

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE

Université de Jijel
Faculté des sciences
Département d'écologie

Eco. 20/06



02/02

Projet de fin d'études
en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état
en Ecologie végétale et environnement
Option : pathologie des écosystèmes

Thème

**Etude de la distribution des métaux
lourds(Plomb) dans les ripisylves de
oued Rhumel-Kebir**

Jury :

Président : Bounamous Azzedine

Examineur : Khaled Khodja Soumeja

Encadreur : KriKa Abderrezek

Présenté par :

ILLAS Leila
Boutaleb Souad

Bechraune.
Dames Radia zowlejkha

2006-2007
Année universitaire 2005-2006

Remerciements

Nous remercions dieu le tout puissant, qui nous a donné du courage et de la volonté, afin de réussir dans nos études. Nous tenons à remercier toute personne qui a contribué de près ou de loin à la réalisation de ce mémoire plus particulièrement :

Notre encadreur M^r KRIKA ABDERRZEK qui nous a proposé ce sujet de recherche, et qui nous a encadrer et soutenu par ses conseils, sa compréhension et ses encouragements.

Nous tenons aussi à remercier les membres de jury :

M^r BOUNAMOISS AZZEDINE et M^{elle} KHALED KHODJA SOUMeya d'avoir accepter d'examiner ce mémoire.

Sans passer à l'ombre l'aide des responsables du laboratoire de biologie.

Enfin nos respects à tous les enseignants de l'institut de biologie de l'université de JIJEL.

Dedicaces

*Grâce a dieu et par son aide j'arrive au bout de chemin
laborieux.*

*Je dédie ce modeste travail à :
Mes très chers parents, source de
tendresse, soutien, courage et patience.*

Mon frère : Yazid

Mes sœurs : Sabrina, Wafa, la petite Nina, et Linda.

Ma grande mère et mes tantes : Lila , Nadjet.

Mon oncle : Khoutir et sa famille.

Mon oncle : Mallik et sa famille

Mon oncle : Ferhat et sa famille.

Mes cousins et cousines surtout Yassmina et sa famille.

*Mes amies : Salwa, douha, wassila, loubna, Rania, Ilhem... et
toute la promotion d'écologie.*

Mes amies et collègues.

A tous qui m'aime.

Souad.

Dédicaces

*Grâce a dieu et par son aide j'arrive au bout de chemin
laborieux.*

*Je dédie ce modeste travail à :
Mes très chers parents, source de
tendresse, soutien, courage et patience.*

Mon frère Sofiane .a Marouane ; Yassine

A la petite Mayssoussa .

Ma grande mère et mon grand père

Mon cher oncle : abdo

Mes cousines Nehla et Mira.

toute la promotion d'écologie.

Mes amies et collègues.

A tous qui m'aime.

Radia

Sommaire

Introduction	01
--------------------	----

Synthèse bibliographique

1-Les éléments traces métalliques.....	02
1-1-Définition.....	02
2-Origine des métaux lourds dans le sol	02
2-1-Sources géochimique.....	02
2-2-Les sources anthropiques.....	03
2-2-1-Les contaminations localisées.....	03
2-2-2-Les contaminations de proximité et à grande distance.....	06
♣ Par voie atmosphérique.....	06
♣ Par voie hydrique.....	06
2-2-3-Les contaminations liée aux pratiques agricoles.....	07
3-Dynamique des métaux lourds dans les sols.....	07
3-1-Les transferts entre constituants du sol (concept de mobilité).....	07
3-1-1-Facteurs modifiant la mobilité et la rétention des métaux.....	08
3-1-1-1-la texture du sol.....	08
3-1-1-2-Influence du Ph.....	08
3-1-1-3-La capacité d'échange cationique.....	09
3-1-1-4-la matière organique.....	09
4-Transferts aux plantes et réponses des plantes aux éléments en traces.....	09
4-1-La phytodisponibilité.....	09
4-2-Transfert sol-racines.....	10
4-3-Absorption foliaire.....	11
4-4-Résistance aux excès d'éléments en traces.....	11

8- Méthode de dosage de plomb dans le sol.....	22
8-1- Préparation des extraits de sol.....	22
8-1-1- Extraction des totaux.....	22
9- Appareillage de lecture :le spectrophotomètre U V.....	23
9-1- principe de la spectrophotométrie.....	23
10- Préparation de la gamme d'étalonnage.....	25
11-Les analyses statistiques.....	25

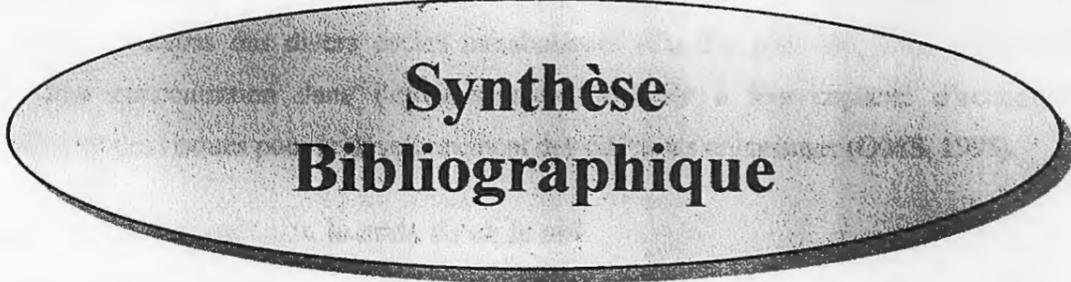
Résultats et discussion

1-Résultats et discussion.....	27
1-1-Texture du sol.....	27
1-2-Le pH.....	30
1-3-La matière organique.....	31
1-4-Le calcaire total.....	32
1-5-La capacité d'échange cationique.....	33
1-6-la fraction totale.....	34
2-Discussion globale des résultats.....	35
Conclusion	37
références bibliographiques.....	39

