

République Algérienne démocratique et populaire
Ministère de l'enseignement supérieur
Et de la recherche scientifique
Université de Jijel

Faculté de science
Département d'Ecologie
et d'Environnement

جامعة جيجل
كلية العلوم
قسم البيئة والمحيط



مكتبة محمد الصادق بن يحيى
مكتبة علوم الطبيعة والحياة
المكتبة
رقم الجرد : 1271

Mémoire

De fin d'Etudes en vue de l'Obtention du Diplôme d'Ingénieur d'Etat
en Ecologie Végétale et Environnement
Option : Pathologie des Ecosystèmes

Thème :

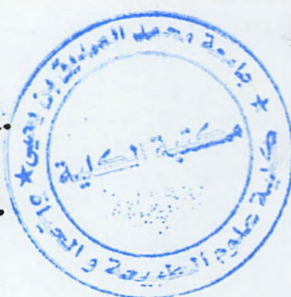
*Caractérisation Pédologique et Recherche
des Eléments traces Métalliques dans les
Sols de la zone humide de Béni- Bèlaïd*

Jury :

Président : M^r Bounamous A.
Examineur : M^r Krika A.
Encadreur : M^r Bouljedri M.

Présenté par :

Bouraoui Amel
Belmili Nadjah



Session : Septembre 2008

Remerciements

*Avant tout, nous remercions Dieu tout puissant
qui nous a donné du courage et de la volonté, afin de
réussir dans nos études.*

*A terme de ce travail, nous tenons à exprimer nos sincères
remerciements et notre profonde reconnaissance à tous
qui ont contribué à l'aboutissement de ce travail que ce soit
de près ou de loin en particulier:*

*Notre encadreur Mr Boulfedri M. qui nous
a proposé ce sujet de recherche, et soutenu par ses conseils*

*Sa compréhension et ses encouragements
nos tenons aussi à remercier les
Membres de jury :*

*Mr Bounamous A. et Mr Krika A.
D'avoir accepté a examiner ce mémoire.*

*Nous remercions nos professeurs de
tronc commun ou de spécialité
a tous leurs assistances et encouragements et éducations.*

*Nous remercions toutes les personnes qui nous ont aidé
de près ou de loin pour terminer notre travail de fin d'étude.*

Merci a tous.

SOMMAIRE

Introduction

Synthèse bibliographique

I- Etude du sol.....	2
1- Définition	2
2- Composition.....	2
2-1- Fraction minérale.....	2
2-2- Fraction organique.....	3
2-3- Fraction liquide.....	4
2-4- Fraction gazeuse.....	4
3- Propriétés physiques.....	4
3-1-Structure.....	5
3-2- Texture.....	5
3-3- Propriété.....	5
3-4- Couleur.....	5
3-5- consistance.....	6
3-6-cimentation.....	6
4-Propriétés chimiques.....	6
4-1-a formation de la double couche électrique.....	6
4-2-capacité d'échange cationique (CEC).....	6
4-3- Le pH	6
5-es propriétés physico-chimiques.....	7
5-1-Hydratation et gonflement.....	7
5-2-séparation et ressemblage.....	7
II- Etude des éléments traces métalliques.....	7
1- Définition.....	7
2- Origine des éléments traces métalliques dans le sol.....	8
2-1-sources géochimiques.....	8
2-2-sources anthropiques.....	8
2-2-1-contaminations localisées.....	9
2-2-2- contaminations de proximité et à grande distance	9

*Par voie atmosphérique.....	9
*Par voie hydrique.....	10
2-2-3-contaminations liées aux pratiques agricoles.....	10
3- Aspects physico-chimiques de la fixation des polluants dans les sols.....	11
3-1 Principaux constituants responsables de la fixation.....	11
3-2 Dynamique des éléments traces métalliques dans les sols.....	13
3-2-1 Les transferts entre constituants du sol (Concept de mobilité).....	13
3-2-2 Facteurs modifiant la mobilité et la rétention des métaux.....	13
3-2-2-1- La texture du sol.....	13
3-2-2-2- Le pH.....	14
3-2-2-3- La capacité d'échange cationique.....	14
3-2-2-4 La matière organique.....	14
3-2-2-5- Le potentiel d'oxydoréduction.....	14
3-2-2-6- La température et l'humidité.....	15
III- La Pollution des sols pollués par les ETM.....	15
1- LE Cuivre.....	15
1-1- Le cuivre dans le sol.....	15
1-2- Comportement du cuivre dans le sol : spéciation et mobilité.....	16
1-3 -Biodisponibilité du cuivre.....	16
1-4- Toxicité du cuivre.....	16
2- Le Zinc.....	17
2-1- Le Zinc dans le sol.....	17
2-2- Comportement du Zinc dans le sol : Spéciation et mobilité.....	17
2-3- Biodisponibilité du Zinc.....	17
2-4-Toxicité du Zinc.....	18
3- Le Plomb.....	18
3-1- Le Plomb dans le sol.....	18
3-2- Comportement du Plomb dans le sol : Spéciation et mobilité.....	18
3-3- Biodisponibilité du Plomb.....	19
3-4-Toxicité du Plomb.....	19
4- Le Cadmium.....	19
4-1- Le cadmium dans le sol.....	19
4-2- Comportement du cadmium dans le sol : Spéciation et mobilité.....	20

4-3- Biodisponibilité du cadmium.....	20
4-4-Toxicité du cadmium.....	20
5- Le Chrome.....	20
5-1- Le Chrome dan le sol.	20
5-2- Comportement du Chrome dans le sol : Spéciation et mobilité.....	21
5-3- Biodisponibilité du Chrome.....	21
5-4-Toxicité du Chrome.	21

Matériels et Méthodes

1 - Présentation de la zone d'étude.....	22
1-1 – Situation géographique et localisation générale.....	22
1-2 - Climat.....	22
1-2-1 - Les précipitations.....	22
1-2-2 - Les températures	23
1-2-3 - Humidité.....	23
1-3- Géologie.....	23
1-4- Hydrologie.....	23
1-5- Importance écologique.....	24
2- Plan d'échantillonnage.....	24
3 - Analyses physico-chimiques	26
3-1- Granulométrie.....	26
3-2 - Mesure de pH-eau	26
3-3- Conductivité électrique.....	26
3-4-Matière organique.....	27
3-5 - La capacité d'échange cationique.....	27
4- Méthode de dosage des éléments traces métalliques totaux dans le sol	28
4-1-Préparation des extraits de sols	28
5-Appareillage de lecture : le spectrophotométrie d'absorption atomique (FAAS)...	28
5-1- Principe	29

Résultats et discussions

1- Résultats et discussions.....	30
1-1- La texture.....	30
1-2- Le pH	30

1-3 La conductivité électrique (CE).....	31
1-4- Le matière organique	32
1-5- La Capacité d'Echange Cationique (CEC).....	33
1-6- Les éléments traces métalliques.....	33
1-6-1- Le cuivre.....	33
1-6-2- Le Zinc.....	34
1-6-3- Le plomb.....	35
1-6-4- Le Cadmium.....	37
1-6-5- Le chrome Cr +3	38

Conclusion

Références bibliographiques

Liste des abréviations

Cd : Cadmium

CE : Capacité électronique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

Cr : Chrome

Cu : cuivre

ETM : Elément trace métallique

H cl : acide chlorhydrique

HNO₃ : acide nitrique

H₂O : l'eau

H₂SO₄ : acide sulfurique

Max : Maximum

Min : Minimum

Mo : matière organique

Moy : moyenne

ONM : Office nationale de météorologie

Pb : plomb

T°C : Température en degrés Celsius

Tableaux	Titre	Pages
Tableau 01.	Les principaux minéraux du sol.	3
Tableau 02.	Teneurs des roches en éléments traces en ppm.	8
Tableau 03.	Flux annuel d'ETM en France.	9
Tableau 04.	Teneurs limites maximales (normales) dans les horizons superficielles des sols belges en fonction de leur texture en ppm.	13
Tableau 05.	Répartition mensuelle des pluies au niveau de la wilaya de Jijel.	22
Tableau 06.	Répartition mensuelle de taux de l'humidité au niveau de la wilaya de Jijel.	23
Tableau 08.	résultats d'analyse granulométrie des sols étudiés.	30

Figures	Titre	Pages
Figure n° 01	Localisation de la région d'étude et les stations d'échantillonnage.	25
Figure n° 02	Photo du FAAS utilisée pour le dosage des ETM	29
Figure n° 03	Variation du p H en fonction des stations.	31
Figure n° 04	Variation de CE en fonction des stations	31
Figure n° 05	Variation du taux de la MO en fonction des stations	32
Figure n° 06	Variation de CEC en fonction des stations.	33
Figure n° 07	Teneurs du Cu en fonction des stations.	34
Figure n° 08	Teneurs du Zn en fonction des stations échelle semi logarithmique	35
Figure n° 09	Valeurs du Pb en fonction des stations.	36
Figure n° 10	Valeurs du Cd en fonction des stations	37
Figure n° 11	Teneurs du Cr ³⁺ en fonction des stations.	38

Introduction

Introduction

La contamination de l'environnement constitue depuis des années une préoccupation majeure de toutes les sociétés. Elle est le résultat de processus démographiques d'urbanisation, de processus et de développement des activités industrielles et agricoles au cours de trois derniers siècles.

La pollution de l'air et de l'eau a été étudiée et réglementée depuis plusieurs années, alors que celles des sols ont été longtemps négligées. Parmi les différents types de pollution (organique et/ou minérale) le problème posé du aux éléments traces métalliques est tout à fait singulier car il est lié à la spécificité de la contamination, souvent multiéléments, et aux caractéristiques du système sol / polluant.

La présence des éléments traces métalliques dans le sol est particulièrement problématique en raison de leur longue vie et leur toxicité. Certains éléments en traces à faible concentration sont essentiels à la vie, comme les oligo-éléments (Zn, Cu et Cr) qu'ils sont toxiques à forte dose, alors que d'autres sont toxiques même à des faibles doses (Pb et Cd).

Naturellement, ils existent déjà à des taux très faibles dans les sols. Cependant, ils peuvent plus ou moins longtemps à la suite d'une introduction intentionnelle ou accidentelle d'atteindre des concentrations très élevées dans le sol (**Schaub et al, 2005**).

La contamination par les éléments traces métalliques affecte la qualité des sols, des eaux et provoque un danger pour les être vivant à cause de leur biodisponibilité. Cette dernière dépend surtout de leur mobilité et, par conséquent de la capacité du sol à les retenir mais surtout à les immobiliser par adsorption, réaction et précipitation. En effet le facteur de distribution des polluants dépend dans le sol de la nature de l'élément et de la composition du sol notamment du pH et des conditions redox, le transfert. Par ailleurs, sol-plante constitue un maillon important dans la contamination de la chaîne alimentaire par des polluants. Celui-ci transfert est déterminé par de nombreux facteurs, dépendant de la nature de l'apport du polluant, de la composition du sol et de la physiologie des espèces végétales.

Notre étude repose sur une étude de caractérisation pédologique et la recherche des éléments traces métalliques dans le sol de la zone humide de Béni-Belaid, une aire protégée et inscrite dans la liste RAMSARE, comme site écologique d'importance internationale. Ce travail s'articule autour de deux parties :

- ✚ L'étude bibliographique des éléments traces métalliques en général et de la pollution du sol par les métaux lourds en particulier.
- ✚ Une deuxième partie sera consacrée à la description des méthodes, des résultats et discussion. On termine par une conclusion.

Synthèse bibliographique

I- Etude du sol

1- Définition

Le sol est le produit de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous l'action de la vie, de l'atmosphère et des décharges d'énergie, c'est un milieu complexe et dynamique dont les qualités s'appuyèrent. Progressivement sous l'action combinée des facteurs externes issus de l'hydrosphère, de l'atmosphère et de la biosphère (**Lozet et al, 1990**).

2-Composition

2-1-Fraction minérale

La fraction minérale du sol correspond à un ensemble d'élément de nature , état physique et propriétés très différents (**Lacost et Salanon, 1999**).

La fraction minérale présente l'ensemble des produits de la dégradation physique puis chimique de la roche mère (**Calvet, 2003**).Le tableau (1) donne les minéraux les plus communément rencontrés dans les sols. Dont la nature est déterminée à la fois par les roches sur lesquelles ils se sont formés et par les processus de pédogenèse.(**Calvet 2003**)

Tableau 1 : Les principaux minéraux du sol .

Minéral	Formule chimique	Commentaires
Minéraux primaires ne subissant pas d'altération ou très peu		
Epidote	$\text{Ca}_2 (\text{Al}, \text{Fe})_3 (\text{OH}) \text{Si}_2 \text{O}_{12}$	Minéraux très résistants à l'altération, utilisés comme minéraux repères dans les études de pédogenèse.
Tourmaline	$\text{Na Mg}_3 \text{Al}_6 \text{B}_3 \text{Si}_6 \text{O}_{27} (\text{OH}, \text{F})_4$	
Zircon	Zr Si O_4	
Rutile	TiO_2	
Minéraux primaires pouvant subir une altération plus ou moins grande		
Quartz	Si O_2	Abondant dans les sables et les limons
Feldspaths	$(\text{Na}, \text{K}) \text{AlO}_2 (\text{SiO}_2)_3 \text{CaAl}_2 (\text{SiO}_2)_2$	Abondant dans les sols peu lessives.
Micas	$\text{K}_2\text{Al}_2 \text{O}_5 (\text{Si}_2\text{O}_5)_3 \text{Al}_4 (\text{OH})_4$ $\text{K}_2\text{Al}_2 \text{O}_5 (\text{Si}_2\text{O}_5)_3 (\text{Mg}, \text{Fe}) (\text{OH})_4$	Source de potassium dans la plus part des sols des zones tempérée.
Amphiboles	$(\text{Ca}, \text{Na}, \text{K})_{2-3} (\text{Mg}, \text{Fe}, \text{Al})_5 (\text{OH})_2 [(\text{Si}, \text{Al})_4, \text{O}11]_2$	Facilement altéré et transformée en argiles et oxydes.
Pyroxène	$(\text{Ca}, \text{Mg}, \text{Fe}, \text{Ti}, \text{Al}) (\text{Si Al}) \text{O}_3$	Facilement altéré.
Olivine	$(\text{Mg}, \text{Fe})_2 \text{Si O}_4$	Facilement altéré.
Minéraux secondaires		
Kaolinite	$\text{Si}_4 \text{Al}_4 \text{O}_{10} (\text{OH})_8$	Abondant dans la fraction « argiles granulométriques » Une des sources de cations échangeables.
Smectites	$\text{Mx} (\text{Si Al})_8 (\text{Al}, \text{FA}, \text{Mg})_{4020} (\text{OH})_4$	
Vermiculites	M= cations compensateurs	
Chlorites		
Allophanes	$\text{Si}_3 \text{Al}_4 \text{O}_{12} \cdot n\text{H}_2\text{O}$	Abondant dans les sols formés sur des matériaux volcaniques.
Imogolites	$\text{Si}_3 \text{Al}_4 \text{O}_{10} \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	
Gibbsite	$\text{Al} (\text{OH})_3$	Abondant dans les sols lessivés.
Goethite	$\text{Fe O} (\text{OH})$	Oxyde de fer le plus abondant.
Hématite	$\text{Fe}_2 \text{O}_3$	Abondant dans les sols des régions chaudes.
Ferrihydrite	$\text{Fe}_{10} \text{O}_{15} \cdot 9\text{H}_2\text{O}$	Abondant dans les horizons organiques.
Birnessite	$(\text{Na}, \text{Ca}) \text{Mn}_7 \text{O}_{14.2}, 8\text{H}_2\text{O}$	Oxyde de manganèse le plus abondant.
Calcite	Ca CO_3	Carbonate le plus abondant.
Gypse	$\text{Ca SO}_4 2\text{H}_2\text{O}$	Abondant dans les régions arides.

