C'est le maximum d'eau retenue dans un sol après le ressuyage (eau non mobilisable par la force de gravité). Elle est calculée sur le terrain après une forte pluie, ou en mettant des échantillons de sols non remaniés, sous cloche, à un potentiel pF de 2,5.

- Humidité au point de flétrissement (θ_{pf}) : correspond à un pF de 4,2, les racines ne sont plus en mesure d'absorber l'eau, qui est trop fortement liée aux particules du sol.

- La réserve utile en eau du sol (RU) : est la quantité d'eau retenue entre un pF 2,5 et 4,2. Disponible et utilisable par les plantes. On l'exprime en mm d'eau pour un sol donné.

La mesure de la teneur en eau des sols se fait par :

- **Mesure directe** (labo): méthode gravimétrique, qui est la méthode de référence, servant à l'étalonnage des autres méthodes. Pesée avant et après passage à l'étuve à 105°C pendant 24heures (teneur en eau pondérale)
- **Mesure indirecte** (terrain):
 - Méthode nucléaire (sonde à neutrons n'est plus utilisée) ;
 - Méthode diélectrique (TDR) : repose sur la détermination de la vitesse de propagation des ondes électromagnétiques le long d'une sonde enfoncée dans le sol ;
 - Tensiomètres

j- Couleur (Code Munsell)

Charte de couleur utilisée internationalement par les pédologues pour décrire la couleur du sol. Le code comporte trois variables : la teinte qui va du rouge (10R) au brun (10 YR) puis au jaune (Y) et au bleu (B), la clarté qui va du noir (0) au blanc (10) et la pureté qui va du terne (0) au vif (8). La couleur d'un horizon LA issu d'un limon des plateaux est par exemple 10YR 4/3 : teinte = 10YR, clarté = 4, pureté = 3. Une couleur rouille est par exemple 7,5 YR 5/6, et une couleur blanche est 10 YR 8/2.

Tableau 20 : Résultats d'analyses de caractérisation des sols

Paramètre	Sol A	Appréciation	Sol B	Appréciation
Analyse physique				
Argiles (%)	8,87	De texture sablo-limoneuse	21,6	De texture sablo-argileuse
Limons (%)	34,8		23,2	
Sables (%)	53		50,4	
EG (%)	21	Gravier	13	Gravier
IB	0,78	Non battant	0,40	Non battant
CaCO ₃ total (%)	17	Calcaire	3,3	Peu calcaire
Densité réelle	2,5	-	2	-
Ksat (m/s)	3,75.10 ⁻⁵	Perméable	7,82.10 ⁻⁵	Très perméable
Couleur	7,5 YR4/4	Brun rouille pur	7,5 YR4/2	Brun noir moins pur
θ _{cc} (%)	25	Réserve disponible de 17%	20	Réserve disponible de 7%
θ _{pf} (%)	8		13	
Analyse chimique				
pH eau	8,01	Basique	8,44	Basique
pH KCl	-	Inutile	7,62	Bonne réserve
Ce (mS/cm)	0,12	Non salin	0,19	Non salin
Eh (mV)	27,1	Potentiel critique	52,7	Potentiel critique
Analyse biologique				
C (%)	1,86	Bonne	2,76	Très bonne
MO (%)	32	Bonne teneur	47,5	Teneur élevée
N (%)	1,15	Très riche	0,70	Très riche
C/N	1,62	Faible	3,94	Faible

A partir de ces résultats, on constate :

- Les deux types de sol présentent une texture sableuse, légère, bien aérée, facile à travailler, pauvre en réserve d'eau, pauvre en éléments nutritifs, faible capacité d'échange anionique et cationique, perméable à très perméable. Le sable favorise le lessivage des substances dissoutes vers les profondeurs et éventuellement vers les eaux souterraines.
- Le sol A riche en limons, accentue le risque d'érosion s'accompagnant du ruissellement de substances dissoutes ou fixées à des particules. Une teneur suffisante de MO et d'argile donne une structure légèrement massive, et améliore les propriétés physiques.
- Le sol B, ayant une teneur en argile considérable, augmente la rétention en eau et en éléments nutritifs, en s'associant à d'autres composants du sol (composés organiques, carbonates, oxydes de fer...) grâce à des forces électriques (rôle des ions polyvalents, surtout le fer, renforcé par le calcium, le magnésium en pH alcalin) et orienter les propriétés physiques du sol (agrégation, structure, stabilité structurale, porosité).

- Les deux sols sont basiques, non battants, un rapport C/N faible qui traduit donc des conditions très favorables de forte minéralisation de la matière organique suite à une bonne activité biologique. Le sol A est calcaire, qui donne avec l'argile une terre moyennement collante, tandis que le sol B est peu calcaire.

III.2.2. LE LIXIVIAT

III.2.2.1. Prélèvement et stockage

Le lixiviat est prélevé directement des bassins, et transporté dans des jerricanes (Avril 2010). Le lieu de prélèvement est choisi comme suit :

- qu'il soit dépourvu de tout corps étranger (débris d'arbres, pneus, cadavres d'animaux), de matières grossière (sable, gravier), pour une qualité représentative ;
- d'un accès facile (sécurité, moins de risque de contamination) ;

III.2.2.2. Analyses d'identification

Comme toute eau destinée à un usage quelconque, une analyse est indispensable pour déterminer sa qualité selon la destination prévue. Le lixiviat doit être analysé et caractérisé, cette analyse a pour but :

- de vérifier l'efficacité du système de traitement ;
- de définir les problèmes existants ;
- de garantir une eau non agressive pour l'environnement ;

L'ensemble des analyses sont effectuées au : laboratoire d'Agro-pédologie (ENSH), laboratoire de chimie des eaux de l'ANRH (Blida) et au laboratoire PREVOLAB d'analyse et de contrôle de qualité (d'EL-Kseur, Bejaïa), les résultats se présentent dans le tableau 21.

III.2.2.3. Normes d'interprétation

La norme est représentée par un chiffre qui fixe une limite supérieure à ne pas dépasser ou une limite inférieure à respecter. Une norme est fixée par une loi, une directive, un décret.

En Algérie, les normes de rejet ont été promulguées depuis 1993, mais uniquement pour les installations industrielles. Ce qui nous amène à faire une approche combinatoire entre plusieurs directives pour la caractérisation du lixiviat collecté, cela se justifie par :

- le lixiviat étant traité par lagunage, puis rejeté en milieu naturel, doit répondre aux normes de rejets des installations industrielles fixées par le Décret Exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 (Colonne **A** du tableau 21) [44] ;
- le CET étant aménagé en amont d'une zone agricole, ce qui n'exclut en aucun cas une pollution de voisinage immédiate, à cet effet, on donne des normes fixées pour l'utilisation d'une eau d'irrigation selon l'OMS [51], [37], afin d'analyser les impacts dommageables sur le sol et les cultures (Colonne **B** du tableau 21) ;

- le rejet du lixiviat se fait directement dans l'oued Mehalla, par conséquent, risque de contamination des eaux de surface, ou par infiltration continue, le lixiviat va atteindre les eaux souterraines, qui sont exploitées pour la consommation humaine, exigeant des normes de potabilité de l'eau selon l'OMS (Colonne C du tableau 21) [37] ;

Tableau 21 : Résultats d'analyses du lixiviat et normes associées

Paramètre	Valeur	Normes			Interprétation
		A	B	C	
Paramètres physico-chimiques					
pH	10,24	6,5-8,5	5,5-7	6,5-9,5	Dépôts incrustants
Ce (mS/cm)	6,94	-	0,2*	0,4	Minéralisation élevée
TH (°F)	17,6	-	< 4*	10	Bonne structure du sol
TAC (°F)	74	-	< 9*	20	Alcalinité élevée, dépôt calcaire
O₂ dissout (mg/l)	6,9	5	-		Présence d'organismes et germes
Turbidité (NTU)	95	-	1-30	5	Générer des dépôts, bactéries
Couleur (u.Cobalt-Platine) UCV	550	Incolore	Incolore	15	Très colorée, interfère dans la floculation lors des traitements
MO (mg/l)	60,8	46	6-60	< 4	Elevée, contamination microbienne
Polluants primaires (mg/l)					
Calcium (Ca⁺²)	33	-	30-60*	100	Structuration du sol, pH idéal
Magnésium (Mg⁺²)	49	-	5-15*	30	Risque de toxicité des cultures
Sodium (Na⁺)	735	-	< 30-50	200	Déstructuration du sol, dispersion
Chlorure (Cl)	1036	-	< 30*	250	Saveur désagréable, sans problème
Polluants secondaires (mg/l)					
Potassium (K⁺)	297	-	< 5*	12	Elevée, effet néfaste pour la santé
Fer (Fe⁺⁺)	0,35	3	5	0,3	Légèrement élevée, couleur rouge
Polluants tertiaires (mg/l)					
Arsenic (As)	0,045	-	0,1	0,01	Effet cancérigène
Cuivre (Cu)	0,025	0,5	0,2	2	Favorable
Plomb (Pb)	0,003	0,5	5	0,01	Accumulation dans le sol
Manganèse (Mn)	0,015	1	0,2	0,4	Effet toxique sur les nerfs Problème de turbidité et de goût
Zinc (Zn)	0,016	3	2	3	Très faible, effet négligeable
Phosphates (PO₄⁻)	3,2	2	< 0,01	0,5	Eutrophisation
Polluants traces (mg/l)					
Cadmium (Cd)	0,000	0,2	0,01	0,003	Pas de traces
Chrome total (Cr)	0,013	0,5	0,1	0,05	Risque cancérigène faible

*Cultures très sensibles

(TH) Titre hydrotimétrique: dureté totale, concentration en ions alcalinoterreux présents dans l'eau (Ca et Mg).

(TAC) Titre alcalimétrique complet: dureté carbonatée, concentration en hydrogencarbonates et carbonates de calcium et de magnésium, elle se mesure en degré français (°F).

UCV et mg/l de platine: unités de mesure de la couleur.

NTU (Nephelometric Turbidity Unit) = 1 JTU (Jackson TU) = 1 FTU (Formazin TU).

Il est à noter, que :

- le lixiviat collecté a subi plusieurs dilutions, en périodes pluvieuses, les bassins recueillent les eaux de surface (par ruissellement), qui se mélange au percolat des déchets, pour but de diminuer les concentrations des polluants, minimisant ainsi l'impact sur le milieu naturel, de ce fait, ces concentrations mesurées sont n fois inférieures à celle du lixiviat du casier. En outre, l'analyse a montré l'inefficacité du traitement, quelques paramètres dépassent les normes de rejets des effluents industriels ;

- le lixiviat présente des concentrations importantes en cations et anions, qui peuvent avoir une grande influence sur le comportement des sols, et sur l'état de sa fertilité, par conséquent affecter les rendements des cultures ;
- les sols sont exposés au risque d'une forte salinisation (une grande quantité d'ions en solution : Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , Cl^-). L'excès de teneur en sel est l'un des soucis principaux, il affectera négativement le rendement des récoltes (faible disponibilité de l'eau), provoquera une dégradation des sols et une pollution des eaux souterraines ;
- une grande quantité d'ions sodium dans l'eau affecte la perméabilité des sols et pose des problèmes d'infiltration. En remplaçant le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile, il provoque la dispersion des particules du sol. L'index utilisé est le rapport d'adsorption du sodium (SAR) qui exprime l'activité relative des ions de sodium dans les réactions d'échange dans les sols. Cet indice mesure la concentration relative du sodium par rapport au calcium et au magnésium. Pour le lixiviat, on l'estime par :

$$SAR = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{+2}+Mg^{+2}}{2}}} = 18,96 \quad (III.3)$$

Na, Ca et Mg sont donnés en méq/l.

Selon l'OMS [37], le $SAR > 9$, le risque est élevé, voir dommage sévère.

- les teneurs en ETM sont faibles, mais dans le cas d'une exposition continue, leurs concentrations vont s'accumuler dans le sol, contribuant ainsi à sa dégradation. Le risque d'une pollution atmosphérique est tjrs présent, surtout par inhalation (voies respiratoires).

III.2.3. DESCRIPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL

L'objectif de l'étude est de suivre l'infiltration du lixiviat dans le profil de deux sols, l'essai adopté est celui en colonnes, leurs dimensions présentent l'intérêt de pouvoir étudier une matrice contenant des grains de dimensions importantes. Ces colonnes sont en PVC : 11 cm de diamètre, 50 cm de hauteur et une section de 95,03 cm².

À la base de chaque colonne, un grillage (diamètre des mailles de 3mm) est placé, soutenu par deux clous (de 13 cm) croisés, placés à 2 cm de la base. On y ajoute en dessus, une couche de gravier (0,2 à 1 cm) sur une hauteur de 2 cm, la longueur réelle disponible pour chaque système sol est de 45 cm (- 3 cm à partir de la base supérieure). Cette combinaison grillage-gravier a pour intérêt :

- de retenir le matériau à l'intérieur de la colonne sans toutefois influencer l'écoulement de l'eau ;
- de permettre une bonne homogénéisation de la solution à la sortie des colonnes ;
- de limiter le lessivage des particules fines du sol ;

Les étapes d'élaboration et de mise en place du montage expérimental sont illustrées dans la figure suivante :



1. Coupure des tubes (près de 20m) en parties de 50 cm, chacune en anneaux de 10 cm.
2. Un anneau par 5 est perforé en 4 points, opposés et perpendiculaires deux à deux, forment un +.

3. Couverture de la partie inférieure avec le grillage, le plier sur la bordure, puis enfoncer les clous, à l'aide d'un fil métallique, on fixe le tout.



4. L'assemblage de 5 anneaux pour former une colonne, le tout est réalisé avec du ruban synthétique, il permet la stabilité des anneaux ainsi que la prévention des fuites d'eau.

5. Une fois les colonnes remplies de sol, elles sont alignées sur des baguettes en aluminium, elle-même se reposent sur des briques à une hauteur de 20 cm du sol.

6. Mise en place du système de récupération des percolats.

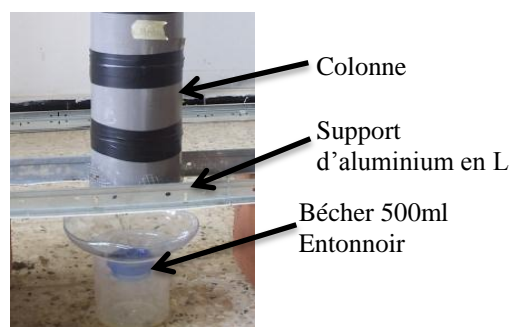


Fig.22. Mise en place du montage expérimental

CONCLUSION

La conception et l'état de fonctionnement actuel de la décharge de Soumaa, présente un risque potentiellement élevé, soit pour la santé humaine, soit pour les sols au voisinage, affectant ainsi le rendement et la survie des cultures, et la contribution à la dégradation des eaux de surface ou des eaux souterraines.

En effet, les rejets présentent une composition chimique diverses à des concentrations importantes. On observe alors:

- le risque de salinisation du sol, par accumulation du potassium et des chlorures à la surface du sol ;
- le risque de lessivage du carbone organique ce qui entraîne un appauvrissement du stock organique du sol,
- le risque de déséquilibre chimique du sol en ce qui concerne les nutriments (disponibilité et assimilation difficile) ;
- le risque d'accumulation du cuivre en surface et de migration du chrome et du plomb vers la profondeur, le risque microbiologique, qui ne doit pas être négliger ;
- les faibles teneurs en métaux du lixiviat et le caractère sableux du sol, allié à des épisodes de pluie intense, limitent les risques encourus (par lessivage), mais n'exclut pas la contamination de l'aquifère souterrain ;

CHAPITRE IV

PHENOMENE DE SORPTION : ETUDE EXPERIMENTALE

INTRODUCTION

Le sol, qui a longtemps été considéré comme ayant une capacité d'absorption illimitée, fait partie des ressources non renouvelables menacées. Il est le support de toute activité humaine et reçoit de ce fait des pollutions multiples. Le risque majeur de pollution réside dans l'entraînement, par les eaux, d'éléments polluants et leur comportement vis-à-vis des sols. La caractérisation des sols doit donc privilégier l'étude des interactions phase liquide et solide, puisque l'eau est à la fois le milieu d'évolution physique, chimique et microbiologique et le vecteur dans l'environnement souterrain des espèces polluantes mobiles générées par cette évolution.

Cette étude des interactions entre l'eau polluée et le sol fait l'objet de ce présent chapitre. Les expériences d'adsorption en tube nous permettent d'appréhender et de mieux comprendre les phénomènes de sorption et le devenir des éléments majeurs (Ca, Mg, Na, K et Cl) dans le sol. Ces essais sont consacrés :

- en première partie, à la description de la cinétique de fixation et la sélectivité d'adsorption exercée par une surface vis à vis de différentes espèces dissoutes, qui dépend des affinités relatives des solutés mais également de leurs concentrations relatives ;
- en seconde partie, aux isothermes d'adsorption, qui décrivent les équilibres de sorption. Elle tente de globaliser l'adsorption sans entrer dans le détail des mécanismes physico chimiques mis en jeu au niveau des surfaces. Elle est qualifiée de phénoménologique ou encore quantitative.

IV.1. DESCRIPTION THEORIQUE DE L'INTERFACE SOLIDE/LIQUIDE

IV.1.1. CARACTERISTIQUES GENERALES DE LA SORPTION

Dans le système biphasé constitué par une suspension de particules solides dans un milieu aqueux, l'interface est une zone dans laquelle s'effectuent des réactions chimiques particulières. Le comportement des réactifs dans la phase liquide au contact du solide et en solution est différent et les réactions se produisant à la surface du solide ne sont ni celles du solide ni celles de l'ion en solution. Les ions situés en surface du solide sont immobilisés et subissent des contraintes liées à la structure du solide.

IV.1.1.1. Sorption, adsorption

La sorption est un terme générique désignant un processus dynamique d'association ou fixation, réversible ou non, d'un composant de la phase liquide avec les constituants de la phase solide du sol. Elle constitue l'un des principaux processus gouvernant le devenir de polluants dans le sol. Elle réduit la fraction disponible à l'écoulement de ces composés, réduisant ainsi les risques de dissémination, mais rendant plus difficile leur élimination [12].

L'adsorption correspond au passage d'un soluté de la phase liquide sur une surface solide, l'inverse est la désorption. Elle s'applique à toutes substances dissoutes, ionisées ou non, et toutes surfaces solides, minérales et organiques. Elle est le résultat d'interactions spécifiques et non-spécifiques entre adsorbat (molécule qui s'adsorbe) et adsorbant (surface d'adsorption). D'un point de vue thermodynamique l'adsorption est un processus instantané qui entraîne l'adsorbat et l'adsorbant à un état plus stable.

IV.1.1.2. Mécanismes d'adsorption des ions

L'interface solide chargée-solution est le plus souvent représentée à l'aide du modèle de la double couche électrique, dans lequel on définit trois domaines : un domaine proche de la surface (o-d) où se forment les complexes de sphère interne et externe ; la couche diffuse chargée (d-s) dans laquelle les ions sont fixés par attraction électrostatique et la solution (>s) où l'électroneutralité est respectée (Fig.23).

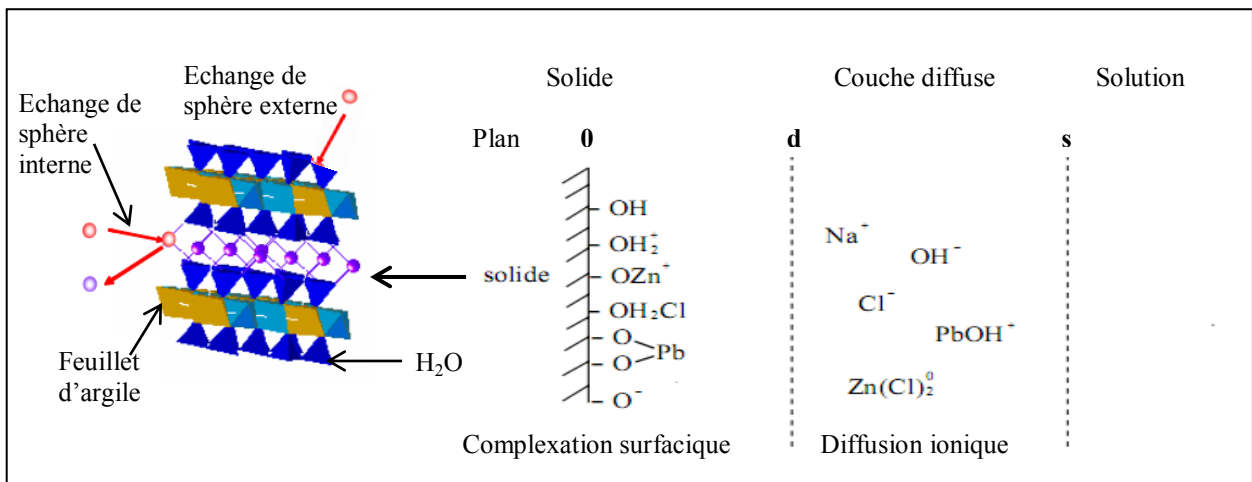


Fig.23. L'interface solide-liquide par le modèle de la couche diffuse [39]

L'adsorption d'une espèce ionique sur la matrice solide du sol fait intervenir trois types de mécanismes [27], [15] :

- a- **La diffusion ionique** : désigne l'attraction électrostatique des ions dans la couche diffuse au voisinage des surfaces chargées du solide, où les cations neutralisent les charges surfaciques négatives (cas des minéraux argileux). Cette interaction n'est pas spécifique d'une espèce dissoute, elle est seulement dépendante de la valence du cation et de la charge surfacique.
- b- **La complexation surfacique de sphère externe** : les cations sont adsorbés sur la phase solide uniquement par des interactions électrostatiques et conservent leur sphère d'hydratation. Il régit notamment l'échange d'ions, qui prédomine dans le cas des solides possédant des sites d'échange tels que les argiles. Les cations impliqués sont par exemple des alcalins et alcalino-terreux légers (sodium, magnésium, calcium).
- c- **La complexation de sphère interne** : correspond à la formation de liaisons ioniques ou covalentes, entre le soluté et les sites de surface du solide. Le cation perd sa sphère d'hydratation et se trouve en contact direct avec les sites surfaciques.

IV.1.1.3. Charges de surface du sol

Les charges électriques portées par les surfaces solides ont plusieurs origines et une partie est variable avec le pH [12] :

- Les charges permanentes sont dues aux substitutions isomorphiques (même forme cristalline) dans les réseaux cristallins des minéraux argileux (la substitution d'Al par Mg ou de Si par Mg, en pH faible).
- Les charges variables proviennent de l'ionisation de groupes fonctionnels de surface (des groupes hydroxyles silanols Si-OH et aluminols Al-OH), minéraux ou organiques, pH du milieu plus élevé [5].
- La liaison d'un soluté avec la surface peut aussi modifier la charge de surface, en particulier lors de la formation de complexes internes (cations métalliques et ligands organiques et inorganiques).

IV.1.1.4. Capacité d'échange cationique (CEC)

Elle représente l'ensemble des cations qui compensent les charges électriques négatives de la phase solide, autres que celles qui sont compensées par des cations formant des complexes de sphère interne. Un cation fixé n'est facilement échangeable que par un cation de valence identique ou plus grande [52].

La CEC des sols dépend de leur composition minéralogique et leur teneur en matière organique. Les sols riches en minéraux argileux (grande surface spécifique du fait de leur structure en feuillet) ont des valeurs de CEC souvent supérieures à 0,5 mol.kg⁻¹, les sols sableux pauvres en matière organique ont une CEC souvent inférieures à 10 mmol.kg⁻¹ [12].

L'environnement géologique et les eaux souterraines déterminent la nature des ions échangeables, le calcium, le sodium et le magnésium étant les plus répandus.

IV.1.2. APPROCHE EMPIRIQUE : ISOTHERMES D'ADSORPTION-DESORPTION

Les isothermes de sorption sont des représentations graphiques des données d'équilibre, à une température donnée, des concentrations du polluant en solution en fonction de la teneur en polluant adsorbé dans la fraction solide du sol. La modélisation de la réaction est donc fondée sur des lois de la forme $S = f(C_{eq})$, où S est la concentration massique de l'élément dans la phase solide (exprimée en fonction de la masse de solide sec) et C_{eq} la concentration du produit en phase liquide (exprimée en fonction du volume de liquide). Il convient de noter que S est propre à la sorption et ne prend pas en compte le produit retenu sous forme de précipité [10], [27].

IV.1.2.1. Isotherme linéaire

Dans le cas d'une isotherme linéaire, la concentration de soluté adsorbé S est proportionnelle à la concentration dissoute à l'équilibre C_{eq} [12], [15] :

$$S = K_d \times C_{eq} \quad (IV.1)$$

Où K_d : coefficient de partition entre phase dissoute et phase adsorbée ($m^3.kg^{-1}$).

Hypothèses :

- la capacité d'adsorption du milieu est illimitée ;
- l'affinité chimique des sites réactionnels est constante ;

IV.1.2.2. Isotherme non linéaire

Les modèles d'adsorption non linéaire les plus utilisés, pour les sols, sont les modèles de Langmuir et de Freundlich [15].

➤ **Le modèle de Langmuir**, initialement développé pour l'adsorption monocouche de gaz, s'appuie sur les hypothèses suivantes : (i) la surface est supposée parfaitement uniforme, (ii) les sites d'adsorption sont en quantité limitée et possèdent la même énergie. L'isotherme est alors de la forme :

$$S = S_{max} \frac{K_L \cdot C_{eq}}{1 + K_L C_{eq}} \quad (\text{Hyperbole}) \quad (IV.2)$$

Où S_{max} est la quantité maximale adsorbable ($mol.kg^{-1}$) et K_L est la constante de Langmuir ($m^3.mol^{-1}$).

Hypothèses :

- La quantité de sites susceptibles d'adsorber le composé est limitée ;
- Tous les sites d'adsorption ont la même affinité chimique ;

➤ **Le modèle de Freundlich** permet de prendre en compte l'existence de sites de sorption d'énergies différentes. Il est représenté par la relation suivante :

$$S = K_F \cdot C_{eq}^n \quad (\text{Parabole}) \quad (IV.3)$$

Où K_F est la constante de Freundlich (liée à la capacité d'adsorption) et n est l'exposant de l'isotherme de Freundlich. Lorsque $n > 1$, l'isotherme est convexe et concave lorsque $n < 1$.

Hypothèses :

- La quantité de sites susceptibles d'adsorber le composé est illimitée ;
- Les affinités chimiques des sites décroissent lorsque la quantité adsorbée augmente ;

IV.2. CINETIQUE DE SORPTION

IV.2.1. PRINCIPE

Une solution du soluté dont on veut étudier la sorption est mise en contact avec une masse connue d'un solide adsorbant. L'adsorption du soluté se traduit par une variation de sa concentration en solution et par une variation simultanée de sa concentration de surface sur le solide, pendant une certaine durée, ces variations présentent des cinétiques d'adsorption. Un certain nombre de facteurs expérimentaux doivent être contrôlés en raison de leur influence sur les quantités adsorbées [12] :

- le volume de la phase liquide ne doit pas être modifié au cours de l'expérience ;
- la disparition du soluté ne doit être due qu'à un phénomène d'adsorption (autres phénomènes à l'origine de cette disparition : volatilisation, adsorption sur les parois) ;
- le rapport entre la masse d'adsorbant et le volume de la solution doit être contrôlé pour une dilution adéquate de la suspension, on cite un rapport de 3 ou 10 ;

IV.2.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL

Mettre une certaine masse de sol M_s dans une solution de concentration initiale C_0 et de volume V , puis mesurer la variation de la concentration de l'élément chimique dans la solution avec le temps par prélèvement et titrage. L'essai comprend les différentes étapes de manipulations suivantes :

- Concassage du sol et élimination des petits cailloux, tamisage à 2 mm ;
- Mise à l'étuve de la terre fine (105 °C pendant 24h) ;
- Agitation du lixiviat afin d'obtenir une solution homogène ;
- Préparation de dix tubes d'essais avec bouchons : rinçage à l'eau distillée ;
- Remplissage de chaque tube d'essais par 5 g de sol sec ;
- A $t=0$, versement d'un volume de 15 ml de lixiviat dans chaque tube d'essai : les tubes sont bien fermés car l'évaporation étant une source d'erreur (Fig.24) ;
- Agitation mécanique de l'ensemble des tubes d'essais ;
- A chaque pas de temps choisi, prélèvement après décantation, puis filtrage à 45 μ m,
- A la fin de l'ensemble des prélèvements, les échantillons de solution prélevés sont soumis aux analyses chimiques de : Ca, Mg, Na, K et Cl (le choix de ces éléments se justifie par leur prédominance dans le sol, éléments majeurs et présentent des concentrations modérées à élevées, tandis que les ETM en très faibles concentrations) ;

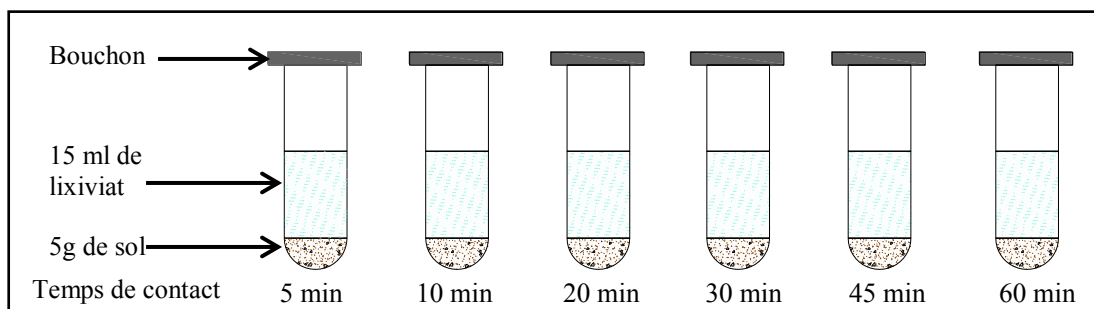


Fig.24. Schéma de l'ensemble des tubes d'essais et les temps de prélèvement

La fraction liquide initiale se caractérise par les paramètres présentés dans le tableau suivant :

Tableau 22 : Conditions initiales de l'essai de sorption

Paramètre	pH	Ce (mS/cm)	Ca ⁺² (mg/l)	Mg ⁺² (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Cl (mg/l)
Valeur	10,24	6,94	33	49	735	297	1036

Pour chaque élément chimique donné, nous avons initialement une masse de $C_0 \times V$ grammes de cet élément pour une masse M_s de sol sec. Au temps t_i , il reste $C_i \times V$ grammes de cet élément. Donc la quantité adsorbée est définie par :

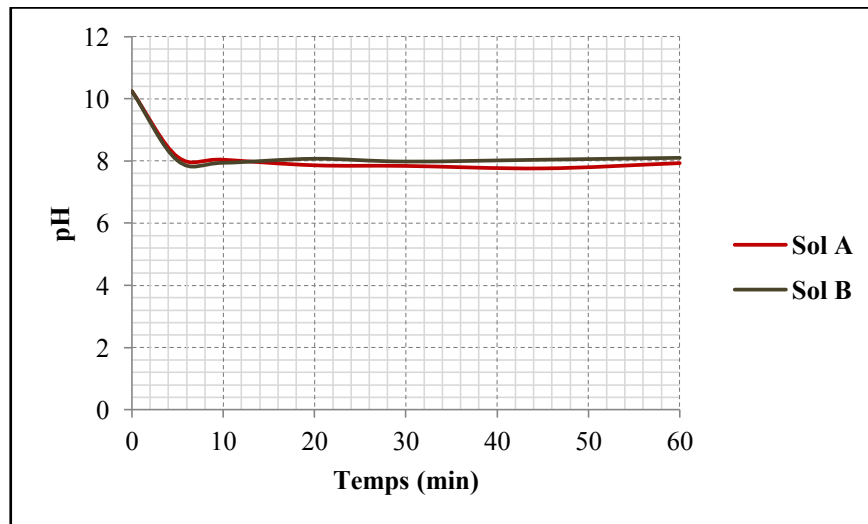
$$S = \frac{(C_0 - C_i)V}{M_s} \quad (\text{mg/kg de sol sec}) \quad (\text{IV.4})$$

IV.2.3. RESULTATS : EXPRESSION ET DISCUSSION

Au cours de l'essai de sorption, on a suivi les paramètres cités dans le tableau 22, ainsi les résultats sont donnés dans l'Annexe 8. Pour une interprétation plus rationnelle, une représentation graphique de l'évolution de ces paramètres est indispensable.