4-5-Processus d'hyper accumulation.....	12
5-Etude de cas : Le plomb (Pb).....	12
5-1-Description du métal.....	12
5-2-Propriété physico-chimiques.....	13
5-3-Utilisation.....	13
5-4-Spéciation, localisation et mobilité dans le sol.....	13
5-6-Le transfert du plomb aux plantes.....	14

Matériels et méthodes

1-Description de la zone d'étude.....	16
2-Lithologie du bassin versant.....	16
3-Climatologie.....	16
3-1-Le Climat général.....	16
3-2-Les précipitations.....	16
3-3-Les températures.....	16
3-4-Le vent.....	17
4-Plan d'échantillonnage.....	18
5-Prélèvement des échantillons et conservation.....	19
6-Préparation des échantillons.....	19
7-Analyses physico-chimiques.....	19
7-1-La granulométrie.....	19
7-2-Le pH- eau.....	20
7-3- La matière organique.....	20
7-4-Le calcaire total.....	21
7-5- La capacité d'échange cationique.....	21



**Synthèse
Bibliographique**

Liste des abréviations

A : argile
ANOVA : analyse de variance
AV :sol avant végétation.
B :sol de bordure.
°C :degré celsius.
CaCO₃ :calcaire totale.
CEC :capacité d'échange cationique.
ETM :Eléments trace métallique.
HCl :acide chlorohydrique.
HNO₃ :acide nitrique.
H₂O :l'eau.
H₂SO₄ :acide sulfurique.
L:limon.
Max:maximum.
Min:minimum.
MO :matière organique.
MOY :moyenne.
ONM :Office nationale de météorologie.
Pb :plomb.
S :sable.
T :température.
UV :Ultra violet.

Introduction

Dans les conditions naturelles, les métaux lourds (Cu, Zn, Pb, Cd, Mn, Cr, Hg...) existent déjà à des taux très faibles dans les sols. Cependant, ils peuvent, à plus ou moins long terme et à la suite d'une introduction intentionnelle ou accidentelle atteindre des concentrations très élevées dans le sol.

En Algérie, très peu de recherches sont consacrées à l'étude de la distribution de ces éléments dans les différents écosystèmes et les différentes matrices (êtres vivants, eau, sol). Or, il est absolument important d'en établir les niveaux de contaminations, afin d'en prévoir l'évolution par la suite et d'en prévenir l'aggravation.

Il est également nécessaire d'étudier les échanges entre les différentes matrices, liés à ces éléments, afin de connaître les processus de régulation mis en place par les êtres vivants.

La végétation rupicole, en plus de son rôle important dans la conservation et la stabilité des bordures des cours d'eau, joue le rôle d'écran forestier en interceptant les polluants, réduisant ainsi la contamination des cours d'eau.

Elle peut servir non seulement de bioindicateur de la qualité de l'environnement, mais aussi de bioépuration des tronçons pollués de l'oued.

Pour cela, le présent travail s'attachera à déterminer le rôle de la végétation rupicole dans la rétention métallique au niveau du sol, et donc dans leur fonction de bioépuration.

Le travail s'articule sur trois chapitres principaux :

- Un premier chapitre s'attachera à l'étude bibliographique de la contamination métallique des métaux lourds en général et du métal étudié en particulier,
- Un deuxième chapitre sera consacré aux matériels et méthodes utilisés au cours de l'étude.
- un troisième chapitre sera réservé à la discussion des résultats obtenus.

Le travail sera clôturé par une conclusion générale.

1-Les éléments traces métalliques

1-1-Définition

La convention de Genève désigne par le terme « métaux lourds » les éléments possédant une masse volumique supérieure ou égale à $4,5 \text{ g.cm}^{-3}$ (Wild, 1993 ; 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 1 g.kg^{-1} de matière sèche dans la croûte terrestre ou inférieure à $0,1 \text{ g.kg}^{-1}$ de matière sèche chez les êtres vivants (Ablain, 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 (Baize, 1997b). Ainsi, même si nombreux d'entre eux sont indispensables dans les différentes étapes des divers cycles métaboliques (Cu, Fe, Mn, Mo, Zn), l'augmentation de leur concentration dans l'environnement, associée à leur capacité d'accumulation, induisent des risques pour le développement des différents organismes (OMS, 1995).

2-Origine des métaux lourds dans le sol

2-1-Sources géochimiques

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 (I).

Tableau I. Teneurs des roches en élément traces en ppm (D'après Kabata-Pendia, 1992).

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches 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.

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

2-2-Les sources anthropiques

Un certain nombre d'activités humaines produisent des métaux lourds directement, à des fins économiques, et indirectement, par extraction, transformation et utilisation de substances auxquelles ces métaux sont associés (combustibles fossiles, minerais ou engrais) (Tableaux II et III).