(Source :Calvet 2003)

2- 2- Fraction organique (l'humus)

L'humus est l'ensemble des produits de la décomposition des débris végétaux et animaux ; qui ont perdu leur formation, leur structure et sont fortement colorés (Greco, 1996). La matière organique peut être définie comme une matière carbonique provenant de la décomposition des êtres vivants végétaux et animaux, elle constitue l'humus, et dont ces principaux d'éléments sont le carbone C, l'hydrogène H, l'oxygène O et l'azote N, alors que le soufre S, le phosphore P, le potassium K,

le cadmium Ca et le magnésium Mg sont secondaires (Lacost et Salanon , 1999). D'après Leclerc (1999), la matière organique en répartie en 4 groupes :

- ✚ la matière organique vivante, animale et végétale, englobe la totalité de la biomasse
- ✚ des composés organiques intermédiaires appelés matière organique transitoire (évolution de la matière organique fraîche).
- ✚ Des débris d'origine végétale et animale appelé matière organique fraîche.
- ✚ Des composés organiques stabilisés, les matières humiques provenant de l'évolution des matières précédentes.

2- 3- Fraction liquide

La phase liquide du sol n'est pas de l'eau pure mais est une solution dont la composition est complexe et très variable .On la désigne souvent par l'expression « solution du sol ». Elle contient des très nombreuses substances dissoutes organiques et inorganiques dépend de plusieurs phénomènes (Calvet, 2003).

La solution du sol, une eau enrichie en ions et en molécules minérales et organiques. Elle est le siège de nombreux processus de solubilisation ou l'insolubilisation. (Gobat et al, 2003).

2-4 Fraction gazeuse

La phase gazeuse du sol est encore appelée l'atmosphère du sol. Sa composition est souvent voisine de celle de l'air mais elle peut être très variable dans le temps.

Elle dépend principalement de deux facteurs, la proximité de l'atmosphère, c'est à dire la profondeur dans le sol contient en général les mêmes substances que l'air atmosphérique mais sa composition peut être très différente en raison, en particulier, de l'activité biologique (Calvet, 2003).

3-Propriétés physiques

La nature est la propriété générale du sol on comprend la disposition spécifique dans l'espace des composés solides minéraux et organiques et le volume des pores , situés entre les composés solides remplis d'eau , d'air , de racines et d'organismes.

Cette structure influence principalement l'agencement d'un site en eau, en air, en chaleur et en substance nutritives et par conséquent détermine d'une manière importante la qualité d'un sol (Lacost et Salanone, 1999).

3-1- Structure

Sous le terme de structure du sol on comprend la disposition spécifique dans l'espace des composés solides minéraux et organiques et le volume des pores, située entre les composés solides remplis d'eau, d'air, de racines et d'organismes. Cette structure influence principalement l'agencement d'un site en eau, en air en chaleur et en substances nutritives et par conséquent détermine d'une manière importante la qualité d'un sol. (**Bliefert et Perraud, 2004**). On peut distinguer à la vue et au toucher divers types de structures : élémentaires, fragmentaires et massives (**Faurie et al, 2003**).

3- 2- Texture

La texture reflète la part respective des constituants triés selon leur taille. On distingue :

✚ la texture minérale qui est la proportion des sables, limons mesurés par l'analyse granulométrique .Elle s'exprime par terme, simple (sableuse, argileuse) ou composés (limono-sableuses).

✚ La texture organique qui reflète la proportion de fibres et de matériel fin microagrégé dans les matériaux holorganiques (**Gobat et al, 2003**).

La texture du sol correspond à sa granulométrie, on distingue habituellement les quatre catégories suivantes :

✚ les graviers de plus de 2 mm de diamètre.

✚ Les sables grossiers de 0.2 à 2 mm.

✚ les limons de 2 à 20 μ m.

✚ les colloïdes minéraux (argiles essentiellement) de moins de 2 μ m (**Djoz, 2006**).

3-3 - La porosité

La porosité représente aussi un paramètre physique très important car elle conditionne l'aération ainsi que la capacité de rétention d'eau d'un sol qui est en partie liée à la porosité (**Ramade, 2002**).

3- 4- La couleur

L'un des critères morphologique des sols facilement accessible est la couleur .Les couleurs des sols traduisent soit la présence de constituants particuliers, soit résultent de différents mécanismes physico-chimiques ou biologiques. Au sein d'un même horizon , la couleur peut être homogène , mais il peu également existe des volumes de couleurs différents (**Maignien, 1969**).

le pH. On distingue des sols acides ($\text{pH} \leq 7$), neutre (pH voisin de 7), basiques ($\text{pH} \geq 7$). (**Mathien et pieltain, 2003**)

5-Propriétés physico chimiques

5-1-L'hydratation et gonflement

Le degré d'hydratation varie d'une famille argileux à une autre .certains minéraux argileux ont la capacité d'incorporer dans leur structure des molécules d'eaux.

Cette eau modifie la dimension de la couche en provoquant son gonflement ces argiles sont appelées gonflants .Les minéraux gonflants ont une structure de bas à 10Å.selon l'hydratation, une couche d'eau de 2.5 ou 5.2Å d'épaisseur se développe, cette hydratation conduit à une augmentation de volume pouvant atteindre 95%. Notons qu'il existe des minéraux compensant de l'eau absorbés mais qui n'ont pas pour autant de propriétés de gonflement (**Sauer, 1999**).

5-2- La séparation et la ressemelage

Les colloïdes peuvent se trouver dans le sol à l'état dispersé ou à l'état floculé et jouent de ce fait un grand rôle dans la formation d'agrégats dont elles constituent avec la matière organique les ciments. Les particules fines colloïdales peuvent dispersées floculer et former des agrégats qui cimentent des éléments plus gros (**Leclerc, 1999**).

✕ II- Les éléments traces métalliques (ETM)

1- Définition

La convention de Genève désigne par le terme « métaux lourds » les éléments possédant une masse volumique supérieure ou égale à 4.5 g .cm³ (**Wild, 1993 et Robert, 1996**). Cependant, ce terme est souvent remplacé par « éléments traces métalliques » (ETM).les métaux lourds sont dits à l'état de trace lorsque leur concentration est inférieure à 1g.kg⁻¹de matière sèche chez les êtres vivants (**Albain, 2003**). La plupart des éléments traces métalliques ne sont que très faiblement volatils et ne sont pas biodégradables. Ces deux principales caractéristiques confèrent aux éléments traces métalliques un grand pouvoir d'accumulation dans tous les compartiments de la biosphère (**Baiz, 1997**). Ainsi, même si nombreux d'entre eux sont indispensables dans les différentes étapes des divers cycle métalliques (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn).l'augmentation de leur concentration, dans l'environnement associées à leur capacité d'accumulation, induisent des risques pour le développement des différents organismes (**OMS, 1997**).

2-Origine des éléments traces métalliques dans le sol

2-1- Source géochimique

A l'état naturel, la plupart des roches renferment des éléments métalliques à des concentrations variables suivant la nature de la roche, son âge, sa localisation et la nature de l'élément considéré. La répartition des métaux lourds dans les différents types de roches est figurée dans le tableau (2).

Tableau (2).Teneurs des roches en éléments traces en ppm.

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roche acides	Sédimentaires, argileuses, sableuses	Grés	Carbonates
Cd	0.13-0.22	0.13	0.09-0.20	0.22-0.30	0.05	0.035
CO	35-50	1-10	1-7	11-20	0.3-10	0.1-3.0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Mg	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Hg	-	-	0.08	0.18-0.40	0.04-0.10	0.04-0.05

(Source :Kabata, 1992).

L'incorporation des éléments métalliques dans les roches est contrôlée par leur état de valence et leur rayon ionique, qui leur permettant de s'associer ou de se substituer à d'autres constituants des roches (Delphine, 1999).

2-2- Les sources anthropiques

Dans certaines parcelles, la présence marquée de métaux lourds est directement liée à l'activité humaine (Miquel, 2001).

Les ETM sont susceptibles d'être apportés par de nombreux composés utiles (engrais, médicaments, détergents et rejet industriels ...). Ils peuvent également provenir de nos déchets urbains (eaux usées, boues d'épuration, ordures ménagères) ; agricoles (fumiers, lisiers,...).Enfin, l'origine des ETM est en fait très variable comme l'illustre la tableau (3) (Adler, 2001).

Tableau (3). Flux annuel d'ETM en France.

	Cu	Zn	Cd	Pb
Table en millier de tonne	220	760	20	380
Déchets agricoles	55 %	61 %	20 %	12 %
Déchets urbains	28 %	20 %	38 %	19 %
Engrais	1 %	1 %	2 %	1 %
Retombés atmosphériques	16 %	18 %	40 %	68 %

(Source : Adler, 2001).

2-2-1- Les contamination localisées

Elles concernent en particulier les sites industriels, où les sols reçoivent des déchets. Les zones d'activités minières et fondrière des métaux non ferreux sont les principales sources de plomb, Zinc, Cuivre, (Delphine, 1999). Les dépôts issus des mines et des ateliers de raffinage ne présentent pas, priori, un risque de contamination car les métaux qui renferment sont généralement inclus dans les structures cristallines des minerais, donc sous forme peu altérable et peu mobile (Wild, 1993).

Les fabriques de ciment sont également à l'origine de contamination des sols de plomb et le cadmium (Alloway, 1995). Ainsi, les anciennes mines et usines désaffectées, dites fiches industrielles, constituent des réserves importantes de pollution métallique par abandon des déchets accumulés et des vestiges d'installation (Adriano, 1986).

Les décharges municipales sont d'autres sites de contamination localisée, les déchets urbaines de toutes sortes qui y sont déposés se détériorent sous l'action des facteurs climatiques, et libèrent progressivement des produits polluants, comme les métaux lourds (plomb) présent dans les batteries de voitures par exemple) en concentration non négligeable (Duchaufour, 1997).

Enfin, les fiches militaire et les aires de chasse présentent des concentration anormales de plomb dues aux dépôts de munition usagées sur le sol (Alloway, 1995 ; Juste et al, 1995).

2-2-2- Les contaminations de proximité et à grande distance

Les produits contaminant émis par des sources localisées sont transférés aux alentours et vers des sites plus éloignés suivant deux voies :

✚ Par voie atmosphérique

Ces émissions métalliques se présentent sous formes de gaz d'échappement (automobile et industriels) et d'envolements des sites pollués, à partir du lieu de stockage de matières résiduelles ou des ateliers de production (Baize, 1997). Elles proviennent à 75% de la combustion des carburants automobiles et 15% du traitement des métaux non ferreux dans le cas du plomb, à 60 %

du traitement des métaux non ferreux, et 21 % de l'industrie sidérurgique dans le cas du Zinc (Citepa, 1999).

La distance parcourue par les émissions atmosphériques est inversement proportionnelle à leur taille, celle-ci varie de 20 à 100 µm suivant la nature des poussières, sous forme particulière (cendre volante ou sphères < 20 µm) ou sous forme d'aérosol (Parmentier, 1994).

Au fur et à mesure que la distance à la source augmente, la concentration des dépôts atmosphériques diminue ; La concentration devient de plus en plus diffuse. Dans la plupart des cas, les contaminations atmosphériques de proximité donnent lieu à une figure de répartition en ellipse, concentré sur la source émettrice et suivant l'orientation des vents dominant (Ramade, 2000).

Les différentes sources d'émissions (usines, circulation) sont plus importantes dans les zones urbaines ou périurbaines que dans les zones rurales. Ainsi, au niveau de l'Europe et des Etats-Unis, les retombées atmosphériques de plomb sont estimées entre 3.1-31 mg.m⁻² an⁻¹ dans les zones rurales et entre 27-140 mg.m⁻² an⁻¹ dans les zones industrielles et urbaines (Alloway, 1995 ; Bourrelier et al, 1998).

✚ Par voie Hydrique

Ce type de contamination est lié à l'alimentation superficielle de métaux lourds, sous formes particulière ou dissoute, par érosion et ruissellement à partir des sites pollués. Les éléments métalliques s'accumulent principalement dans les sédiments des cours d'eau et des estuaires ou sont transférés dans le milieu aquatique. Ils se retrouvent donc dans les boues de curage susceptible d'être épandues sur les terres agricoles (Clech, 2002).

En zones urbaines, l'eau de pluie, déjà contaminée en métaux lourds par les émissions atmosphériques se recharge en ruisselant sur les toits et sur les chaussées, avant de rejoindre le réseau hydrographique. D'autre part, les effluents industriels d'eau usée, contiennent généralement des quantités importantes en plomb (Juste et al, 1995 ; Bourrelier et al, 1998).

2-2-3 -Les contaminations liées au pratique agricoles

Les pratique agricoles présentent un risque d'accroissement des teneurs naturelles à cet effet qu'en 10 % des superficies cultivées en monoculture et de façon intensive (utilisation importante d'engrais, pierre à chaux et pesticides) comportaient selon le cas, des augmentations significatives de leurs teneurs en cadmium, chrome ou plomb comparativement aux sols cultivés de façon moins intensive (MEF, 1998).

Les scories de déphosphoration, longtemps utilisées comme fertilisant et amendement calcique, ont apporté du nickel, du chrome ou du vanadium avec une quantité assez importante de plomb.

Les amendements organiques (fumiers, lisiers) amènent au sol du cuivre et du zinc en quantité importante (**Girard et al, 2005**).