IV.2.3.1. pH et conductivité électrique

La figure 25 représente la variation du pH dans la phase liquide en fonction du temps. On remarque que le pH a la même allure dans les deux types de sol, il est diminué rapidement après un contact de 5 min avec la phase solide, puis présente une stabilisation tout le long de l'essai, avoisinant 8. Passant d'une solution très basique à basique. Siège d'une déprotonation (adsorption d' OH^- , libération de H^+), ce qui diminue le pH.

**Fig.25. Variation du pH lors de la sorption**

En ce qui concerne la conductivité électrique (voir Fig.26), elle suit la même variation du pH, avec une diminution légère au début de l'essai, puis elle oscille entre 5 et 6 pendant 40 min, et en fin de l'essai, elle présente une divergence, une légère augmentation dans le sol A face à une faible diminution dans le sol B. Ces variations nous renseignent sur la minéralisation de la solution, plus celle-ci est faible, plus l'adsorption du soluté sur le solide est importante.

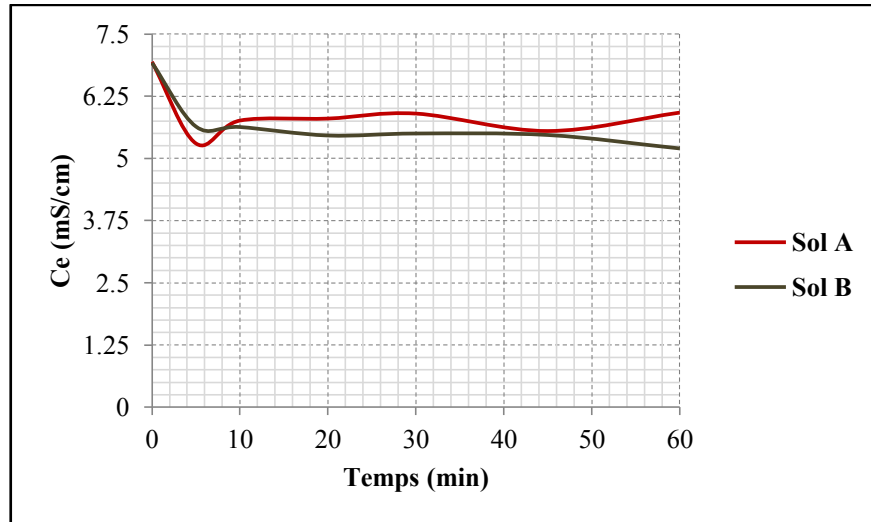


Fig.26. Variation de la conductivité électrique lors de la sorption

IV.2.3.2. Sorption du Ca

L'évolution de la concentration en ions Ca^{2+} dans la solution est représentée en fonction du temps sur la figure 27. Cette figure montre bien que la concentration en ions Ca^{2+} est augmentée instantanément après 5 min de contact, avec un rapport $C_i/C_0 > 5$ pour le sol B, et $C_i/C_0 > 6$ pour le sol A. A $t=10$ min, on constate une diminution rapide des ions Ca^{2+} dans la solution, entre 10 et 50 min, une augmentation progressive, avec des oscillations dans le sol A. Mais au-delà de 50 min, la concentration relative commence à diminuer légèrement.

Cette augmentation en concentration est due au phénomène de dissolution des carbonates de calcium (CaCO_3), engendrée par la présence d'acide faible dans la phase liquide.

L'écart observé de la concentration en ions Ca^{2+} , dans les deux types de sols, justifie clairement le caractère calcaire et peu calcaire des sols A et B respectivement.

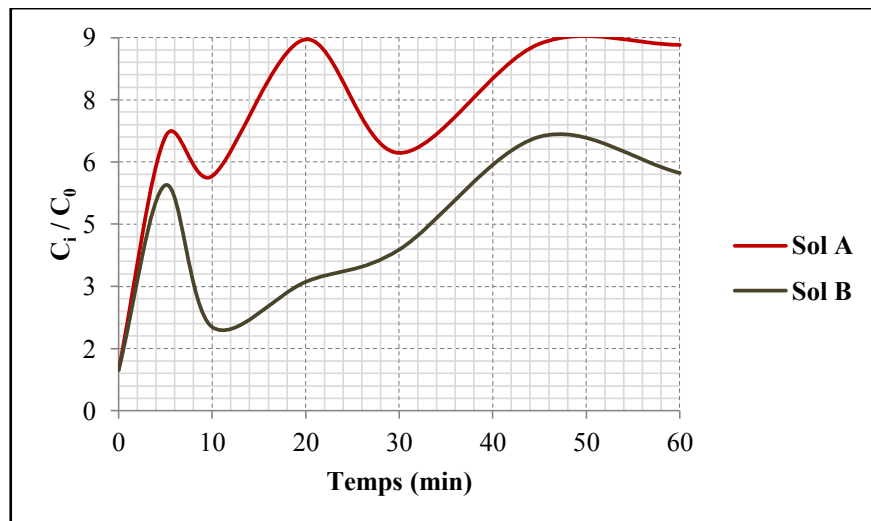


Fig.27. Variation de la concentration relative du Calcium

IV.2.3.3. Sorption du Mg

La figure 28 représente la variation de la concentration relative en ions Mg^{+2} en fonction du temps. Les particules solides adsorbent rapidement les ions Mg^{+2} , caractérisant une diminution rapide de la concentration relative C_i/C_0 de la solution jusqu'à une valeur nulle en 5 minutes seulement, l'adsorption est instantanée. Après cette chute, on observe un déséquilibre entre les ions Mg^{+2} relargués et ceux fixés par le sol, traduit par des oscillations à partir de 5 min pour le sol B, contre 10 min pour le sol A, jusqu'à une disparition totale de Mg dans la solution en fin de l'essai.

Etant donné que les sols sont calciques, cela implique une saturation du complexe d'échange en Ca^{+2} , l'adsorption du Mg^{+2} se fait sur des sites spécifiques limités.

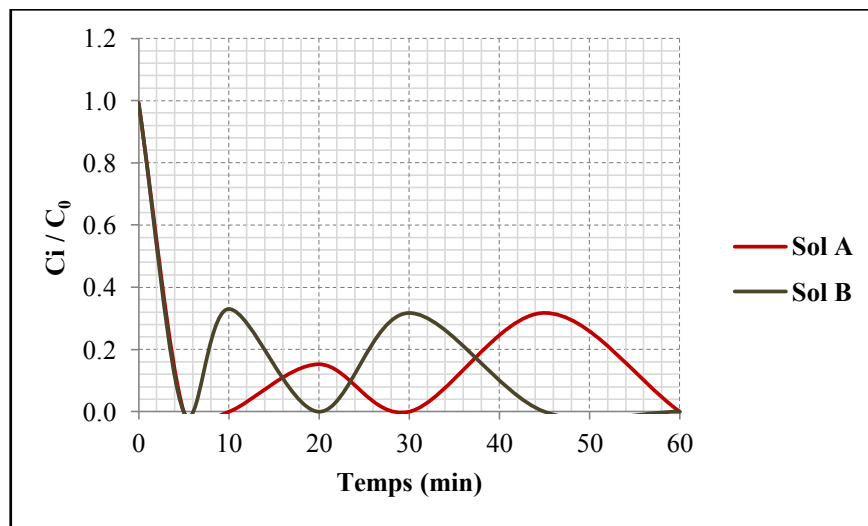


Fig.28. Variation de la concentration relative du Magnésium

IV.2.3.4. Sorption du Na

La figure 29 représente la variation de la concentration relative C_i/C_0 en ions Na^+ en fonction du temps lors de l'essai de sorption. Dès le contact sol-solution, le sol commence à fixer les ions Na^+ en espace de 5 min. Après ce temps, on observe : une adsorption progressive et totale des ions Na^+ à $t=35$ min sur le solide A, puis un relargage progressif de cette quantité à $t=45$ min, tandis que dans le solide B, le rapport C_i/C_0 oscille entre 0,7 et 0,9 jusqu'à $t=55$ min, dépassé ce temps, l'adsorption se poursuit avec une décroissance du rapport C_i/C_0 .

IV.2.3.5. Sorption du K

La sorption du K^+ est représenté par la courbe $(C_i/C_0) = f(t)$, qui traduit la variation de la concentration de cet ion en fonction du temps (Fig.30). Comme on l'observe dans la figure, l'adsorption du K^+ suit le même comportement que celui du Na^+ , mais avec une quantité adsorbée plus importante. En effet, en 5 min de contact, la concentration C_i/C_0 atteint 0,4 et moins dans les deux sols. Dans le sol B, ce rapport augmente pour atteindre 1 à $t=20$ min, puis diminue progressivement à une valeur voisine de 0,45, plus de la moitié de K^+ est adsorbé. En revanche, dans le sol A, l'évolution du rapport C_i/C_0 est instable, affichant une valeur nulle à $t=35$ min, puis progresse à $t=45$ min, pour atteindre près de 0,6, alors K^+ est relargué.

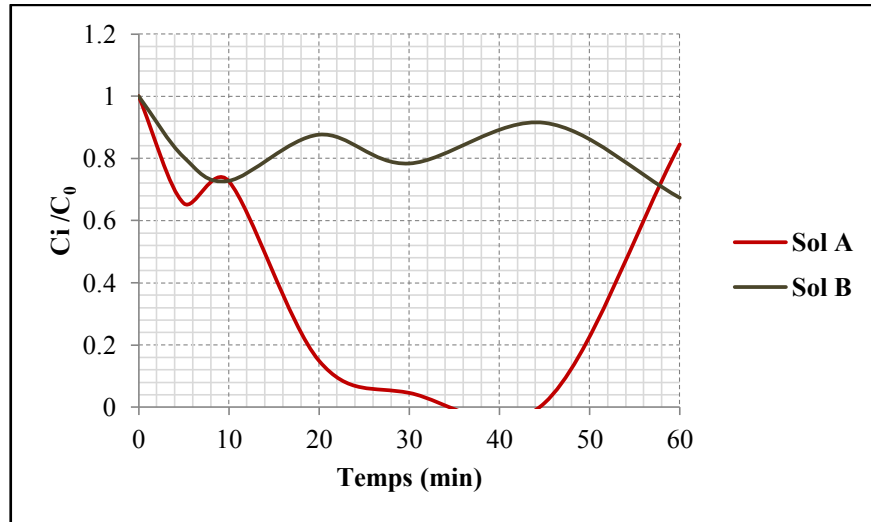


Fig.29. Variation de la concentration relative du Sodium

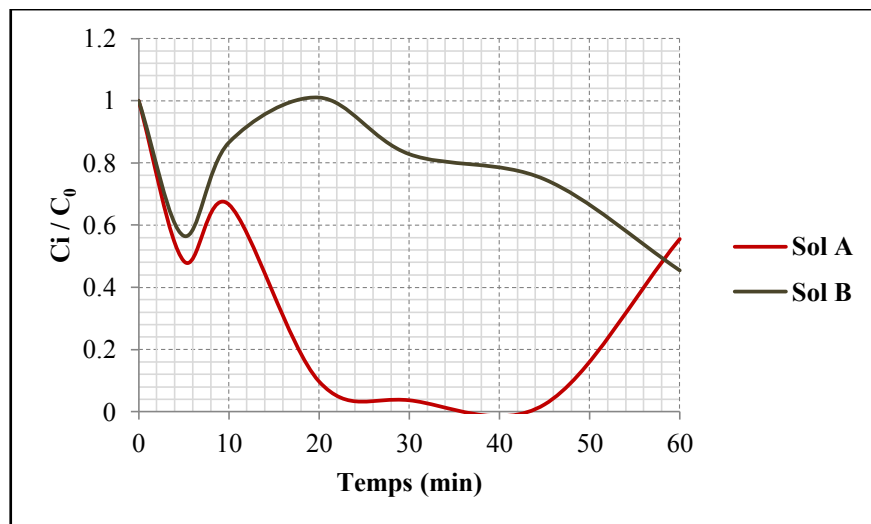


Fig.30. Variation de la concentration relative du Potassium

IV.2.3.6. Sorption du Cl

La figure 31 représente la variation de la concentration relative C_i/C_0 en ions Cl^- dans la solution en fonction du temps. Dès le début de l'essai la concentration de la solution commence à augmenter progressivement en dépassant la valeur de la concentration initiale C_0 . A partir de cette valeur et après un temps $t=5$ mn, cette augmentation se stabilise pendant 10 min pour le sol B, qui présente une légère diminution entre 20 et 40 min, puis la concentration en Cl^- augmente progressivement.

Par contre, dans le sol A, cet équilibre a duré 30 min, déterminant ainsi une quantité d'ions relargés constante (pente du graphe voisine de zéro), à $t=40$ min, la concentration relative en ion Cl^- progresse pour atteindre une valeur de 1,4. Cette augmentation montre que le sol relargue les ions Cl^- dans la solution.

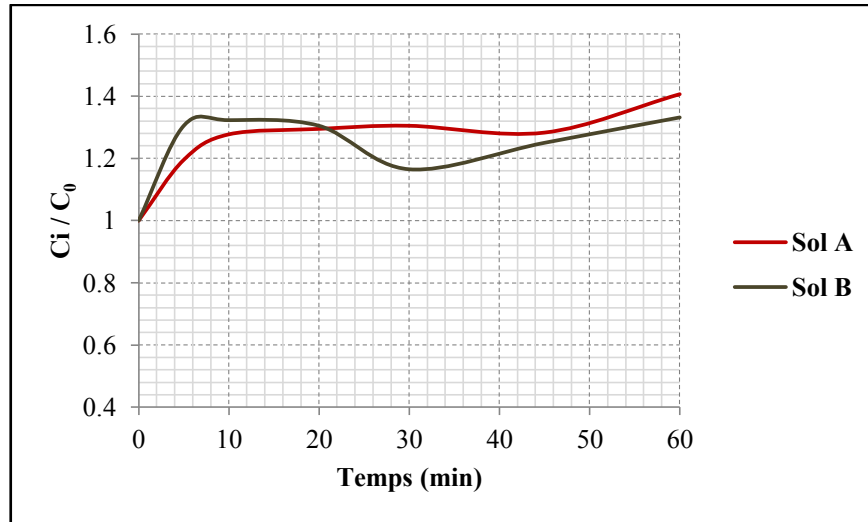


Fig.31. Variation de la concentration relative du Chlorure

IV.3. ISOTHERME DE SORPTION

IV.3.1. PRINCIPE

Dans le but, à la fois d'approfondir la description mécanistique de l'adsorption et de disposer d'outils de prévision des quantités adsorbées, des modèles numériques ont été conçus pour décrire les isothermes d'adsorption (Voir paragraphe IV.1.2).

Les échanges entre la solution du sol et la matrice poreuse dans quelques sols sont les facteurs perturbants le bilan de masse de soluté. Les processus d'échange se traduisent par une relation entre les concentrations au sein des phases liquide et solide, cependant, les quantités adsorbées dépendent [12]:

- des conditions physico-chimiques du milieu (température, pH, rapport eau/sol) ;
- des propriétés des molécules (l'ionisation, structure moléculaire et les caractéristiques de partition) ;
- de la composition des sols (constituants minéraux et organiques) ;

IV.3.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL

Afin d'obtenir des isothermes de sorption, nous avons effectué les étapes suivantes :

- concassage et tamisage du sol à 1 mm, puis le sécher à l'étuve ;
- préparation de la solution à différentes concentrations par dilution de la solution initiale en utilisant l'eau déminéralisée (voir Fig.32). Les concentrations préparées sont $0,25C_0$ - $0,5C_0$ - $0,75C_0$ et C_0 (C_0 est la concentration initiale de la solution, le lixiviat) ;
- homogénéisation des solutions, versement de 15 ml de chaque dilution dans un tube à essai ;
- versement de 5g de chaque type de sol sec dans chaque tube ;
- après cinq jours, filtrage des solutions d'équilibre ;
- analyses chimiques des solutions d'équilibre ;

Les concentrations initiales des différents éléments chimiques concernés sont celles présentées précédemment dans le tableau 22.



Fig.32. Préparation des solutions par dilution

IV.3.3. RESULTATS : EXPRESSION ET DISCUSSION

Les différentes valeurs de concentrations d'équilibre C_{eq} obtenues sont données dans le tableau 23. La concentration adsorbée dans la phase solide S est calculée en utilisant l'équation IV.4.

Tableau 23 : Concentrations d'équilibre et quantités adsorbées du soluté

Elément	C_0 (mg/l)	Sol A		Sol B	
		C_{eq} (mg/l)	S (mg/kg)	C_{eq} (mg/l)	S (mg/kg)
Ca	8,25	180,65	<u>0</u>	185,52	<u>0</u>
	16,5	200,79	<u>0</u>	170,83	<u>0</u>
	24,75	151,79	<u>0</u>	84,32	<u>0</u>
	33	97,32	<u>0</u>	72,9	<u>0</u>
Mg	12,25	0	36,75	0	36,75
	24,5	0	73,5	0	73,5
	36,75	0	110,25	0	110,25
	49	0	147	0	147
Na	183,75	162	65,25	167	50,25
	367,5	338,4	87,3	342,7	74,4
	551,25	521	90,75	525	78,75
	735	697,2	113,4	702,8	96,6
K	74,25	34	120,75	34	120,75
	148,5	104	133,5	129	58,5
	222,75	165	173,25	138	254,25
	297	235	186	156	423
Cl	259	458,27	<u>0</u>	433,21	<u>0</u>
	518	821,73	<u>0</u>	801,56	<u>0</u>
	777	1150,25	<u>0</u>	1075,56	<u>0</u>
	1036	1284,7	<u>0</u>	1180,13	<u>0</u>

D'après les résultats obtenus, on constate que :

- pour le cation majeur Ca^{+2} et l'anion majeur Cl^- , la quantité adsorbée est nulle, correspondant à une concentration d'équilibre supérieure à la concentration initialement présente au début de l'essai ;
- la quantité du cation Mg introduite semble être insuffisante, du fait que sa concentration disparaît de la solution, qui ne traduit en aucun cas un équilibre entre les ions adsorbés et ceux de la solution ;

IV.3.3.1. Représentation des isothermes

Les isothermes de sorption se présentent par des graphiques, ayant pour abscisse la variation de la concentration d'équilibre C_{eq} , et pour ordonnée la quantité adsorbée S du soluté, calculée par la relation IV-4. Les figures ci-après illustrent les points expérimentaux obtenus :

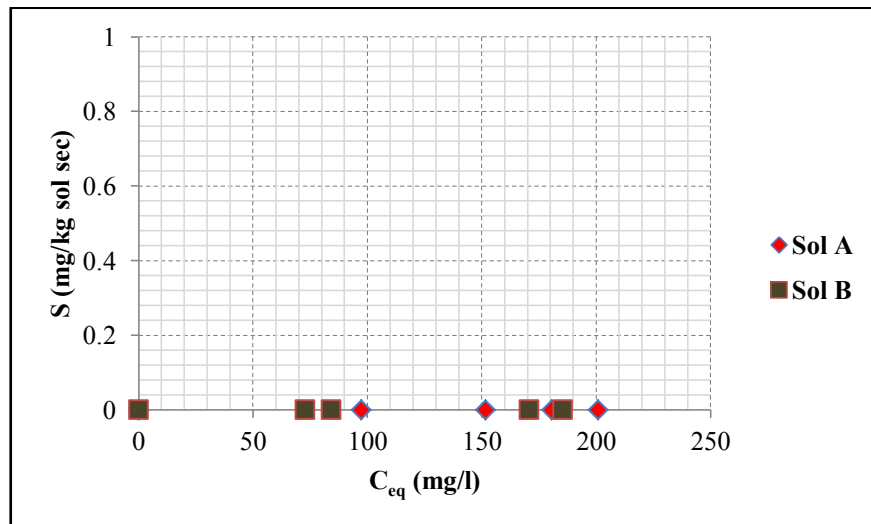


Fig.33. Isotherme de sorption du Calcium

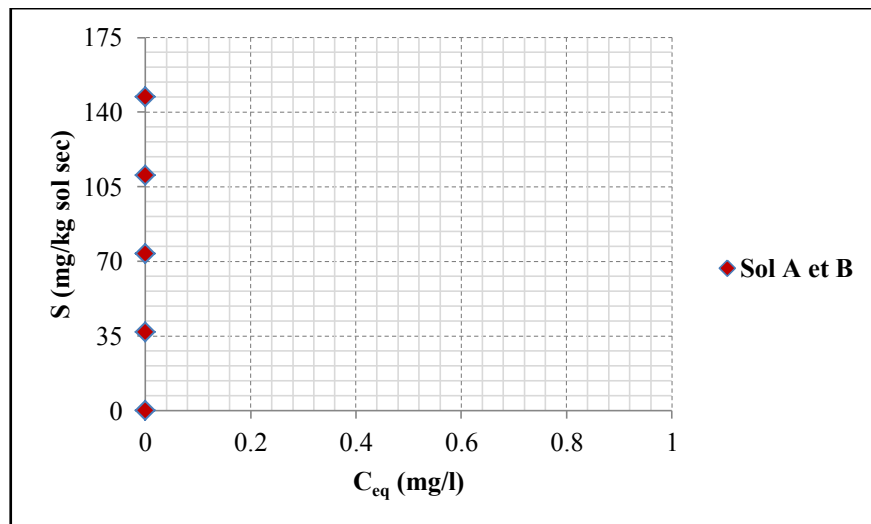


Fig.34. Isotherme de sorption du Magnésium

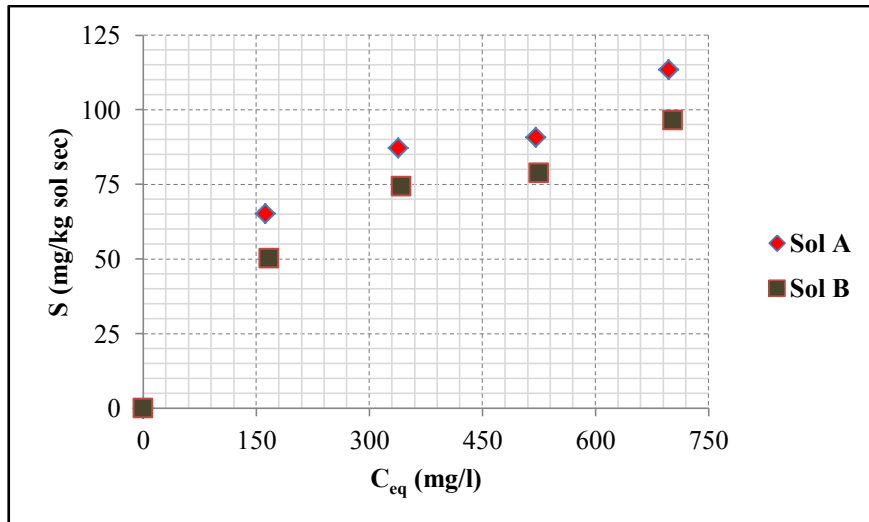


Fig.35. Isotherme de sorption du Sodium

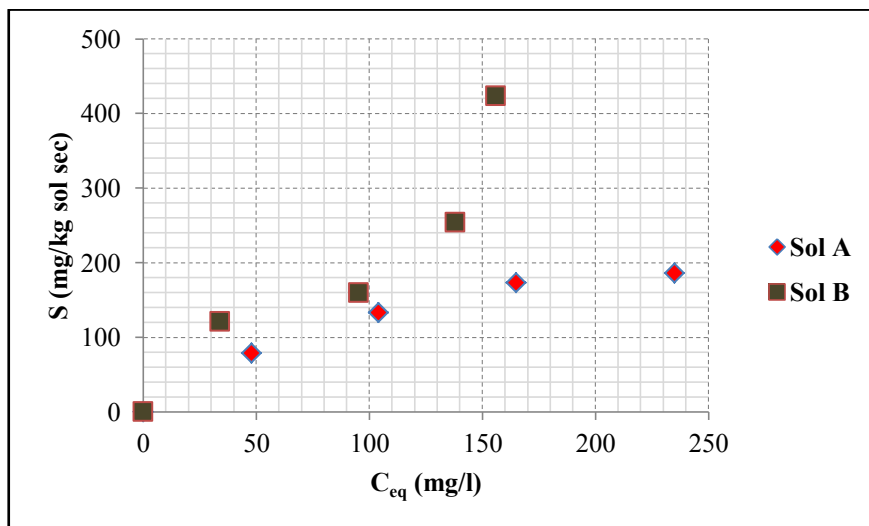


Fig.36. Isotherme de sorption du Potassium

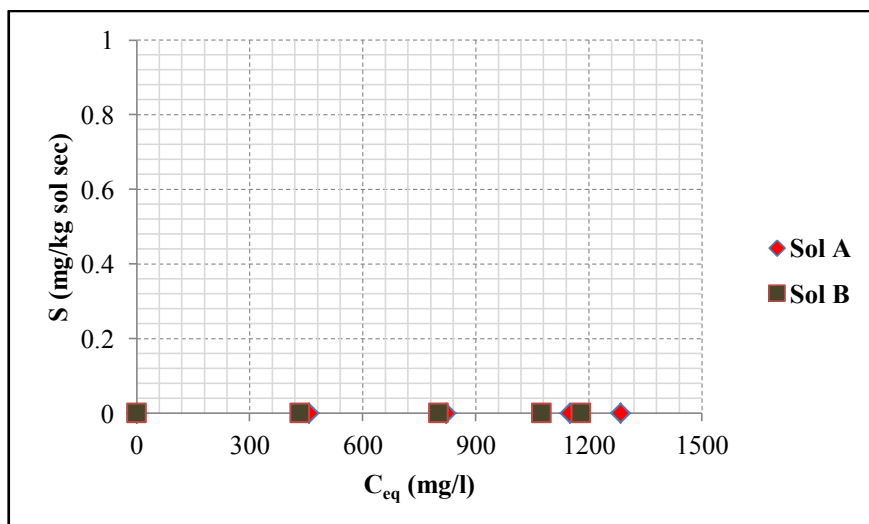


Fig.37. Isotherme de sorption du Chlorure

IV.3.3.2. Principe de modélisation

Tous les systèmes adsorbant-adsorbât ne se comportent pas de la même manière. Expérimentalement, on distingue quatre classes principales nommées : S (Sigmoide), L (Langmuir), H (Haute affinité) et C (partition Constante). La figure 38 présente cette classification.