L'introduction des métaux lourds dans l'environnement constitue une contamination lorsque les terres dépassent les teneurs « naturelles » rencontrées dans les sols (Alloway, 1995). Elle est considérée comme une pollution dès qu'elle présente des effets négatifs sur l'environnement (détérioration des systèmes écologiques ; préjudices pour les ressources vivantes) et sur la santé humaine (Juste et al., 1995).

2-2-1-Les contaminations localisées

Elles concernent en particulier les sites industriels, où les sols reçoivent des déchets. Les zones d'activité minière et fondrière de 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, à priori, un risque de contamination car les métaux qu'ils renferment sont généralement inclus dans les structures cristallines des minerais, donc sous forme peu altérable et peu mobile (Wild, 1993). Les problèmes résultent de l'érosion (hydrique et éolienne) et de la présence de sulfures (pyrites, etc. ...) qui forment des acides sulfuriques, par exposition à l'air et la pluie, dont l'effet acidifiant favorise la solubilisation et la mobilisation des métaux (Krika, 2002).

Les fabriques de ciment sont également à l'origine de contamination des sols par le plomb et le cadmium (Alloway, 1995). Ainsi, les anciennes mines et usines désaffectées, dites friches 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 urbains 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 (Duchaufon, 1997).

Tableau II . Apports mondiaux de métaux lourds aux sols ($10^3 \text{ t} \cdot \text{an}^{-1}$). (Mhatre et pankhurst ,1997)

Source	Antimoine	Arsenic	Cadmium	Chromium	Cuivre	Plomb	Manganèse	Mercur	Molybdenum	Nickel	Selenium	Vanadium	Zinc
Les déchets animaux et agricoles	4.9	5.8	2.2	82	67	26	158	0.85	34	45	4.6	19	316
tronçonnage et gaspillages du bois	2.8	1.7	1.1	10	28	7.4	61	1.1	1.6	13	1.6	5.5	39
déchets urbains	0.76	0.40	4.2	20	26	40	24	0.13	1.3	6.1	0.33	0.2	60
Décharges publiques et déchets organiques	0.18	0.25	0.18	6.5	13	7.1	8.1	0.44	0.43	15	0.11	1.3	39
Déchets solides de métallurgie	0.08	0.11	0.04	1.5	4.3	7.6	2.6	0.04	0.08	1.7	0.10	0.12	11
Cendre de charbon	12	22	7.2	289	214	144	1076	2.6	441	68	32	39	298
Les engrais	0.25	0.28	0.20	0.32	1.4	2.9	12	0.01	0.46	2.2	0.27	0.97	2.5
Produits fabriqués ^a	2.4	38	1.2	458	592	292	300	0.68	1.9	19	0.15	1.7	465
Retombées atmosphériques	2.5	13	5.3	22	25	232	27	2.5	2.3	24	2.0	60	92
l'entrée totale ^b	26	82	22	898	971	759	1669	8.3	87	294	41	128	1322

^(a) : les métaux utilisés pour produits de l'installation industrielle sont supposés avoir une durée de vie définie et être publiés dans l'environnement à un taux constant..

^(b) : Les totaux sont arrondis.

(Tableau III. Emission anthropiques mondiales de métaux lourds dans l'atmosphère (10³.an⁻¹) (Mhatre et Pankhurst.1997).

Elément	Production énergétique	Mines	odeurs de rafinage	Processue de la manufactruie	Usages comercials (^a)	Déchets d'incinération	transporation	Total ^(b)
Antimoine	1.30	0.10	1.42			0.67		3.5
Arsenic	2.22	0.06	12.3	1.95	2.02	0.31		19
Cadmium	0.79		5.43	0.60		0.75		7.6
Chromium	12.7			17.0		0.84		31
Cuivr	8.04	0.42	23.3	2.01	1.58	35		
PLomb	12.7	2.55	46.5	15.7	4.50	2.37	248	332
Manganesse	12.1	0.62	2.55	14.7	8.26	38		
Mercure	2.26		0.13			1.16		3.6
Nickel	42.0	0.80	3.99	4.47	0.35	52		
Selnium	3.85	0.16	2.18	0.11	6.3			
Thallium	1.13			4.01				5.1
Tin	3.27		1.06			0.81		5.1
Vandium			0.06	0.74		1.15		86
Zinc	16.8	0.46	72.0	33.4	3.25	5.90	132	

(^a) including agricultural uses .

(^b) totals are rounded.

En fin, les friches militaires et les aires de chasse présentent des concentrations 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 forme de gaz d'échappement (automobile et industrielle), et d'envolements des sites pollués, à partir du lieu de stockage de matières résiduelles ou des ateliers de production (Baize, 1997b). 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 (CETIPA, 1999).

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

Au fur et à mesure que la distance à la source augmente, la concentration des dépôts atmosphériques diminue ; la contamination 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, concentrée sur la source émettrice et suivant l'orientation des vents dominants (Ramade, 2000).

Les différentes sources d'émissions (usines, circulation) sont plus importantes dans les zones urbaine ou péri-urbaines 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 et 31mg.m⁻².an⁻¹ dans les zones rurales, et entre 27 et 140 mg.m⁻².an⁻¹ dans les zones industrielles et urbaines (Alloway, 1995 ; Bourellet et al., 1998).

♣ Par voie hydrique

Ce type de contamination est lié à l'entraînement superficiel de métaux lourds, sous forme particulaire 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 susceptibles d'être épandues sur les terres agricoles (Clech, 2002).