Les boues de dépendages issues des stations d'épuration constituent une source appréciable de plomb et de zinc des sols cultivées. En effet, le processus même d'épuration provoque l'accumulation des métaux de divers origines (domestique, artisanale, industrielle, automobile...) contenus dans les eaux. En France par exemple, 58% des boues produites sont recyclées en agriculture, ce qui représente un flux annuel de contamination des sols de 66 t.an^{-1} de plomb sur l'ensemble de la surface agricole utile (**Chassin et al, 1996**).

3-Aspects physico-chimiques de la fixation des polluants dans les sols

La rétention caractérisé par la capacité d'un sol à retenir une molécule et à empêcher son transport à l'intérieure de la matrice ou vers l'extérieur. La relation se traduit par le phénomène d'adsorption, mais également par le phénomène d'absorption par la matrice solide, par les organismes. Les processus de transfert de solutés peuvent être groupés en trois catégories principales.

Sorption : Adsorption physique (résultat de réaction d'échange ionique ou de forces de Vanderwaalls) et adsorption chimique (liaison covalentes chimiques).

✚ **Complexation** : mise en œuvre de ligands.

✚ **Précipitation** : Accumulation de matériau (soluté, substance) a l'interface des phases solides du sol pour former de nouvelles phases solides insolubles.

3-1- Principaux constituants responsables de la fixation

La nature et la proportion des composés du sol influencent pour une grande part la rétention des métaux dans le milieu. Nous nous intéressons en particulier au rôle des argiles, des carbonates, de la silice, des oxydes métalliques et de la matière organique (**Elaib, 2003**)

1-Argiles

Les argiles sont les particules du sol dont le diamètre n'excède pas $2\mu\text{m}$ selon la définition de l'association internationale de la science du sol. Leur faible taille, leur confère une forte réactivité chimique et physique ainsi qu'une importante surface de contact. D'autre part, les minéraux des argiles possèdent des propriétés colloïdales. Les argiles possèdent des propriétés d'adsorption et d'absorption importante (**Alloway, 1995**).



2-Carbonate

Les carbonates jouent un rôle important dans les sols. Leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin, favorisant ainsi l'ensemble des modes de fixation. De plus, la surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métallique.

3-Silice

La silice est présente en abondance dans les milieux naturels, à l'état cristallin (quartz, stishovite, cristobaltite) ou amorphe par hydratation, des groupements hydroxyles de surface se forment et permettent la fixation des cations métalliques par adsorption physique et chimique.

4- Oxyde de fer, de manganèse et d'aluminium

Les oxyde de fer, manganèse et aluminium présents en abondance sous forme amorphe ou cristalline dans la majorité des sols, jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques de par leur faible solubilité dans les conditions ordinaires PH.

5-Matière organique

La matière organique joue un rôle important dans la mobilité et la disponibilité des métaux lourds dans le sol (Singh et al, 1997). Dans la fraction organique vivante on retrouve des polymères de type hydrate de carbone bien caractérisés : amidon, cellulose, lignine... polymère beaucoup plus complexe et moins bien définis. Les composés humiques, qui se distinguent par leur structure et leur persistance, sont une partie de l'humus.

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

La liaison métallique à la matière organique peut être vue comme un processus d'échange ionique entre H^+ et les ions métalliques sur les groupes fonctionnels acides.

6- les précipités

Les micropolluants métalliques peuvent précipités dans les sols suivant les conditions qui y règnent, pour former des composés chimiques peu ou pas solubles, tel que des sulfures, des phosphates, des hydroxydes ou des sels organiques.

3-2 -Dynamique des éléments métalliques dans les sols

3-2-1- Les transferts entre constituants du sol (Concept de mobilité)

Les variations des conditions du milieu modifient la distribution des éléments traces métalliques entre les phases consécutives du sol. La solubilité des éléments traces métalliques détermine leur mobilité dans le milieu et leur disponibilité pour les être vivants.

La mobilité des micro-éléments est définie comme leur aptitude à être transféré vers des compartiments où ils sont de moins énergiquement retenus, le comportement ultime étant représenté par la solution du sol (Juste et al, 1995).

3-2-2- Facteurs modifiant la mobilité et la rétention des métaux

Si l'élément trace est soluble, il va passer dans les nappes souterraines ou dans les plantes. S'il est insoluble, il va rester dans le sol (Miquel, 2001).

Plusieurs facteurs modulent la disponibilité des polluants métalliques du sol et donc leur devenir dans cette matrice.

Les caractéristiques du sol (la texture, la teneur en matière organique, pH, potentiel d'oxydoréduction) sont les facteurs plus importantes (Laurent et al, 2005).

3-2-2-1- La texture du sol

Des études récentes menées au Québec ont révélé que les concentrations des éléments traces métalliques dans le sol varient selon la texture de ce dernier. Elles sont les plus élevées dans les argiles puis dans les limons argileux, les limons et les sables (Weber et Singh, 1999). De petites quantités de cadmium ont été prélevées par les plantes beaucoup plus pour les sols à texture lourde (Tableau 4)

Tableau 4. Teneurs limites maximales (normales) dans les horizons superficiels des sols belges en fonction de leur texture en ppm .

Eléments	Sable, limon-sableux	Sable-limoneux	Limon	Limon caillouteux, argileux
Cd	1	1	1	1
Cr	80	10	200	300
Cu	15	2	25	30
Mn	00	800	800	2000
Pb	50	50	50	50
Zn	100	100	150	200

(Source : Weber et Sing, 1999).

3-2-2-2- Le pH

Les variations du pH d'un sol changent les propriétés chimiques des ETM affectent profondément leur mobilité.

L'augmentation du pH favorise l'adsorption des éléments traces métalliques par le sol : elle entraîne l'augmentation du nombre de sites d'adsorption liés aux groupements carboxyliques de la matière organique et aux groupements hydroxydes et oxydes des minéraux argileux et la diminution de la compétition des ions H^+ .

La capacité de rétention du sol vis-à-vis des éléments métalliques atteint son maximum pour des P^H provoque la dissolution des carbonates et des oxydes de fer et manganèse favorisent ainsi la libération des éléments métalliques dans la solution du sol.

Cependant, il est important de signaler que si l'abaissement de pH entraîne une meilleure biodisponibilité des éléments métalliques, Cet effet peut être largement contrebalancé par la présence de substances à forte affinité pour certains métaux (hydroxydes de fer, tourbe) (Ziza, 1994).



3-2-2-3- La capacité d'échange cationique

La concentration maximale d'éléments traces métalliques qu'un sol peut contenir devrait être fonction de sa capacité d'échange cationique, c'est-à-dire de sa capacité de retenir les ions des métaux lourds (Weber et Singh, 1999).

Selon le même auteur, la capacité d'échange cationique augmente avec la teneur en argile du sol, il est logique donc que les concentrations maximales des métaux soient plus élevées dans le cas des sols à texture fine (comme l'argile et le loamargileux) que dans celui des sols à textures grossière comme le sable.

3-2-2-4- La matière organique

La matière organique joue un rôle important dans la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds dans le sol (Singh et al, 1997). Selon Eliot et al (1986), la matière organique augmenterait la rétention préférentielle du plomb à celle du cuivre et celle du cadmium à celle du Zinc. De ce fait, ils constatent que la diminution de la matière organique du sol entraîne la réduction de l'adsorption des quatre métaux cités précédemment, par contre elle favorise leur disponibilité .

3-2-2-5- Le potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel d'oxydoréduction est un indicateur des conditions d'aération du sol.

Les variations de ce dernier conditionnent l'état chimique de fer et du manganèse, éléments dont les oxydes et les hydroxydes constituent des pièges pour les éléments traces. Par ailleurs certains composantes très biodégradable de la matière organique sont susceptibles de changer l'état d'oxydation des éléments traces et notamment ceux du fer et du manganèse.

En effet dans les conditions d'anaérobiose la dégradation de la matière organique accentue la réduction de fer et de manganèse et favorise ainsi leur solubilisation et par voie de conséquence la libération des éléments traces métalliques mais la complication par des ligands organiques ou inorganiques tels que l'acide organique ou les nitrites peut entrer en compétition et remobilisés les éléments traces métallique (Ziza, 1994).

3-2-2-6-La température et l'humidité

Elles jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol et donc la production des substances acides ou complexant issus de la biodégradation de matières organique.

L'évolution de la température agit directement sur la dissolution de composés fixant un ETM, facilitant ainsi son absorption par la Flor. L'humidité agit également directement dans les processus de précipitation et de solubilisation. Par ailleurs, un axées d'hygrométrie peut conduire à en défaut d'aération du sol (Elaib, 2003).

III- Pollution des sols par les ETM

Les caractéristiques générales données ne concernent que les ETM retenus dans cette étude (Cu, Zn, Cd, Cr, Pb)

1- Les Cuivre

1-1- Le Cuivre dans le sol

La composition moyenne de la croute terrestre en cuivre serait compris entre 45 et 70 mg/Kg (Combe et al, 1997).

Les teneurs moyennes en Cu d'un sol non contaminé sont compri entre 13 et 24 ppm. Aux teneurs naturelles, les sols se trouvent également enrichis par l'utilisation excessive de fertilisants et de produit agro sanitaires tels que les insecticides, les fongicides, les alcides qui sont à la base de sels de cuivre (Coullery, 1997).

1-2-Comportement du cuivre dans le sol : spéciation et mobilité

Les nombreuses formes minérales libérées au cours des processus d'altération sont très solubles notamment en milieu acide. Le Cu est donc considéré comme l'élément le plus mobile des ETM.

Bien que la formule la plus connue soit, dans le sol, Cu^{2+} ; CuOH^+ ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO ; $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2$; CuCO_3 ; $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cu}(\text{OH})_4^-$; CuO_2 .

De même quelques formes incluses au sein des minéraux : Cu-O-Fe ; Cu-O-Al ; Cu-O-Mn.

98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés par la matière organique. Il est facilement précipité en présence de différents anions (**Baize, 1997**).

Le cuivre est réputé comme peu mobile sauf dans des conditions extrêmes d'acidité ou de gleyification.

Il semble que dans les sols cultivés très pauvres en argiles, sableux ou limoneux, les apports massifs opérés en surface (traitement fongicide, soient capable de migrer en profondeur. (**Combe et al, 1997**).

1-3 Biodisponibilité du cuivre

Les plantes absorbent le cuivre dans la solution de sol. L'absorption active est le mécanisme le plus représenté mais une absorption passive peut aussi se mettre en place. Le Cu présent dans les racines, est entièrement sous formes complexées, mais la pénétration racinaire doit quant même se réaliser à l'état de forme dissociées. La vitesse de pénétration du Cu dans les racines est très faible, la plus faible des éléments essentiels pour les végétaux (**Coullery, 1997 in Kadem, 1999**).

1-4- Toxicité du cuivre

Le maximum 'normal' du cuivre rencontré dans les plantes est de 15 ppm . Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevées dans l'environnement. Il en résulte des effets toxiques sur les plantes et des baisses de rendement. Les teneurs totales en $\text{Cu} < 7$ ppm entraînent des carences cuprique et en revanche très toxicité apparaissent au delà de 180 ppm.

Chez l'homme des symptômes de toxicité aigue se manifestent par des diarrhées, nausées, vomissement irritation intestinales. 1g de CuSO_4 constitue une dose mortelle, pour plus de 44mg/L d'eau de boisson, il y'a manifestation de gastro-entérites (**Kadem, 2005**).

2- Le Zinc

2-1- Le Zinc dans le sol

La teneur moyenne en Zn de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/Kg. Dans le sol le Zn est présent le plus souvent sous forme de sulfure où il se trouve associé au plomb ou Fer et au Cuivre (Combe et al, 1997).

La teneur moyenne est de l'ordre de 50 ppm donne une moyenne mondiale en Zn de 64 ppm. Maximum 'normal' de 300 ppm avec une moyenne de 50 ppm.

Le Zn est lié dans le sol aux oxydes de Fer hydrates et aluminium (14 à 38% de Zn total) et aux argiles (24 à 63%).

Le sol peut être également enrichi par les apports anthropogènes : activité minières et industrielles épandage agricole, activité urbaines et trafic routier. En effet selon (Meyer, 1991)

Il y'a peu de sols contaminés de façon géogène par le Zn. A peu près toutes surfaces contenant des quantités importantes de Zn sont les résultats d'activités humaines .

2-2 Comportement du Zinc dans le sol : Spéciation et mobilité

Le Zinc peut être considéré comme très mobile , mais les formes les plus mobiles seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux du sol, de sorte que le Zn tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface de la plupart des sols(Combe et al, 1997).

Les minéraux argileux et les substances humiques sont capable de fixer le Zn très fortement de sorte que la solubilité de Zn^{++} dans les sols apparaît moindre que celle de $Zn(OH)_2$, $Zn(CO_3)$, $Zn(PO_4)$.

La fraction mobile de Zn représente 1 à 20% et ces complexes avec la matière organique 1.5 à 2.3 %.D'après Javiosse,1976, en moyenne 65% de Zn soluble dans les sols se trouveraient associés aux amines et aux acides fulviques, tandis que les complexes insolubles sont associés aux acides humiques .

2-3- Biodisponibilité du Zinc

La Biodisponibilité du Zinc dans les végétaux est généralement faible (Livernais, 2000). Ses formes solubles sont facilement assimilable par les plantes, l'absorption racinaire semble être directement corrélée à la concentration de Zn dans le sol (Kadem, 1999).

Le Zn se trouve en quantités plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Dans les racines 90% de Zn total se présentent adsorbés sur la surface de parois cellulaires de cortex.Par ailleurs ; l'adsorption de Zn peut être influencée par l'interférence entre Zn et les autres ETM (Cu,

Cd, Fe, Cr) (Abdul, 1992) ; de leur part **schamb et all, 2005, signalent** que le chaulage, un apport de fer fortement argileux, un apport de Fer ou de Phosphore diminuent le transfert de Zn vers les plantes.

2-4- Toxicité du Zinc

Chez les végétaux et en grandes quantités, le Zinc inhibe la photosynthèse des plantes vertes, du phytoplancton et des algues macrophytes (**Ramade, 2002**).

En outre c'est un élément essentiels pour l'organisme humain, cofacteur de nombreuses métallo-enzymes, sa déficience à de nombreux effets sur le système nerveux, l'œil..., l'exposition professionnelle aux fumées de Zn_2O_2 entraîne la fièvre des fondeurs.

Une carence ou un excès de Zinc interviennent dans les pathologies cardio-vasculaires soit directement sur la structure musculaire et le fonctionnement du cœur et des parois vasculaires. Soit par l'intermédiaire du cholestérol (**Hartemann et Moll 1992**).