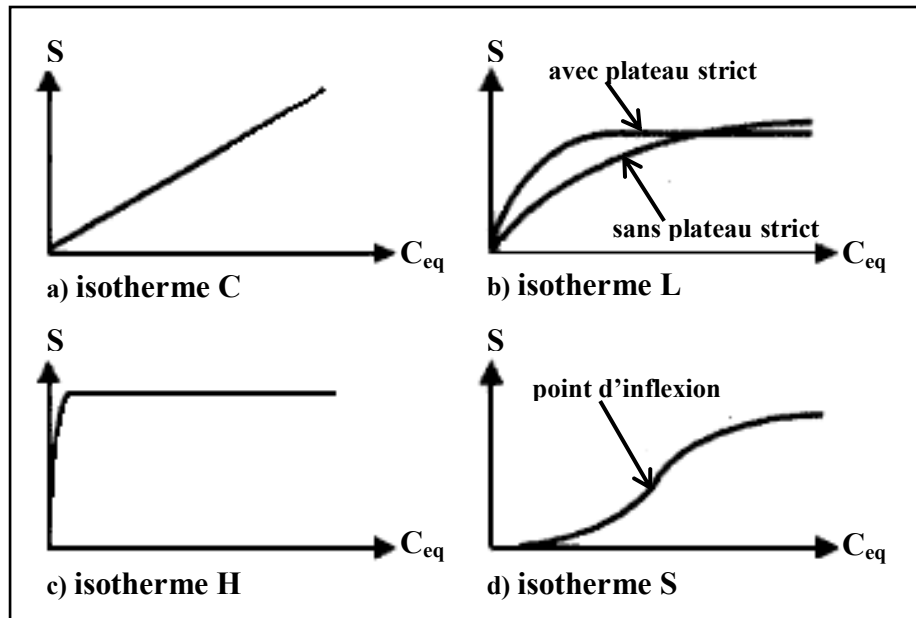


Fig.38. Classification des isothermes d'adsorption selon Giles et al [15]

- **L'isotherme C** : permet de modéliser la sorption linéaire d'un composé, elle se caractérise par une partition constante entre la solution et le substrat. La linéarité montre que le nombre de sites libres reste constant, et sont créés au cours de l'adsorption, les molécules de soluté sont capables de modifier la texture du substrat en ouvrant des pores qui n'avaient pas été ouverts préalablement par le solvant ;
- **L'isotherme L** : peut être divisée en deux groupes : le premier, pour lequel il n'y a pas de plateau au sens strict du terme (donc pas de maximum de sorption clairement identifié), représenté par le modèle de Freundlich, et le second pour lequel la sorption atteint un plateau, représentant ainsi une capacité de sorption maximale du solide étudié (modèle de Langmuir).
- **L'isotherme H** : est un cas particulier de l'isotherme L, puisqu'elle a la même forme, avec un coefficient directeur plus élevé dans sa partie linéaire. Elles font partie des isothermes les plus rencontrées.
- **L'isotherme S** : est une courbe sigmoïdale et présente un point d'inflexion. Elle traduit une forte compétition entre les molécules du solvant et la molécule étudiée pour les sites d'adsorption. L'adsorption devient plus aisée au fur et à mesure que la concentration en solution augmente et la saturation est atteinte lorsque tous les sites récepteurs de l'adsorbant sont occupés formant une seule couche d'adsorbât. Elle peut se rencontrer lors de la sorption de composés organiques apolaires ou de métaux en présence de ligands.

Les isothermes obtenues expérimentalement, montrent que :

- l'adsorption des éléments Ca et Cl est quasiment inexistante, au contraire ces deux ions sont déplacés du solide à la phase liquide, l'adéquation aux modèles est insignifiante, d'où on attribue une valeur nulle au coefficient de partage K_d ;
- les isotherme de sorption des éléments Mg, Na et K présentent différents comportements, de type C, L et H. Difficile d'attribuer un modèle spécifique à cette adsorption, donc l'ajustement aux trois modèles (présentés dans paragraphe IV.1.2) est nécessaire, d'où le principe est donné ci-après ;

a- Modèle linéaire :

L'inégalité entre les deux relations IV-1 et IV-4 donne :

$$S = \frac{(C_0 - C_{eq})V}{M_s} = K \cdot C \quad (IV.5)$$

$$D'où on peut écrire : C_{eq} = \left(\frac{1}{\frac{K \cdot M_s}{V} + 1} \right) C_0 \quad (IV.6)$$

$$En\ posant : \frac{K \cdot M_s}{V} = \alpha \quad (IV.7)$$

$$L'équation IV-6 devient : C_{eq} = \frac{1}{\alpha + 1} C_0 \quad (IV.8)$$

$\frac{1}{\alpha + 1}$ représente la valeur de la pente m de la droite $C_{eq} = f(C_0)$, donc :

$$m = \frac{1}{\alpha + 1} = \frac{V}{K \cdot M_s + V} \quad (IV.9)$$

La valeur du coefficient de distribution K_d est :

$$K_d = \frac{V}{M_s} \cdot \frac{1 - m}{m} \quad (IV.10)$$

b- Modèle de Freundlich :

Est le modèle d'adsorption non linéaire le plus largement utilisé. Les deux paramètres de Freundlich peuvent être déterminés expérimentalement par le passage au logarithme :

$$\log S = \log K_F + n \log C_{eq} \quad (IV.11)$$

Le paramètre n est généralement considéré compris entre 0 et 1, mais certains cas particuliers présentent un coefficient $n > 1$.

c- Modèle de Langmuir

K_L et S_{max} peuvent être déterminés expérimentalement par :

$$\frac{1}{S} = \frac{1}{S_{max}} + \left(\frac{1}{S_{max} K_L} \right) \cdot \frac{1}{C_{eq}} \quad (IV.12)$$

IV.3.3.3. Ajustements aux modèles

a- Isotherme du Mg

Pour le magnésium, la quantité adsorbée apparaît importante à concentration quasiment nulle du soluté dans la solution. Donc, les interactions entre les molécules adsorbées et la surface du solide sont très fortes. L'ajustement linéaire (Fig.39) donne une droite de pente nulle, ce qui traduit un coefficient K_d très grand (tend vers $+\infty$), une affinité illimitée du solide pour les ions Mg^{+} , ce qui est absolument incorrect. Etant donné une concentration d'équilibre nulle, l'ajustement aux deux autres modèles n'est plus faisable.

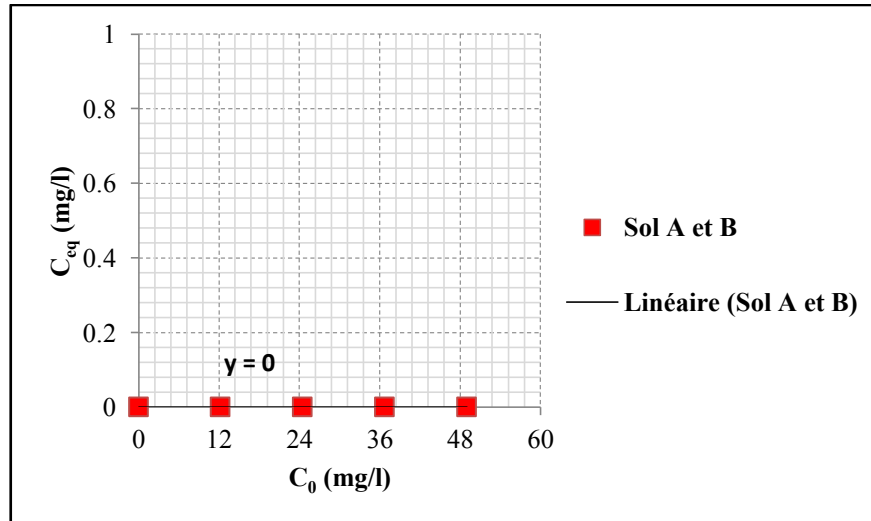


Fig.39. Ajustement des données d'adsorption du Mg au modèle linéaire

b- Isotherme de Na

Pour le sodium, l'isotherme suit le modèle C et L. Donc, les forces d'attraction entre les molécules adsorbées sont faibles. Dans le cas du modèle linéaire (Fig.40), les points dans les deux types de sol se superposent, donnant des droites de régression identiques.

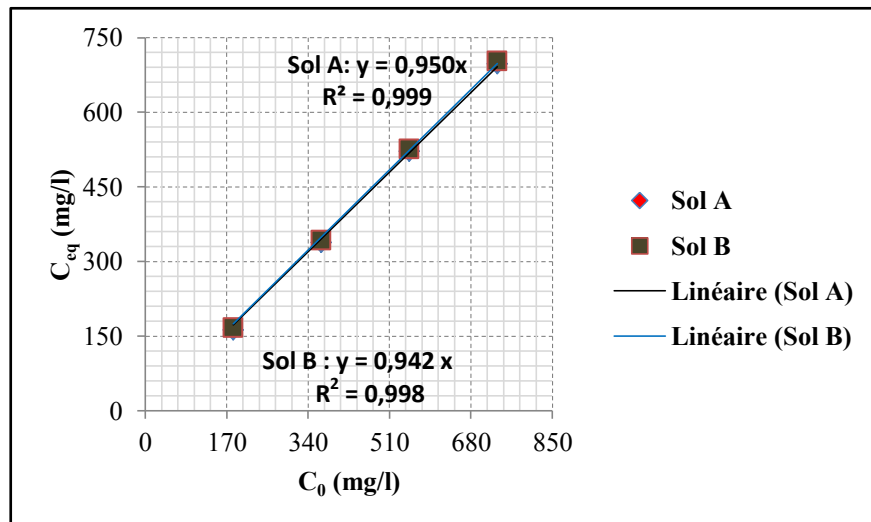


Fig.40. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle linéaire

Les ajustements aux modèles de Freundlich et de Langmuir sont présentés respectivement dans les figures 41 et 42.

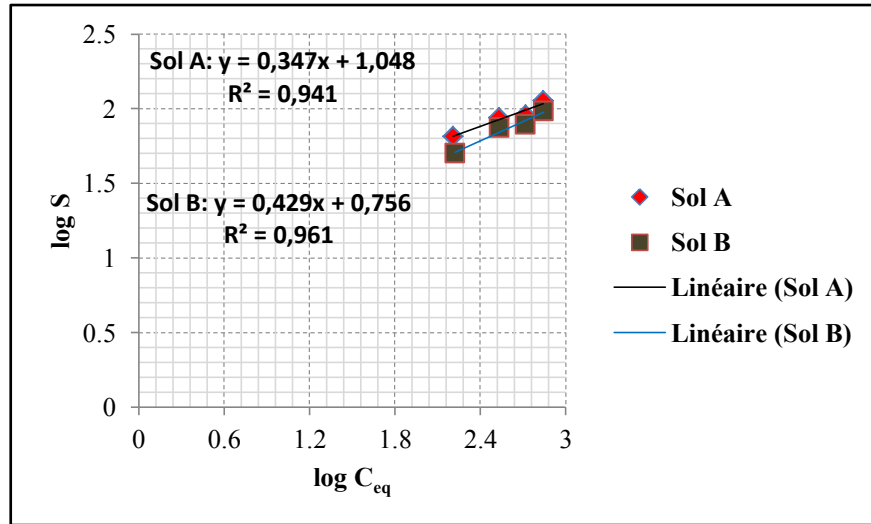


Fig.41. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle Freundlich

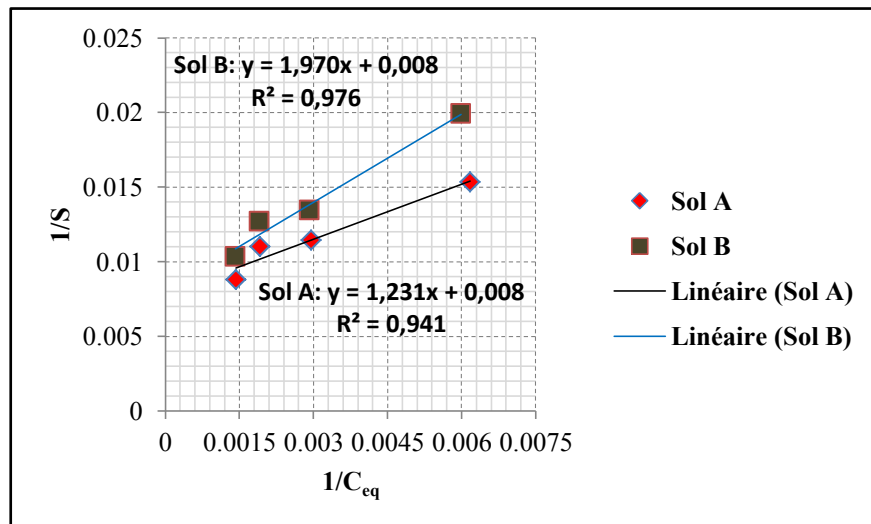


Fig.42. Ajustement des données d'adsorption du Na au modèle Langmuir

c- Isotherme de K

L'isotherme du Potassium présente deux comportements distincts dans les deux sols. D'une part, en sol A, la quantité adsorbée augmente avec la concentration du soluté en solution, en évoluant vers un palier, de l'autre part, en sol B, au fur et à mesure que la concentration en solution augmente la quantité adsorbée augmente rapidement. On constate que :

- L'isotherme du K suit la classe L en sol sablo-limoneux ;
- L'isotherme du K suit la classe C en sol sablo-argileux :

Pour une comparaison et choix de modèle, les données expérimentales sont ajustées aux trois relations empiriques (linéaire, non linéaire), présentées ci-dessous :

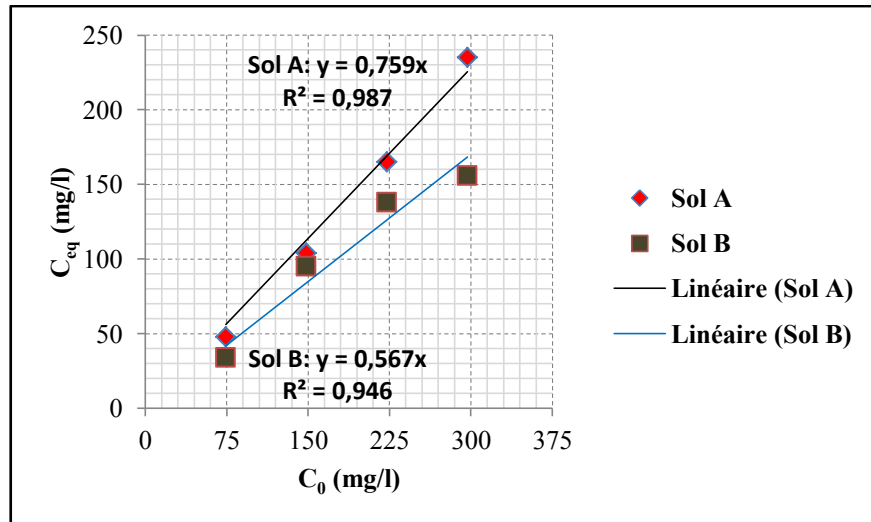


Fig.43. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle linéaire

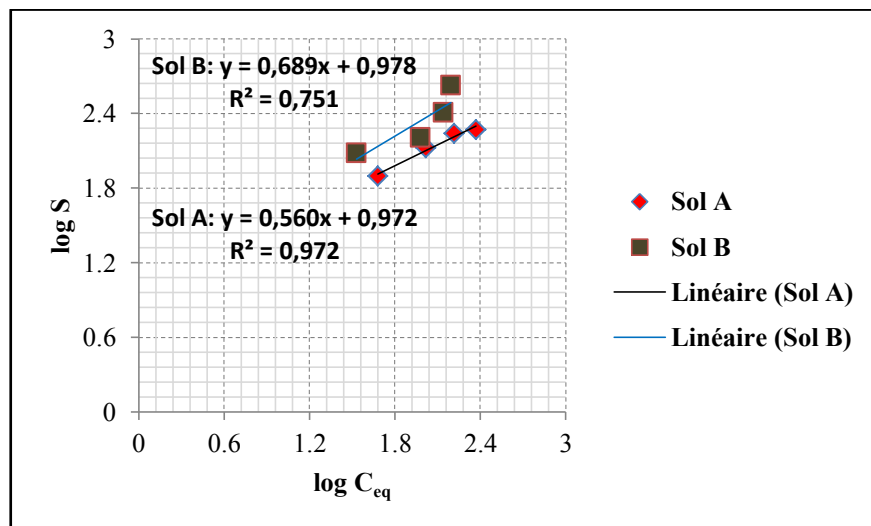


Fig.44. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle Freundlich

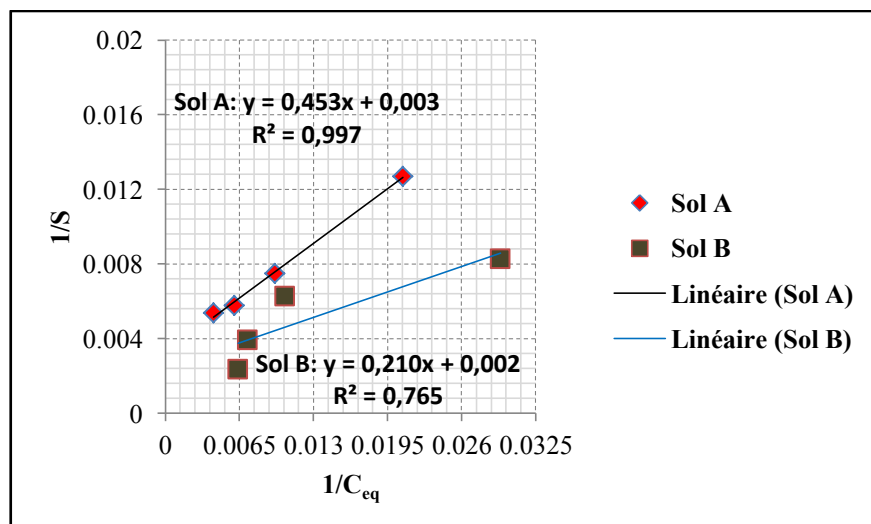


Fig.45. Ajustement des données d'adsorption du K au modèle Langmuir

IV.3.3.4. Résultats et choix de modèle

La diversité des formules utilisées pour modéliser les isothermes d'adsorption impose une étude comparative pour le choix du modèle adéquat, pouvant décrire et prédire des phénomènes de transfert de soluté réactif. Le modèle idéal répond à quatre critères : il doit être effectif, exhaustif, réaliste et prédictif. Le test d'ajustement passe par une procédure itérative, aborder d'abord les modèles les plus simples qui possèdent le moins de paramètres d'ajustement, puis les modèles de plus en plus complexes [15]. On définit ici deux critères :

- Le test de la qualité de l'ajustement par la méthode de moindres carrés (coefficient de régression R^2):
- Le critère de discrimination, comme le Critère de Sélection de Modèle (CSM), donné par la relation suivante [15] :

$$CSM = \ln \left(\frac{\sum_{i=1}^d w_i (C_i - C)^2}{\sum_{i=1}^d w_i (C_i - C_{mi})^2} \right) - \frac{2\lambda}{d} \quad (IV.13)$$

Où d est le nombre de points de mesure, λ est le nombre de paramètres ajustés, C_i est la concentration du $i^{ème}$ point de mesure, C est la moyenne des concentrations mesurées, C_{mi} est la concentration calculée par le modèle pour le $i^{ème}$ point, et w_i est un facteur de pondération pour le $i^{ème}$ point (égal à l'unité parce que les points sont d'égale importance). Le modèle qui doit être retenu est celui qui fournit le CSM le plus élevé.

Le tableau 24 regroupe les différents paramètres d'ajustement, ainsi que les critères de sélection adoptés.

Tableau 24 : Comparaison et choix de modèle

Elément	Modèle linéaire	Modèle Langmuir	Modèle Freundlich
Sol A			
Na	R² = 0,999 K _d = 0,158 CSM = -1,38	R ² = 0,941 S _{max} = 125 K _L = 0,007 CSM = 1,06	R ² = 0,941 K _F = 11,169 n = 0,347 CSM = 1,61
K	R ² = 0,987 K _d = 0,759 CSM = -0,52	R² = 0,997 S _{max} = 333,33 K _L = 0,007 CSM = 1,53	R ² = 0,972 K _F = 9,376 n = 0,56 CSM = 2,04
Sol B			
Na	R² = 0,998 K _d = 0,185 CSM = -1,08	R ² = 0,976 S _{max} = 125 K _L = 0,004 CSM = 1,92	R ² = 0,961 K _F = 5,702 n = 0,429 CSM = 2,08
K	R² = 0,946 K _d = 0,567 CSM = -1,6	R ² = 0,765 S _{max} = 500 K _L = 0,01 CSM = -0,11	R ² = 0,751 K _F = 9,506 n = 0,689 CSM = 0,12

Comme on le constate du tableau 24, en se basant sur la corrélation, le modèle linéaire est le plus adéquat avec un coefficient de détermination R^2 très proche de 1, mais ayant le CSM le plus bas. Par contre, le modèle de Freundlich offre un CSM le plus élevé, d'où sa compatibilité avec les résultats expérimentaux. La représentation de ces modèles (voir Annexe 9) illustre clairement cette constatation.

IV.3.3.5. Intérêt et utilisation

La formulation de Freundlich est rarement appliquée en utilisant la signification physico-chimique. Elle l'est, en revanche, beaucoup plus en étant seulement considérée comme une simple description numérique de l'adsorption. Cette formulation est très utile, indiquant que K_F renseigne sur la quantité potentielle maximale susceptible de se fixer sur le sol (dépend du nombre total de sites d'adsorption), et n de la distribution des énergies d'adsorption (plus n est petit plus l'affinité du sol augmente). Le tableau 25 donne ces paramètres pour les différents éléments.

Tableau 25 : Paramètres de Freundlich caractéristiques de Na et K

Elément	Sol A		Sol B	
	K_F (l/kg) ^{1/n}	n	K_F (l/kg) ^{1/n}	n
Na	11,169	0,347	5,702	0,429
K	9,376	0,56	9,506	0,689

CONCLUSION

Dans cette revue ont été étudiées, d'une part les cinétiques de rétention et de relargage des solutés, et d'autre part les isothermes de sorption et d'échange d'ions utilisées dans la description des phénomènes d'adsorption et leur modélisation. Ces études préliminaires réalisées sur les sols A et B, ont permis de mettre en évidence certaines constatations importantes, telles que :

- les courbes de sorption du Ca et du Cl révèlent que les deux sols étudiés rejettent ces deux ions dans la solution, se traduisant par une concentration plus élevée en fin de sorption, allant de 9 (sol A) à 6 (sol B) fois de la concentration initiale en Ca, contre 1,5 de la concentration initiale du Cl. Ce relargage est défini avec un coefficient de distribution nul ;
- le Mg est instantanément adsorbé par la matrice solide, induisant une concentration nulle dans le liquide. On lui attribuant un coefficient de partage infini (au sens mathématique), réellement cela est impossible, il est dû à la quantité insuffisante initialement introduite dans le système, empêchant ainsi l'élaboration d'une isotherme d'adsorption ;
- le sodium et le potassium sont les éléments les plus retenus par le sol, caractérisés par des coefficients de distribution différents : pour le Na, il est de 11,169 à 5,702, contre K qui avoisine 9,376 et 9,506 respectivement dans le sol A et B. cela nous renseigne sur :
 - l'effet de sélectivité en faveur du K, qui possède un rayon d'hydratation plus petit, donc il atteint facilement les sites d'échange ;
 - l'effet de concentration, qui augmente la rétention du Na en sol A ;
 - l'influence des constituants du sol sur l'adsorption, plus précisément le type d'argile et d'humus associé (qui offre des surfaces chargées plus importantes) ;

L'étude des isothermes d'adsorption permet de comparer le comportement de plusieurs éléments vis-à-vis d'un sol particulier et dans un contexte défini. La modélisation de ces isothermes permet d'accéder le cas échéant à la teneur à saturation du sol (Langmuir) et de traduire l'intensité de la rétention (Freundlich). Le coefficient de partage K_L ou K_F est un indicateur des interactions des éléments avec le sol.

CHAPITRE V

SUIVI DU LIXIVIAT DANS LE SOL : INFILTRATION ET IMPACTS

INTRODUCTION

Situé à l'interface entre l'eau, l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses fonctions : des fonctions économiques, écologiques et biologiques. Support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment : il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur, et filtre des pollutions.

Les activités humaines génèrent des déchets au sens large et produisent et utilisent des molécules susceptibles d'être toxiques tels que les hydrocarbures et les éléments traces métalliques (ETM). Ces derniers ne sont pas dégradés et s'accumulent dans le sol. Leur temps de rémanence dans le sol ainsi que leurs effets adverses potentiels sur la santé humaine font de leur présence dans le sol un problème actuel et à venir. Cette cinquième partie vient donc traiter ces questions, ayant pour but de rendre compte des modifications physico-chimiques des sols vis-à-vis du lixiviat brut généré par des déchets d'ordures ménagères. Elle est portée sur :

- le processus physique de l'eau pénétrant dans le sol à partir de sa surface : l'infiltration. Qui est une composante primordiale, ayant un lien étroit avec la nature des sols, définissant le contexte minéralogique et géochimique, mais aussi leur fonctionnement (circulation de l'eau et microstructures du sol) et son processus de redistribution dans les zones non saturées ;
- la redistribution chimique et physique des éléments traces métalliques. Cette redistribution peut avoir un impact non négligeable sur le fonctionnement du sol et la qualité des eaux de percolation, et permet d'évaluer la dynamique à plus ou moins long terme des contaminants métalliques de la surface vers la profondeur (mobilité) ou vers l'homme, le sol et les plantes ;

V.1. ETUDE DE L'INFILTRATION EN COLONNE DE SOL

V.1.1. PRINCIPE

Le sol est rarement un milieu homogène sur la totalité de son profil et la présence d'horizons en fait plutôt un milieu stratifié, donc hétérogène. L'infiltration dans de tels milieux a été décrite dans plusieurs publications de physique du sol, il est néanmoins utile et intéressant d'étudier l'infiltration dans des milieux homogènes. Parce que ce type de milieux peut être considéré comme une approximation satisfaisante de la couche cultivée du sol [13].

Nos travaux sont fondés sur des expériences en colonnes, à l'échelle du laboratoire, avec des milieux poreux non saturés. Le sol est considéré comme un milieu homogène à une échelle dite macroscopique. Concernant l'utilisation de colonnes de sol remanié, quelques auteurs indiquent que le principal inconvénient est la modification des propriétés du sol (séchage et l'homogénéisation). Ce choix pratique intervient lors du transport difficile des colonnes de sol intact du terrain au laboratoire, toutefois, les colonnes de sol intact ne sont pas adéquates pour estimer les paramètres de sorption du sol à cause des chemins du flux préférentiel.

L'objectif du présent essai est :

- de suivre les distributions spatio-temporelles des teneurs en eau au cours de l'infiltration et phénomènes associés;
- l'étude d'impact de l'infiltration du lixiviat sur les paramètres physico-chimiques du sol ;

V.1.2. PROTOCOLE ET DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Le dispositif expérimental utilisé dans les essais d'infiltration (Fig.46)) comporte :

- un ensemble de 5 anneaux de 11 cm de diamètre intérieur et de 10 cm de hauteur s'emboîtant les uns dans les autres pour former la colonne de 50 cm de haut ;
- une quantité de sol qui est de 6 kg pour le type A contre 5,8 kg pour le type B ;
- un grillage surmonté d'un gravier d'épaisseur 2cm, en bas de colonne ;
- la hauteur de sol disponible dans la colonne est de 45 cm, ce qui laisse 3 cm à partir de la basse supérieure à la surface du sol considéré, les conditions initiales des sols sont données dans le tableau 26 ;

L'essai est conduit comme suit :

- versement d'un volume connu de lixiviat (250 ml) à chaque pas de temps, sur l'ensemble des colonnes (6 colonnes par type de sol) ;
- démontage d'une colonne avant chaque apport, échantillonnage des sols pour la détermination des paramètres physico-chimiques (Fig.46) ;
- récupération des percolats dans des béccher, procéder à l'analyse chimique ;

Tableau 26 : Conditions initiales de l'essai d'infiltration

Paramètre	pH _{eau}	Ce (mS/cm)	θ _i (cm ³ /cm ³)	da	Ksat* (m/j)
Sol A	8,01	0,12	0,11	1,24	3,92
Sol B	8,44	0,19	0,17	1,15	7,64

* Les valeurs de Ksat (mesurées sur la terre fine) sont majorées de 21% pour le sol A, et 13% pour le sol B, cela en tenant en considération la fraction des éléments grossiers, qui modifie la perméabilité des sols.

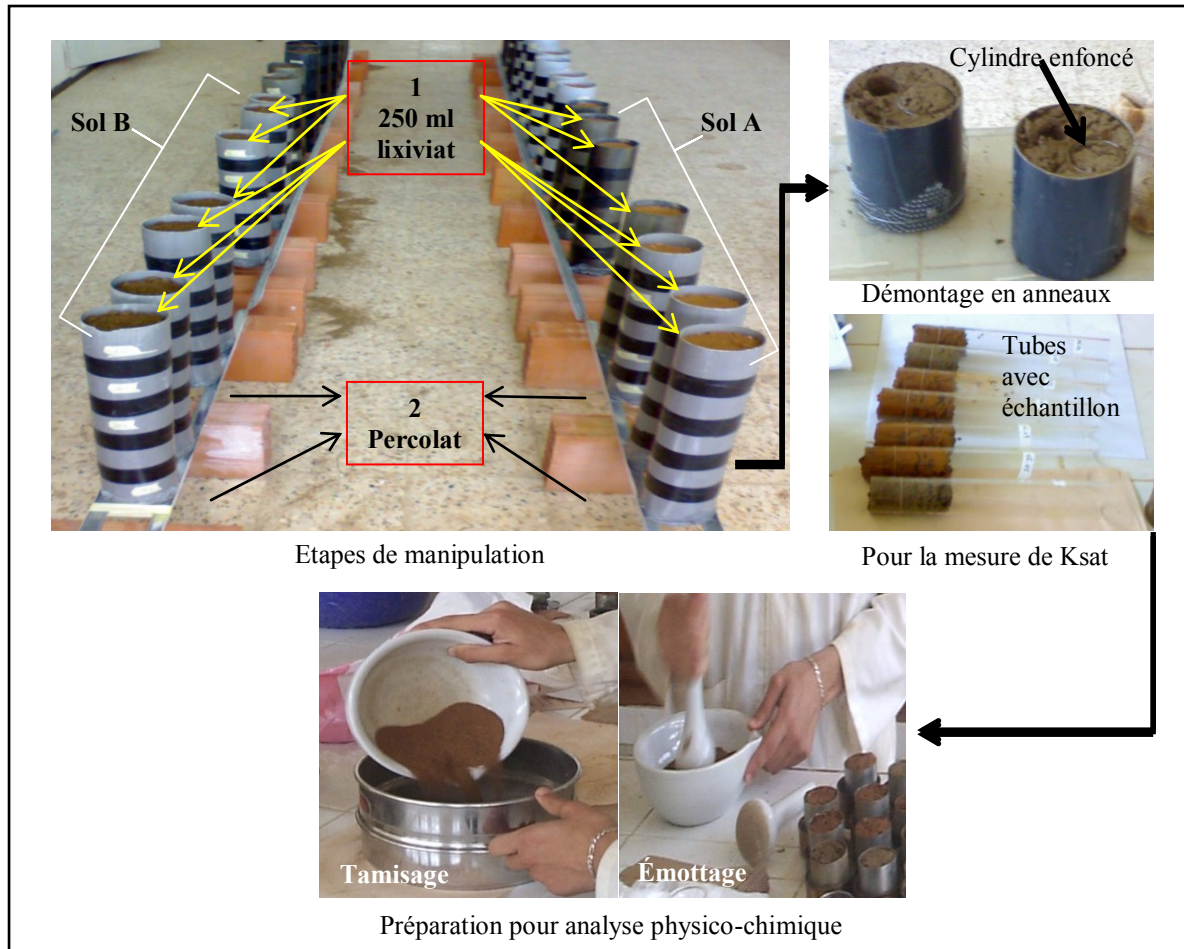


Fig.46. Montage expérimental et échantillonnage

Le planning de l'essai ainsi que les résultats d'analyse physico-chimique sont regroupés dans l'Annexe 10.