En zones urbaines, l'eau de pluie, déjà contaminées 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, directement rejetés dans les cours d'eau par les conduits d'eaux usées, contiennent généralement des quantités importantes en plomb (Juste et al., 1995 ; Bourlier et al., 1998).

2-2-3-Les contaminations liées aux pratiques agricoles

Elles sont engendrées par l'application de divers produits sur les sols cultivés. Leur importance dépend donc de la fréquence et de la durée des apports en relation avec le type de système d'exploitation adopté par l'agriculteur (intensif ou extensif) (Novotny, 1995).

Les amendements calcaires, suivant leur origine, peuvent contenir du plomb en quantité assez importante. Les pesticides, contiennent jusqu'à 25% de plomb sous forme d'impuretés (Robert, 1996).

Les engrais organiques (lisiers, fumier) présentent généralement de fortes concentrations de plomb (150 à 250 mg. kg⁻¹). En effet, les éléments métalliques apportés en excès dans les notions alimentaires des animaux d'élevage (volailles, bovins, et en particulier porcs) sont faiblement assimilés et se retrouvent quasi intégralement dans les déjections utilisées, comme fertilisants (Walton et Anderson, 1995).

Les boues d'épandage issues des stations d'épuration constituent une source appréciable de plomb et de zinc des sols cultivés. En effet, le processus même d'épuration provoque l'accumulation des métaux de diverses 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 66t.an⁻¹ de plomb sur l'ensemble de la surface agricole utile (Chassin et al., 1996).

3-Dynamique des métaux lourds dans les sols

3-1-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 êtres 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 compartiment ultime étant représenté par la solution du sol (Juste et al., 1995).

d'un élément en trace donnée, n'est pas la quantité totale de l'élément mais un ensemble d'ions qui pendant la durée de la culture, ont la capacité à s'échanger avec les ions en solution. (Morel, 1997). Il s'agit donc d'une valeur étroitement dépendante du temps (Fardeau, 1981).

La phytodisponibilité est la résultante d'un ensemble de processus successifs :

1- le premier est la fourniture de l'élément à la solution du sol par la phase solide, ou offre du sol (échange d'ions, dissolution, réduction, complexation, minéralisation);

2-le second est le transport d'élément par diffusion et ou advection vers les surfaces racinaire;

3-le dernier est le prélèvement de l'élément par les cellules racinaires, suivi de son transport et de sa distribution à l'intérieur du végétal.

La phytodisponibilité est donc contrôlée par de nombreux facteurs liés au sol (forme chimique de l'élément, réactivité, composition du sol) ; à la plante (aptitude à prélever, transférer et accumuler l'élément et aux conditions climatiques).

Il s'agit donc d'une notion très complexe, délicate, appréhendée et, pour une gestion raisonnée des sols pollués visant à réduire les risques. Il est indispensable de bien connaître les différentes étapes et processus qui conduisent à la pénétration des éléments toxiques dans le végétal.

4-2-Transfert sol-racines

La phytodisponibilité des éléments en traces dépend de l'activité des ions dans la solution du sol à la surface racinaire. Dans la solution du sol, le transfert des ions s'opère par deux processus principaux (diffusion et advection).

La diffusion résulte du prélèvement des éléments par les racines qui créent un gradient de concentration qui induit le mouvement des ions vers la surface racinaire.

L'advection est provoquée par la transpiration de la plante. Les deux processus contribuent simultanément aux flux d'ions vers la surface des racines mais à des intensités différentes selon la concentration initiale de l'élément en solution ; en dehors des sols les plus fortement contaminés ou la concentration en solution peut être très élevée, la diffusion est le processus majeur de transfert des éléments en traces à la surface des racines (Barber, 1984 ; Morel, 1997).

Dans les autres sols (sols pollués, sols acides, sols hydromorphes) ou la concentration des éléments en traces dans la solution est élevée, l'advection est le mécanisme prédominant,

pouvant conduire à l'accumulation d'éléments à la surface de la racine dans les sols hydromorphes.

4-3-Absorption foliaire

Les activités industrielles et urbaines génèrent l'émission d'éléments toxiques dans l'air sous forme particulaire et gazeuse (Cd). (Adriano, 1986).

C'est ainsi que l'incinération des déchets ménagers constitue une source non négligeable d'éléments en traces pour les plantes avoisinantes (Bache, 1992). Les éléments en traces peuvent être absorbés directement par les parties aériennes des plantes partire des dépôts atmosphériques (particules de terre, cendres, particules métalliques...).

D'ailleurs, l'aspersion foliaire est utilisée très efficacement pour la correction des carences oligo-éléments (Handreck et Riceman, 1969 ; Weir et al., 1976). L'élément apporté n'entrant pas en contact avec la phase solide du sol.

En fin, les formes volatiles des métaux peuvent être aussi prélevée par les feuilles des végétaux, c'est une voie majeure d'absorption du mercure par les plantes poussant près des sites contaminés, alors que l'élément a une très faible mobilité dans le sol.

4-4-Résistance aux excès d'éléments en traces

Les espèces tolérantes ont la capacité à installer, survivre et se produire sur les sols pollués (Antonovices et al, 1971). La tolérance aux métaux à été observée chez de nombreuses espèces poussant sur des sites métallifères (Show 1990) elle est spécifique à un métal mais la multi-tolérance à été fréquemment observée (Macnair, 1987 ; Win et Antonovices, 1975).