3- Le Plomb

3-1- Le Plomb dans le sol

Le Plomb dans le sol provient essentiellement en système non anthropisé de la roche mère. A l'heure actuelle la concentration en Plomb des couches pédologiques mondiales est estimée en moyenne à 25 ppm (**Kabata et pendias, 1984**).

Aux tenues naturelles les sols peuvent s'ajouter des apports anthropiques (**Kadem, 2005**).

Une utilisation des composés organométalliques (antidétonant des moteurs a explosion).

- ☛ Les sources industrielles (usines de batterie).
- ☛ Les déblais des mines.
- ☛ Les sources urbaines (Boues des stations dépuraton).
- ☛ Traitement pesticide à base de Pb.

3-2- Comportement du Plomb dans le sol : Spéciation et mobilité

Le plomb est généralement présent sous forme de Pb^{2+} bien que l'état d'oxydation Pb^{4+} puisse aussi exciter (**Kabata et pendias, 1984**).

Il pénètre dans le sol sous forme de sulfate (où y rapidement convertie en sulfate 40 à 50% du Plomb total) (**Morlot, 1996**).

Le Plomb introduit dans le sol ne subit que peu de transformation et migre relativement peu à travers les différents horizons, donc il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol (**Impens, 1974**).

L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'adsorption dominantes du Plomb. A pH acide au neutre, les ions Pb^{2+} et $Pb(OH^+)$ prédominent dans le solution du sol ; quand le pH augmente, ces formes sont remplacées par $Pb(OH)_2$, $Pb(OH)^{3-}$ et $Pb(OH)^4$. La concentration du Plomb dans la solution du sol est extrêmement faible, compris entre 10^{-8} et 10^9 ppm. Le Plomb est l'un des élément traces métalliques les moins mobiles du sol, ainsi entre pH 5 et 9, et à concentration molaire identique, le Plomb est 100 fois moins mobile que le Cd. Selon (Sylvie et al, 2003) le pH du sol est facteur qui influence le plus la mobilité et la biodisponibilité du Plomb et la faible mobilité du Plomb dans le sol provient en grande partie de sa complexation par les substances humiques.

3-3- Biodisponibilité du Plomb

D'après Schaubet et all, 2005 ; les teneurs naturelles en Plombs des végétaux sont comprises entre 0.5 et 5 ppm. Le facteur pH a un rôle important dans le transfert du Pb du sol vers les végétaux. Le Pb est très peu prélevé par les racines des plantes où il s'accumule. Le transfert sol-plante est négligeable par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du Pb.

3-4- Toxicité du Plomb

Plomb est surtout abondant dans les horizons du surface (0 à 20 cm de profondeur), en raison de son affinité de ce dernier (Miquel, 2001). Dans les plantes, le Plomb empêche la synthèse de la chlorophylle (Bliefert et Perraud, 2001). L'intoxication au Plomb par l'intermédiaire de l'alimentation n'est pas un grand risque pour l'homme (Zimmerli, 1989). Le symptôme le plus marquant est la saturnisme (désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication par le Plomb). La trouble digestifs, sanguins, nerveux et les trouble rénaux (Steulet, 2003).

4- Le Cadmium

4-1- Le Cadmium dans le sol

Le Cadmium existe dans les sols à très faibles doses, sa teneur est principalement déterminée par la roche mère. Les concentrations moyennes dans le sol se situent entre 0.06 et 1.1 ppm donne un 'maximum' normale de 07 mg/Kg Ms. Ces teneurs naturelles sont sujettes à des augmentations suite à différents types d'apport anthrop anthropogènes (les retombées atmosphériques, épandage et amendement agricole, les sources industrielles, le trafic routière) (Baiz D, 1997).

4-2- Comportement du Cd dans le sol : Spéciation et mobilité

Le Cd est fortement absorbé par les argiles, les matières organiques et les acides humiques avec lesquels ils forment des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentielle avec le pH croissant. Le Cd est rapidement libéré des roches par altération. Il donne en solution Cd^{2+} mais des ions complexes comme $CdCl_3^-$; $Cd(OH)^-$; $Cd(OH)_2$; $CdCl^-$; $CdOH^+$.

En condition de forte oxydation, le Cd forme des oxydes ou des carbonates (CdO , $CdCO_3$). Il est plus mobile dans le sol que Cu et Pb (Halem H, 1993).

4-3- Biodisponibilité du Cd

En règle générale, l'adsorption du Cd est contrôlée par le pH et le potentiel redox. Dès que le pH du sol baisse, la mobilité, le transfert et l'accumulation du Cd qui en résultent sont favorisés, de même ces caractères sont favorisés lorsque le pH augmente, dans un sol léger riche en sable, pauvre en argile et matière organique. Toutes les espèces cadmiées de la solution du sol sont priori, absorbables par les plantes (Javi, 1991).

4-4- Toxicité du Cd

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

Les aliments (légumes, viande, lait) et le tabac constitueraient la principale source d'absorption du Cd pour l'homme.

Les symptômes de toxicité manifestent par des troubles respiratoires, vomissement, douleurs abdominales et diarrhées (Kadem, 2005).

5- Le Chrome

5-1- Le Chrome dans le sol

Dans l'industrie on peut rencontrer le chrome aux degrés d'oxydation [0],[+2],[+3] et [+6], (Hathaway et al, 1993). Dans la nature le chrome existe presque exclusivement à deux degrés d'oxydation : trivalent [III] et hexavalent [VI]. La concentration du Chrome dans les sols varierait de l'état de trace à 2.4 %. Les sols peuvent également être enrichis par les rejets (retombées atmosphériques, les boues de stations d'épuration) en provenance des différentes sources traitant le Cd. Les minerais de Cr ont trois grands domaines d'application : l'industrie métallique

(Ferrochrome, silichromes et autre éléments d'addition), l'industrie des pierres réfractaires (fours métallurgique et de verrerie, briquetage des hauts fourneaux), l'industrie chimique, qui assure en majeure partie la fabrication des diverses combinaisons du Cr la plus importante est le bichromate de sodium.

Ces industries constituent les principales sources de pollution par le biais de rejets de leur effluent, les fumées, ... etc. (Kadem, 2005).

5-2- Comportement du chrome dans le sol : Spéciation et mobilité

Le Chrome se trouve sous forme Cr (VI) et Cr (III).

Le Chrome (III) est largement majoritaire dans les sols, principalement sous formes de précipités insolubles d'oxydes de Cr.

La matière organique a un effet réducteur vis-à-vis du Cr (VI) (Passage au Cr (III) et la stabilité du Cr (VI) est la plus grande dans des sols à faible teneur en carbone organique et à P^H élevé.

Enfin, il peut y avoir formation dans les sols de composés organiques à base de Cr (Schaube et al, 2005).

5-3- Bio et phytodisponibilité

Sous forme adsorbée sur les hydroxydes métalliques, le Cr est peu disponible aux végétaux. La concentration en Cr des végétaux est donc principalement contrôlée par la concentration du Cr en solution dans le sol. Le Cr dans le sol neutre ou basique sera donc plus disponible vis-à-vis des plantes que dans un sol acide.

Le maximum 'normal' dans les plantes est de 0.1 ppmMS. (Kadem, 2005).

5-4-Toxicité

Le chrome à l'état trivalent [Cr III] relativement non toxique et est un nutriment essentiel pour l'homme, car il contribue au métabolisme de glucose, des lipides et des protéines, par contre la forme hexavalente est hautement toxique du fait de sa capacité à oxyder les biomolécules, notamment l'ADN, (O'Brien et al, 1995) puisque tout le Cr VI présent dans l'environnement provient de sources anthropiques, il présente un pouvoir cancérigène par inhibition de l'activité enzymatique de la bézopyrene-hydroxylyase. Des concentrations élevées de chrome et de Zinc dans le sol ont été reliées à de fortes incidences régionales de cancer de l'estomac, le centre international de recherche sur le cancer a classé le chrome et certains composés du chrome dans le groupe I des composés à pouvoir cancérigène chez l'homme et les animaux. Le Cr VI traverse facilement la membrane cellulaire, il peut constituer des complexes étroitement liés à l'ADN, ce qui explique son pouvoir mutagène.

Matériels et méthodes

1 - Présentation de la zone d'étude

1-1 – Situation géographique et localisation générale

- ✚ Nom du site : réserve naturelle du lac de Beni-Belaid, wilaya de Jijel.
- ✚ Latitude de : 36°53' 28" N.
- ✚ Longitude : 6°5' 6"E.
- ✚ Altitude : 2 à 3 mètres.
- ✚ Superficie : 600 hectares.
- ✚ Le site se situe dans la partie Nord-Est de l'Algérie, dans la commune de Oued Adjoul, Daïra d'El-Ancer à quelques 32 kilomètres du chef lieu de la wilaya de Jijel. Dans le prolongement de la vaste plaine agricole de Belghimonz. Elle est limitée :
 - ✚ Au Nord la mer méditerranéenne.
 - ✚ Au Sud par des terrains agricoles.
 - ✚ A l'Ouest par l'embouchure de l'oued El-Kebir.
 - ✚ A l'est par des terrains incultes, est accessible par un chemin d'exploitation agricole, qui aboutit à la route nationale n° 43 reliant les villes de Constantine et de Jijel.

1-2 - Climat

La région de Béni-Belaid est sous l'influence directe de la mer méditerranée, elle est protégée par une chaîne montagneuse située en bordure d'une vallée élargie et ouverte uniquement du côté nord. Elle caractérisée par un hiver doux et très pluvieux et un été chaud et humide. Les tableaux ci dessous précipitation, la température et humidité de cette région selon les données générales de la station météorologique de Achouât (O.N.M) sur une période de 10 ans de 1998 à 2007.

1-2-1 - Les précipitations

Tableau 5. Répartition mensuelle des pluies au niveau de la wilaya de Jijel 1998 à 2007

Mois	Décembre	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembre	Octobre	Novembre	Année
H (mm)	200,2	155,6	113,5	71,5	72,7	61	12,3	3,1	18,3	85,5	58,3	182,9	1034,9
Saisons	Hiver			Printemps			Eté			Automne			Année
H (mm)	496,3			205,2			33,7			326,7			1034,9

(Source : ONM de Jijel, 2007)

1-2-2 - Les températures

La température se varie selon les saisons, pour le mois le plus chaud (Août), la température a une valeur de 31,74 °C ,tandisque celle du moi le plus froid (Janvier) est de 16,19°C. (ONM de Jijel, 2007)

1-2-3 - Humidité

Tableau 7. Les moyennes mensuelles de l’humidité relatives au niveau de la wilaya de Jijel de 1998 à 2007 .

Mois	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	moyenne
Humidité	78.4	77,9	75,6	76	77,3	73,3	71,6	70,9	74,2	73,7	76,2	77,4	75,20

(Source :ONM de Jijel, 2007).

1-3- Géologie

La plaine de Béni-Belaid est située dans l’une des séries complexe de la zone côtière du secteur des massifs anciens de la petite Kabylie, elle est délimitée par des chaînes montagneuses formées essentiellement de terrains métamorphiques, recouvertes de lambeaux oligo-miocenes (argilo-gréseux) et traversées par des roches éruptives datant du miocène. Ces montagnes d’âge jeune morphinique très rapide. La plaine, elle-même, se caractérise par des dépôts de charriages, d’alluvions d’argiles de limons de sables fin et grossier du quaternaire.

1-4- Hydrologie

Après avoir traversé la chaine numidique,l’oued Rhumel devenu l’oued El.Ke,il débouche enfin sur la petite plaine d’El.Ancer,il gagne la mer en franchissant un cordan littoral de faible largeur,ce cordon peut constituer un obstacle à l’écoulement des eaux vers la mer lors des basses eaux ou des années de moindre pluviosité,obstacle favorable à la création de méandre ou de bras morts à l’origine de divers plans d’eau.

Dans tous les cas les eaux en excès sont retenus, au moins partiellement par le cordon dunaire,divagation d’embouchure du Kebir , plaine basse et cordon littoral sont autout d’éléments favorable à la création d’un complexe plus ou moins marécageux et la formation du plaine d’eau de faible profondeur de 2 à 3 m .Par ailleurs, cette plaine littorale subit également un comblement progressif en raison de l’apport constantd’alluvions par l’oued prédominer par les limons fins et argiles.(Debelair et samraoui,2000)

1-5- Importance écologique

Le lac de Beni-belaid, de par sa situation sur le littoral de la méditerranée en étage bioclimatique de végétation humide constituée un véritable lieu de refuge d'un bon nombre d'espèces végétales rares, telle que *Jussierua repens* et *Echinophora spinosa*, cette dernière protège les dunes qui n'ont jamais été rencontrées dans les zones humides de numidie. **(Debelair et samraoui,2000)**

A l'instar des autres complexes des zones humides du nord-est algérien, l'éco-complexe de Beni-belaid est fréquenté par de nombreux oiseaux d'eau au total 56 espèces ont été recensées. Elles sont représentées majoritairement par des anatidés, connus surtout comme hivernants,

Cependant une grande fluctuation interannuelle est observée, elle est due principalement aux conditions climatiques et aux activités agricoles des riverains **(Mayache B. et al 2007)**

2- Plan d'échantillonnage

Le choix des stations d'échantillonnages est basé sur les changements des groupements végétaux, le relief et l'exposition (Figure 1); c'est un échantillonnage systématique réalisé à l'aide d'une tarière à une profondeur de 20 Cm, qui représente la couche de terre végétale où il y a une grande activité biologique (Figure 01).

Environ 1 kg de sol trié est ramené au laboratoire pour les analyses physico-chimiques. Cette quantité est séchée à l'air ambiant, une fois sèche, les échantillons ont été broyés à l'aide d'un mortier puis tamisé à 2 mm. Un tamisage à 2 mm permet le calibrage et l'élimination de débris végétaux. Les échantillons ont été conservés dans des sachets.

L'analyse portant sur :

- 1-La texture des sols
- 2-Le pH-eau
- 3-La conductivité électrique
- 4-La matière organique
- ✓ 5-La capacité d'échange cationique
- ✓ 6-Le dosage des ETM.

3-4 - Matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants donc Le plus important est le carbone. Dans ce cas il est utilisé celui la méthode de WALKLEY et BLACK (Modifiée). Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide. Le procédé consiste à introduire une prise d'essai de sol (varié de 0,25 à 10 g) dans un fiole conique, auquel est ajouté 10 ml d'acide sulfurique concentré pur. Après agitation pendant une minute, laisser reposer durant 30 minutes. Ainsi on ajoute 150ml d'eau distillée contenue dans la fiole, 6 gouttes de la férroïne (indicateur rédox).