V.1.3. ANALYSE DES PROFILS HYDRIQUES

Pour chaque sol, les variations des teneurs en eau volumiques (déterminés par la méthode gravimétrique) sont représentées en fonction de la profondeur Z pour un pas de temps donné.

La figure 47 présente l'évolution des profils hydriques dans le sol A, on observe alors : une humidification des horizons de surface, tout en avançant lentement et progressivement en profondeur, avec des teneurs en eau considérables (40%). L'eau est sortie après 1,95 jour, mais le sol continu encore de retenir l'eau à chaque instant, jusqu'à une teneur volumique uniforme ($0,37 \text{ cm}^3/\text{cm}^3$) sur toute la hauteur de la colonne, correspondant à $t = 2,24$ jours. Après 5,06 jours, on constate une légère diminution de θ_v de la surface, due aux pertes par évaporation et au transfert en profondeur.

En revanche, les profils hydriques du sol B (Fig.48) avancent plus rapidement, traduisant une faible rétention et un drainage rapide. On remarque des teneurs de 34% en surface, 27% au milieu et 37% en moyenne en bas de colonne. Le lixiviat est sorti de la colonne après 0,77 jours d'infiltration, or, on remarque une faible augmentation de la quantité d'eau retenue en surface, face à une rétention importante à 42 cm, cela traduit l'état de compaction du sol, qui augmente en profondeur, réduisant ainsi sa perméabilité.

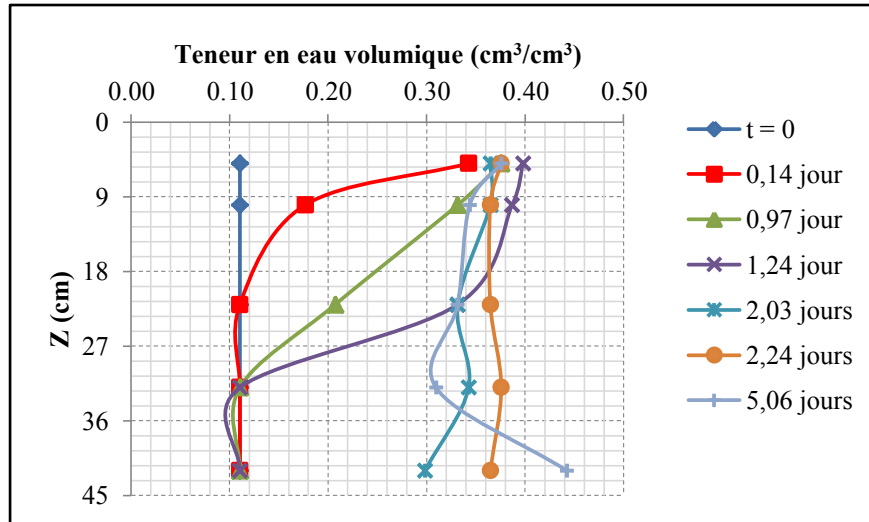


Fig.47. Profils hydriques - Sol A-

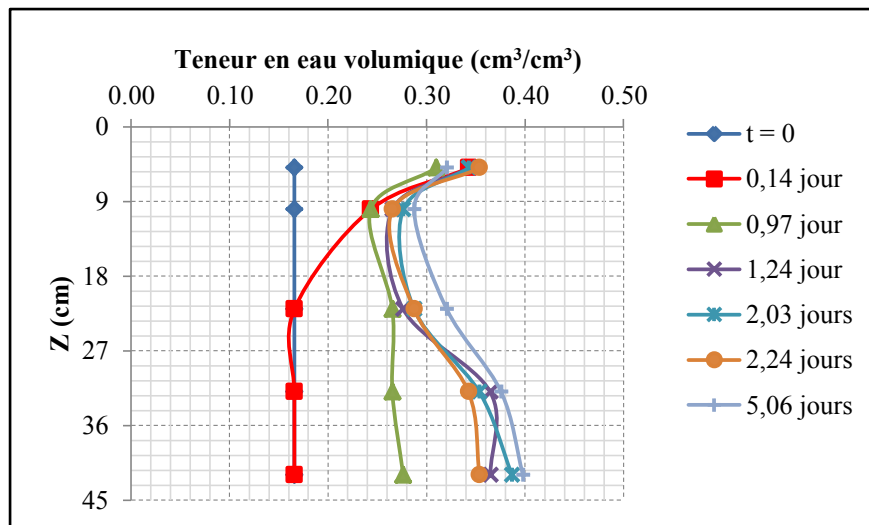


Fig.48. Profils hydriques - Sol B-

La comparaison entre ces deux sols permet de mettre en évidence :

- que le comportement au drainage des milieux, est en accord avec une taille de pore relativement élevée et homogène pour le type B et plutôt étalée avec une présence plus limitée de macropores pour A, donnant une plus faible rétention en eau pour le premier et une plus grande capacité pour le second ;
- que l'accumulation de l'eau en bas de colonne à des teneurs maximales proches de la saturation, avec 0,44 pour le sol A contre 0,40 pour le sol B, se justifie par la forte densité du sol à ce niveau, donnant lieu à un réarrangement des particules solides sollicitées par différents facteurs physico-chimique (poids de l'eau, dispersion et défloculation) ;
- que les forces de rétention sont d'autant plus importante dans le sol A que dans B, elles dépendent de la porosité, présence de minéraux argileux et aux substances dissoutes ;

V.1.4. EVOLUTION DES PROPRIETES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL

V.1.4.1. Densité apparente (da)

L'état de l'évolution de la densité apparente des sols A et B, se présente respectivement dans les figures 49 et 50. Comme on le remarque, sa distribution dans le profil à pas de temps distincts présente une allure très variable tant en horizon de surface qu'en profondeur, avec une augmentation de la densité, estimé à 11% pour le sol B contre 30% dans le sol A. Cet état de modification de la répartition des particules solides se manifeste dans divers cas qu'on cite :

- phénomène de tassement induit par l'état de contraintes auxquelles sont soumises les particules du sol, supportant ainsi le poids du solide en dessus et de celui de l'eau infiltrée ;
- rétention et piégeage des matières sèches contenues dans le liquide par les horizons de surface, augmentant alors le poids sec par unité de volume ;
- lessivage des particules fines du sol en profondeur, emportées par l'écoulement de l'eau ;

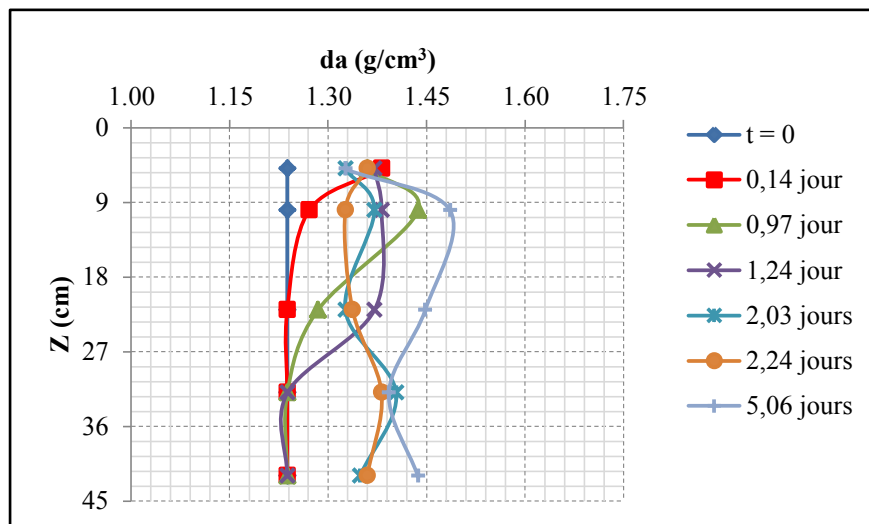


Fig.49. Profils de densité apparente - Sol A-

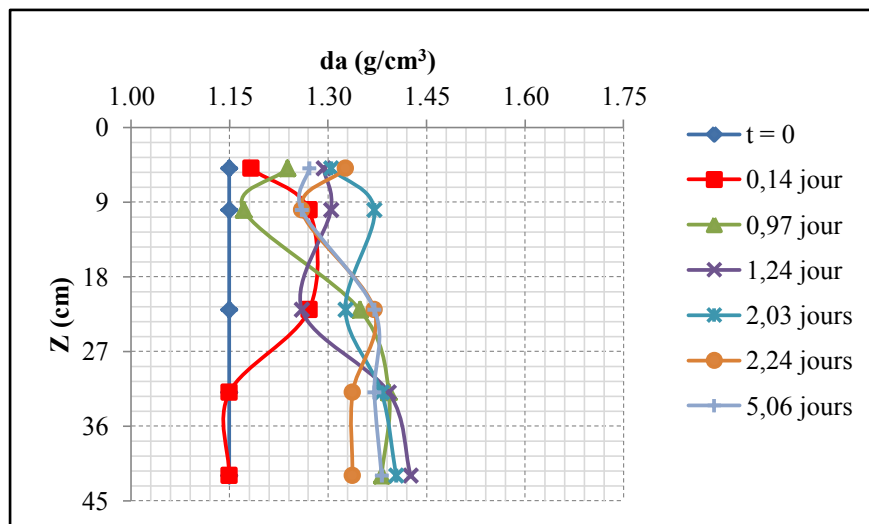


Fig.50. Profils de densité apparente - Sol B-

V.1.4.2. Porosité totale (n)

L'étude de la variation du profil poral en profondeur, se présentant dans les figures 51 et 52, associées respectivement au sol A et B, montre un comportement analogue aux variations de la densité, reliées étroitement et inversement proportionnel. Ce paramètre est une conséquence directe de la densité, présentant divers enjeux, parce qu'il conditionne l'état d'aération du sol, disponibilité et rétention en eau et son mouvement (vitesse d'infiltration). On constate que :

- le sol A présente une porosité importante (50%), d'ordre textural (porosité microscopique), et en partie par la fraction grossière, par contre le sol B offre une porosité de 43%, dues essentiellement à l'état structural (porosité macroscopique), qui se justifie aussi par la percolation rapide de l'eau et sa faible rétention par le sol ;
- l'état de porosité influence les forces agissant sur l'eau. En effet, plus le diamètre équivalent des pores et petit plus les forces capillaires sont importantes d'où une capacité de rétention considérable, dans le cas contraire, l'eau est soumise à la gravité et percole ;

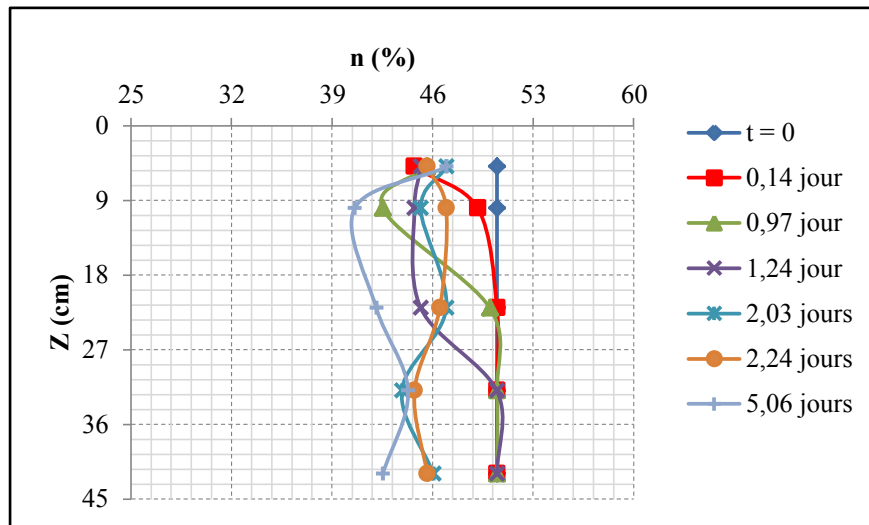


Fig.51. Profils de porosité totale - Sol A-

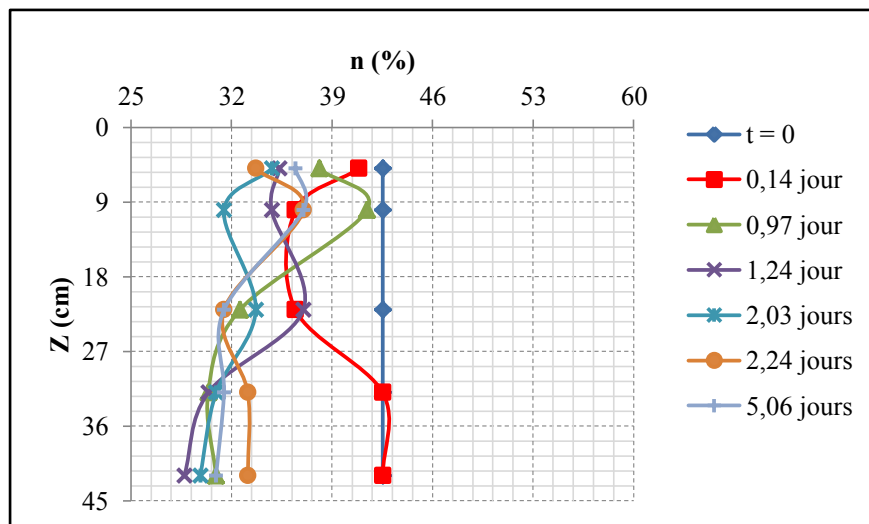


Fig.52. Profils de porosité totale - Sol B-

V.1.4.3. Conductivité hydraulique à saturation (K_{sat})

Les deux sols A et B étaient initialement perméable à très perméable respectivement, or l'infiltration du lixiviat a engendré des variations sur tout le profil de la colonne, telles représentées dans les figures 53 et 54. L'évolution de cette propriété reflète clairement que le lixiviat a contribué à la dégradation des sols, on peut alors constater que :

- en surface, la perméabilité diminue rapidement, l'eau continue de s'infiltrer doucement, en affectant ainsi la perméabilité au fond, ou elle est plus minime. Cependant, l'application des lixiviats peut entraîner un colmatage important du sol en raison de la charge en MES et en matières organiques.
- la réduction de la perméabilité est élevée, avec 97% pour le sol A à 90% pour B. Les deux sols évoluent vers le même ordre de grandeur, soit 0,01 m/j dans A contre 0,09 m/j dans B, donnant ainsi respectivement un taux de perméabilité très faible à faible ;

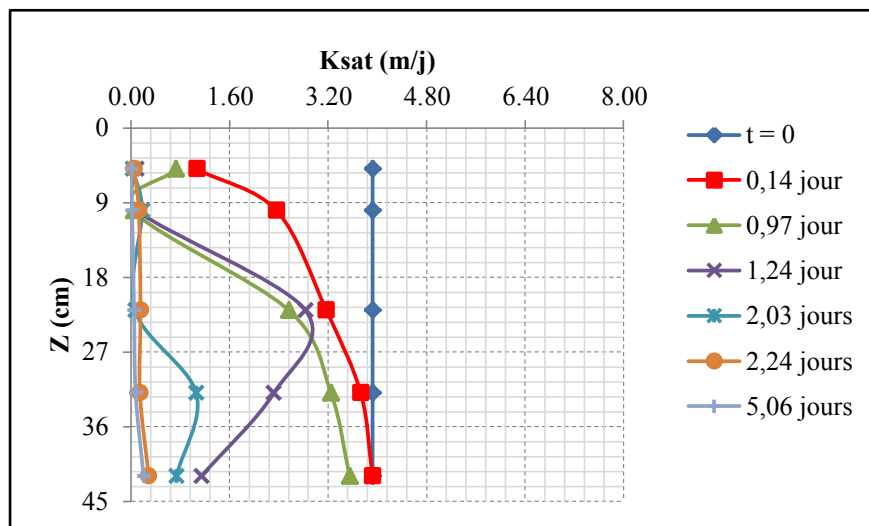


Fig.53. Profils de conductivité hydraulique à saturation - Sol A-

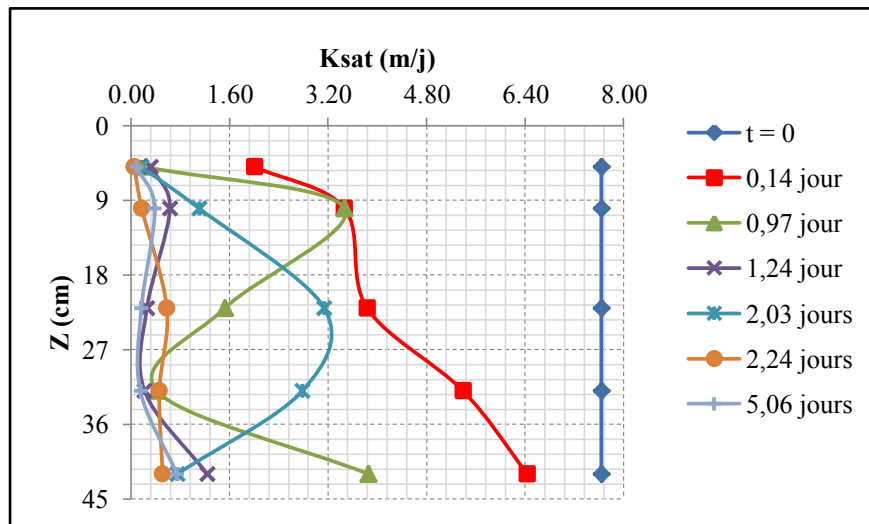


Fig.54. Profils de conductivité hydraulique à saturation - Sol B-

V.1.4.4. Potentiel d'hydrogène (pH)

Les figures 55 et 56 représentent l'évolution spatio-temporelle du pH lors de l'infiltration du lixiviat dans les sols A et B respectivement. Aux premiers instants d'infiltration, on remarque clairement une légère diminution du pH, après 1,24 jour, cette chute à atteint un seuil limite de 7,24 pour A et 7,28 pour B, donnant ainsi un caractère neutre aux sols. Après ce temps, les sols ont tendance à s'alcaliniser, le pH oscille entre l'état initial et l'état limite inférieur.

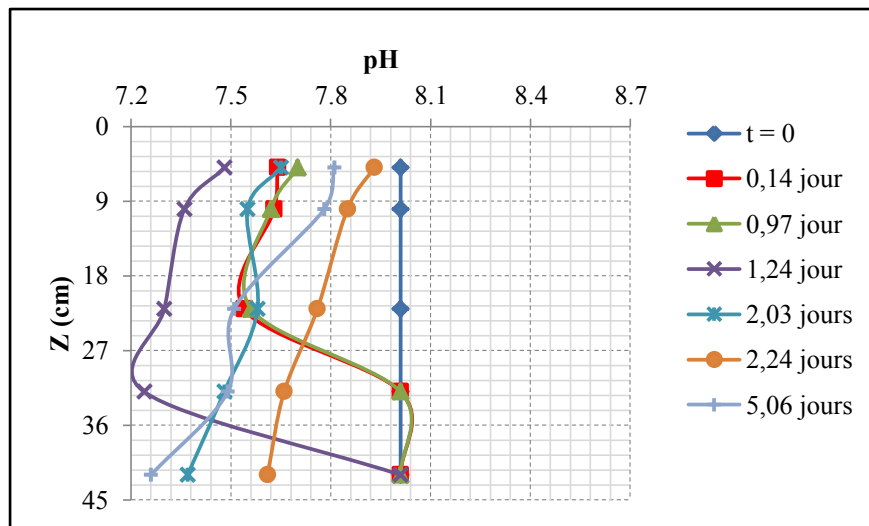


Fig.55. Profils de pH - Sol A-

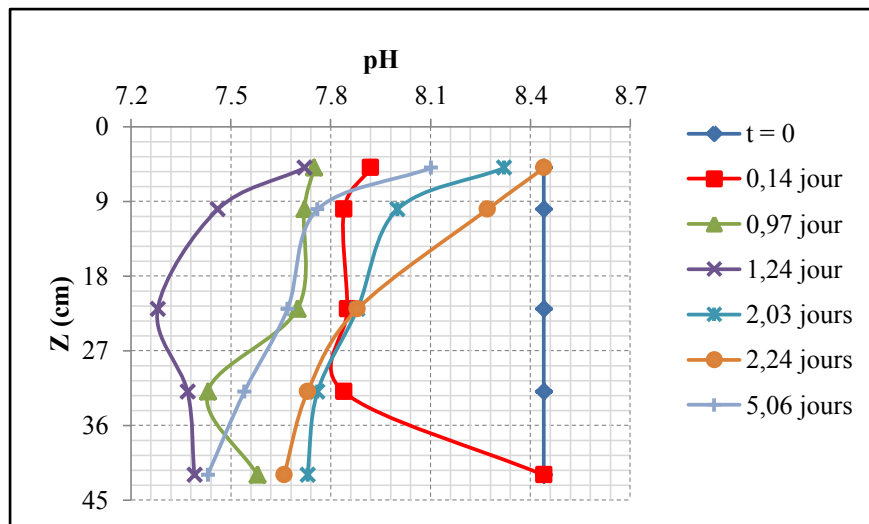


Fig.56. Profils de pH - Sol B-

L'analyse des différents profils du pH, donne lieu à ces constatations :

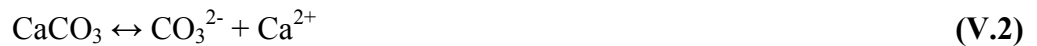
- le pH évolue progressivement du haut en bas, les horizons profonds montre un pH plus réduit, cette tendance à s'acidifier est engendré par :
 - le lessivage par les eaux de percolation : plus l'eau s'infiltré, plus le lessivage est important et plus le pH a tendance à être neutre, les protons s'accumule au fond ;

- la décomposition de la matière organique libère des H⁺ qui réduit l'alcalinité du sol ;
 - l'apport de certains éléments azotés acidifie le sol (ex. l'ammonitrate – NH₄⁺ NO₃⁻) ;
- les deux sols ont un caractère tampon. Capacité du sol à s'opposer aux variations du pH, il y a plusieurs systèmes tampons :

1. La matière organique : les acides faibles (groupes fonctionnels) sont plus ou moins protonisés.



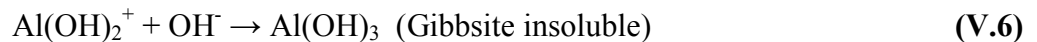
2. Le système (CaCO₃ – CO₂ – H₂O) :



Un apport d'acide va provoquer la consommation de calcaire → les protons sont fixés aux ions hydrogénocarbonates.

→ Pas de variation de pH, mais une diminution de la teneur en CaCO₃, tant qu'il y a du calcaire le pH ne descend pas en dessous de 7.

3. Rôle de l'Al en sols neutres à alcalins (pH > 7) :



En sol calcaire, le pH à peu d'intérêt (car il est en général compris entre 7,9 et 8,5) [6], par contre il est universellement reconnu comme un facteur d'importance primordiale pour :

- la mobilité des éléments traces et leur rétention par la phase solide (Tableau 27). En règle général, plus le pH est bas et plus le taux de saturation du complexe argilo-humique risque d'être bas ;
- la biodisponibilité des éléments nutritifs des plantes ;
- l'activité des micro-organismes du sol ;

Tableau 27 : Effets du pH sur la mobilité des ETM du sol [57]

Mobilité relative	pH	
	Neutre-alcalin	Acide
Très haute	Se, Mo	B
Haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Mn
Moyenne	Mn	Cu, Al, Pb, Cr
Basse	Pb, Fe, Zn, Cd	Fe(III)
Très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo, Se, As

V.1.4.5. Conductivité électrique (Ce)

L'évolution de la conductivité électrique du sol au cours de l'infiltration est obtenue à partir de l'extrait dilué, et représentée sur les figures 57 et 58 pour les types A et B, respectivement. Aux premiers instants d'infiltration et jusqu'à la sortie de la solution (1,95 jour pour A et 0,77 jour pour B), on remarque une distribution des conductivités électriques sur toute la colonne qui correspond à une distribution du soluté dans la colonne. A partir du moment de la sortie de solution, on remarque un mouvement d'ensemble (convection) plus une faible dispersion du soluté dans le sol. En analysant les profils, on constate :

- que le soluté suit le mouvement de l'humidité, mais en avançant plus rapidement, jusqu'à une limite, où il sera lessivé malgré l'humidité proche de la saturation ;
- que l'accumulation de soluté se fait en profondeur pour le premier sol et en surface pour le deuxième, effet du lessivage associé à la perméabilité donc la rétention du soluté ;
- une augmentation considérable de la Ce des sols, allant de 2,8 mS/cm pour A contre 1,82 mS/cm pour B, soit une élévation de 23 à 10 fois la valeur initiale, respectivement ;

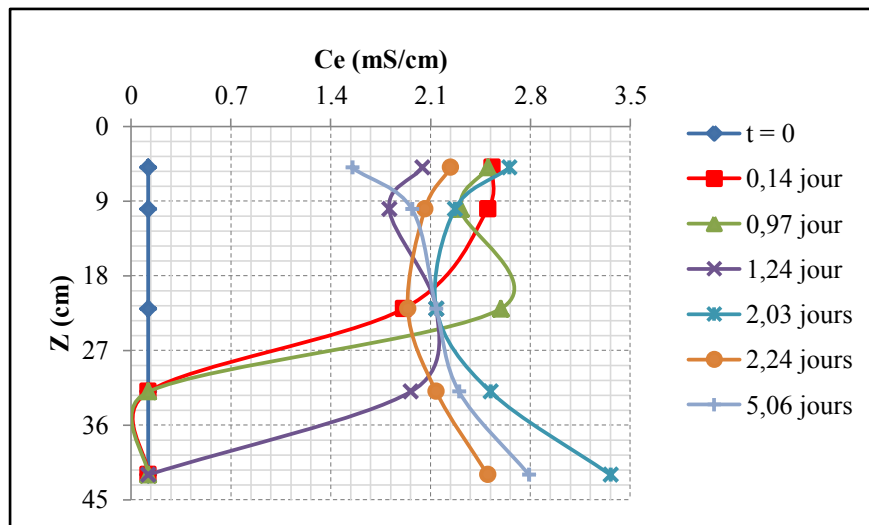


Fig.57. Profils de conductivité électrique - Sol A-

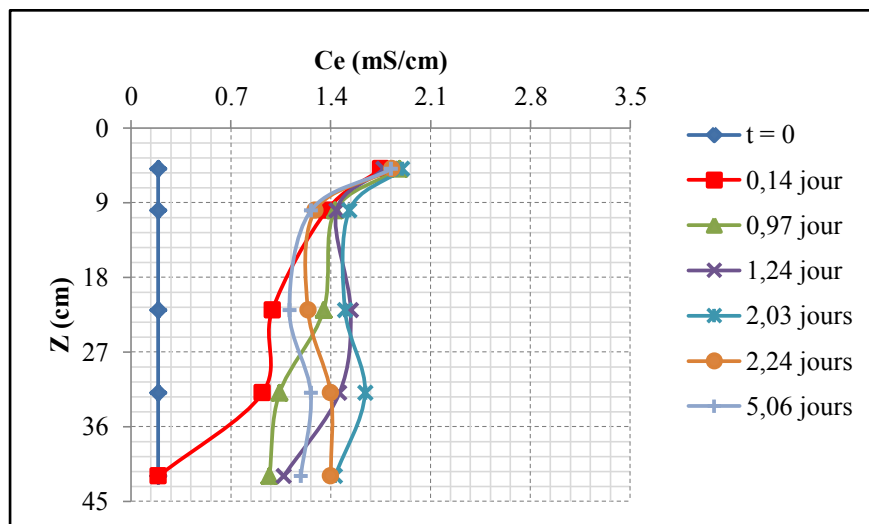


Fig.58. Profils de conductivité électrique - Sol B-

V.1.5. QUALITE DES EAUX DE PERCOLATIONS

V.1.5.1. Volume percolé

Les eaux de percolations sont récoltées après chaque apport du lixiviat. Les percolats sont filtrés à 0.45 µm et stockés en fioles, elles même gardées au frais (5 °C). Ces échantillons sont séparés en deux : ceux destinés aux analyses de pH et Ce et ceux destinés aux analyses d'éléments traces métalliques. Les échantillons destinés au dosage des éléments traces métalliques sont acidifiés par de l'acide nitrique HNO₃ concentré (1 mg d'acide pour 20 mg d'eau) de façon à obtenir un pH d'environ 1. Les eaux de percolations sont volumées à l'aide d'une éprouvette graduée. On donne les résultats dans le tableau suivant :

Tableau 28 : Volume et qualité des percolats

Temps (h)		0*	3	9	27	57
Sol A	V (ml)	-	-	-	29	254
	pH	10,24	-	-	7,89	7,65
	Ce (mS/cm)	6,94	-	-	11,45	11,98
Sol B	V (ml)	-	40	210	217	218
	pH	10,24	8,26	7,74	7,72	8,05
	Ce (mS/cm)	6,94	1,44	2,03	3,25	4,36

*le temps de référence correspond au début de l'essai d'infiltration, le pH et la Ce à ce temps correspondent aux valeurs initiales.