La co-tolérance est la capacité d'une espèce tolérante à un métal donnée à tolérer l'excès d'autres éléments en traces (Von freneckell Issam et hutchion, 1993).

La tolérance s'exprime par l'exclusion , la détoxification , ou la tolérance biochimique (Berry, 1986 ; Taylor,1987 ; Baker et walker, 1990 ; Verkeley et Shat, 1990). L'exclusion est la restriction du prélèvement racinaire ou limitation du transport vers les parties aériennes ; la détoxification est une tolérance interne qui protège la plante contre l'altération des cellules.

Les plantes peuvent aussi éliminer les éléments toxiques de leurs tissus. Des processus comme la volatilisation, l'excrétion racinaire et le lessivage des feuilles sénescentes et la perte des feuilles contaminées constituent des réponses possibles.

4-5-Processus d'hyper accumulation

Les sols métallifères abritent une flore, "les métalphytes", qui a très tôt attiré l'attention des botanistes et des géologues. Certaines espèces ont la capacité à accumuler les métaux à des concentrations inhabituelles chez les végétaux.

Une plante est considérée comme une hyperaccumulatrice si la concentration du métal est supérieure à 1000mg/g dans la matière sèche. Les plantes hyperaccumulatrices représentent un potentiel pour la gestion des sols contaminés dans la mesure où elles peuvent extraire les métaux toxiques des sols et les accumuler dans leurs parties aériennes (Chaney, 1983 ; Baker et al., 1994 ; Shwartz, 1997).

5-Etude de cas : Le plomb (Pb)

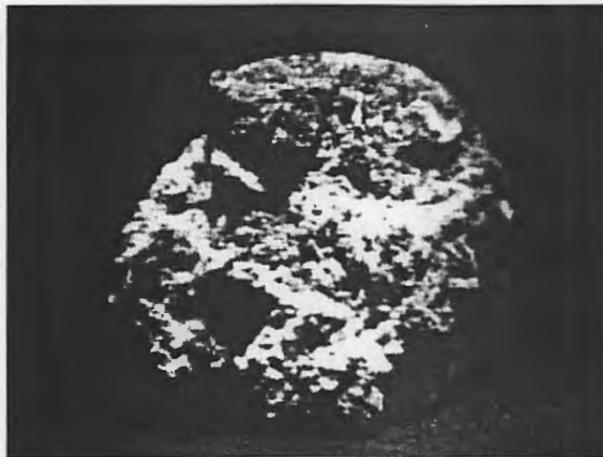


Figure 01. Le plomb : état naturel.

Le plomb de symbole Pb. De tous les métaux lourds contaminant la biosphère, le plomb constitue après le mercure le plus préoccupante des polluants par suite à ces effets ecotoxicologiques (Ramade, 1979). La concentration du plomb dans la croûte terrestre est d'environ 15 ppm (Sylvie et al., 2003). Selon Bonte et Cormis (1979), les variations normales de la teneur en plomb de l'écorce terrestre sont comprises entre 15 et 200 ppm. Son utilisation commence à avoir le jour avant l'ère chrétienne, alors que son accumulation dans le sol a été augmentée rapidement depuis le début de ce siècle en raison des activités minières et de divers usages industriels (Manceau et al., 1977).

5-1-Description du métal

-Nom de la substance : Plomb.

-Nom Anglais : Lead.

-Description générale : métal gris, brillant et de couleur gris bleuâtre sur les surfaces fraîchement entaillées. C'est un métal mou, malléable et ductile.

Il résiste à l'acide sulfurique, il est en revanche rapidement dissous dans l'acide nitrique pour donner du nitrate de plomb ainsi que des vapeurs nitreuse.

5-2-Propriété physico-chimiques

-Formule brute : Pb

-Masse atomique : 207.21.

-Masse volumique : 11.34g/cm³.

-Point d'ébullition : 1740°C.

-Point de fusion : 327.4°C.

-Solubilité dans l'eau : à l'exception de Pb(NO₃)₂ et de Pb(CH₃-COO)₂, les composés inorganiques du plomb sont quasi insolubles dans l'eau.

5-3-Utilisation

D'importantes quantités de plomb sont utilisées dans les batteries et dans les revêtements des câbles électriques. De grandes quantités sont également utilisées dans l'industrie pour garnir les conduites, le plomb est utilisé aussi dans des alliages, avec l'antimoine par exemple, pour le soudure, ainsi que dans les écrans protecteurs contre les rayons X pour son coefficient d'absorption élevé.

Du fait de sa densité élevée et de ses propriétés nucléaires, le plomb est largement employé pour protection des matériaux nucléaires. Une quantité considérable de plomb est également consommée sous forme de dérivés, en particulier dans les peintures et les pigments.

5-4-Spéciation, localisation et mobilité dans le sol

L'argile et surtout la matière organique représentent les phases d'absorption dominantes du plomb. A pH acide ou neutre, les ions Pb²⁺ et Pb(OH)⁺ prédominent dans la 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, comprise entre 10⁻⁸ et 10⁻⁹. Le plomb est l'un des éléments 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 Cadmium.

Selon (Sylvie et al., 2003) le pH du sol est un facteur qui influence le plus la mobilité et la biodisponibilité du plomb, plus le pH est faible, plus le degré de désorption dans la solution du sol est fort. La matière organique et l'argile sont les principales phases porteuses du plomb. La faible mobilité du plomb dans les sols provient en grande partie de sa complexation par les substances humiques.