La titration est effectuée avec la solution de sel de Mohr jusqu'au virage de l'indicateur au rouge. Un essai à blanc doit être effectué.

Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivant selon **Mathieu et Pieltain** :

$$P_g C / 100g \text{ de terre} = 0,39 (10 - v.t) / p$$

Donc :

$$\%MO = \frac{100}{58} \%C = 1,724\%CO$$

Où :

P : poids de prise de terre (g).

T' : 10 ml volume de solution de bichromate de K.

V : ml versés de solution de sel de Mohr

t : la concentration de sel de Mohr (t = 10/ T).

T : ml versés de solution de sel de Mohr pour le témoin.

t' : la concentration de bichromate de K.

3-5 - La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (Afnor, 1994). Dont le mode opératoire est le suivant :

↓ Première étape :

Préparation la solution de sol qui contient 5g de sol, 7,50mg de CaCO₃ et 50ml de la solution d'oxalate d'ammonium. Agitation pendant 3 heures et laisser reposer 10 à 12 heures dans un réfrigérant.

↓ Deuxième étape :

Dix millilitres de cette solution sont ensuite prélevés et mélangés à 10 ml de NaOH, 190ml d'eau distillée et quelques gouttes de la phénolphtaléine, dans un ballon de un litre placé dans un chauffe-ballon surmonté d'un ensemble tube-réfrigérant dont l'ensemble débouche dans un bécher collecteur renfermant 40 ml de l'acide borique et quelques gouttes de l'indicateur de Tachiro.

Le calcul de la capacité d'échange cationique s'effectué selon l'équation suivante (**Mathieu et Pieltain**) :

$$T = \frac{(v_2 - v_1) \times c \times 50 \times 2 \times 100}{m \times v}$$

Où :

V_2 : Volume du témoin ; V_2 =volume de l'échantillon ;

C : Concentration de $H_2 SO_4$ égale à 0,025mol / L ;

m : 5g du sol ;

V_0 : 10ml de la solution du sol.

4- Méthode de dosage des éléments traces métalliques totaux dans le sol

4-1-Préparation des extraits de sol

Selon **Mathieu et Pieltain, (2003)**, la minéralisation est effectuée par l'eau déminéralisée selon le mode opératoire suivant :

Peser 2g de sol tamisé à 250 μ m et verser dans un ballon à rodage conique de 250 ml réservé aux éléments traces. Ajouter 2 à 3 ml d'eau déminéralisé puis 15 ml d'HCl et 5 ml d' HNO_3 ; laisser en contact pendant au moins 12 h (une nuit). Placer le ballon dans un chauffe-ballon, connecter le réfrigérant et ajouter éventuellement une chambre d'absorption. Laisser la minéralisation se poursuivre pendant 2 h.

5-Appareillage de lecture : le spectrophotométrie d'absorption atomique (FAAS)

Nous avons utilisé pour le dosage des éléments traces le spectrophotométrie d'absorption atomique (FAAS) SHINADZU. AA6200 (figure02).

5-1- Principe

Le principe de la SAA est basé sur la propriété d'absorption d'un rayonnement lumineux par un élément en fonction de sa concentration dans la solution à analyser. Les atomes d'un élément donné sont capables d'absorber l'énergie apportée par des photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser. Ce dernier dans l'échantillon est préalablement dissocié de ces composés chimiques est porté à l'état non excité et non ionisé dit " état fondamental". Cette dissociation thermique est obtenue par combustion de l'échantillon dans une flamme ou dans un four en graphite. Une fois dissocié, l'élément est alors capable d'absorber des radiations de longueurs d'ondes bien définies, qu'il est capable d'émettre (**loi de Kirschhoff**).



Figure 02. Photo du FAAS utilisé pour le dosage des ETIM

Résultats et discussion

1- Résultats et discussions

1-1- La texture

Les résultats de l'analyse de la granulométrie pour les différents échantillons du sol sont présentés dans le tableau (8)

Tableau (8). Résultats des différents sols étudiés.

Type de sol Stations	(%) sable	(%) limon	(%) argile	Type texturale
S ₆	90,06	9,06	0,88	Sableuse
S ₁₀	90,4	4,36	5,24	Sableuse
S ₁₁	83,45	5,66	10,89	Sableuse
S ₁₂	80,68	4,91	14,41	Sableuse
S ₁₃	85,67	6,52	7,81	Sableuse
S ₂₀	99	0	0	Sableuse

D'après les Normes d'interprétation de la granulométrie (tableau 1) annexe (3).

Nous constatons que le pourcentage de sable dans toutes les stations est supérieure à 70%, donc le type texturale du sol de toutes les stations étudiées est sableux.

1-2- Le pH

Les résultats de l'analyse de pH pour les différents échantillons du sol sont présentés dans le tableau (01), annexe (1) et sous forme graphique (figure 03).

D'après le tableau, les valeurs du pH varient d'une station à une autre, le pH présente une valeur maximale de 8,36 (station 16) et une valeur minimale de 7,13 (station 03)

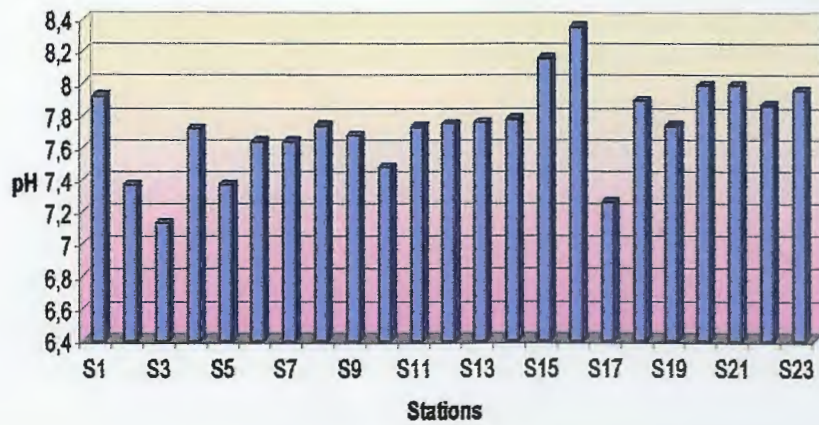


Figure (03). Histogramme des Variations du pH en fonction des stations.

D'après l'échelle des Normes d'interprétation du pH-eau du sol. (Pieltain et al, 2003).

Tableau (02), annexe (3).

Nous constatons que les valeurs du pH de tous les stations sont des valeurs d'un sol à faible alcalinité. . Cette alcalinité résulte probablement des vaques de la mer pendant la période hivernale.

2-3 La conductivité électrique (CE)

Les mesures de la conductivité électrique de différentes stations sont présentées dans le tableau (02), annexe (1) et sous forme graphique dans la figure (04).

D'après le tableau, La conductivité électrique présente une valeur maximale de 1,39 mmhos/cm pour la station (03) et une valeur minimale de 0,10 mmhos/cm, pour les stations (01) et (16).

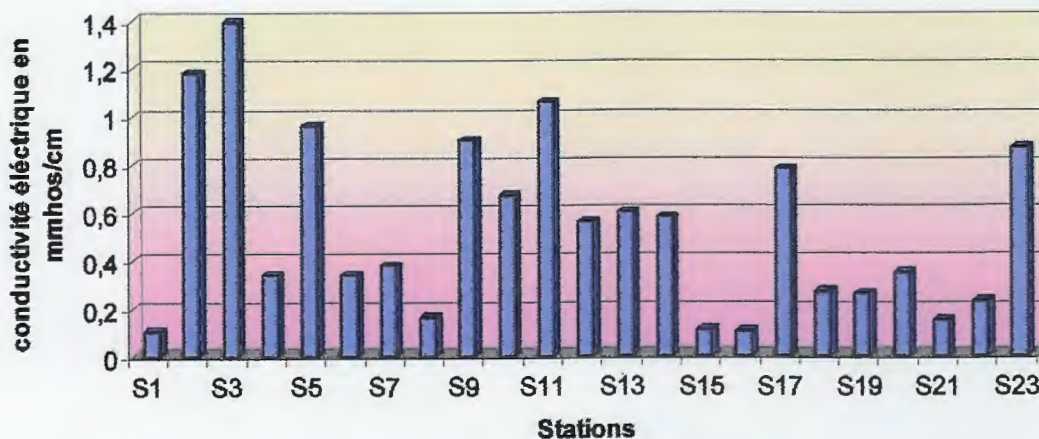


Figure (04). Histogramme des Variations du CE en fonction des stations.

Selon l'échelle des classes des salinités en fonctions de la conductivité électrique (Pieltain et al, 2003). Tableau (03), annexe (3), on peut classer les stations de façon suivante :

- Les stations (01), (04), (06), (07), (08), (12), (14), (15), (16), (18), (19), (20), (21) et (22), sont classées dans la classe des sols non salés.
- Les stations (09), (10), (13), (17) et (23) sont classées dans la classe des sols légèrement salés.
- Dans la classe des sols salés on trouve les 03 stations restantes (02), (03) et (11).

Cette salinité est certainement due au depot de sel provenant de la mer en période de haute eau et des embruns marains.

1-4- La matière organique

Les résultats de l'analyse de matière organique des différentes stations étudiées sont présentés dans le tableau (03), annexe (1). Sous forme graphique dans la figure (05).

Dans notre étude, la matière organique des sols étudiés présente un minimum de 0,17 % au station (02), un maximum de 7,15% au station (09).

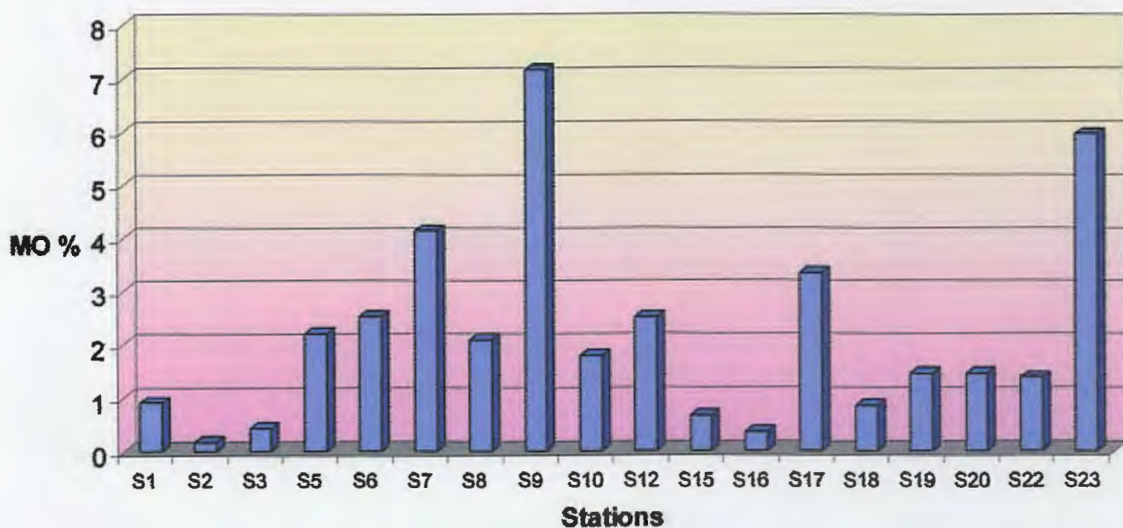


Figure 05. Histogramme des Variations de taux de la matière organique en fonction des stations.

D'après les Normes d'interprétation de la matière organique (Schaffe, 1995, in Roula, 2005). Tableau (04), annexe (3), Nous avons constaté que les stations (01), (02), (03), (15), (16) et (18) sont classées dans la classe des sols très pauvre en matière organique, tandis que les valeurs des stations (10), (19), (20) (22) sont classés dans la classe des sols pauvre, les valeurs des stations (05), (06), (08), (12), (17) sont classés dans des sols moyenne et les valeurs des stations (07), (09), (23) sont classés dans des sols riches matière organique.

1-5- La Capacité d'Echange Cationique (CEC)

Les résultats de la CEC pour les différentes stations sont regroupés dans le tableau (4), Annexe (1) présentés graphiquement dans la figure (06).

D'après le tableau la CEC présente dans les stations (14), (16) une valeur minimale de (0,15meq/100g), et une valeur maximale de 3 meq/100g dans la station (01)

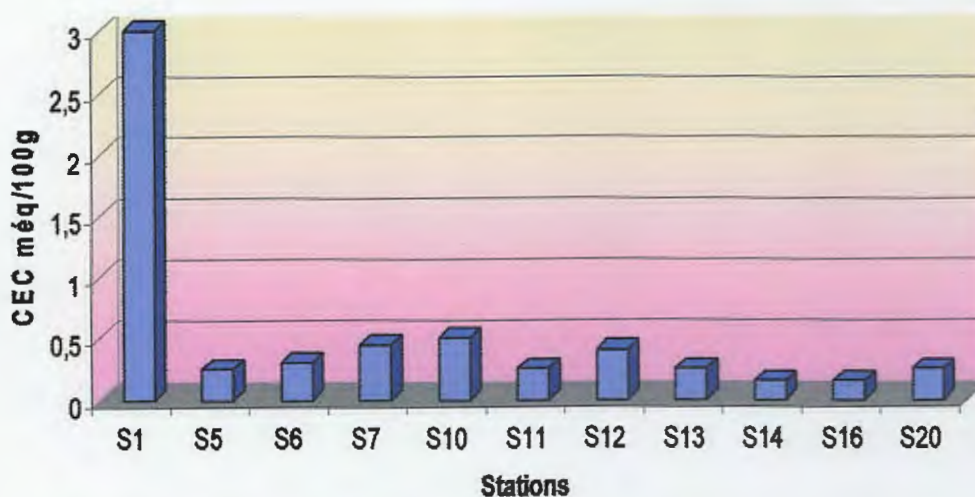


Figure 06. Histogramme des Variations du CEC en fonction des stations.

D'après les Normes d'interprétation de la CEC (INRA) tableau (05), annexe (3), Nous constatons que les valeurs de la CEC de toute les stations analysées sont très faible avec des valeurs de 0,15 meq/100g à 3 meq/100g.

Généralement la CEC varie d'une texture à l'autre, elle est plus faible dans la texture sableuse. Ce ci, c'est notre cas, et plus élevée dans la texture Argileuse.

1-6- Les éléments traces métalliques

1- 6-1- Le cuivre

Les résultats de dosage du cuivre sont présentés dans le tableau (1) annexe (2) et sous forme graphique dans la figure (10).