Le tableau ci-dessous renseigne sur :

- la perméabilité des sols, qui est plus grande pour le sol B, correspondant à une sortie de l'eau après 3h, par contre dans le sol A, on a eu une percolation après 27h ;
- l'état d'humidité, qui est plus importante en sol A qu'en B, justifié par les volumes percolés, qui dépassent les 200 ml, après 57 h pour A, et 9 seulement pour B, avec un taux de rétention de 81% et 55%, respectivement;
- la réduction du pH du lixiviat à la neutralité approchée, en passant sur une épaisseur de sol de 45 cm. Par conséquent, l'effet du sol est favorable et important sur le pH ;
- l'effet du sol sur la rétention du soluté, qui joue un double impact, en retenant des quantités considérables (telles représentées dans les profils de conductivité électrique), celui-ci favorise le lessivage de ces sels, qui se traduit par une minéralisation très élevée en passant par la texture sablo-limoneuse à élevée en sol sablo-argileux ;

V.1.5.2. Concentration en ETM

Pour l'évaluation de l'effet du sol sur la rétention des ETM, on a procédé aux analyses des percolats, pour identifier les éléments traces les plus adsorbés, ainsi que leur aptitude au lessivage. Les éléments suivis sont : Fer (Fe), Arsenic (As), Cuivre (Cu), Plomb (Pb), Manganèse (Mn), Zinc (Zn), et le Chrome total (Cr), les résultats sont regroupés dans l'annexe 10. Ci-après, leur évolution est représentée sous forme graphique, ayant pour abscisse le temps en heure, et en ordonné le flux massique cumulé du percolat et de l'apport.

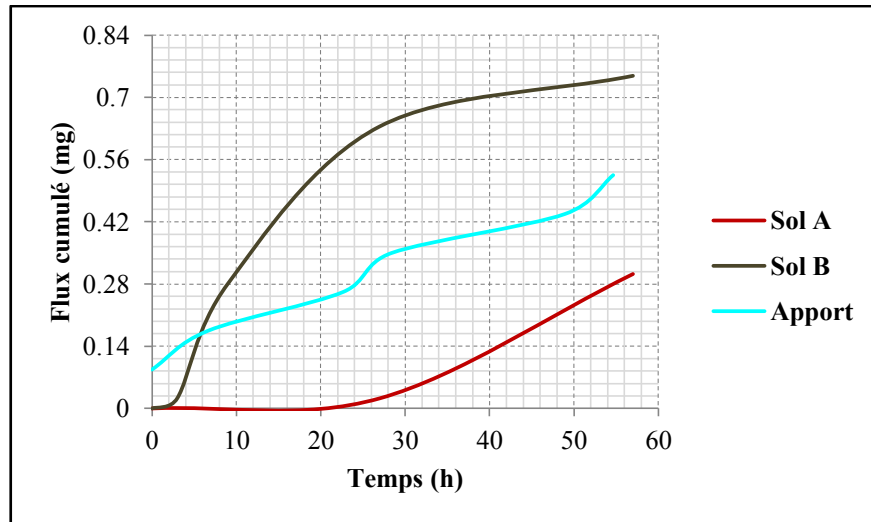


Fig.59. Flux cumulés du Fer exportés via les eaux de percolation

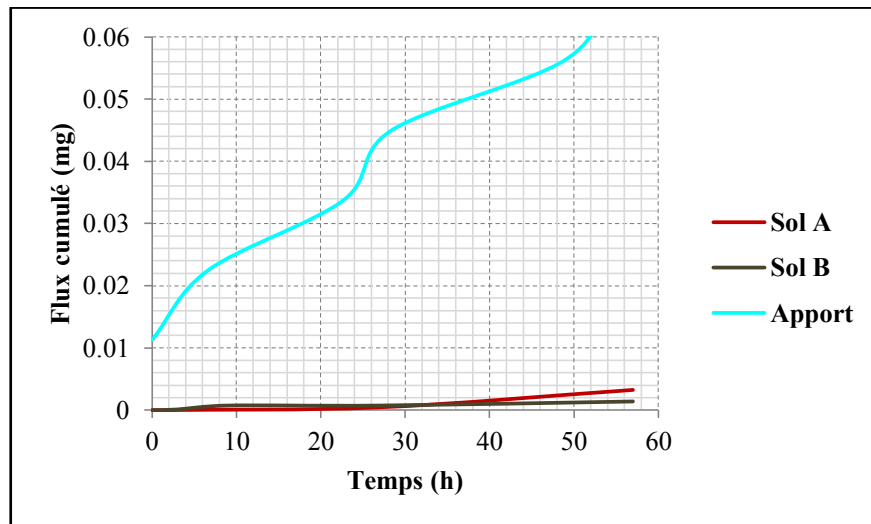


Fig.60. Flux cumulés de l'Arsenic exportés via les eaux de percolation

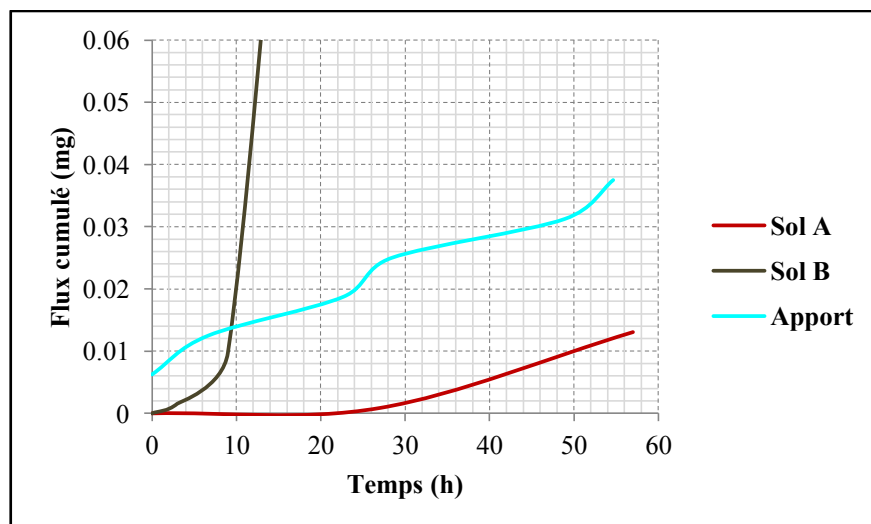


Fig.61. Flux cumulés du Cuivre exportés via les eaux de percolation

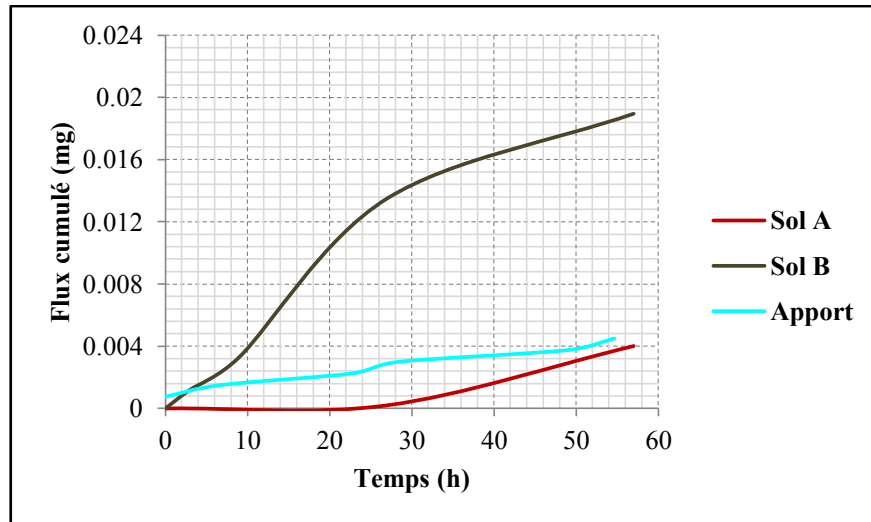


Fig.62. Flux cumulés du Plomb exportés via les eaux de percolation

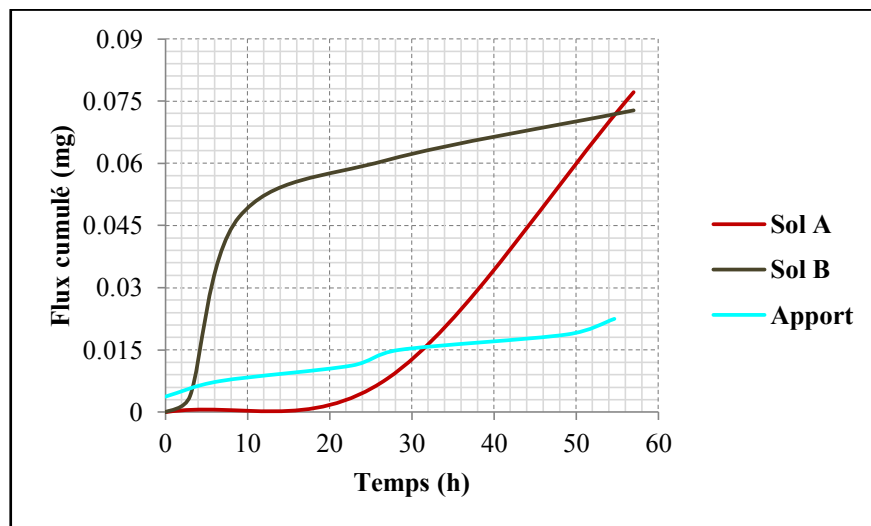


Fig.63. Flux cumulés du Manganèse exportés via les eaux de percolation

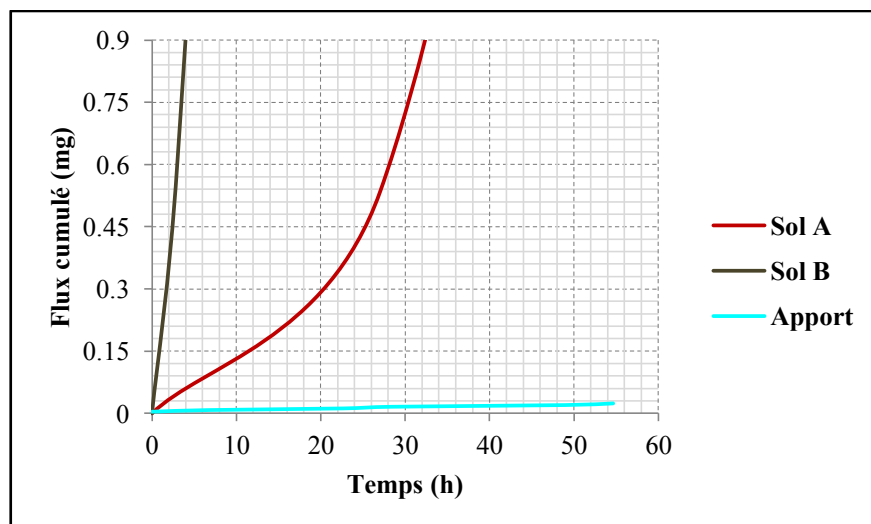


Fig.64. Flux cumulés du Zinc exportés via les eaux de percolation

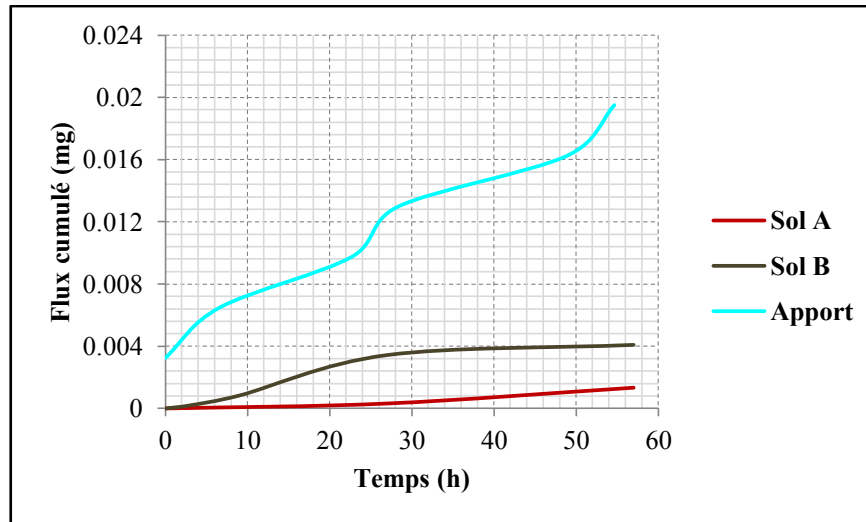


Fig.65. Flux cumulés du Chrome total exportés via les eaux de percolation

Après l'analyse des différentes figures, on peut constater :

- que les éléments retenus par le sol A en ordre croissant sont: Pb, Fe, Cu, Cr et As, tandis que ceux relargués sont : Mn et Zn. Leur évolution varie beaucoup :
 - le Cu, Fe et Pb suivent la même variation, dès les premiers instants, on observe une courbe de pente proche de zéro, reflétant une rétention importante des trois éléments, après ce temps (20h), la variation suit une droite de pente $> 0,5$, traduisant une faible adsorption. On caractérise les trois éléments traces par leur % de rétention, soit 65, 42 et 11, respectivement. Par contre, l'As et le Cr sont associés, présentant une évolution uniforme en suivant une droite de pente faible, renseignant sur la forte affinité du sol à ces deux éléments. On estime le taux de rétention à 95% et 93%, respectivement pour As et Cr ;
 - Au contraire, le Zn et Mn ont des concentrations élevées dans les percolats, cette augmentation est résultante du déplacement de ces éléments de la phase solide à la phase liquide. Ils suivent plutôt une forme parabolique concave, caractérisé par une croissance rapide pour le Zn, indiquant un relargage important allant jusqu'à 135 fois l'apport total, tandis que la quantité lessivée de Mn a atteint 3 fois celle introduite durant l'essai, son évolution se caractérise par une faible rétention en début, puis elle varie brusquement selon une droite de pente importante dépassant l'apport total ;
- que les deux éléments As et Cr sont les seuls retenus par la matrice solide B, or les autres sont relargués en proportions variables, qu'on cite par ordre décroissant : Zn, Cu, Pb, Mn, et Fe.
 - L'As et le Cr suivent des comportements différents. En effet, le premier est rapidement adsorbé jusqu'à sa disparition totale en solution de sortie tout le long l'essai, présentant ainsi un taux de rétention très élevé de 99%, par contre le second présente une rétention aussi considérable, qui est plus importante en premiers instants, en diminuant lentement pour atteindre un palier après 35h, aucune évolution temporelle, caractérisée par un taux de rétention de 79% ;

- En contrepartie, l'ensemble des ETM relargués se partagent en deux sous-ensembles, distingués par une évolution particulière.
 1. Le Fe, Mn et Pb présentent deux phases de variations, l'une caractérisant une progression rapide du flux cumulé, l'autre se poursuit lentement justifiant un flux moins variable. L'importance de ces deux phases et l'écart entre le flux cumulé lessivé et celui apporté sont conditionnés par le taux relargage relatif, qui est de 4, 3 et 1,43 fois plus par rapport aux quantités initiales, respectivement pour Pb, Mn et Fe ;
 2. L'évolution du Zn et Cu marque un relargage important. Le sol présente une rétention temporaire du Cu en premiers instants (moins de 10h). Après ce temps, la concentration dans les percolats évolue rapidement décrivant une droite de grande pente (proche de 1), la même constatation est observée pour le Zn dès le premier lessivage, d'où un rapport du flux (lessivé/apporté) égal à 538 face à 7 pour le cuivre ;

V.1.5.3. Bilan entrée-sortie

Des bilans d'exportation des différents éléments dans le système sont réalisés pour les deux modalités de sols (Tableau 29). Ces bilans permettent de quantifier les flux sortant par rapport à la matrice sol.

Tableau 29 : Bilan de sortie des ETM par lessivage pour les deux sols

ETM	Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr _T
Sol A							
Apportés (mg)	0,525	0,068	0,038	0,005	0,023	0,024	0,020
Lessivés (mg)	0,303	0,003	0,013	0,004	0,077	3,232	0,001
Retenus (mg)	0,222	0,064	0,024	0,000	<u>-0,055</u>	<u>-3,208</u>	0,018
Sol B							
Apportés (mg)	0,525	0,068	0,038	0,005	0,023	0,024	0,020
Lessivés (mg)	0,748	0,001	0,251	0,019	0,073	12,909	0,004
Retenus (mg)	<u>-0,223</u>	0,067	<u>-0,213</u>	<u>-0,014</u>	<u>-0,050</u>	<u>-12,885</u>	0,015

Le tableau ci-dessus conclut que :

- les sols ont un effet important sur la rétention de l'As et du Cr, donc ils sont moins mobilisés en solution ;
- la remise en solution du Zn est d'autant plus grande en B qu'en A, ainsi que plus que Cu et Pb, cet apport important est externe, provenant de plusieurs sources possibles : axe routier par gaz d'échappement et pneus (Pb, Zn), matières fertilisantes (Cr, Cu, Pb, Zn), épandage de déchets ;
- en conditions d'aération limitantes résultant d'une perméabilité faible, les composés du manganèse sont réduits et solubilisés ; ils libèrent donc les éléments-traces qui leur étaient associés ;

V.2. RETENTION ET MIGRATION DES ETM EN CONDITIONS PROCHES DE SATURATION

V.2.1. PRINCIPE

Dans cet essai nous allons étudier le mouvement de soluté lors de la percolation du lixiviat et lorsqu'il est en contact avec le sol en conditions proche de saturation.

Pour réaliser cette étude, le lixiviat est prélevé régulièrement lors des essais de percolation au cours des essais d'infiltration. La solution sortante de la colonne est recueillie dans des béciers à intervalles distincts de temps. L'analyse chimique des liquides de ces béciers permet de déterminer l'évolution de la concentration au cours de la percolation de lixiviat. Les courbes des concentrations en fonction du temps permettent d'étudier l'interaction du lixiviat avec la couche du sol.

V.2.2. PROTOCOLE EXPERIMENTAL

L'essai est conduit comme suit :

- mette les colonnes de sol dans des jerricanes remplies à 1/5 de son volume, afin de saturer les milieux poreux en eau par capillarité (Fig.66) ;
- on augmente le niveau d'eau des jerricanes à fur et à mesure que le sol se sature jusqu'à ce que l'eau apparait en surface, on juge une saturation complète après un temps de 36h à 48h ;
- ensuite, on met les colonnes à égouttage, pour avoir un taux d'humidité à la capacité au champ, estimé réalisable après 6h à 10h de percolation (Fig.66) ;
- l'essai consiste à verser une quantité de lixiviat, en traversant le sol, ressort en bas avec une qualité très variable, c'est ce qu'on va étudier par analyse chimique des percolats ;

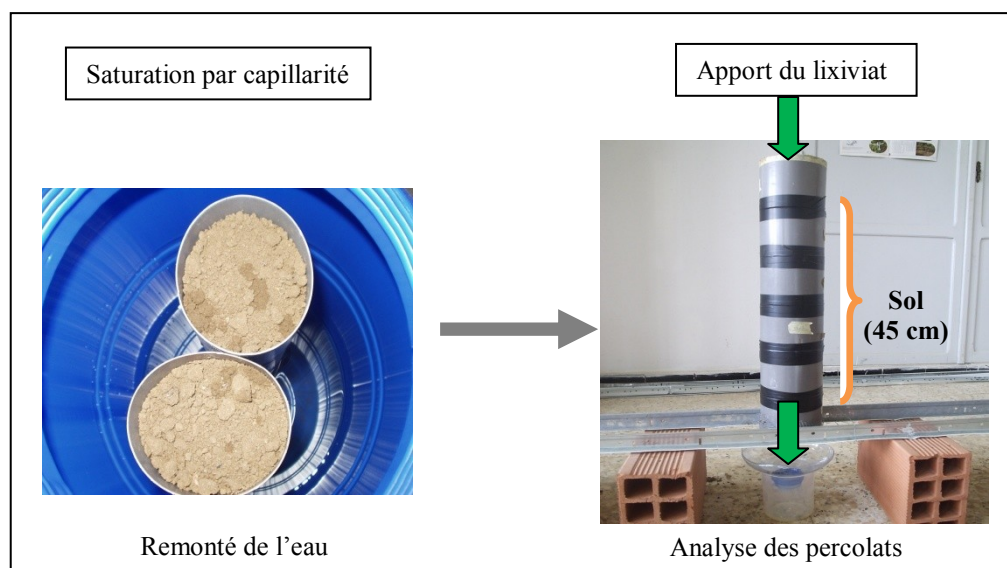


Fig.66. Dispositif d'étude de la migration des ETM

V.2.3. EXPRESSION ET DISCUSSION DES RESULTATS

Les résultats de l'expérimentation sont regroupés dans l'annexe 11. Leur interprétation s'avère très indispensable, d'où on préconise une représentation graphique portant sur :

- l'évolution du pH et de la conductivité électrique des solutions de sortie ;
- le taux de rétention ou de relargage des sols vis-à-vis des différents éléments traces métalliques ;

V.2.3.1. Evolution du pH et Ce

Les deux sols ont un effet important sur la régulation du pH des percolats (Fig.67), présentant un pouvoir tampon au environ de 8. En revanche, l'évolution de la Ce est très particulière, en suivant deux comportements opposés dans les deux textures, caractérisant un relargage important dans A et une rétention importante dans B, justifiés par la forme convexe et concave des courbes en premiers volumes, puis elle évolue vers un équilibre après un $V = 0,6$ l.

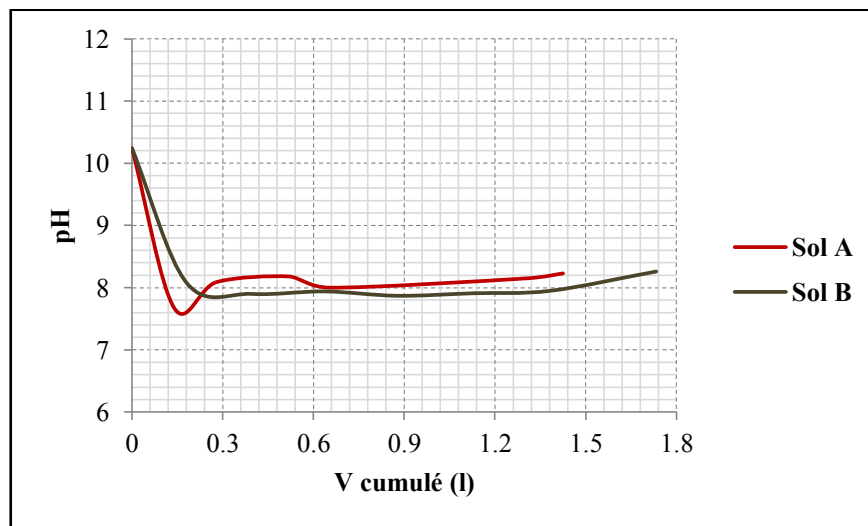


Fig.67. Variation du pH des percolats en fonction de leur volume cumulé

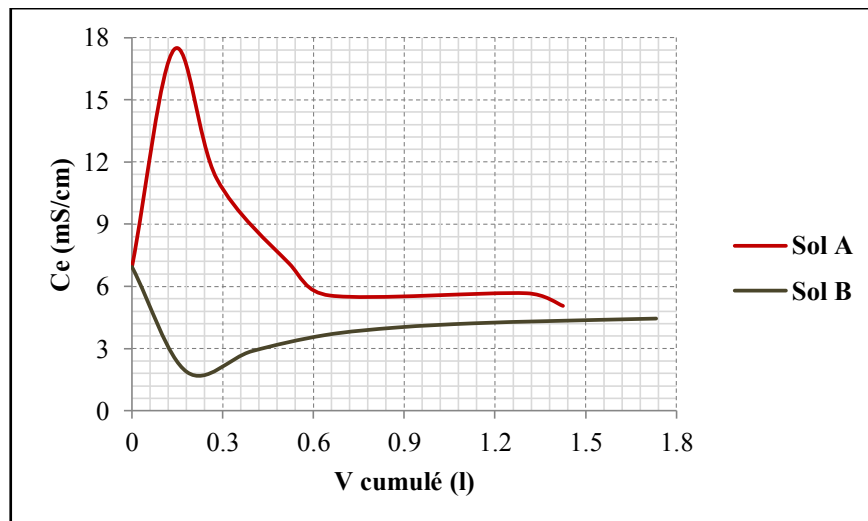


Fig.68. Variation de la Ce des percolats en fonction de leur volume cumulé

V.2.3.1. Bilan d'exportation des ETM

La caractérisation de l'aptitude des sols à la rétention ou au relargage des ETM passe par l'étude des flux exportés par percolation, qui se traduit par l'expression du bilan massique entrée-sortie. Ce bilan est réalisé pour deux situations représentées dans les figures 69 et 70, elles se distinguent par l'apport du lixiviat qui est de :

- 1,5 L dans le premier cas ;
- 2,5 L dans le deuxième cas ;



Fig.69. Bilan entrée-sortie des ETM avec apport de lixiviat de 1,5 L

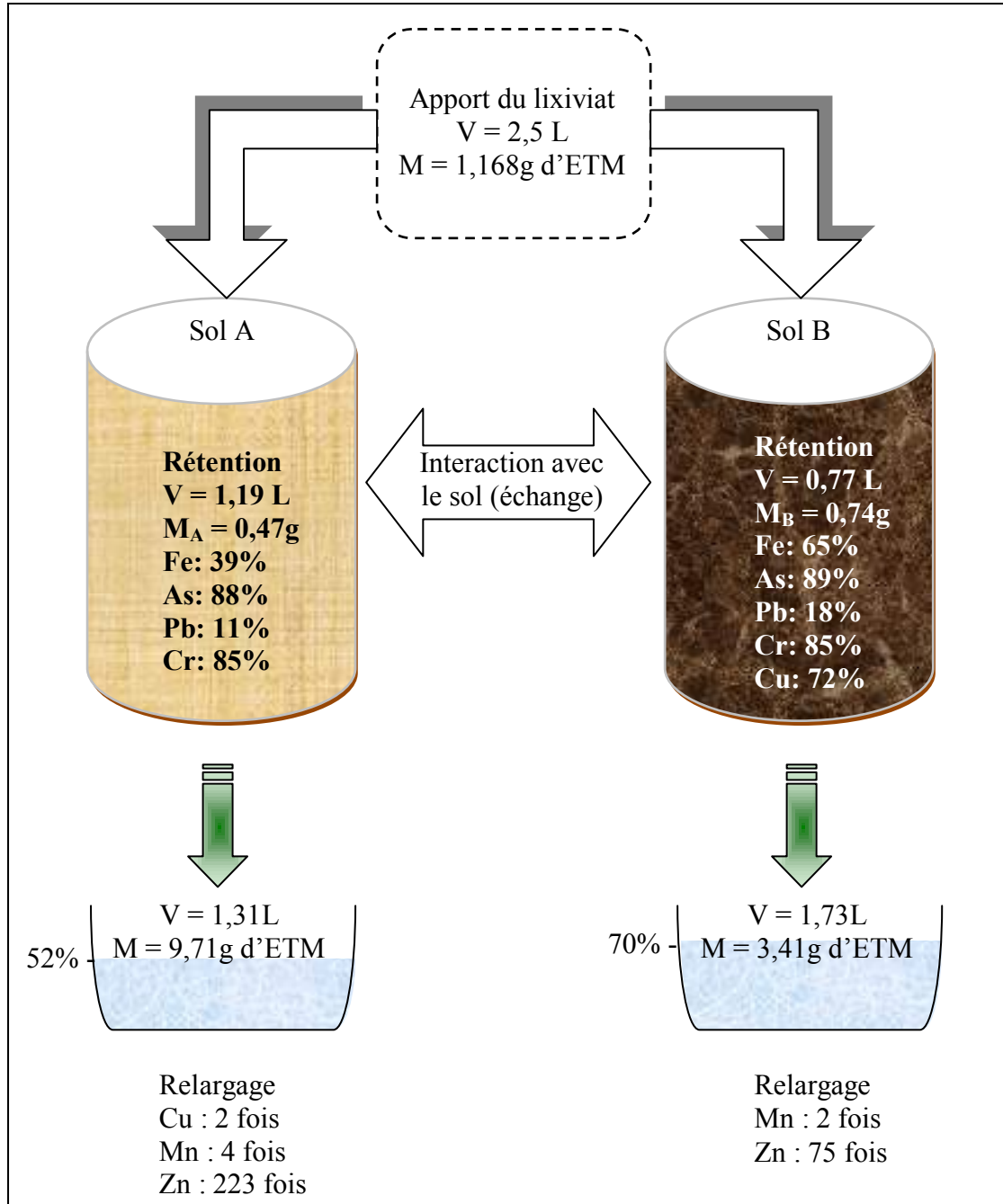


Fig. 70. Bilan entrée-sortie des ETM avec apport de lixiviat de 2,5 L

L'analyse de ces résultats permet de conclure que :

- les sols retiennent encore de l'eau, avec une quantité importante dans A que dans B, cette capacité s'explique par l'espace poral microscopique qui emprisonne le lixiviat, empêchant ainsi son écoulement, qui est aussi conditionné par la perméabilité qui ne cesse de diminuer sous l'effet du lixiviat, favorisant alors l'évaporation en surface ;
- la rétention en masse de l'apport en ETM est plus grande en sol B qu'en A, soit 82% (63% en cas 2) et 76% (40% en cas 2) respectivement. Cette attraction s'explique par la grande interaction des constituants du sol sablo-argileux avec les solutés, qui sont moins retenus en sol sablo-limoneux, donc lessivé en profondeur ;

- les éléments les plus retenus en ordre décroissant sont : As, Cr, Fe et Pb. L'apport important du lixiviat ne modifie pas le taux de rétention pour les trois premiers éléments, tandis que le Pb est réduit de moitié dans la matrice solide. Cet apport augmente la mobilité du Zn, en le rejetant en solution de sortie avec des concentrations plus élevée en sol A (soit 223 fois, et 75 fois en B) ;
- le sol B à une grande affinité pour le Cu, par contre en A il est rejeté en quantité double que celle introduite. Le Mn est plus rejeté en A, or, en B il est adsorbé en faible apport, mais lorsque le volume du lixiviat devient important, sa mobilité augmente et donc lessivé ;

CONCLUSION

Au vu des résultats obtenus lors des essais d'infiltration, contribuant à l'étude d'impact du lixiviat en milieu naturel, on conclut que l'effet de percolation du jus de décharge présente un double intérêt : celui lié au fonctionnement du sol (disponibilité et transfert d'eau dans les horizons pédologiques) et celui conditionnant la rétention des ETM (accumulation dans les horizons de surface) et leur mobilité d'une redistribution en profondeur.