Dans les sols organiques tourbeux, le plomb demeure fixé dans les horizons supérieurs. Dans les sols calcaires et les sols minéraux, pauvres en matière organique, la présence des minéraux qui contiennent du calcium, du magnésium, et du fer, entraîne la précipitation du plomb. Le tableau suivant montre que le plomb est un élément de mobilité très faible dans les sols limoneux et riche en matière organique et de mobilité moyenne dans les sols sableux et argileux (tableau V).

Tableau V. Valeurs par défaut du coefficient de distribution K_d ($l.Kg^{-1}$) du plomb dans les sols (Sylvie et al., 2003).

Dénomination du sol	Valeurs « attendue »
« sableux » : >70% de sables.	270
« limoneux » : 80% de limons ou sables ≈ argiles ≈ limons.	16000
« argileux » : >35% d'argiles.	540
« organique » : >30% de matière organique.	22000

5-6-Le transfert du plomb aux plantes

Les teneurs naturelles en plomb des végétaux sont comprises entre 0.5 et 5 ppm (Bonte et CORMIS, 1979). Les plantes absorbent principalement le plomb contenu dans le sol et dans de moindres proportions, du plomb provenant de l'atmosphère, mais il semble que le plomb apportée à la plante par voie aérienne ne pénètre que difficilement à l'intérieur de celle-ci et accumulé principalement dans les racines car la translocation du plomb vers les parties aériennes est très limitée. Mais, l'accumulation du plomb dépend du temps et des espèces (Sylvie et al., 2003).

Le plomb est toxique au niveau de la croissance ; celle-ci est certes stimulée au début d'une application, mais à partir de 5 ppm, on observe un fort retard de croissance, des altérations de couleur ainsi que des anomalies morphologiques (UBA, 1976 In catalogue des normes antipollution, 1995).

Le plomb semble aussi affecter quelques systèmes enzymatiques (Miles et al., 1992). En fin le plomb fait entrave à l'absorption des éléments nutritifs essentiels en provenance du sol.

Pb^{++} a peu d'effet sur la croissance des plantes placées sur un milieu contenant différentes concentrations de plomb, révèlent une inhibition de leur photosynthèse apparente et de leur transpiration (Bazzaz et al.,1974 ; Rolfe et Bazzaz, 1975 ; Bazzaz et al.,1975).

Matériel & méthodes

4-Plan d'échantillonnage (Figure 02)

Dix stations ont été retenues au hasard au niveau de la zone d'étude. La première station est située à Oued El Atmania, la deuxième station est située à proximité de la décharge publique de Boussouf, la troisième station est localisée à la sortie de la ville se Constantine au lieu dit « la piscine », la quatrième station est située à la localité de Ibn Ziad après la station d'épuration, la cinquième station est localisée en aval de la wilaya de Constantine, la sixième station est localisée à la confluence de l'Oued Rhumel avec l'Oued Smendou,, la septième station est localisée a Grarem Gouga , la huitième station est située a près le barrage de beni haroun , la neuvième station est localisée au Sidi Marouf, quant a la dixième station, elle était localisée au niveau de la région d'El Ansar.

Toutes les stations ont été sélectionnées de manière à avoir la même topographie et donc la même pente par rapport au plan d'eau .

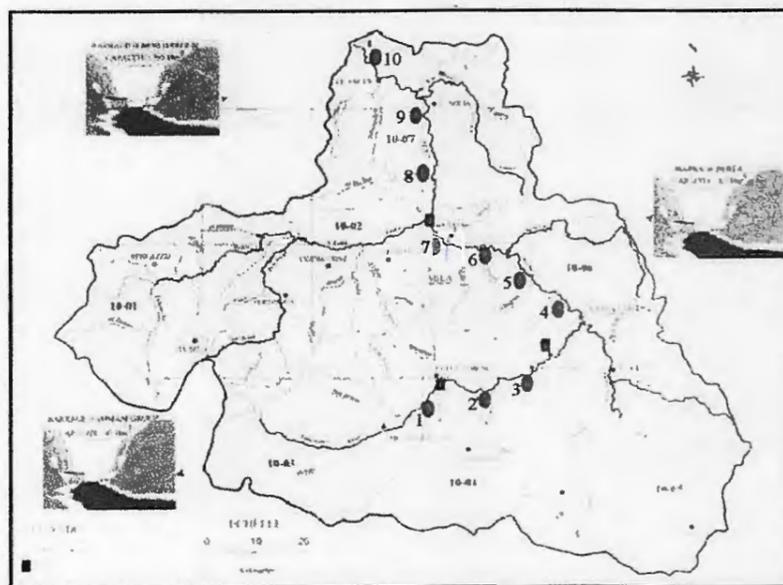


Figure 02. Localisation de la région d'étude et des stations d'échantillonnages

Afin de mettre en évidence le rôle bioépurateur joué par la végétation riveraine, une placette été retenue au sein de chaque station. Cette dernière renferme en plus de la tamaricée qui se développe sous forme d'une véritable ceinture végétale à environ 0.5 à 1 mètre de la rive, des espèces herbacées diverses.

Au niveau de chaque station, la stratégie d'échantillonnage consiste à choisir trois points de prélèvements en deux répétitions chacune (figure 03). Le premier point de prélèvement de symbole (AV), été localisé a environ 1 mètre avant la tamaricée. Le second point de

prélèvement, de symbole (MV), été positionné au milieu de la bande végétale, tandis que le troisième point portant le symbole (B), été placé en bordure de l'oued après la bande végétale.