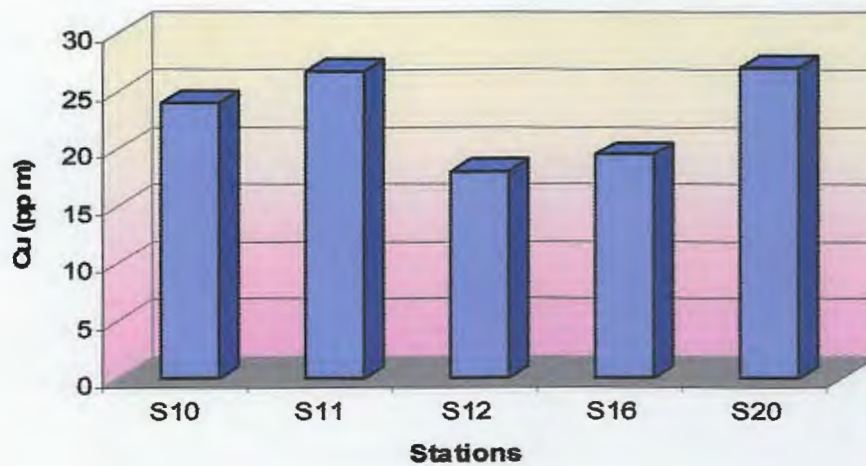


Figure (07). Histogramme des Teneurs de cuivre en fonction des stations.

Il est remarqué que la valeur la plus élevée du cuivre est de (27,11 ppm) pour la station (20) et la plus faible est de 18,04 ppm pour la station (12) alors que la valeur limite au dessus de laquelle on considère un sol comme toxique par cet élément donnée par (Afnor, 1975) est de 100 ppm. Les sols étudiés renferment des teneurs inférieures à la valeur limite. En plus du stock géogène, l'activité agricole et urbaine est à l'origine de la pollution des sols par le cuivre.

Le cuivre est utilisé comme fongicides et algicides sous sa forme Cu SO_4 et engrais, sous sa forme $\text{Cu SH}_2\text{O}$ ou Cu_2O .

Le facteur sol important pour la répartition du Cu entre les différents profils pédologiques et le taux de la matière organique.

En fait le Cu a une très forte affinité pour les matières organiques et a tendance à former avec elle des complexes solubles ou insolubles, il est fortement lié avec la matière organique plus que les autres métaux, dont 80% se trouve sous forme de chélates (CCME, 1997).

Le Cu a un minimum de solubilité entre pH 6 et 8. Au pH <6, il est majoritairement sous forme Cu^{2+} , et au dessus de 8 sous forme complexée avec la matière organique soluble (Barber, 1995) c'est le cas des stations 16 à pH (8,10).

La concentration en solution du Cu augmente pour des pH <4,5 (OFEFP, 1996). L'adsorption sur les oxydes de Fer et Al est aussi importante (CCME, 1997).

1-6-2- Le Zinc :

D'après le tableau (02), annexe (2), et la figure (08), les sols étudiés présentent un maximum de 2640,5 ppm au station (12) et un minimum de 31,63 ppm pour la station (20).

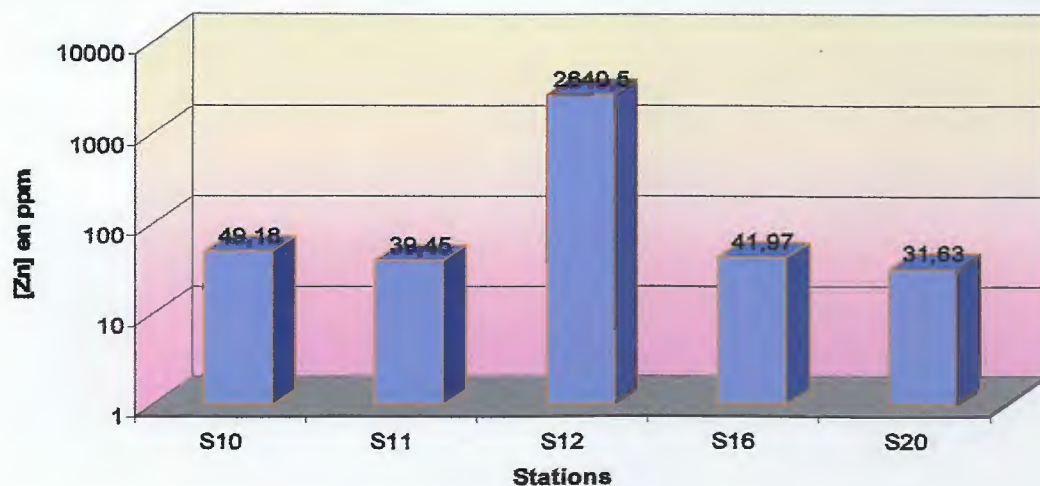


Figure (08). Histogramme des Teneurs de Zn en fonction des stations en échelle semi logarithmique.

On remarque que les stations (10, 11, 16, 20) renferment des teneurs inférieures à la valeur limite de 300 ppm (Afnor, 1975), elles sont d'ordre (49,18 - 39,45 - 41,97-31,63) ppm, par contre la station (12) elle porte une teneur très élevée (2640,5 ppm).

La forme la plus mobile du Zn dans le sol et Zn^{+2} , elle est facilement adsorbée sur les composants minéraux (argiles, hydroxyde de fer et d'aluminium) et organiques, ce qui conduit à une accumulation dans les horizons superficielles.

L'augmentation du pH diminue la mobilité du Zn et augmente leur adsorption, à chaque fois le pH augmente, il y a une forte accumulation du Zn, c'est le cas de station (12) a un pH de 7,75 et concentration de 2640,5 ppm. Cette quantité élevée le probablement peut provenir des teneurs élevées dans la roche mère ou d'activités agricoles limitrophe de la peupléurié.

On peut considérer les inondations de la zone d'étude avec des eaux de l'oued Kebîr, comme une autre source de Zinc ; pendant les périodes de crues, les inondations transportent beaucoup de déchets solide (Boites de conserves métallique, plastique etc.....), après le dessèchement il y a un dépôt de ces déchets qui décomposent avec le temps, ce ci peut contribuer largement à la contamination par l'ETM (Zn - Pb).On parle alors d'une contamination ponctuelle ,telle qu'a été décrit dans le chapitre II sur les éléments traces métalliques.

1-6-3- Le plomb

Les teneurs du plomb ont été récapitulées dans le tableau (3) annexe (2) et présentées graphiquement dans la figure (09). Elles présentent un maximum de 22,26 ppm au station (20) et un minimum de 9,29 ppm au station (12).

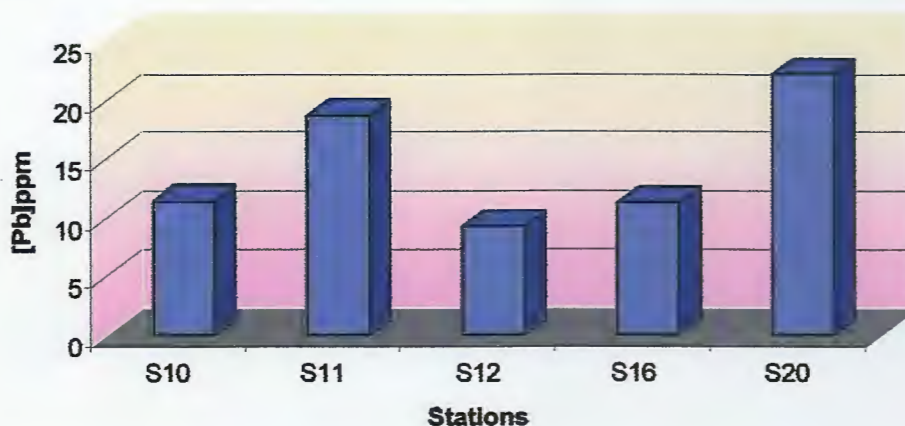


Figure (09). Histogramme des Valeurs du plomb en fonction des stations.

Le plomb dans les 05 stations analysées présente des valeurs faibles par rapport au norme (100 ppm) : Il a une origine géologique ; (fond pedo-géochimy) provenant d'abord d'héritage de la roche mère ; de cycle biochimique ; des transferts pédologiques verticaux migrants sous formes solubles ou associées aux particules d'argile et au Fer, et des transferts pédologiques latéraux (lessivage latérale (Baiz, 1997).

Le Plomb peut avoir aussi une origine anthropique résulte de l'activité humaine (agriculture).

La texture de nos sol est sableuse, globalement il y a une forte relation entre la granulométrie de l'échantillon étudié et la teneur totale en plomb les matériaux et horizons sableux ou limoneux sont naturellement les plus pauvres (Baiz, 1976).

Le pH en particulier joue un rôle important dans la mobilité du plomb ; plus le pH est faible plus la désorption vers la solution du sol est forte, lorsque le pH augmente le plomb va se précipité sous forme de $Pb(OH)_2$. D'après les résultats obtenus le pH a une tendance basique ; ce qui peut expliquer l'accumulation du plomb dans notre sol.

Le plomb interagit fortement avec les constituants du sol et se trouve fortement associé avec la matière organique. Le Pb est l'un des éléments les moins mobile dans les sols surtout ceux limoneux et riches en matière organique, ceci n'est pas notre cas.

1-6-4- Le Cadmium

Les résultats présentés dans le tableau (4) annexe (2) et figure (10) donnent un maximum de 0,42 ppm (S₁₀) et un minimum de 0,20 ppm (S₁₆).

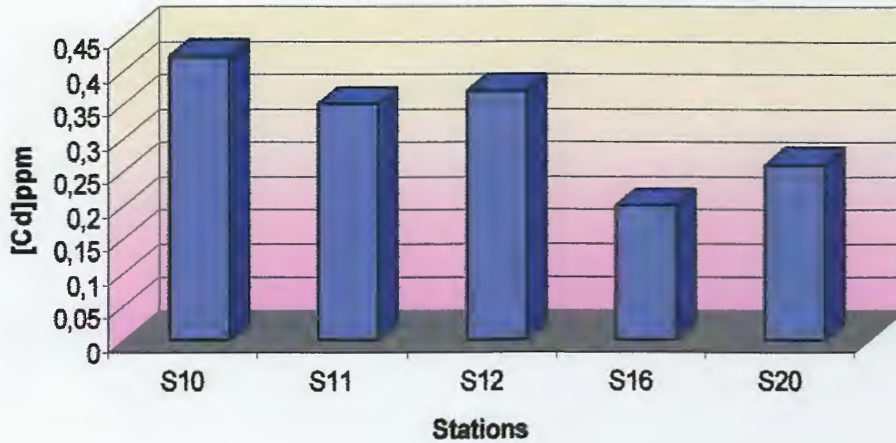


Figure (10). Histogramme des Teneurs de Cd en fonction des stations.

La valeur limite de Cd au dessus de la qu'elle on considère un sol comme toxique est donnée par Afnor (1975), elle est de 2 ppm. Tous les échantillons analysés renferment des concentrations inférieures à la valeur limite, cette faible teneur de Cd enregistrée dans la couche superficielle de notre sol est certainement due d'abord au pH basique de notre solet a sa texture sableuse (sol pauvre en argile et en matière organique), ce qui confirme l'idée de Javi 1991.

Dans le sol, le Cd⁺² est l'espèce ionique dominante, notamment dans la solution ou il peut être accompagné à un pH inférieur à 6,5 par des complexes tels que Cd So₄ ou CD Cl₂ .La concentration de la solution du sol augmente fortement pour des pH < 6 (Ofefp, 1996).

Ce ci est l'inverse de notre étude ou le pH des stations (10, 11, 12, 16, 20) est basique, alors il ya une faible concentration.

Le Cd est plus facilement retenu par les hydroxydes de Fer, la matière organique et les argiles.

L'utilisation des engrais phosphatés et azotés est l'une des causes de la pollution par ce métal, si pour sa on remarque au niveau de sol du station 10 une valeur élevée de 0,42 ppm, cette valeur résulte de l'activité agricole dans ce site.

1-6-5- Le chrome Cr⁺³

Dans notre étude les concentrations de Cr des sols étudiés (S₁₀, S₁₁, S₁₂, S₁₆, S₂₀) présentent selon le tableau (5), annexe (2) et la figure (14) un maximum de 36,96 ppm (S₁₀) et un minimum de 14,85 ppm (S₂₀).

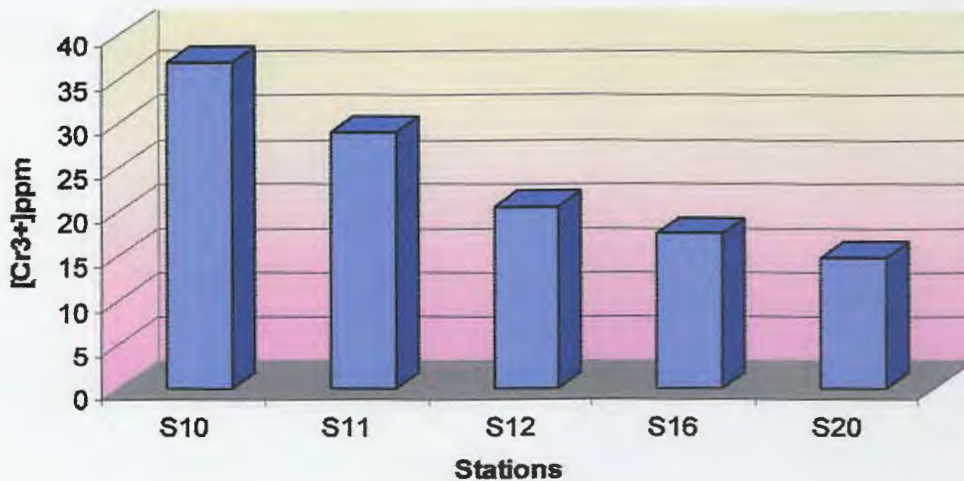


Figure (11). Histogramme des Teneurs de Cr⁺³ en fonction des stations.

La concentration en cet élément est inférieure à la limite de 150 ppm (Afnor, 1975), donc les sols ne sont pas pollués par le Cr⁺³.

Le chrome se trouve dans les sols à l'état de valence Cr⁺³ ou Cr⁺⁶, mais les deux valences exhibent des toxicités et des mobilités différentes. Dans notre étude nous avons effectué le dosage du Cr⁺³, qu'il est largement majoritaire dans les sols, relativement peu réactif et moins toxique. De par sa charge positive, le cation Cr⁺³ est attiré par les particules du sol chargées négativement et s'associe avec les fractions les plus fines du sol. Alors il est donc moins mobile que Cr⁺⁶.