Les principaux effets observés se résument comme suit :

- la perméabilité n'est pas le seul facteur qui gouverne l'infiltration dans le sol mais aussi le type de liquide infiltré et son action sur les particules et la structure du sol, ajouté à cela l'effet de température, qui modifie la viscosité du lixiviat donc son écoulement ;
- l'augmentation de la rétention en eau des sols, occasionnée par l'effet dommageable du lixiviat sur les propriétés physiques du sol à savoir sa structure, affectant ainsi la porosité totale et donc une perméabilité très faible ;
- l'effet positif des sols sur la régulation du pH, due principalement à la présence du calcaire, rendant ainsi les percolats plus proche de la neutralité ;
- augmentation de la salinité des sols de 23 fois pour le sol A et 10 fois pour B. l'accumulation des sels se fait en surface du sol agricole, rendant la disponibilité de l'eau très faibles pour les cultures moins tolérables ;
- l'Arsenic et le Chrome sont les plus retenus du sol. L'As est donc immobilisé efficacement en formant des complexes de calcium-arsénite (Ca-AsO_3^{3-}) ce qui limite sa mobilité et augmente sa rétention (en sol calcaire). Au cours de l'hydratation, le Cr^{3+} est oxydé en Cr^{6+} qui est la plus toxique pour l'environnement.
- le Fe est plus retenu que le Pb, tandis que le Cu est lessivé en sol A, face à une importante rétention en B ;
- le Zn est le plus relargé suivi du Mn. Le zinc soluble qui se trouve dans le sol est potentiellement élevé dans les percolats, peut alors contaminer les eaux souterraines. La mobilité du Mn est très influencé par la teneur en eau, quand celle-ci augmente (aération du sol limitante) sa mise en solution est grande, donc lessivé ou emporté par le courant, présentant des risques majeurs pour la plante, l'animal et la santé humaine ;

***CONCLUSION GENERALE ET
PERSPECTIVES***

Il est primordial de gérer au mieux les infiltrations issues des zones d'activités anthropiques susceptibles de détériorer la qualité des eaux de surface et souterraines. Par ailleurs, l'essentiel des rejets fluides sont effectués dans les eaux de surface, avec des conséquences désastreuses sur les écosystèmes récepteurs. Les interconnexions entre les eaux souterraines et superficielles justifient pleinement l'importance d'une étude d'impact sur les deux compartiments.

Parmi les nombreuses sources potentielles de pollution, les zones de stockage des déchets qui constituent une des plus répandues sur notre territoire et sont directement liées à l'activité de chacun et nous nous devons d'en contrôler au mieux les effets néfastes sur notre environnement, puisque nous y puisons une partie de nos ressources, et la qualité de l'eau est le maillon principal du bon état de fonctionnement d'un environnement viable. La présente étude avait pour objectif de mesurer l'impact environnemental de la décharge d'ordures ménagères de Soumaa (W.Blida), principalement sur le développement durable du sol, et son effet conjugué vis-à-vis de l'agriculture et de la qualité des eaux de ruissellement et d'infiltration.

Principaux résultats

L'infiltration du lixiviat potentiellement polluant avait un effet néfaste sur les milieux poreux, soit une interaction directe avec ces différents constituants, soit un milieu d'évolution et de transfert vers d'autres compartiments. L'ensemble des impacts peuvent être observé à court terme, ou à long terme en extrapolant le comportement de ces substances toxiques. On présente alors ci-dessous les différentes réactions sol-lixiviat :

- une importante modification de la répartition spatiale des phases des sols, caractérisés par l'augmentation de la densité apparente, qui est une donnée moins accessible, par contre l'évolution de la perméabilité au environ de l'imperméabilité des sols sablo-limoneux et sablo-argileux, joue un rôle prépondérant sur :
 - la circulation de l'eau qui est plus réduite, offrant une capacité de rétention importante mais qui est d'autant plus nocive, induisant des problèmes d'une structure massive, difficile à travailler, asphyxie des cultures (absence de conditions d'aération, pénétration des racines réduite à la surface) ;
 - l'effet de contamination au voisinage, engendré par un ruissellement plus important, donc un transport forcé des polluants ;
 - le transfert des solutés qui est plus convectif en sol B, influencé par l'écoulement de l'eau, justifiant un déplacement en masse. Par contre, le mouvement de soluté et plus dispersif en A, caractérisé par une distribution en profondeur, affirmant ainsi qu'il y a pas que le phénomène physique qui domine sur le partage de soluté du sol, par contre des phénomènes chimiques peuvent être à l'origine d'une forte attraction ou mobilisation ;
- quel que soit l'élément le plus retenu, ou le plus mobilisé en solution, l'important est sa distribution sur le profil pédologique, et ses teneurs caractéristiques, auxquelles on attribue un caractère plus ou moins toxique. Néanmoins, l'interprétation de quelques éléments s'avère justifiable :

- l'apport d'une solution très basique, favorise la dissolution du calcaire du sol, ainsi, sa concentration diminue au fur et à mesure que le pH est important. Sa mobilisation entraîne une désaturation du complexe argilo-humique, donc une floculation moins importante. Le calcium lessivé, augmente considérablement la dureté de l'eau, qu'il faut adoucir à des coûts élevés ;
- la concentration influe sur le taux d'adsorption, ce qui est le cas du Na et K, qui sont adsorbés sur la matrice solide, cette rétention n'est pas sans effet nuisible, même dommageable à grande échelle, avec un pouvoir dispersif important ;
- la connaissance des teneurs totales en métaux contenus dans un sol constitue une étape indispensable à l'évaluation de l'importance de la contamination (danger), ce sont davantage les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux (spéciation) ainsi que les conditions physico-chimiques du milieu qui permettent d'appréhender le risque de ces polluants pour l'environnement et pour l'homme. Les plus retenus par ordre décroissant : As, Cr, Fe, et Pb, ceux relargués sont ; Zn et Mn.
- D'importantes quantités de zinc sont trouvées dans les sols. le zinc peut alors interrompre l'activité du sol, car il a une influence négative sur l'activité des micro-organismes et les vers de terre. La décomposition de la matière organique peut être sérieusement ralentie de ce fait.

Perspectives

Mettre en évidence l'impact d'une décharge ne peut se cantonner à une seule et même discipline, tant les domaines impliqués sont divers.

- Tout d'abord c'est la géologie qui est impliquée, puisqu'une étude préalable à l'implantation d'un site est nécessaire afin de vérifier que l'imperméabilité du sol est suffisante et limitera, voire empêchera les infiltrations des lixiviats qui peuvent contaminer la nappe phréatique.
- Une étude hydrogéologique permet ensuite de prévoir la direction des écoulements souterrains, et donc d'identifier et de prévenir les zones à risques en cas de contamination. En surface, les déchets peuvent être de différentes natures (inertes, non dangereux, dangereux), sous forme diverses (broyés, non broyés) et déposés de différentes manières (compactés ou non, sur des épaisseurs variables).
- Ajouté à ce contexte, le régime climatique dans lequel se trouve la zone de stockage est également d'une importance capitale puisqu'il va définir la quantité d'eau pénétrant dans le milieu. Et c'est cette eau qui est en partie responsable de l'activité de biodégradation et des nombreuses réactions physico-chimiques qui vont s'opérer au sein du massif de déchets, générant ensuite les lixiviats, substances toxiques qui permettront pourtant à la montagne de déchets de devenir un jour un écosystème à haute valeur écologique.

Ces lixiviats sont une menace sérieuse pour l'environnement si leur devenir n'est pas contrôlé. Ils sont riches en matières organiques et minérales, présentent parfois de fortes teneurs en métaux lourds et leur rejet peut engendrer des modifications considérables du milieu naturel récepteur s'ils ne sont pas collectés et traités de façon efficace.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

- [1] **ABDELLI, Mohamed.** *Environnement dans la wilaya de Blida : Un état de dégradation avancé.* El-Watan, 15 juillet 2009, N° 5687, p10.
- [2] **AFNOR** (Association française de normalisation). *Dictionnaire de l'environnement.* 3^e éd. Saint –Denis la Plaine : AFNOR, 2001, 262 p.
- [3] **AGENCE NATIONALE DES DECHETS (AND).** *Quelques notions sur les déchets* [en ligne]. Disponible sur : <http://www.and.dz/index.php?option=com_content&view=article&id=27&Itemid=39> (Consulté le 20 Juin 2011)
- [4] **ALOUeimine, Sidi Ould.** *Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à NOUAKCHOTT (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision* [en ligne]. 165p. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau : Université de Limoges : 2006.
Disponible sur : <<http://epublications.unilim.fr/theses/2006/aloueimine-sidi-ould/aloueimine-sidi-ould.pdf>> (consulté le 24-6-2011)
- [5] **ANGOVE, Michael J; JOHNSON, Bruce B; WELLS, John D.** *Adsorption of cadmium (II) on kaolinite.* Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects [en ligne]. 1997, vol. 126, pp. 137-147.
Disponible sur: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0927775796039908>>
- [6] **BAISE, Denis.** *Guide des analyses en pédologie : Choix, expression, présentation, interprétation.* 2^e éd. Paris : INRA, 2000. 255p. (Techniques et pratiques)
- [7] **BAIZE, Denis.** *Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols : Tout ce qu'il faut savoir* [en ligne].
Disponible sur : <<http://www.denis-baize.fr> > (Consulté le 22-7-2011)
- [8] **BAIZE, Denis.** *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France)* [en ligne]. Paris : Quae, 1997, 410 p.
Disponible sur : <http://books.google.fr/books?id=w5eal_GfYxQC&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false> (Consulté le 22-7-2011)
- [9] **BALET, Jean-Michel.** *Aide mémoire : gestion des déchets.* Paris : Dunod : 2005. 227p.
- [10] **BLANCHARD, Claire.** *Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués* [en ligne]. 224p. Thèse de doctorat : Sciences et Techniques du déchet : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon : 2000.
Disponible sur : <<http://docinsa.insa-lyon.fr/these/2000/blanchard/these.pdf>> (Consulté le 22 Juin 2011)
- [11] **BROUYERE, Serge.** *Etude et Modélisation du Transport et du Piégeage des Solutés en Milieu Souterrain Variablement Saturé : Evaluation des Paramètres Hydrodispersifs par la Réalisation et l'Interprétation d'Essais de Traçage in Situ* [en ligne]. 565p. Thèse de doctorat : Géologie de l'Ingénieur, d'Hydrogéologie et de Prospection géophysique : Université de Liège : 2001.
Disponible sur : <<http://hdl.handle.net/2268/40804>> (Consulté le 23 Juin 2011)

- [12] **CALVET, Raoul.** *Le sol: propriétés et fonctions, Volume 1 : Constitution et structure, phénomènes aux interfaces.* Paris : Dunod : 2003. 455 pages.
- [13] **Calvet, Raoul.** *Le sol: propriétés et fonctions, Volume 2 : Phénomènes physiques et chimiques : Applications agronomiques et environnementales.* Paris : DUNOD : 2003. 511p.
- [14] **CASSAN, Maurice.** *Les essais de perméabilité sur site dans la reconnaissance des sols [en ligne].* Pais : Presses des Ponts, 2005. 568 p.
Disponible sur : http://books.google.com/books?id=6zLHR3WoEQC&printsec=frontcover&hl=fr&sours o=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false (Consulté le 23 Juin 2011)
- [15] **CRINI, Grégorio ; BADOT, Pierre-Marie.** *Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: Procédés membranaires, bioadsorption et oxydation chimique [en ligne].* Besançon : Presses Universitaires Franche-Comté, 2007. 356 p.
Disponible sur : < <http://books.google.com/books> > (consulté le 11-10-2011)
- [16] **DEMAIEN, Alain.** *Guide du traitement des déchets.* 3^e éd. Paris : Dunod, 2004, 432p. (*Technique Et Ingénierie, 1*)
- [17] **EEC (Engineering Environment Consult).** *Etude d'impact et d'aménagement d'une décharge publique inter-communale (Boufarik, Soumàa, Bouinan, Guerouaou) : phase II.* Alger : 1997, 42 p.
- [18] **ENITA (Ecole Nationale d'Ingénieurs des Travaux Agricoles de Bordeaux).** *Etat de l'eau dans le sol [en ligne].*
Disponible sur : <www.watermark-monitor.com> (Consulté le 23 Juin 2011)
- [19] **EPFL (Ecole Polytechnique fédérale de Lausanne).** *Cours de physique du sol : état de l'eau dans le sol [en ligne].*
Disponible sur : <<http://echo.epfl.ch/files/content/sites/echo/files/shared/PDF/03-Etat%20de%20l%27eau%20du%20sol.pdf>> (Consulté le 23 Juin 2011)
- [20] **FCQGED (Front commun québécois pour une gestion écologique des déchets).** *La consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec [en ligne].*
Disponible sur : <[http://www.fcqged.org/pdf/Consultation publique sur la gestion de l'eau au Québec.pdf](http://www.fcqged.org/pdf/Consultation%20publique%20sur%20la%20gestion%20de%20l%27eau%20au%20Quebec.pdf)> (Consulté le 19-6-11)
- [21] **GACHET, Céline.** *Evolution bio-physico-chimique des déchets enfouis au Centre de Stockage de Déchets Ultimes du SYDOM du Jura sous l'effet de la recirculation des lixiviats [En ligne].* 271p. Thèse de doctorat : Sciences de l'environnement industriel et urbain : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon : 2005.
Disponible sur : <<http://docinsa.insa-lyon.fr/these/pont.php?id=gachet>> (Consulté le 20 Juin 2011)
- [22] **GAIDI, Laouni.** *Transfert par infiltration de l'eau et du soluté dans les sols non saturés utilisation de la méthode TDR (Time Domain Reflectometry) [en ligne].* 243p. Thèse de doctorat : Génie Civil - Sol, Matériaux, Structures, Physique du bâtiment : Institut National des Sciences Appliquées de Lyon : 2002.
Disponible sur : <www.docinsa.insa-lyon.f> (Consulté le 22 Juin 2011)

- [23] **GENCOS (General Environmental Consulting & Studies)**. *Aménagement et équipement du Centre d'Enfouissement Technique intercommunal de Soumâa Wilaya de Blida*. Alger : 2006, 105p.
- [24] **GERARD, Michel-Claude et al.** *Sols et environnement : Cours, exercices corrigés et études de cas*. 2^e éd. Paris : Dunod : 2005, 896p.
- [25] **GOBAT, Jean-Michel**. *Le sol vivant*. 2^e éd. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes : 2003. 571p. (Gérer l'environnement)
- [26] **GRELLIER, Solenne**. *Suivi hydrologique des centres de stockage de déchets-bioréacteurs par mesures géophysiques [en ligne]*. 232p. Thèse de doctorat : Géophysique Appliquée : Université Paris VI – Pierre et Marie CURIE : 2005.
Disponible sur :
<<http://www.sisyphe.upmc.fr/theses/2005/these-grellier.pdf>> (Consulté le 20-06-2011)
- [27] **GUJISAITE, Valérie**. *Transport réactif en milieux poreux non saturés [en ligne]*. 201p. Thèse de doctorat : Génie des Procédés et des Produits : Nancy université - Institut National Polytechnique de Lorraine : 2008.
Disponible sur :
<<http://petale.univ-lorraine.fr>> (Consulté le 23 Juin 2011)
- [28] **HECTOR (Health and Environment Care Technical Organisation)**. *Sols, déchets et santé : Pollution des sols [en ligne]*.
Disponible sur :
<<http://www.hector-asbl.be/documentation/environnement/sols-dechets-etsante/pollution-des-sols>> (Consulté le 21-7-2011)
- [29] **Horizon Environnement (Centre de traitement et de confinement de sols contaminés)**. *Problématiques des sols contaminés [en ligne]*.
Disponible sur :
<http://www.horizonenviro.com/3_problematique_/3_1_Definition/3_1_definition.html> (consulté le 20-7-2011)
- [30] **INERIS (Institut National de l'Environnement industriel et des risques, France)**. *Fiches de données toxicologiques et environnementales des substances Chimiques [en ligne]*, 2005 (2003 pour le plomb).
Disponibles sur : <www.ineris.fr>. (Consulté le 22 Juin 2011)
- [31] **IRD (Institut de Recherche pour le Développement)**. *D'Argile et de Terres : les principaux constituants du sol [en ligne]*.
Disponible sur :
<<http://www.ird.fr/fr/info/expo/atexpo/page6.htm>>. (Consulté le 22 Juin 2011)
- [32] **JEANNOT, R; LEMIERE, B; CHIRON, S**. *Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués [en ligne]*. Orléans : BRGM, 2001. 76 p. (Eau-Aménagement-Environnement)
Disponible sur :
<<http://www.brgm.fr/result/telechargement/telechargement.jsp?id=RSP-BRGM/RP-50128-FR>> (Consulté le 20-7-2011)

- [33] **JOHANNESSEN, Lars Mikkel.** *Guidance Note on Recuperation of Landfill Gas from Municipal Solid Waste Landfills* [en ligne]. Disponible sur : <<http://info.worldbank.org/etools/docs/library/128809/Johannessen%201999.pdf>> (Consulté le 20 Juin 2011)
- [34] **KOLLER, Emiliam.** *Traitement des pollutions : Eau Air Déchets Sols Boues*. Paris : Dunod, 2001, 352 p.
- [35] **LABANOWSKI, Jérôme.** *Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation* [en ligne]. 164 p. Thèse de doctorat : Chimie & Microbiologie de l'eau : Université de Limoges : 2004. Disponible sur : <<http://epublications.unilim.fr/theses/2004/labанowski-jerome/labанowski-jerome.pdf>> (consulté le 25-6-2011)
- [36] **LANO** (Laboratoire Agronomique De Normandie). *Analyses terres* [en ligne]. Disponible sur : <www.lano.asso.fr> (consulté le 25-9-2011)
- [37] **Lenntech** (Université technique de Delft, Pays Bas). *Water Treatment Solutions* [en ligne]. Disponible sur : <www.lenntech.fr> (consulté le 1-10-2011)
- [38] **MAES, Emmanuel; SCHADECK, Stéphane; BRAHY, Vincent.** *La contamination locale des sols* [en ligne]. Disponible sur : <http://etat.environnement.wallonie.be/uploads/rapports/parties/chapitres/fiches/SOLS_00.pdf> (Consulté le 21-7-2011)
- [39] **MARCOS, Laurent.** *Etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles* [en ligne]. 215p. Thèse de doctorat : Génie des Procédés : Université de Nantes : 2001. Disponible sur : <www.lcpc.fr/ext/pdf/theses/geo/marcos.pdf> (Consulté le 2-10-2011)
- [40] **MARTIN Pépin, AINA.** *Expertise 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* [en ligne]. 192p. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'eau : Université de Limoges : 2006. Disponible sur : <<http://epublications.unilim.fr/theses/2006/aina-martin-pepin/aina-martin-pepin.pdf>> (Consulté le 20 Juin 2011)
- [41] **MAYSTRE, Lucien Yves et al.** *Déchets urbains : nature et caractérisation*. 1^e éd. Lausanne : Presses Polytechniques et Universitaires Romandes : 1994. 219 p. (Gérer l'environnement, 9)
- [42] **MERAR, Sofiane ; BELKADI, Lyes ; OUIHLALI, Mohamed, et al.** *Intrusion marine, impact et lutte*. Rapport de stage d'hydrogéologie. Ingéniorat en hydraulique. Blida : ENSH, 2008, 49 p.

- [43] **MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (MATE). Agence Nationale des Déchets (AND).** *Etude de réalisation du centre d'enfouissement technique de Soumàa (Blida).* 2007. 12p.
- [44] **MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (MATE).** *Dècret exécutif n° 06-141 du 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.* Journal officiel, n° 26 du 24 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 23 avril 2006, pp. 4-5.
- [45] **MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT (MATE).** *Loi n°01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.* Journal officiel, n° 77 du 30 Ramadhan 1422 correspondant au 15 Décembre 2001, pp.7-15.
- [46] **MINISTERE DE L'AMENAGEMENT DU TERRITOIRE ET DE L'ENVIRONNEMENT.** *Programme des Nations Unis pour le Développement (PNUD) : Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés [en ligne].* Disponible sur : <<http://www.mate.gov.dz/pdf/PNUD-GUIDE.pdf>> (consulté le 20-07- 2011)
- [47] **MUSY, André ; SOUTTER, Marc.** *Physique du sol.* 1° éd. Suisse : Presses polytechniques et universitaires Romandes, Lausanne: 1991. 335p. (Gérer l'environnement, 6)
- [48] **NAGHEL, Mustapha.** *La gestion des déchets solides urbains: cas d'étude : ville de M'sila [en ligne].* 148 p. Thèse de Magister : Gestion Ecologique de l'Environnement Urbain : Université Mohamed Boudiaf -M'sila- : 2003.
Disponible sur : <www.univ-msila.dz> (Consulté le 15-9-2011)
- [49] **NGNIKAM, Emmanuel ; TANAWA, Émile.** *Les villes d'Afrique face à leurs déchets [en ligne].* Belfort : Université de Technologie de Belfort-Montbéliard, 2006. 257p.
Disponible sur :
<http://www.utbm.fr/media/pem/LivreNum_LeVillesDafriqueFaceAleursDechets.pdf>
(Consulté le 20-6-2011)
- [50] **PERRONO, Patrick.** *Les micro-polluants métalliques et les sols amendés par des boues résiduaires urbaines [en ligne].*
Disponible sur : <<http://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/perrono/perrono.htm>>
(Consulté le 22-6-2011)
- [51] **Rodier, Jean et coll.** *L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires et eaux de mer.* 8° éd. Paris : DUNOD, 2005. 1365p. (Technique et ingénierie)
- [52] **SCHWEICH, D; SARDIN, M.** *Adsorption, partition, ion exchange and chemical reaction in batch reactors or in columns - A review.* Journal of Hydrology [en ligne]. 1981, vol. 50, pp. 1-33.
Disponible sur:
< <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0022169481900597>> (Consulté le 20-9-2011)

- [53] **SINDRA** (Système d'Information des Déchets en Rhône-Alpes). *Guide de tous les déchets [en ligne]*. Disponible sur : <<http://guide.sindra.org/index.php/site/guide/intro/categories>> (Consulté le 18-6-11)
- [54] **SIRVEN, Jean-Baptiste**. *Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS) [en ligne]*. 250 p. Thèse de Doctorat : lasers et matière dense : L'université BORDEAUX 1 : 2006. Disponible sur : <http://tel.archives-ouvertes.fr/docs/00/12/25/46/PDF/THESE_Jean-Baptiste_Sirven.pdf> (Consulté le 22-6-2011)
- [55] **SORIA, UGALDE ; José, Miguel**. *Identification des paramètres hydrodynamiques du sol par modélisation inverse des flux d'infiltration : application aux échelles locale et hydrologique [en ligne]*. 141p. Thèse de doctorat : Océan Atmosphère Hydrologie : Institut National Polytechnique de Grenoble : 2003. Disponible sur : <www.lthe.fr/PagePerso/boudevil/THESES/soria_03.pdf> (Consulté le 22-6-2011)
- [56] **STENGEL, Pierre ; GELIN, Sandrine**. *Sol : interface fragile*. Paris : INRA : 1998. 222p. (MIEUX COMPRENDRE)
- [57] **SWEEP-NET** (Le réseau régional d'échange d'informations et d'expertise dans le secteur des déchets dans les pays du Maghreb). *Rapport pays sur la gestion des déchets solides en Algérie [en ligne]*. 2010, 18 p. Disponible sur : <<http://www.sweep-net.org>> (Consulté le 20-06-2011)
- [58] **SYCTOM (L'agence métropolitaine des déchets ménagers)**. *Valorisation des déchets : Enfouissement [en ligne]*. Disponible sur : <<http://www.syctom-paris.fr/edi/traiter/trait/stockage/index.html>> (Consulté le 18-6-2011)
- [59] **TRAN Ngoc, Thanh**. *Valorisation de sédiments marins et fluviaux en technique routière [en ligne]*. 163 p. Thèse de doctorat : Génie Civil : l'Université d'Artois : 2009. Disponible sur : <<http://cdoc.ensm-douai.fr/theses/TRAN%20NGOC%20THANH.pdf>> (Consulté le 22-6-2011)
- [60] **TREMEL-SCHAUB, Anne ; FEIX, Isabelle**. *Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes [en ligne]*. France : EDP Sciences, 2005. 414 p. (ADEME) Disponible sur : <http://books.google.com.ar/books?id=4pF9cuA4d_YC&printsec=frontcover&hl=en&source=gbg_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false> (Consulté le 21-6-2011)
- [62] **UNICE** (Université Nice Sophia Antipolis). *Principes fondamentaux des sols : la fertilité chimique d'un sol [en ligne]*. Disponible sur : <<http://unt.unice.fr/uoh/degisol/fertilite-chimique.php>> (Consulté le 23-6-2011)
- [63] **VertigO** (Revue électronique en sciences de l'environnement). *Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels [en ligne]*. Disponible sur : <<http://vertigo.revues.org/2171>> (Consulté le 22-6-2011)

GLOSSAIRE

Absorption : phénomène de pénétration d'éléments dans un corps.

Adsorbant : composé colloïdal présentant une réactivité chimique de surface.

Adsorption : phénomène de fixation d'un élément sur la surface des colloïdes.

Anoxie : en pédologie, décrit le manque de dioxygène dans un sol.

Battance : désagrégation puis tassement de la terre sous l'action de l'eau de pluie ou de l'irrigation qui, par sédimentation du limon et du sable fin, forment une croûte superficielle et continue à la surface du sol. Phénomène apparaissant surtout dans les sols riches en limons et pauvres en argiles, en matière organique et en calcium.

Biodégradable : un produit est dit biodégradable si après usage, il peut être décomposé (digéré) naturellement par des organismes vivants.

Biodisponibilité : est l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment quelconque du sol dans un être vivant, (bactérie, végétal, animal ou homme), le plus souvent via la solution du sol.

Biogaz : gaz résultant de la décomposition biologique des matières organiques en milieu non oxygéné (comme les déchets ménagers enfouis dans un casier).

Capacité au champ: quantité d'eau retenue dans un sol après que le drainage rapide a pris fin, soit environ 2 ou 3 jours après un mouillage total du profil. Elle s'exprime en pourcentage d'humidité par unité de poids spécifique.

Casier : fosse étanche où l'on stocke les déchets ménagers. Le casier est doté d'un système de récupération des lixiviats et des biogaz pour leurs traitements.

Centre de transit : site où les déchets collectés sont regroupés pour être ensuite transportés dans de plus gros camions vers les centres de traitement (CET, décharge...etc.).

Centre de tri de déchets : site où les déchets sont triés et préparés au recyclage.

Collecte : opérations de ramassage des déchets et leur transport vers un site de transfert, de tri ou de traitement.

Colloïde : composé de très petite taille développant une grande surface.

Compactable : qui peut être compacté, tassé par une pression verticale s'exerçant sur l'objet.

Compost : engrais naturel fabriqué à partir des déchets ménagers, la transformation se fait par des micro-organismes.

Compressible : qui peut être compressé, dont le volume peut être réduit. Cela implique qu'une pression s'exerce sur l'objet dans toutes les dimensions de l'espace, et pas seulement verticalement

Cycle bio-géochimique : succession de transferts d'un élément ou d'une substance chimique au sein d'un écosystème, impliquant particulièrement les différents horizons des sols et les plantes (racines et parties aériennes).

Déchets solides municipaux (DMS): ensemble des déchets dont l'élimination (au sens donné par les textes législatifs) doit être assurée par les communes. Dénomination à préférer à « déchets ou résidus urbains » a priori restrictif quant au milieu pris en compte et d'ailleurs de ce fait peu apprécié en milieu rural. Parmi les déchets municipaux, il est utile de distinguer en fonction de l'origine des déchets les catégories suivantes :

1. les déchets ménagers,
2. les déchets du nettoyage,
3. les déchets des espaces verts publics,
4. les déchets d'origine commerciale ou artisanale
5. assimilables aux ordures ménagères.

Déchets ultimes : est un résidu ultime « un déchet, résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux ». Cette notion est évolutive en fonction des progrès techniques.

Désorption : phénomène de remise en solution d'un élément fixé sur une surface de colloïde.

Double couche : en chimie des colloïdes, l'ensemble des deux couches de charges électriques entourant les molécules colloïdales de la phase dispersée, la première, généralement négative, correspondant aux charges des molécules proprement dites, et la seconde, diffuse, de signe opposé, correspondant aux ions en solution.

ECO-JEM : est un système public de reprise et de valorisation des déchets d'emballages crée en 2004 par le décret exécutif N°04-199 en date du 19/07/2004 fixant les modalités de création, d'organisation et de fonctionnement du système public de traitement des déchets d'emballages.

Elimination des déchets : l'expression "élimination" se rapporte à la destination finale des déchets traités, dans une décharge contrôlée ou au moyen de toute autre méthode de stockage d définitif acceptable au plan environnemental et appropriée à la situation locale.

Endogène : qualifie un produit ou une fonction généré à l'intérieur du système.

Humus : sous-produit amorphe de la minéralisation primaire de la matière organique fraîche, se caractérise par la couleur noire qu'il donne au sol et par un rapport C/N plus faible, de l'ordre 10.

Hydrolyse : d'une substance est sa décomposition par l'eau grâce aux ions H_3O^+ et HO^- provenant de la dissociation de l'eau.