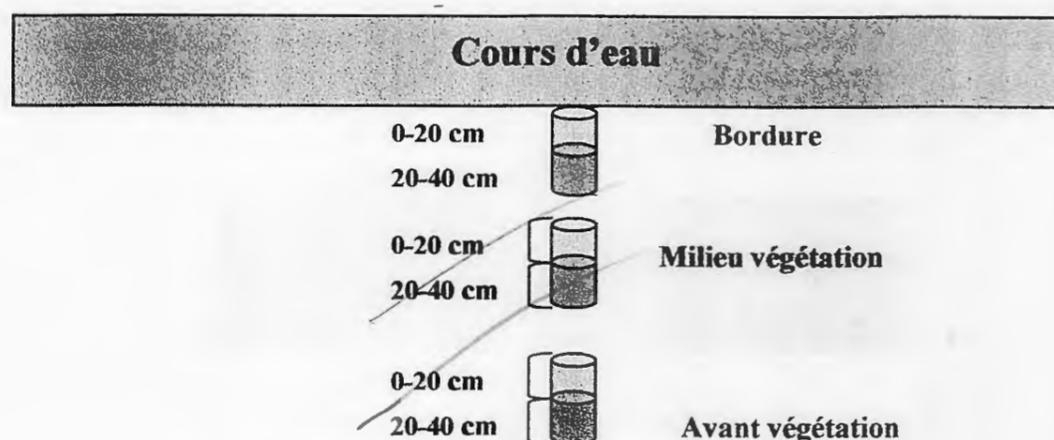


Figure 03. Schéma représentatif du plan d'échantillonnage.

5-Prélèvement des échantillons et conservation

Des prélèvements des sols au niveau de chaque point ont été effectués à deux profondeurs différentes : 0-20 cm et de 20-40 cm à l'aide d'une tarière hollandaise. Nous avons prélevé ainsi 60 échantillons de sol au total. L'outil de prélèvement été rincé 2 à 3 fois avec l'eau avant chaque échantillonnage.

6-Préparation des échantillons

Les échantillons de sol ont été désagrégés à la main avant de les déposer dans une salle de séchage. Une fois sec, les échantillons ont été broyés dans un broyeur en porcelaine dure puis tamisé à 2 mm. Un tamisage à 2mm permet le calibrage et l'élimination des débris végétaux.

7-Analyses physico-chimiques

7-1-La granulométrie

Elle permet de connaître la répartition en taille des particules du sol :

Argile	Limon	Sable fin	Sable grossier	Gravier	cailloux
	2 μ	20 μ	200 μ	2mm	20mm

La méthode utilisée pour la détermination des fractions granulométriques est la méthode internationale, à la pipette de Robinson (Norme AFNOR X31-107, Juillet 1983). Elle consiste à séparer la partie minérale du sol en fonction de diamètre des particules est à déterminer, les proportions relatives à ces fractions.

Les fractions grossières, sont séparées par tamisage, tandis que les fractions fines (limons et argiles), sont séparées par sédimentation. Le prélèvement de ces dernières se base sur la relation liant le temps de sédimentation et le diamètres des particules, donnée par la loi de Stocks. On prélève un petit volume connu de la suspension dont on pèsera le résidu solide après évaporation du liquide.

Il est à noter, qu'avant toute analyse granulométrique, on doit procéder à :

- une destruction de la matière organique avec 100 ml de H₂O₂ (110 V), ainsi que celle du calcaire avec 100 ml de HCl (0.2 N) ;
- une dispersion des colloïdes par l'adjonction d'un agent défloculant (peptisant) l'héxamétaphosphate.

7-2-Le pH- eau

La mesure du pH-eau d'une suspension de sol dans l'eau rend compte de la concentration en ions H₃O⁺ à l'état dissocié dans le liquide surnageant. Il se mesure à l'aide d'un pH-mètre (préalablement étalonné avec des solutions étalons : pH 4 ; pH 7 ; pH 11) constitué d'une électrode en verre placée dans une suspension diluée au 1/5 du sol dans de l'eau après agitation pendant 1 heure et un repos de 18 heures.

7-3- La matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de **WALKLEY et BLACK (1934)**. Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide. Le procédé consiste à introduire 1g de sol dans un erlenmeyer de 500 ml, auquel est ajouté 10 ml de solution de bichromate de potassium (1N) et 20 ml d'acide sulfurique concentré pur. Après agitation pendant une minute on laisse reposer durant 30 minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 150 ml d'eau distillée, 10 ml de l'acide orthophosphorique (H₃PO₄) et 1 ml de l'indicateur de diphénylamine.

La titration est effectuée avec la solution de FeSO₄ jusqu'au virage de l'indicateur au vert. Un essai à blanc doit être effectué.

Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivante :

$$\% \text{ MO} = 4.1725 (a-b) / a$$

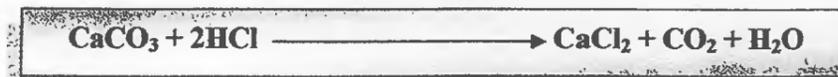
Où :

a = volume en ml de la solution de FeSO₄ ajouté au blanc ;

b = volume en ml de la solution de FeSO₄ ajouté au sol.