Le pH du sol a une influence sur la précipitation du Cr ; le Cr⁺³ co-précipite avec de nombreux hydroxydes métalliques sur une zone de pH compris entre 7 et 9,4. Sous sa forme adsorbée sur les hydroxydes métalliques, il sera plus phytodisponible dans les sols basiques que dans les sols acides (Schaub et al, 2005). On remarque que d'après les valeurs de pH sont comprises entre (7 et 9,4) on peut déduire qu'il y a une co-précipitation du Cr⁺³ et une grande phytodisponibilité de cet élément dans notre sols.

Conclusion

Conclusion

Le sol est défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules, minérales, de matières organiques, d'eau, d'air et d'organismes. En raison de sa position d'interface dans l'environnement, il joue un rôle déterminant dans le devenir des polluants, notamment en ce qui concerne la qualité des eaux. Selon la composition physicochimique du sol; le ruissellement, l'érosion, l'infiltration etc..., peuvent entraîner les polluants dans les eaux superficielles et souterraines et altérer leur qualité.

Les éléments traces métalliques qui préexistent dans le sol avant toute intervention humaine ont une origine la roche mère, ces éléments se concentrent au cours de la pédogenèse dans certains horizons et constituent des stocks appelés fonds pédogéochimiques; par ailleurs; l'activité anthropique peut largement contribuer à l'enrichissement des sols par les ETM, en plus des épandages; des engrais, des pesticides et des eaux résiduaires; il y a les retombées sèches et humides, ces apports atmosphériques sont notablement amplifiés depuis l'ère industrielle et le développement des transports, ces apports peuvent être absorbés directement par les plants mais la majorité pénètre dans les eaux de ruissellement provenant de l'atmosphère polluée est estimée entre 15 et 25% par AZZOUT et al cités par DELMASC(2000).

L'objectif de notre travail s'inscrit dans le cadre d'une évaluation de la contamination du sol de la zone humide de Beni Belaid par certains ETM en l'occurrence :Cr³⁺,Cd,Pb,Zn et Cu après une analyse granulométrique des échantillons de sol prélevés dans des stations tout au tour du lac d'eau douce ;les résultats obtenus montrent que la texture de notre sol est sableuse,pauvre en argile et en matière organique ,concernant les teneurs en ETM recherchés sont inférieures aux concentrations admises par la norme AFNOR pour les sols contaminés,hormis pour le Zn à la station 12 qui a une teneur trop élevée,ceci peut se justifier par la présence éventuelle d'une contamination ponctuelle. A la lumière de ce qui vient d'être exposé,on peut conclure que l'état actuel de sols des différentes stations échantillonnées au niveau de la zone humide de Beni Belaid est bonne du point de vue d'une contamination par les ETM choisis.

Références Bibliographiques

Références bibliographiques

Abdul. R ; 1992. biosurveillance de la contamination du sol, France.

Adriano.D, 1986. In trace éléments in the terrestrial environnement. Springer verlag publisher, New york.

Afnor; 1994. Qualité des sols : Recueil de Normes françaises. 3^{ème} édition. Paris. P534.

Albain.F; 2003. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métallique issue de boues de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse de doctorat. Université de Rennes 1. P148.

Alloway. B ; 1995. Heavy métaux in soils. Blackie academic & professional. Uk. P14.

Baiz.D ; 1997, interpréter les teneurs totales en micropolluats. Minéraux, France.

Baiz.D ; 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Inra édition, p408.

Beliefert. C; **perraud. R** ; 2001. Chimie de l'environnement, édition Deboek, P463.

Beliefert. C ; **perraud. R** ; 2004. Chimie de l'environnement: air, eau, sol, déchets, 1^{ère} édition, p344.

Boumezbeur. A ; **Ameur. N** ; 2003. Réserve naturelle du lac de béni Bélaid, wilaya de jijel : Direction générale des forêts, chemin Doudou Mokhtar. Ben Aknoun, Alger.

Bourelleier. Ph ; & **Berthelin. J** ; 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : Les risques et leur gestion, Académie des sciences- Techniques et documentation, paris, p440.

Calvet.R ; 2003. Le sol. Propriétés et composition. Tom (I) : constitution et structure, phénomène aux interfaces. édition France agricole, PP6-28.

Chassin.p ; **Cambier.ph** ; **sterckman. T** ; 1996. Les éléments traces métalliques et la qualité des sols. Impact à moyen et à long terme. Forum « le sol un patrimoine menace? ». Paris, pp 297-306.

Citepa ; 1999. centre interprofessionnelle technique des études la pollution atmosphérique, p75.

Clech.V ; 2002. Etude des teneurs naturelles et éléments traces métallique dans les sols agricoles du grand Nord est des la France (Cd, Cr, Cu, Ag, Ni, Pd, Se, Zn). Rapport de stage. universté. Poitiers/ ADEME, p39.

Combe. L ; Bye.P ; Hugt.C ; Courtet.C ; picard.M ; Muller.Jc ; 1997.Teneurs totales en éléments traces métalliques, INRA, paris, pp135, 142, 147,166.

Coullery.p ; 1997. Comportement des métaux lourds en agrosystème tempérés a faible taux de pollution métallique, suisse.

Dajoz. R ; 2006. Précis d'écologie. 8^{ème} ed. Dunod. Paris, p101.

Debelair.G ; Samraoui, B ; 2000.le complexe de zones humides de Beni- Belaid un projet de réserve naturelle, Revue sciences et technologies univ. Contine.

Delmas.G.C ; 2000 influence des condition physico-chimiques sur la mobilité du plomb et zinc en domaine routier, thèse de doctorat.U.F.R sciences P192.

Delphine.F ; 1999. Etude de la localisation et essai de spéciation des métaux (Pb, Zn, Cu, Cd) dans un sol podzolique sous forêt acide. Mém. DEA, école nationale supérieure agronomique de Rennes, P64.

Dommergues. Y ; Mangenot.F ; 1970.Ecologies microbienne du sol. 3^{ème} ed, Masson et paris- imprimé in Belgique, p456.

Duchanfour, p ; 1997. Abrégé de pédologie : sol, végétation, environnement, Masson. paris.5^{ème} ed entièrement remaniée, pp09, 91, 159, 167.

Elaib.S ; 2003. Evaluation de la contamination de l'eau, des Sédiments et des plantes par les effluents résiduaire de la tannerie de Jijel. Mém de magistère. Université de Jijel.

Eliot.H..A ;Liberaty.M.R ;Huang.C.D ;1986.Compétition adsorption of heavy métales by soils .J.Environ.qual,15:241-219.

Faurie.C ; Ferra.CH ; Médori.P ; Dévaux, J. Hemptime. Ecologie approche Scientifique et pratique. 5^{ème} ed "TEC et DOC ",11rue Lavoisier. Paris. pp84, 85.

Frank.CED ; 1992. Toxicologie, ed masson, paris, p311.

Girard.M; walter.Ch; Reny.Jcl; Berthelin.J; Morel.JL; 2005. Sols et.environnement: cours, exercices et études de cas, ©Dunud, paris, ISBN 210055208, p471

Gobat.JM; Aragno.M; Matthey.W, 2003. Le sol vivant: Bases de pédologie et Biologie des sols, 2^{ème} ed, p29.

Greco.J; 1996.L'érosion, la défence et la restauration des sols, le reboisement en Algérie. 26 rue Jacob, 75006 paris, p19.

Halen, H; 1993. Distribution et cinétique de métabolisation du cd dans le sol.

Hartemann.p;Moll, 1992. Les eaux conditionnées, pp137, 140.

Hathaway, G; proctor N.H; Hughes.J; 1991. Chemical hazards in the work place V.N.R, New york, p178.

Javis.sc; 1976. Cd uptake from solution by plants and its transport from roots.

Juste.c ; Jellum.E ;Jgomez.A;1995. Les micropolluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration, urbaines, convention ADEME-INRA-ADEME ed, p209.

Kabata. P; 1992. Trace elements in soils and plants; Second ed CRC press; p365

Kabata. PA and pendias. H; 1984. Traces éléments in soils and plants, 6nd ed. CRC press ed. BOCA. NN, USA: 360-380.

Kadem. D. E. D; 1999. Ecotoxicologie : pollution des sols par les métaux lourds, pp 25-28.

Kadem. D; 2005. Evaluation et comportement des métaux lourds dans les sols avocation agricole et à végétation naturelle soumise a une pollution atmosphérique. Mémoire de magistère université de constantine.

Kribi; 2005. Décomposition de la matière organique et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage, thèse de doctorat en science et technique des déchets; institue national des sciences appliquées. Lyon.

Lacost et Salanon; 1999. Elément de biogéographie et d'écologie. 2^{ème} ed, 21 rue de Montparnasse 75006 Paris, pp129, 131, 165.

Laurent. C; Feidt. C; Laurent. F; 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les animaux, EDP sciences / ADEME ed, p55.

Leclerc. J; 1999. Ecophysiologie végétale, Equipe d'écophysiologie des petits fruitiers, pp19-21. .

Lozet. J; Mathieu; 1990. Dictionnaire des sols. Ed. Lavoisier tec et Doc; p384.

Maignien. R; 1969. Manuel de prospection pédologique. Ed O.R.S.T.O.M. paris; p132.

Mathieu. C., Pieltain. F., 2003. Analyse chimique des sols : méthodes choisies; ed Tec; pp138, 145, 159.

Mayache. B., Houhamdi M., Samraoui. B., 2007. Inventaire et dynamique spatio-temporelle de l'avifaune aquatique de l'éco-complexe de zones humides de Jijel (Algérie) (article soumis).

MEF., 1998. Ministère de l'environnement et de la faune, contamination des sols agricoles du Québec par les éléments traces : situation actuelle et perspectives, p89.

Meyer. K., 1991. La pollution des sols en suisse, Berne.

Miquel., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évolution des choix scientifique et technique N°261, p104.

Montréal., 2004. Jardin botanique, ville de botanique.

Morlot. M., 1996. Aspects analytiques du plomb dans l'environnement. Ed. Lavoisier, Paris, p481.

O.M.S., 1997. Health and environnement in sustainable developement, Geneva.

O'brien. P., Kortenkampa., 1995. In Ashley. K. E., How A.M. et demange. M., 2004. Reflexions sur le prélevement et l'analyse du chrome Hexavalent dans l'air des lieux de travail. INRS, hygiene et secuire du travail, 2^{ème} trim. pp39-51.

Parmentier., 1994. Les conséquences de la pollution par les métaux lourds sur l'environnement, ed. ADEME, p25.

Ramade. F., 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement. 2^{ème} ed. Dunod. Paris, pp187-932.

Robert. M., 1996. Le sol interface dans l'environnement. Une ressource pour le développement. Masson. Paris, p244.

Roula. SE., 2005. Caractérisation physio-chimiques et valorisation des boues résiduaire urbaines pour la confection des substrats de culture en pépinière hors sol, thèse Magistère, Agro, uni de Batna.

Sauer. LJ., 1999. Le sol un système vivant de cordination sur les bois ramiaux, p89.

Schaub. AT; Feix. I., 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes, EDP sciences, ADEME ed, pp59, 62, 64.

Singh. Br; Arwal. rr; Almas. A., 1997. Residual effect of organic matter on cadmium uptake by plants and ist distribution in soils. Paris – France, pp9, 21.

Stuelet. J; SSIE., 2003. Analyse de la concentration en plomb du sol sur et aux bords des pistes des aérodromes.

Weber. MD; Singh. SS., 1999. Contamination des sols agricoles. Centre de recherche de l'Est sur les céréales et les oléagineux (CRECO). Canada, chapitre 9.

Wild. A., 1993. Soils and environnement: an introduction cambredg. University press, p281.

Zimmer. LI., 1989. Vorkommen and gesund heitlishe Bewertung toxischer spurenelemente inder nahrung. Gebeite lebensm. Hgg. P80, 490-516.

Ziza. FZ., 1994. Evaluation de la mobilité des métaux lourds dans des sols contaminés. Soumis à différentes évolutions physico-chimiques. Mém diplôme d'études approfondies en écologie générale et production végétale, université Paris VI, Grignon, p07 - 08.

Site Internet :

Adler.E ; 2001. Source des métaux Lourds.

[http://www.google.com/Ur/? Sa=u & start=](http://www.google.com/Ur/?Sa=u&start=)

[http:// perso. Wanadoo.fr/ about.boues/apport métaux lourds.htm& e=42.htm.](http://perso.wanadoo.fr/about.boues/apport_métaux_lourds.htm&e=42.htm)

Livernais.L; 2000: Zinc

[http://www.dietobio.com/dossier/fr/guide-alimentaire/zinc. html.](http://www.dietobio.com/dossier/fr/guide-alimentaire/zinc.html)

Annexes

Annexe 01

Tableau 01. Valeurs de pH des stations.

Stations	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
p ^H	7.92	7.37	7.13	7.72	7.37	7.64	7.64	7.74	7.68	7.48	7.73	7.75	7.76	7.78

15	16	17	18	19	20	21	22	23
8.10	8.36	7.26	7.89	7.74	7.99	7.99	7.87	7.96

Tableau 02. Valeurs de conductivité électrique des stations.

Stations	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
CE mmhos/cm	0.10	1.18	1.39	0.34	0.96	0.34	0.38	0.16	0.90	0.67	1.06	0.56	0.60	0.58

15	16	17	18	19	20	21	22	23
0.11	0.10	0.78	0.27	0.26	0.35	0.15	0.23	0.87

Tableau 03. Valeurs de taux de la matière organique des sols obtenues dans les 18 stations.

Stations	1	2	3	5	6	07	08	09	10	12	15	16	17	18
% MO	0.90	0.17	0.42	2.19	2.52	4.14	2.08	7.15	1.77	2.5	0.66	0.35	3.33	0.84

19	20	21	22
1.45	1.45	1.37	5.96

Tableau 04. Valeurs de CEC des stations.

Stations	01	05	06	07	10	11	12	13	14	16	20
CEC még / 100 g	3	0.25	0.3	0.45	0.5	0.25	0.65	0.4	0.15	0.15	0.25

Tableau 01 : Norme d'interprétation de la granulométrie (Montréal, 2004).

Texture du sol	% de sables	% de limon	% d'argile
Sols sableux	70 et plus	0 à 30	0 à 15
Sols limoneux	0 à 20	80 et plus	0 à 15
Sols argileux	0 à 45	0 à 40	25 et plus
Sols loameux	40 à 60	30 à 50	15 à 25

Tableau 2 : Normes

mes d'interprétation du pH-eau du sol. (Mathieu et Pieltain, 2003).