Hydrophobicité : un composé est dit hydrophobe quand il repousse l'eau ou est repoussé par l'eau ;

Immiscibles : qui sont pas susceptible de se mélanger.

Ingestion : mode d'exposition par voie orale.

Inhalation : mode d'exposition par les voies respiratoires et les poumons.

Géodrains : Fabriqués pour évacuer les eaux d'infiltration et filtrer les fines particules, les géodrains remplacent et réduisent au minimum les systèmes conventionnels et naturels de drainage souterrain.

Géomembrane : se composent généralement de matières thermoplastiques comme le polyéthylène, le chlorure de polyvinyle et le polypropylène. Elles sont développées de façon à répondre aux exigences de conception des systèmes de barrière hydrique.

Géotextiles : sont des textiles techniques perméables qui sont fabriqués de fibres de polyester et/ou de polypropylène et qui sont utilisés dans des travaux de génie civil et de génie environnemental.

Lessivage : entraînement par l'eau à travers les horizons de sols des substances fixées sur des particules fines.

Lixiviation : dissolution et entraînement de substances d'un solide complexe sous l'action d'un solvant (exemple : eau à travers les horizons d'un sol).

Lixiviât : liquide émanant des déchets ménagers et chargé de polluants bactériologiques et chimiques.

Matière organique fraîche : les débris d'origine végétale (résidus végétaux, exsudats) et animale (déjections, cadavres).

MSK (Medvedev Sponheuer Karnik) : échelle d'intensité de séismes qui comporte douze degrés. Le degré I correspond à une secousse seulement détectée par les instruments, les dégâts matériels ne sont importants qu'à partir de VIII, et XII caractérise une catastrophe.

Mobilité : caractérise l'aptitude d'un élément à passer d'un compartiment du sol où il est retenu avec une certaine énergie à un autre, où il est retenu avec une moindre énergie. Plus cet élément se déplace dans le sol, plus il sera susceptible d'être absorbée par un organisme vivant.

OPN (Optimum Proctor normal) : ce maximum définit la teneur en eau optimale et le poids volumique max d'un sol en compactage.

Persistance : propriété que possède un xénobiotique à demeurer présent dans l'environnement. Elle peut se mesurer par la durée nécessaire pour obtenir une dégradation complète ou partielle.

Photolyse : décomposition de d'un composé chimique par la lumière.

Point de flétrissement permanent θ_{fp} : humidité du sol au moment où la force de succion des plantes égale la force de rétention de l'eau par le sol.

Polluant : produit, substance ou composé chimique responsable d'une pollution. On distingue les polluants primaires, rejetés directement dans le milieu naturel, des polluants secondaires qui proviennent de réactions sur les premiers, ou entre eux.

Polluants organiques : regroupent tous les composés à base de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et d'azote. Ce sont pour la plupart des produits fabriqués par l'homme. Il en existe des dizaines de milliers, dont 60 000 sont couramment utilisés. Aussi leur durée de vie est souvent longue et leur dangerosité élevée. On distingue : le TBT (Tri-Butyl-Etain), les PCBs (Poly-Chloro-Biphényles) et les HAPs (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques).

Pollution : introduction, directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, préparations, de chaleur ou de bruit dans l'environnement, susceptibles de contribuer ou de causer :

- un danger pour la santé de l'homme,
- des détériorations aux ressources biologiques, aux écosystèmes ou aux biens matériels,
- une entrave à un usage légitime de l'environnement.

Pouvoir calorifique (chaleur de combustion) : c'est l'énergie dégagée sous forme de chaleur par la réaction de combustion par l'oxygène (autrement dit la quantité de chaleur).

Putrescibles : susceptibles de se putréfier.

Recyclage : Réinjection des déchets récupérés dans un cycle de production en complément ou substitution d'une matière première.

Spéciation : définition de la forme chimique ou de la phase porteuse, dans laquelle se trouve un élément (forme ionique, structure moléculaire, association physique, support minéral ou organique).

Taux d'hygroscopicité θ_h : l'eau du sol est en équilibre avec la vapeur d'eau présente dans l'air du sol.

Teneur en eau à saturation θ_s : la totalité des pores du sol est occupée par l'eau.

Toxicologie : science ayant pour objet l'identification et l'étude des substances susceptibles de nuire aux organismes vivants.

Traitement des déchets : c'est l'ensemble des opérations qui visent à réduire, dans de conditions contrôlées, le potentiel polluant initial du flux des déchets à mettre en décharge.

Valeur Guide (ou NIVEAU GUIDE) : valeur de référence pour une grandeur (concentration en un élément donné), destinée à servir d'aide à la réflexion ou à la décision. Valeur en règle générale recommandée par une autorité, sans obligation légale, utilisée (avec un jugement professionnel) lors de l'évaluation d'un site pollué.

Volatilité : Aptitude d'une substance à s'évaporer, généralement mesurée par la tension de vapeur.

Xénobiotique : substance possédant des propriétés toxiques, même lorsqu'elle est présente dans le milieu à de très faibles concentrations.

ANNEXES

ANNEXE 1. CADRE JURIDIQUE, STRATEGIE ET PLANS D'ACTION DE LA GESTION DES DECHETS SOLIDES EN ALGERIE [57]

Tableau 1

Type d'instrument	Nom d'instrument	Eléments de la gestion des déchets solides					
		Types de déchets traités	Responsabilités fonctionnelles	Composante du système de gestion des déchets	rôles institutionnels	disponibilité de financement et recouvrement des coûts	Autres
Environnement et autres lois							
Loi 01-19 du 12 décembre 2001	Loi relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets ménagers et assimilés • Déchets spéciaux • Déchets de soins • Déchets inertes 	Politique et Réglementation	<ul style="list-style-type: none"> • Collecte, tri et transport • Traitement, valorisation et élimination • L'information et la sensibilisation • Plan national de gestion des déchets • Schéma communal de gestion des déchets 	<ul style="list-style-type: none"> • MATE • Ministère de l'intérieur et des collectivités locales • Ministère de la santé • Communes • Services des finances locales et impôts • Police de l'environnement et gendarmerie 		
Loi 01-21 du 22 décembre 2001	Loi des finances pour 2002	<ul style="list-style-type: none"> • Déchets municipaux • Déchets industriels • Déchets de soins 	• Impôts indirects/ Dispositions fiscales	<ul style="list-style-type: none"> • Taxe d'enlèvement des déchets municipaux • Taxes d'incitation au déstockage des déchets spéciaux • Affectation de la ta 	<ul style="list-style-type: none"> • Ministère des Finances • MATE • Collectivités locales • Services des finances locales et impôts 	Loi permettant le recouvrement partiel des dépenses de la commune par la taxe d'enlèvement des déchets. Taux appliqué: Foyer: 500•1000 DA/an Local commercial: 1000–10000 DA/an Commerces/ artisanats importants: 2500•50000 DA	En plus de la taxe d'enlèvement des déchets municipaux, 10 % des autres taxes sont affectées à la Commune
Loi 03-10 du 19 juillet 2003	Loi relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable	Protection globale de l'environnement	• Mise en œuvre de la Politique Nationale de Protection de l'Environnement	<ul style="list-style-type: none"> • Principe pollueur payeur • Principe de non dégradation, • Principe de substitution • Principe de précaution et de substitution. 	<ul style="list-style-type: none"> • MATE • Ministère des finances • Collectivités locales • Autres ministères 		

Tableau 1 (suite)

Type d'instrument	Nom d'instrument	Eléments de la gestion des déchets solides					
		Types de déchets traités	Responsabilités fonctionnelles	Composante du système de gestion des déchets	rôles institutionnels	disponibilité de financement et recouvrement des coûts	Autres
Décrets							
Décret exécutif N° 01-408 du 13 décembre 2001	Modifiant et complétant le Décret exécutif N° 98-147 du 13 mai 98 fixant les modalités de fonctionnement du compte d'affectation spéciale N°302-065 intitulé Fonds National pour l'Environnement	Transformant le Fonds National de l'Environnement en Fonds National pour l'Environnement et la Dépollution (FEDEP)	•Réglementation	Gestion des déchets	<ul style="list-style-type: none"> Ministère chargé de l'environnement Ministère des finances Walis Services des finances locales et impôt 	Fonds doté d'un budget de 3,5 Milliards de DA (44 Millions \$ US en 2002)	
Décret exécutif N° 02-115 du 3 avril 2002	l'observatoire National de l'Environnement et du Développement Durable (ONE-DD)	Tous types de déchets		Banque de données Suivi et contrôle des pollutions générées	<ul style="list-style-type: none"> MATE Inspections de l'environnement de Wilaya 	Entreprise Publique à caractère Industriel et Commercial (EPIC): <ul style="list-style-type: none"> Subventions de l'état Autofinancement 	
Décret exécutif N° 02-175 du 20 mai 2002	Portant création de l'Agence Nationale des Déchets (AND)	<ul style="list-style-type: none"> Déchets municipaux Déchets industriels 	Décret exécutif	Promouvoir les activités de: tri, collecte, transport, traitement et élimination des déchets	<ul style="list-style-type: none"> MATE Collectivités locales 	Entreprise Publique à caractère Industriel et Commercial (EPIC): <ul style="list-style-type: none"> Subventions de l'état Apports du FEDEP Autofinancement 	Décret exécutif
Décret exécutif N° 02-262 du 17 août 2002	Portant création d'un Centre National des Technologies de Production plus Propre (CNTPP)	Déchets industriels	Prévention et réduction des déchets Recyclage, valorisation		<ul style="list-style-type: none"> MATE 	Entreprise Publique à caractère Industriel et Commercial (EPIC): <ul style="list-style-type: none"> Subventions de l'état Apports du FEDEP Autofinancement 	
Décret exécutif N° 02- 263 du 17 août 2002	Portant création d'un Centre National des Formations à l'Environnement (CNFE)	<ul style="list-style-type: none"> Déchets municipaux Déchets industriels Déchets de soins et déchets dangereux 	Formation, perfectionnement et sensibilisation dans le domaine de la gestion intégrée des déchets		<ul style="list-style-type: none"> MATE 	Entreprise Publique à caractère Industriel et Commercial (EPIC): <ul style="list-style-type: none"> Subventions de l'état Apports du FEDEP Autofinancement 	
Décret exécutif N°02-372 du 11 novembre 2002	Fixant les modalités de valorisation des déchets d'emballage	Déchets d'emballages	•Réglementation	<ul style="list-style-type: none"> Récupération et valorisation Système ECO-JEM 	<ul style="list-style-type: none"> MATE Agence Nationale des Déchets (AND) 	<ul style="list-style-type: none"> Subventions du FEDEP 	

Tableau 1 (suite)

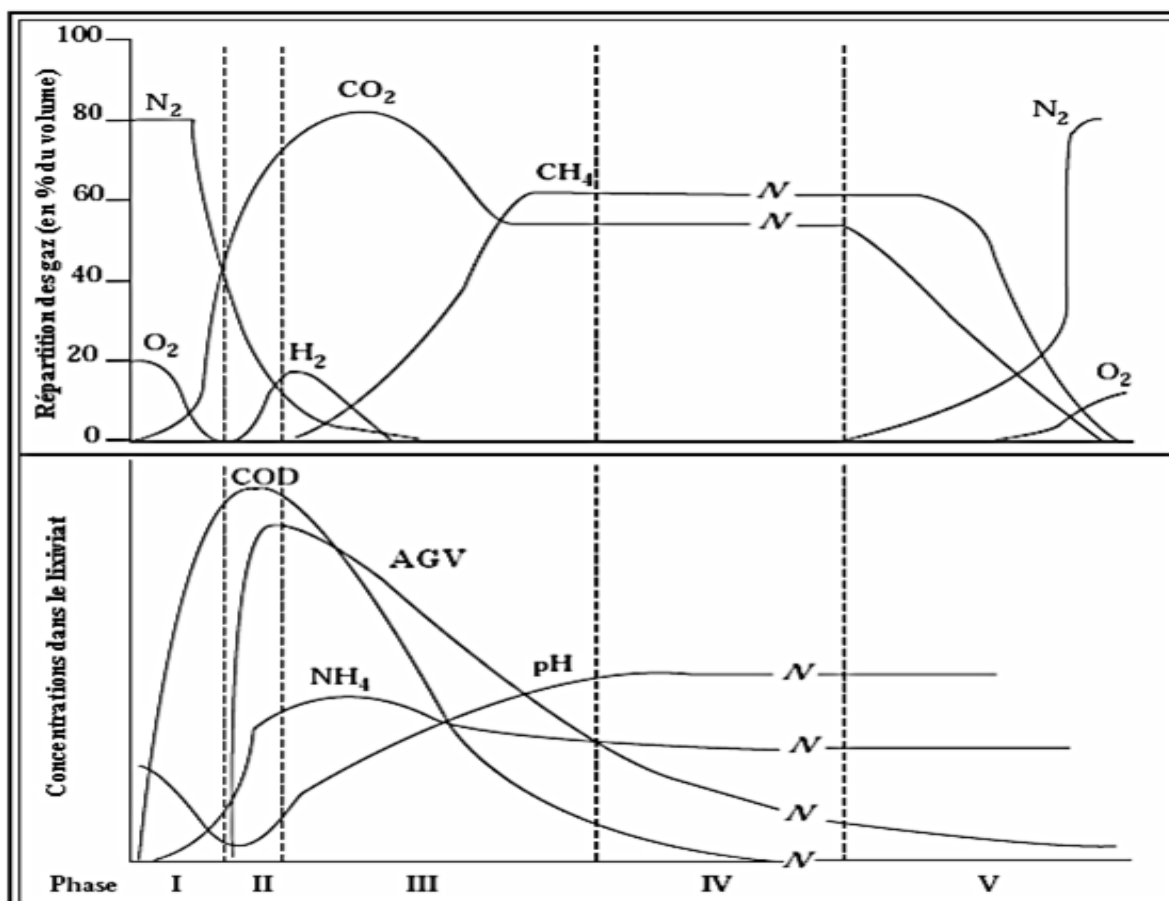
Type d'instrument	Nom d'instrument	Eléments de la gestion des déchets solides					Autres
		Types de déchets traités	Responsabilités fonctionnelles	Composante du système de gestion des déchets	rôles institutionnels	disponibilité de financement et recouvrement des coûts	
Décrets							
Décret exécutif n° 04-199 du 19/07/2004	fixant les modalités de création, d'organisation, de fonctionnement et de financement du système public de traitement et de valorisation des déchets d'emballages « ECO-JEM »	Déchets d'emballages	•Réglementation	Récupération et valorisation • Système ECO-JEM	• MATE • Agence Nationale des Déchets (AND)		
Décret exécutif N°04-210 du 28/07/2004	définissant les modalités de détermination des caractéristiques techniques des emballages destinés à contenir directement des produits alimentaires ou des objets destinés à être manipulés par les enfants	Déchets d'emballages	•Réglementation				
Décret exécutif n° 04-410 du 14/12/2004	fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets et les conditions d'admission de ces déchets au niveau de ces installations	•Déchets municipaux • Déchets industriels	•Réglementation		Enfouissement		
Décret exécutif N°07-205 du 30/06/2007	fixant les modalités et procédures d'élaboration, de publication et de révision du schéma communal de gestion des déchets ménagers et assimilés	•Déchets municipaux • Déchets industriels	•Réglementation		Schéma communal de gestion des déchets	• MATE Collectivités locales	
Autres (Politique, facture, document de règlement etc.)							
Rapport national	Rapport sur l'état et l'avenir de l'environnement (2001)	Tout type de déchet	Etat des lieux et perspectives	Gestion globale des déchets	• Gouvernement • MATE		
Stratégie Nationale de l'Environnement	Plan National d'Actions Environnementales et de Développement Durable sur une décennie (PNAE-DD)-2002	Tous types de déchets	Stratégie et orientations	Gestion intégrée des déchets	• Gouvernement • Wilayas et collectivités locales • Secteurs économiques et industriels • Participation des Partenaires étrangers		
Guide (Avril 2001)	Sur les études d'impact sur l'environnement	Déchets ménagers et autres installations de traitement	Guide, Procédures et orientations	Installation de traitement et élimination	• MATE • Collectivités locales • Wilaya • Inspections l'Env.		

ANNEXE 2. PRINCIPAUX CONSTITUANTS DE DECHETS ET LEUR CARACTERISTIQUES

Tableau 1 [26]

Constituant	Caractéristiques
déchets alimentaires	humides, fermentescibles et combustibles, compressibles
papiers et tissus	humides, putrescibles et combustibles, compressibles
déchets de pelouses, broussailles et souches	humides, fermentescibles, putrescibles, combustibles et compressibles
matières plastiques	secs, compressibles et destructibles uniquement par combustion
matériaux métalliques divers (boîtes de conserve, etc.)	secs, corrodables et compactables
masses métalliques (cuisinières, etc.)	secs, rigides et légèrement corrodables
caoutchouc (pneus, etc.)	secs, combustibles et compressibles, mais non compactables et non putrescibles
verres	secs, compactables et destructibles
matériaux de démolition	secs, compactables et compressibles
cendres ou déchets chimiques	très humides, compressibles, très actifs chimiquement, potentiellement solubles

ANNEXE 3. PHASES DE DEGRADATION DES DECHETS : EVOLUTION DE LA COMPOSITION DU LIXIVIAT ET DU BIOGAZ [21], [33]



Phase I : C'est une phase caractérisée où commence l'accumulation de l'humidité et la consommation de l'oxygène apporté dans les déchets frais. Ainsi, la matière organique est décomposée en présence de l'oxygène (dégradation aérobie). Cette dégradation, qui a lieu aussitôt après la mise en place des déchets, est un processus de compostage accompagné de la production du CO₂ et d'une élévation de température. Le même auteur indique que cette phase peut durer de quelques semaines à quelques années voire plus. Certains facteurs peuvent influencer sa durée. Il s'agit des conditions climatiques et des facteurs opérationnels liés à la conception et la disposition des alvéoles tels que :

- la qualité initiale des déchets et en particulier leur teneur en matières organiques ;
- la fréquence de dépôt des déchets en couches successives qui limitent l'exposition de la masse de déchets à l'air et par conséquent l'apport de l'oxygène dans les couches inférieures des déchets ;
- la mise en place de la couverture de protection temporaire qui limite l'entrée d'air ;

Phase II : Le développement de cette phase dépend des produits de la phase d'hydrolyse précédente. Dans cette phase, appelée aussi de transition ou *acidogénèse*, l'épuisement de l'oxygène entraîne le système vers l'anaérobiose. Ce changement de métabolisme est signalé par l'augmentation de la DCO et la mise en évidence de quantités détectables d'AGV dans le lixiviat ce qui induit une baisse significative du pH de cet effluent (5 à 6). L'effluent gazeux est principalement constitué du CO₂ (Johannessen, 1999 et Gachet, 2005). Gachet (2005) rapporte que le CO₂ représente 80 % du volume de biogaz généré dans cette phase et 20 % de H₂.

Phase III : A ce stade de la dégradation, appelée *méthanogénèse*, les conditions sont strictement anaérobiques. Le taux de production de méthane dans le biogaz commence à augmenter alors que le CO₂ diminue. Pendant cette phase, la charge organique va diminuer (conversion des acides organiques en biogaz) et le taux d'ammonium va augmenter (conditions anaérobiques). Les sulfates vont être réduits en sulfites et seront capables de précipiter les métaux lourds qui deviennent insolubles avec l'augmentation du pH. Dans un CET traditionnel, cette phase peut durer des décennies alors qu'elle dure beaucoup moins dans un bioréacteur grâce à l'accélération de la biodégradation.

Phase IV : Appelée aussi la *phase stable de méthanogénèse*, cette phase est caractérisée par une production maximale de CH₄ avec une concentration stable de 40 – 60 % du volume total des gaz générés (Johannessen, 1999).

Phase V : C'est la phase de stabilisation des déchets correspondant à un ralentissement important des réactions biologiques et chimiques au sein des déchets. Ainsi, on assiste à la diminution significative de la production du biogaz et à la formation de molécules complexes stables. Toutefois, la génération du méthane continue mais à de faibles taux. Cette phase peut aussi durer des années voire des siècles (Johannessen, 1999).

ANNEXE 4. RESULTATS DES SONDAGES [17]

Tableau 1

Profondeur	Nature du sol
Sondage 1 : décharge (sud de la décharge) près de la tranchée	
0-1 m	Argiles brunâtres avec fragment de tuff, du sable et des gravillons
de 1 à 1,30 m	Argiles sableux et grès à ciment calcaire
2-26 m	Alternance de grès carbonates avec des grès sableux (plus friable). Entre 12, 50 et 16,50, grès légèrement marneux de couleur brunâtre
26-26.20 m	Tuff
26-26.40 m	Marnes au début jaunâtre, puis devient grisâtre. Apparemment cette couche appartient aux marnes du plaisancien, qui constituent le substratum de l'astien. Il doit affleurer à environ 100 m plus au sud. C'est une formation vraiment imperméable
Sondage 2 : à environ 25 m de la RN 29 au Nord Est du site (150 m de la piste routière)	
De 0 à 1,20 m	Terre végétale brunâtre avec rares cailloutis
De 1,20 à 5,30 m	Marnes graveleuses brunâtres
De 5,30 à 6,00 m	Marnes brunâtres à jaunâtres
De 6 à 7 m	Marnes à jaunâtres
De 7 à 9,50 m	Marnes légèrement sableuses
De 6 à 7 m	Marnes à jaunâtres

ANNEXE 5. SISMOLOGIE

Le zonage sismique définit quatre zones d'intensités sismiques maximales connues :

La zone 0 est définie par une intensité nulle;

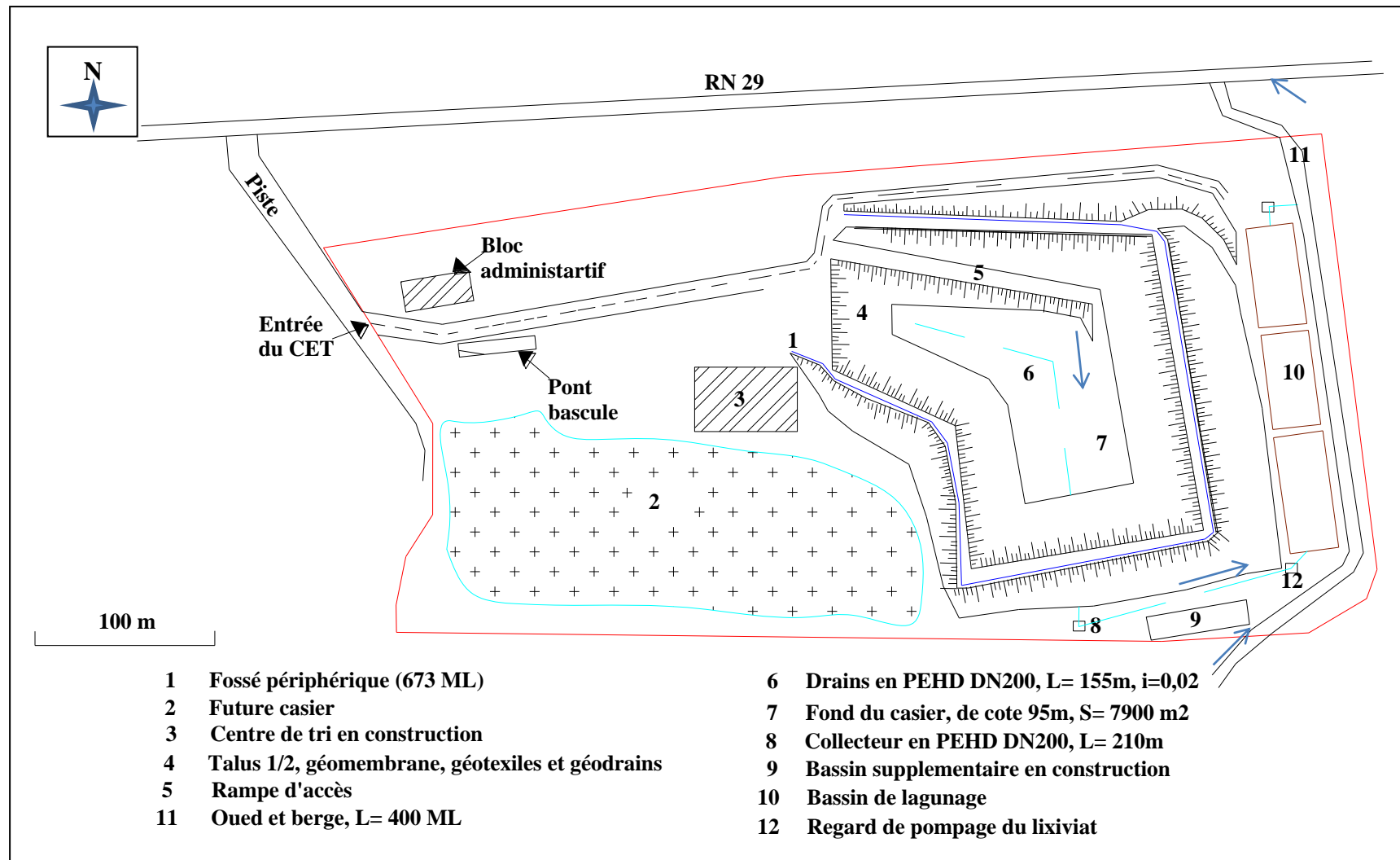
La zone 1 est définie par une intensité maximale inférieure ou égale à IV;

La zone 2 est définie par une intensité de IV à V;

La zone 3 est définie par une intensité de VI et VII.

L'échelle de référence utilisée est l'échelle macroscopique d'intensité (MKS) qui comporte 12 degrés, dont:

- Degré I Secousse non perceptible ;
- Degré II Secousse moyenne ;
- Degré III Secousse moyenne ;
- Degré IV Frayeur des personnes ;
- Degré VII Dommages aux constructions ;
- Degré VIII Destruction des bâtiments ;
- Degré IX Dommages généralisés des constructions ;
- Degré XII Changements de paysage ;

ANNEXE 6. VUE EN PLAN DU CET DE SOUMAA (BLIDA) ET DE SES INSTALLATIONS (plan de recollement, GENCO S, 2007)


ANNEXE 7. METHODES ET PROTOCOLES D'ANALYSE

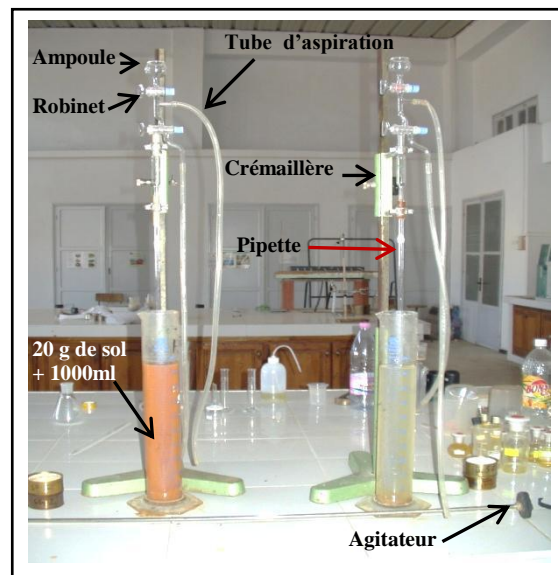
a- Analyse granulométrique par sédimentation : méthode à la pipette de Robinson (AFNOR X 31-107, 1983)

Détermination des différentes classes de particules minérales identifiées par leur taille. L'échelle utilisée est celle d'ATTERBERG qui donne 5 classes de particules :

- Argiles : 0 à 2 μm ,
- Limons fins : 2 à 20 μm
- Limons grossiers : 20 à 50 μm ,
- Sables fins : 50 à 200 μm ,
- Sables grossiers : 200 μm à 2mm.

L'analyse consiste en une mise en suspension dans l'eau des particules après destruction de la matière organique (par l' H_2O_2) et des agrégats et dispersion des particules d'argile. Les particules sont, par hypothèse, supposées avoir toutes la même densité et une forme sphérique. Cette suspension étant stabilisée dans des conditions bien définies, la séparation des différentes classes s'effectue par sédimentation gravitaire (pipette de ROBINSON) pour les fractions fines (<50 μm) et par tamisage pour les fractions supérieures.

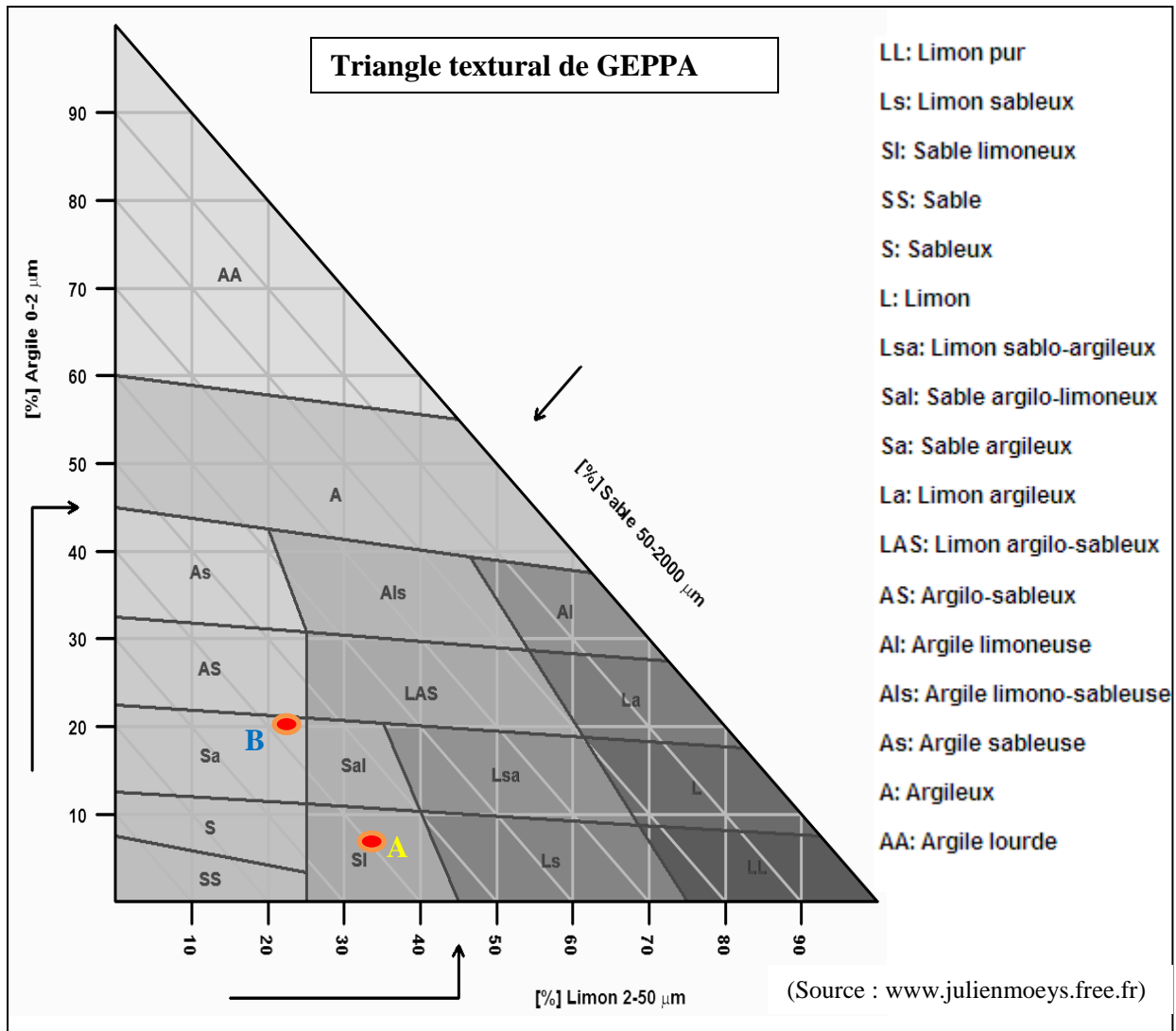
- le prélèvement se fait par une pipette fixée à un statif par une crémaillère graduée, permettant de descendre à une hauteur désirée.
- le liquide est absorbé sur un plan horizontal par trois orifices, qui prélèvent 10 cm^3 , les particules adhérentes aux parois de la pipette sont entraînées par lavage à l'eau se trouvant dans l'ampoule.
- après 4'48'' et à 10 cm, on prélève les argiles et limon fin (x_g dans 10 cm^3). Après 8h, on prélève l'argile seule (x_g dans 10 cm^3).
- ce qui se dépose au fond des éprouvettes, sera tamisé à 0,2 (sable grossier) et 0,05 mm (sable fin). Le poids des échantillons après séchage se ramène en % de terre sèche.



Dispositif de la pipette de ROBINSON

- le % du limon grossier se déduit par : $L_g = 100 - (A + L_f + S_f + S_g + MO)$.
- les pourcentages étant déterminés, on peut alors attribuer à chaque type de sol sa texture, en utilisant le triangle des textures, donné ci-après.
 - Sol A : A = 8,87 %, L = 34,8 %, S = 53%.
 - Sol B : A = 21,6 %, L = 23,6 %, S = 50 %.

Utilisation : la droite horizontale passant par le niveau d'argiles et la droite verticale passant par le niveau de limons se coupent au point situé dans une zone déterminée, à laquelle est attribué une abréviation désignant le texture correspondante.

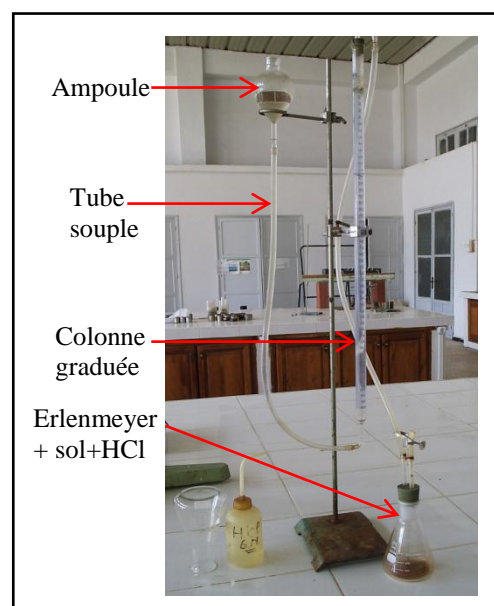


b- Détermination de la teneur en carbonates (calcaire total) dans les sols: Méthode volumétrique (AFNOR X 31-105, 1982)

- L'acide chlorhydrique (6N) est ajouté à un échantillon de sol (5g), pour décomposer tous les carbonates présents. Le volume de gaz carbonique dégagé (v) est mesuré à l'aide d'un calcimètre BERNARD et est comparé au volume de gaz carbonique (V) produit par du carbonate de calcium pur (0,3g).

- le calcimètre est une colonne graduée de 100 cm³, contenant une solution de NaCl saturée (éviter la diffusion de CO₂ dans l'eau) et colorée. Elle est reliée avec des tuyaux souples par le bas à l'ampoule et par le haut à l'erlenmeyer possédant un orifice à l'air libre.

Le calcaire total est donné par : $\% \text{CaCO}_3 = \frac{0,3 \times v \times 100}{5 \times V}$



Calcimètre de BERNARD

c- Densité apparente, porosité et humidité résiduelle (AFNOR X 31-102, 1981)

La méthode utilisée est par pesée (gravimétrie). Pour l'échantillonnage, on utilise des cylindres métalliques, de diamètre intérieur 5 cm, d'une hauteur 5 cm et de masse 66g. L'échantillon frais est mis dans l'étuve pour séchage à 105 °C. On note :

- M_s : la masse du sol sec contenu dans le cylindre ;
- M_e : la masse d'eau contenu dans l'échantillon ;
- V_a : le volume apparent de l'échantillon, qui est égale à celui du cylindre ;

On définit alors :

$$\text{Densité apparente} : \quad da = \frac{M_s}{V_a} \left(\frac{g}{cm^3} \right)$$

$$\text{Porosité totale} : \quad n (\%) = 1 - \frac{d_a}{d_r}$$

$$\text{Humidité volumique} : \quad \theta_v \left(\frac{cm^3}{cm^3} \right) = \frac{M_e}{V_a}$$

d- Conductivité hydraulique à saturation (K_{sat}) (Loi de DARCY, 1856)

Elle se mesure avec le dispositif de Hénin, en charge constante. La procédure est:

- Mettre les tubes contenant le sol à tremper dans un bac de plastique rempli d'eau jusqu'à saturation.
- Mesurer la hauteur de sol dans les tubes (H_1).
- Placer les tubes sur le montage en prenant soin de bien sceller les tubes qui évacuent les trop plein.
- Pour chaque tube, évaluer la hauteur d'eau (H_2) de l'écoulement (distance entre la surface de l'eau et le trop plein).
- Placer une éprouvette graduée pour récolter l'eau qui s'écoule à la base des tubes.
- Partir l'eau doucement afin de ne pas compacter l'échantillon.
- Régler le débit afin que le niveau de l'eau dans la colonne ne monte pas plus haut que le niveau du trop-plein.
- Lorsque les échantillons sont saturés, partir l'expérience. Noter le temps nécessaire à l'écoulement d'un volume donné d'eau
- Mesurer et noter à nouveau la hauteur de sol dans la colonne afin de vérifier s'il y a tassement. Le calcul de K_{sat} se fera avec la hauteur de sol dans la colonne après tassement.

La conductivité à saturation est donnée par :

$$K_{sat} = \frac{V}{t} \times \frac{H_1}{H_2} \times \frac{1}{A}$$

K_{sat} : conductivité hydraulique saturée (cm/s).

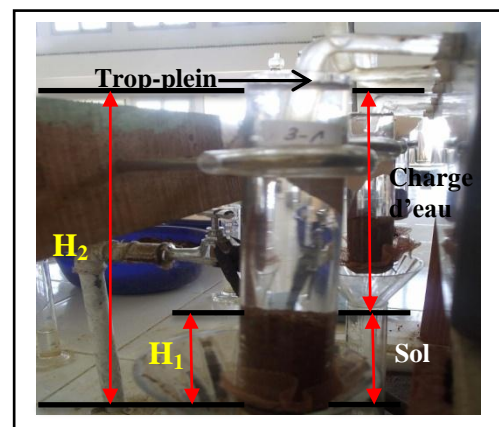
V : volume d'eau écoulé (ml).

t : temps nécessaire à l'écoulement de V (s).

H_1 : hauteur de sol dans le tube (cm).

H_2 : hauteur d'eau (charge) totale (cm).

A = surface du tube = 6.16 cm².



Dispositif de Hénin

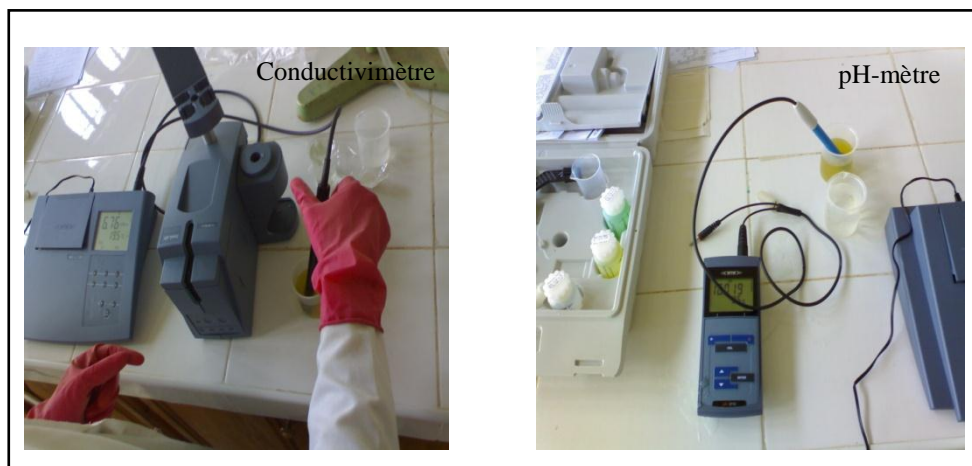
e- pH et conductivité (AFNOR X 31-103, 1988, et X 31-113, 1986)

Le pH : nous avons mesuré le pH eau du sol par électrométrie à l'aide d'un pH – mètre (pH 720/ WTW Series inolab), sur une suspension du sol dans l'eau distillée dans un rapport (M/V) de 1/2.5.

- Peser 10g de sol, ajouter 25 ml d'eau distillée.
- Agitation pendant 60min, puis laisser reposer pendant 2h.
- Reprendre l'agitation (remise de la terre en suspension) avec un barreau magnétique.
- Plonger la sonde de température, l'électrode de mesure, noter le pH de la solution.

La conductivité électrique : la CE (ds/m) est déterminée à l'aide d'un conductimètre (cond 730/ WTW Series inolab) sur un extrait aqueux au 1/1 du sol.

- Peser 50g de sol sec auquel on ajoute 50 ml d'eau distillée.
- Mélanger à l'aide de l'agitateur mécanique pendant 2 mn.
- Laisser reposer, reprendre l'agitation (4 fois) puis laisser reposer pendant 4h.
- Extraire l'eau du sol (centrifugeuse, 3000 tr/min pendant 2 min).
- Plonger l'électrode du conductivimètre et lire la Ce.

**Mesure du pH et de la conductivité électrique****f- Le carbone et la matière organique (AFNOR X 31-109, 1993)**

Le carbone organique (%) est dosé par la méthode ANNE, dont il est oxydé par du bichromate de potassium en excès, en milieu sulfurique. L'excès de bichromate non réduit par le carbone organique est alors titré par une solution de sel de Mhor (qui réduit les bichromates) en présence de diphénylamine.

Le taux de la matière organique est déterminé par la formule : $MO \% = C \% \times 1,72$.

g- L'azote total N (%) (AFNOR X 31-111, 1983)

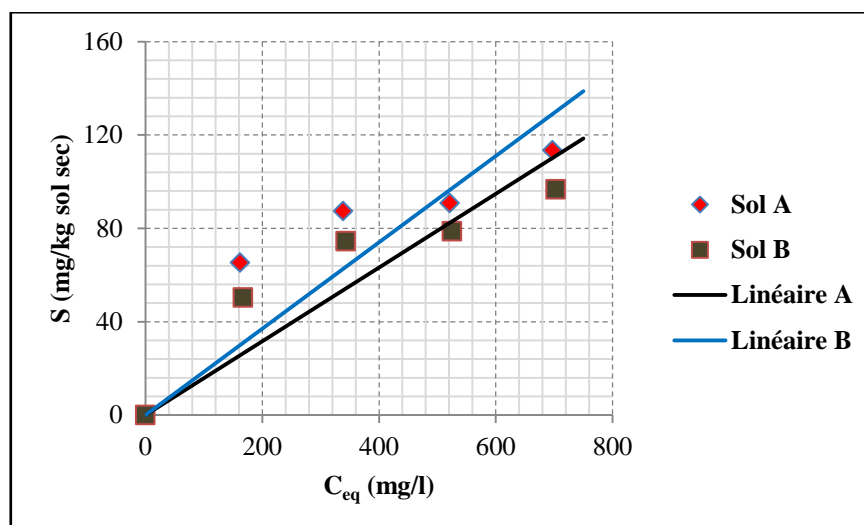
Il est déterminé par la méthode KJELDAHL, en attaquant à chaud, la matière vivante par l'acide sulfurique (H₂SO₄) concentré et en présence d'un catalyseur. Puis la solution d'extraction est distillée avec un excès de soude et titrée par H₂SO₄ (0,05 N).

ANNEXE 8. RESULTATS DE L'ESSAI DE SORPTION DANS LES DEUX TYPES DE SOL

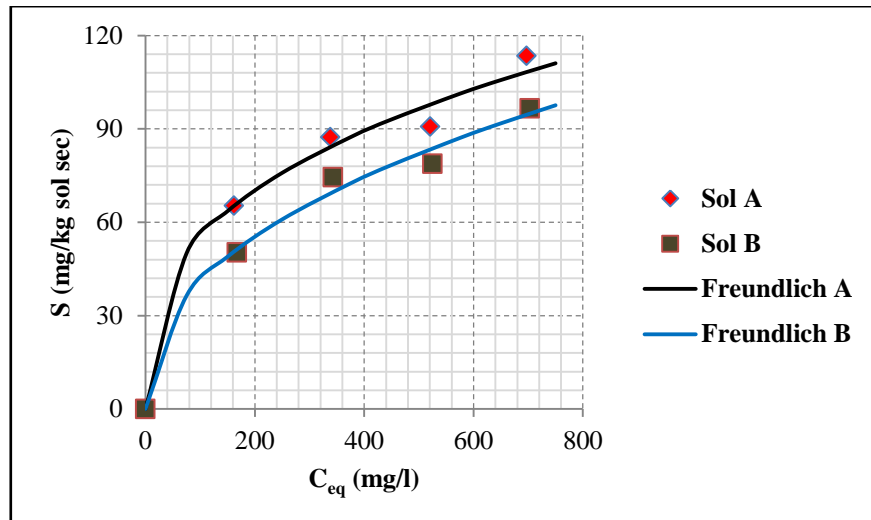
Tableau 1 : Cinétique de sorption des différents éléments

t (min)	pH	Ce (mS/cm)	Ca ⁺² (mg/l)	Mg ⁺² (mg/l)	Na ⁺ (mg/l)	K ⁺ (mg/l)	Cl ⁻ (mg/l)
Sol A							
0	10,24	6,94	33	49	735	297	1036
5	8,13	5,3	218	0	482	144	1238
10	8,04	5,76	187	0	534	198	1323
20	7,86	5,8	296	7	110	29	1341
30	7,84	5,9	205	0	34	11	1352
45	7,76	5,55	295	16	10	7	1329
60	7,93	5,92	291	0	621	165	1457
Sol B							
0	10,24	6,92	33	49	735	297	1036
5	8,01	5,64	180	0	591	168	1352
10	7,94	5,63	67	16	535	257	1370
20	8,07	5,46	103	0	644	300	1352
30	7,98	5,5	128	16	576	246	1207
45	8,04	5,47	218	0	672	222	1295
60	8,1	5,2	189	0	495	135	1380

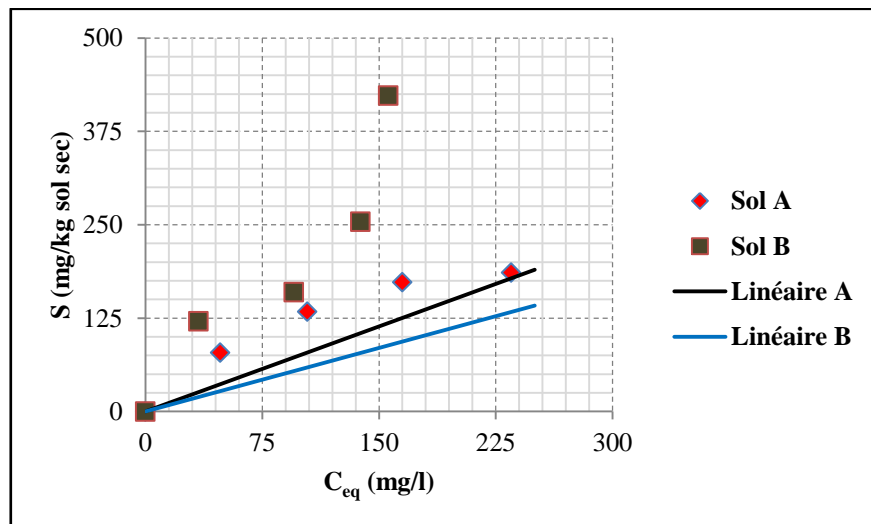
ANNEXE 9. REPRESENTATION DES ISOTHERMES DE NA ET K AVEC LE MODELE LINEAIRE ET DE FREUNDLICH



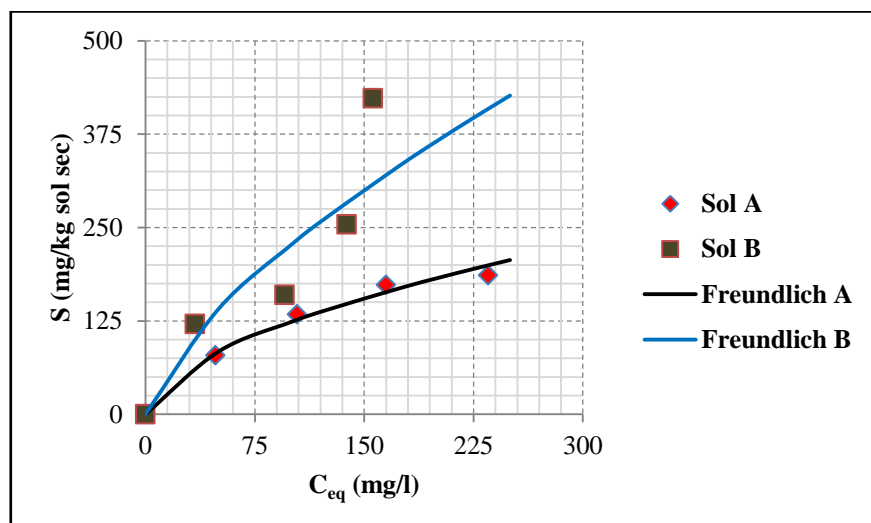
Isotherme de sorption du Sodium (modèle linéaire)



Isotherme de sorption du Sodium (modèle de Freundlich)



Isotherme de sorption du Potassium (modèle linéaire)



Isotherme de sorption du Potassium (modèle de Freundlich)

ANNEXE 10. ESSAI D'INFILTRATION : DEROULEMENT ET RESULTATS

Tableau 1 : Planning d'apport du lixiviat et temps de prélèvement des échantillons

Apport (ml)	Date	Heure	Démontage	Percolats
250	08/06/2010	9h20	12h45	-
		16h00		
	09/06/2010	9h00	8h30	Sol B: 40 ml
		16h15	15h00	
	10/06/2010	10h15	10h00	Sol B: 210 ml Sol A: 29 ml Sol B: 217 ml
		16h00	15h10	
0	13/06/2010	-	10h45	Sol A: 254 ml Sol B: 218 ml

Tableau 2 : Evolution des propriétés physico-chimiques du sol A en fonction de la profondeur Z

Temps (jour)	Z (cm)	θ_v (cm ³ /cm ³)	da (g/cm ³)	n (%)	Ksat (m/s)	pH _{eau}	Ce (mS/cm)
0	5	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
	10	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
	22	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
	32	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
	42	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
0,14	5	0,34	1,38	45	1,25E-05	7,64	2,53
	10	0,18	1,27	49	2,74E-05	7,63	2,5
	22	0,11	1,24	50	3,67E-05	7,54	1,91
	32	0,11	1,24	50	4,32E-05	8,01	0,12
	42	0,11	1,24	50	4,54E-05	8,01	0,12
0,97	5	0,38	1,36	46	8,46E-06	7,7	2,5
	10	0,33	1,44	43	5,36E-07	7,62	2,31
	22	0,21	1,28	50	2,97E-05	7,56	2,59
	32	0,11	1,24	50	3,76E-05	8,01	0,12
	42	0,11	1,24	50	4,11E-05	8,01	0,12
1,24	5	0,40	1,37	45	1,01E-06	7,48	2,04
	10	0,39	1,38	45	1,28E-06	7,36	1,81
	22	0,33	1,37	45	3,28E-05	7,3	2,14
	32	0,11	1,24	50	2,68E-05	7,24	1,96
	42	0,11	1,24	50	1,32E-05	8,01	0,12
2,03	5	0,36	1,33	47	2,78E-07	7,65	2,65
	10	0,36	1,37	45	2,09E-06	7,55	2,27
	22	0,33	1,33	47	7,70E-07	7,58	2,14
	32	0,34	1,40	44	1,23E-05	7,48	2,52
	42	0,30	1,35	46	8,53E-06	7,37	3,36

Tableau 2 (suite)

Temps (jour)	Z (cm)	θ_v (cm ³ /cm ³)	da (g/cm ³)	n (%)	Ksat (m/s)	pH _{eau}	Ce (mS/cm)
2,24	5	0,38	1,36	46	5,57E-07	7,93	2,24
	10	0,36	1,33	47	1,46E-06	7,85	2,06
	22	0,36	1,34	47	1,77E-06	7,76	1,94
	32	0,38	1,38	45	1,68E-06	7,66	2,14
	42	0,36	1,36	46	3,34E-06	7,61	2,5
5,06	5	0,38	1,33	47	9,95E-08	7,81	1,55
	10	0,34	1,49	41	1,98E-07	7,78	1,97
	22	0,33	1,45	42	5,71E-07	7,51	2,14
	32	0,31	1,39	44	8,68E-07	7,49	2,3
	42	0,44	1,44	43	2,36E-06	7,26	2,79

Tableau 3 : Evolution des propriétés physico-chimiques du sol B en fonction de la profondeur Z

Temps (jour)	Z (cm)	θ_v (cm ³ /cm ³)	da (g/cm ³)	n (%)	Ksat (m/s)	pH _{eau}	Ce (mS/cm)
0	5	0,17	1,15	43	8,84E-05	8,44	0,19
	10	0,17	1,15	43	8,84E-05	8,44	0,19
	22	0,17	1,15	43	8,84E-05	8,44	0,19
	32	0,17	1,15	43	8,84E-05	8,44	0,19
	42	0,17	1,15	43	8,84E-05	8,44	0,19
0,14	5	0,34	1,18	41	2,33E-05	7,92	1,75
	10	0,24	1,27	36	4,01E-05	7,84	1,37
	22	0,17	1,27	36	4,44E-05	7,85	0,99
	32	0,17	1,15	43	6,24E-05	7,84	0,92
	42	0,17	1,15	43	7,45E-05	8,44	0,19
0,97	5	0,31	1,24	38	2,83E-06	7,75	1,88
	10	0,24	1,17	41	4,01E-05	7,72	1,43
	22	0,27	1,35	33	1,76E-05	7,7	1,35
	32	0,27	1,39	30	4,87E-06	7,43	1,04
	42	0,28	1,38	31	4,46E-05	7,58	0,97
1,24	5	0,34	1,29	35	3,74E-06	7,72	1,77
	10	0,27	1,30	35	7,31E-06	7,46	1,44
	22	0,28	1,26	37	2,99E-06	7,28	1,54
	32	0,36	1,39	30	2,55E-06	7,37	1,46
	42	0,36	1,43	29	1,43E-05	7,39	1,07
2,03	5	0,34	1,30	35	1,91E-06	8,32	1,9
	10	0,28	1,37	31	1,28E-05	8	1,53
	22	0,29	1,33	34	3,63E-05	7,88	1,5
	32	0,35	1,38	31	3,22E-05	7,76	1,64
	42	0,39	1,40	30	8,72E-06	7,73	1,43

Tableau 3 (suite)

Temps (jour)	Z (cm)	θ_v (cm ³ /cm ³)	da (g/cm ³)	n (%)	Ksat (m/s)	pH _{eau}	Ce (mS/cm)
2,24	5	0,35	1,33	34	6,15E-07	8,44	1,83
	10	0,27	1,26	37	2,01E-06	8,27	1,29
	22	0,29	1,37	31	6,74E-06	7,88	1,24
	32	0,34	1,34	33	5,32E-06	7,73	1,4
	42	0,35	1,34	33	5,93E-06	7,66	1,4
5,06	5	0,32	1,27	36	1,01E-06	8,1	1,82
	10	0,29	1,26	37	4,45E-06	7,76	1,26
	22	0,32	1,37	31	1,95E-06	7,67	1,11
	32	0,38	1,37	31	1,76E-06	7,54	1,26
	42	0,40	1,38	31	8,64E-06	7,43	1,19

Tableau 4 : Concentration en ETM des eaux de percolation

Temps (h)	Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr total
Sol A							
0	0,35	0,045	0,025	0,003	0,015	0,016	0,013
27	0,788	0,016	0,03	0,007	0,278	18,36	0,011
57	1,101	0,011	0,048	0,015	0,272	10,63	0,004
Sol B							
0	0,35	0,045	0,025	0,003	0,015	0,016	0,013
3	0,577	0,003	0,039	0,03	0,096	15,06	0,005
9	1,227	0,001	0,011	0,01	0,206	10,35	0,003
27	1,631	0	0,971	0,047	0,063	43,41	0,012
57	0,522	0,003	0,167	0,025	0,055	3,272	0,003

ANNEXE 11. RESULTATS D'ESSAI DE PERCOLATION EN CONDITIONS PROCHES DE SATURATION

Tableau 1: Qualité chimique des percolats en conditions proches de saturation du sol A

Nbr de passage	V (l)	pH	Ce (mS/cm)	Concentration en ETM (mg/l)						
				Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr total
0	0	10,24	6,94	0,35	0,045	0,025	0,003	0,015	0,016	0,013
1	0,14	7,67	17,43	0,17	0,018	0,526	0,006	0,417	9,535	0,004
2	0,14	8,09	11,2	0,35	0,011	0,03	0,012	0,184	4,153	0,004
3	0,24	8,18	7,1	0,917	0,01	0,019	0	0,139	17,42	0,003
4	0,135	8	5,56	0,219	0,008	0,023	0,002	0,039	0,842	0,004
5	0,65	8,15	5,67	0,322	0,01	0,024	0,006	0,035	4,138	0,004
6	0,12	8,23	5,06	0,235	0,01	0,073	0,003	0,053	3,465	0,003

Tableau 2: Qualité chimique des percolats en conditions proches de saturation du sol B

Nbr de passage	V (l)	pH	Ce (mS/cm)	Concentration en ETM (mg/l)						
				Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr total
0	0	10,24	6,94	0,35	0,045	0,025	0,003	0,015	0,016	0,013
1	0,182	8,07	1,87	0,132	0	0,014	0,006	0,037	2,682	0,002
2	0,215	7,9	2,88	0,151	0,002	0,016	0,001	0,025	1,064	0,006
3	0,24	7,94	3,65	0,073	0,006	0,004	0,005	0,018	1,04	0,002
4	0,24	7,87	4,02	0,42	0,008	0,007	0,007	0,101	1,257	0,002
5	0,25	7,91	4,22	0,274	0,008	0,012	0,004	0,029	0,908	0,002
6	0,256	7,95	4,33	0,09	0,012	0,007	0,001	0,019	0,675	0,003
7	0,35	8,26	4,45	0,114	0,009	0,012	0,002	0,037	3,788	0,003

Tableau 3 : Bilan entrée-sortie des ETM avec apport du lixiviat de 1,5 L

Quantité	Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr total
Sol A							
Apportée	0,525	0,068	0,038	0,005	0,023	0,024	0,020
Lessivée	0,073	0,004	0,078	0,003	0,084	1,916	0,001
Retenue	0,452	0,063	-0,040	0,002	-0,062	-1,892	0,018
% de rétention	86	94	-	44	-	-	94
Sol B							
Apportée	0,525	0,068	0,038	0,005	0,023	0,024	0,020
Lessivée	0,074	0,002	0,007	0,003	0,016	0,966	0,002
Retenue	0,451	0,066	0,031	0,002	0,006	-0,942	0,017
% de rétention	86	97	81	44	27	-	89

Tableau 4 : Bilan entrée-sortie des ETM avec apport du lixiviat de 2,5 L

Quantité	Fe	As	Cu	Pb	Mn	Zn	Cr total
Sol A							
Apportée	0,875	0,113	0,063	0,008	0,038	0,040	0,033
Lessivée	0,532	0,014	0,101	0,007	0,146	8,900	0,005
Retenue	0,343	0,098	-0,039	0,001	-0,108	-8,860	0,028
% de rétention	39	88	-	11	-	-	85
Sol B							
Apportée	0,875	0,113	0,063	0,008	0,038	0,040	0,033
lessivée	0,306	0,012	0,018	0,006	0,066	2,994	0,005
retenue	0,569	0,100	0,045	0,001	-0,028	-2,954	0,028
% de rétention	65	89	72	18	-	-	85