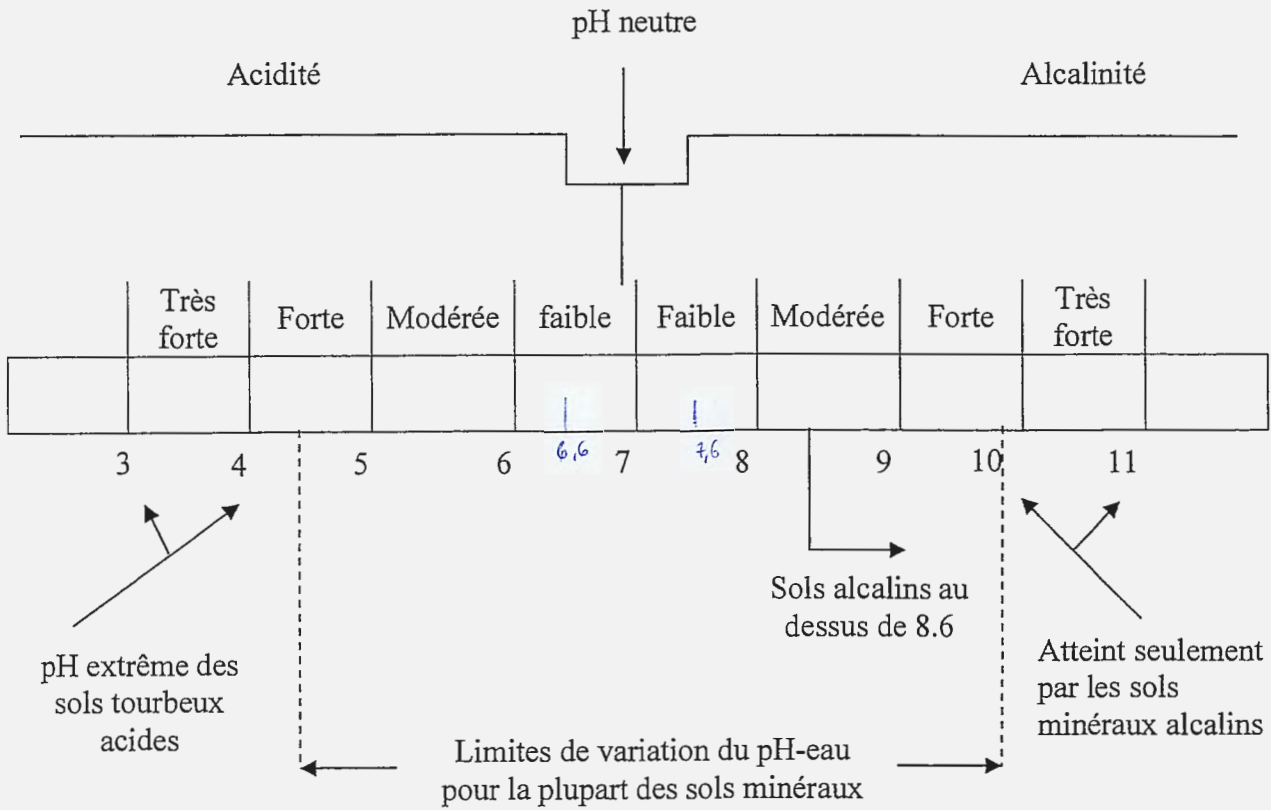


Tableau 3 : classes de salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait aqueux à 25 c° (Mathieu et Pieltain, 2003).

m m hos Cm ⁻¹ d S.m ⁻¹		0.6	1	2	3	4
CE 1/5	Non salé	Légèrement salé	salé	Très salé		Extrêmement salé
CE 1/10	Non salé	Légèrement salé	Très salé		Extrêmement salé	

Tableau 04 Norme d'interprétation de matière organique d'après (SCHAFTE, 1995 in Roula, 2005).

Taux de matière organique (%)	Terre
< 1	Très pauvre
1 à 2	Pauvre
2 à 4	Moyenne
> 4	Riche

Tableau 05 : Norme d'interprétation pour la capacité d'Echange cationique CEC (INRA).

CEC meq/ 100g du sol	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevée
DELMAS et DARGITGUE (INRA)	< 5	5-10	10-15	15-20	> 20

Tableau 01. Variations des teneurs de cuivre en fonction des stations.

Stations	10	11	12	16	20
Cu (pp m)	23.97	26.80	18.04	19.47	27.11

Tableau 02. Variations des teneurs de Zinc en fonction des stations.

Stations	10	11	12	16	20
Zn (ppm)	49.18	39.45	2640.5	41.97	31.63

Tableau 03. Variations des teneurs de Plomb en fonction des stations.

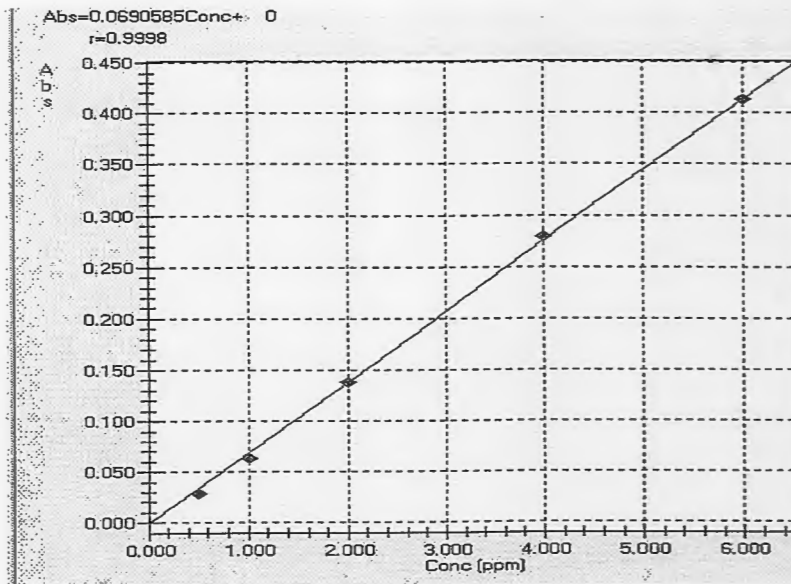
Stations	10	11	12	16	20
Pb (ppm)	11.49	18.7	9.29	11.25	22.26

Tableau 04. Variations des teneurs de Cadmium en fonction des stations.

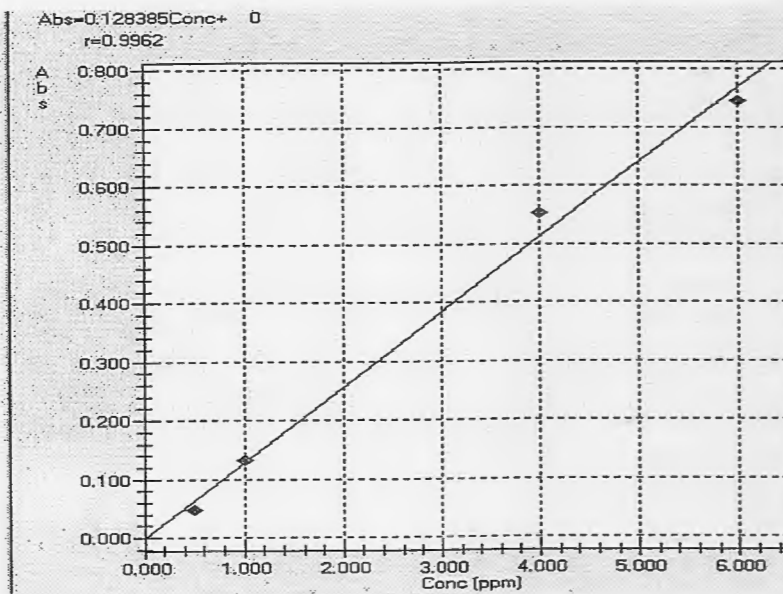
Stations	10	11	12	16	20
Cd (ppm)	0.42	0.35	0.37	0.20	0.26

Tableau 05. Variations des teneurs de Chrome III en fonction des stations.

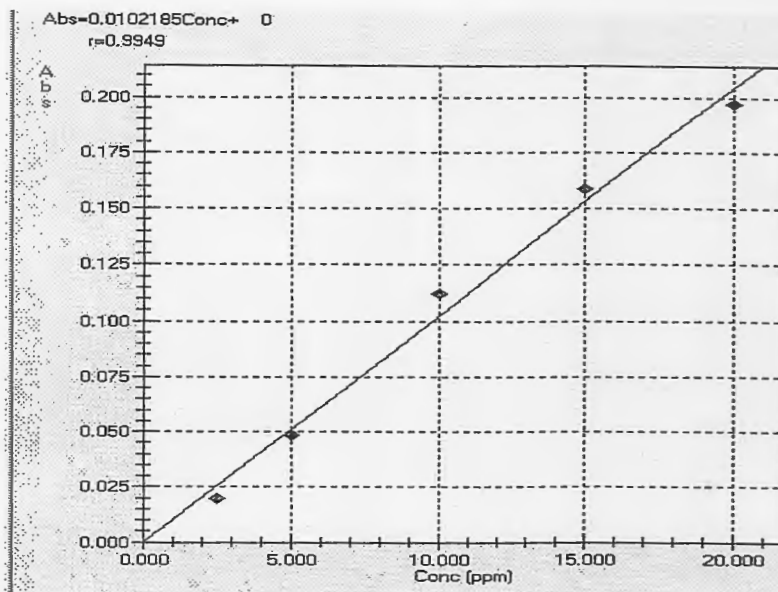
Stations	10	11	12	16	20
Cr⁺³ (ppm)	36.96	28.94	20.62	17.53	14.85



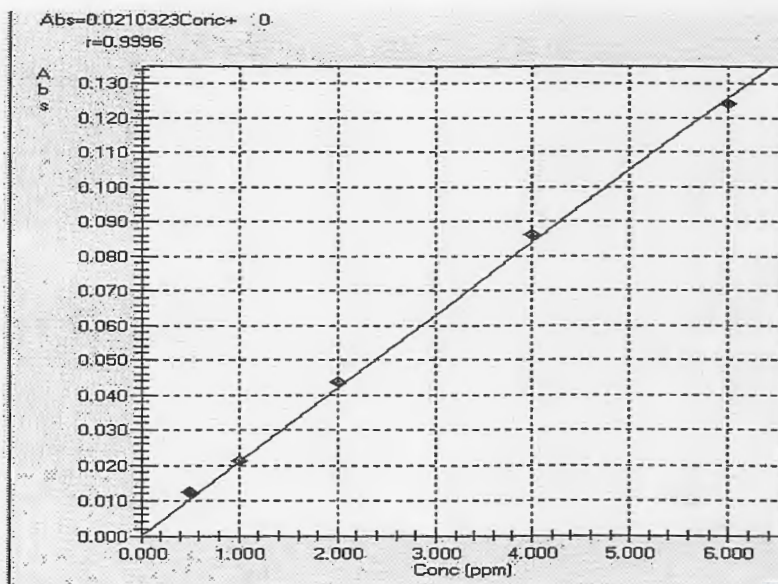
Courbe d'étalonnage du Cu



Courbe d'étalonnage du Zn

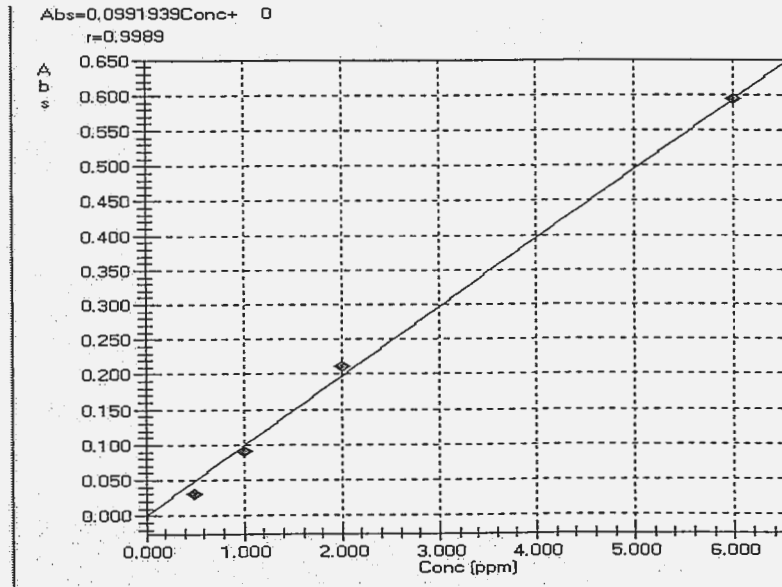


Courbe d'étalonnage du Pb



Courbe d'étalonnage du Cd





Courbe d'étalonnage du Cr⁺³

Présenté par :

Bouraoui Amel
Belmili Nadjah

Date de soutenance :

27/09/2008

Thème : Caractérisation Pédologique et Recherche des Eléments traces Métalliques dans les Sols de la zone humide de Béni- Bèlaïd

Résumé

Cette étude vise à évaluer la pollution du sol de la zone humide d Béni-bélaïd par les ETM (site RAMSRRE 'intérêt international) ; ce travail nous a permis de déterminer la texture du sol qui est une texture sableuse, néanmoins la teneur des ETM reste une teneur acceptable. Selon la norme AFNOR, sauf la station 12 où il y a une forte teneur de Zn qui pourrait être due à une contamination localisée, donc l'état actuel du sol de ce site en matière de contamination par les ETM est bonne.

Mot clés : Pollution, Caractère pédologique, ETM, Beni-bélaïd

Summary

This study aims at estimating the soil pollution of the wet zone d Blessed - bélaïd by the ETM (site RAMSRRE ' international interest); this work allowed us to determine the texture of the ground which is a sandy texture, nevertheless the content of the ETM stays an acceptable content. According to the standard AFNOR, except the station 12 or there is a strong content of Zn which could be due to a located contagion, thus the current state of the ground of this site in contagion by the ETM is good

Key word: Pollution, Character Pédologic, ETM, Beni-bélaïd

المخلص:

تهدف هذه الدراسة إلى تقدير تلوث التربة للمنطقة الرطبة لبني بلعيد بواسطة المعادن (الموقع RAMSRRE الاهتمام الدولي) ؛ هذا العمل سمح لنا لتحديد طبيعة من تربة المنطقة و التي رملية ، ومع ذلك مضمون من المعادن يبقى مقبول وفقا لمعيار AFNOR ، باستثناء محطة 12 اين لوحظ وجود قوي للمحتوى الزنك التي يمكن أن تقع نتيجة سمية محلية ، وبالتالي للحالة الراهنة للتربة يمكن الاستنتاج انه هنالك سمية معتبرة. الكلمات المفتاحية: التلوث، الخصائص البيدولوجية، المعادن، بني بلعيد.