7-4-Le calcaire total

La détermination de la quantité totale de calcaire du sol est réalisée en dosant la quantité totale de carbonates présents, selon la relation suivante :



Le volume de CO₂ dégagé est proportionnel à la quantité de carbonates présents à une température et une pression constante.

Il est déterminé avec le calcimètre de Bernard, qui doit être préalablement étalonné avec des quantités connues de CaCO₃. Pour cela, 1g de sol tamisé à 2 mm est introduit dans un erlenmeyer avec 4 ml de HCl contenus dans un tube à hémolyse. Après fermeture du bouchon, l'erlenmeyer est agité et le volume de CO₂ dégagé correspond au niveau atteint par le liquide de la burette du calcimètre.

La quantité de gaz carbonique présente dans le sol est ensuite déduite de la courbe d'étalonnage. Après on convertit le taux de calcaire en pourcentage.

7-5- La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994). Elle consiste à saturer par les ions NH₄⁺ par traitement de l'échantillon avec une solution d'oxalate d'ammonium, l'excès de NH₄⁺ Ox qui sature les pores est éliminé par lavage à l'alcool éthylique à 95 %. Les ions NH₄⁺ adsorbés sont déplacés à l'aide d'une solution de chlorure de potassium. L'ammoniaque est alors déterminé par titration avec une solution de H₂SO₄ (0,025 mol/L). Pour cela, on procède d'abord à la préparation de la solution du sol. Celle-ci correspond au surnageant d'un mélange de 5 g de sol, de 750 mg de CaCO₃ et de 50 ml de la solution d'oxalate d'ammonium, obtenu après centrifugation à 4000 tr/min pendant 10 minutes.

Dix millilitres de cette solution du sol sont ensuite prélevés et mélangés à 10 ml de Na OH, 190 ml d'eau distillée et quelques gouttes de la phénol phtaléin, dans un ballon de un litre placé dans un chauffe-ballon surmonté d'un ensemble tube-réfrigérant dont l'ensemble

débouche dans un bêcher 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'effectue selon l'équation suivante :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100}{m \times V}$$

où :

V_2 = volume du témoin ; V_1 = volume de l'échantillon ; C = concentration de H_2SO_4 , égale 0,025 mol/L ; m = 5 g du sol ; V = 10 ml de la solution du sol.

8- Méthode de dosage de plomb dans le sol

8-1- Préparation des extraits de sol

8-1-1- Extraction des totaux

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO_3 et des ions Cl^- complexant (provenant de l'acide chlorhydrique). Cette méthode permet aussi la détermination de la quantité totale de toute une série d'éléments majeurs et traces.

Le procédé d'extraction décrit par **HOENING et al., (1979)**, consiste à ajouter, à 1g de sol, de l'eau régale, constituée de 3parts (3 ml) d' HCl concentré et d'une part(1ml) de HNO_3 concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millopore, dans un ballon jaugé de 50 à 100ml selon le besoin. La lecture des résultats était faite par Spectrophotomètre UV (Figure 04).

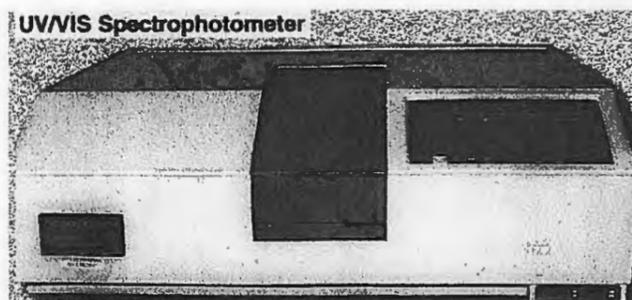


Figure 04 .Spectrophotomètre a UV/VIS.

9- Appareillage de lecture : le spectrophotomètre U V

L'analyse spectrophotométrique est fondée sur l'étude du changement d'absorption de la lumière par un milieu, en fonction de la variation de la concentration d'un constituant. On détermine la concentration d'une substance en mesurant l'absorption relative de la lumière par rapport à celle d'une substance de concentration connue.

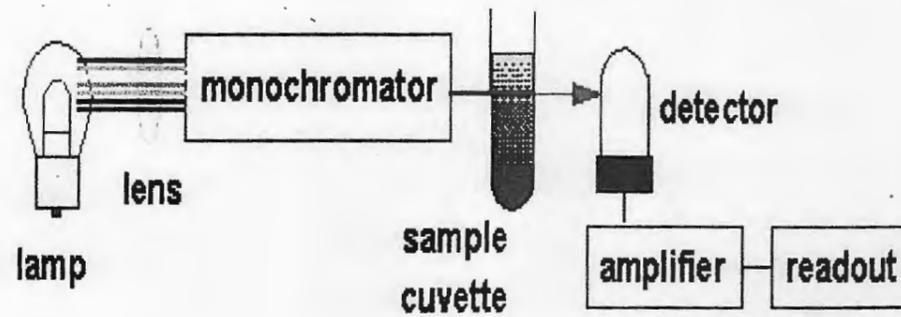


Figure 05 . Schéma représentatif d'un spectrophotomètre UV / visible.

-En analyse spectrophotométrique, on utilise une lumière sensiblement monochromatique. Ces méthodes d'analyse sont intéressantes car elles permettent de travailler sur de faibles quantités de substances et sont non destructrices vis-à-vis de l'échantillon. Elles s'appliquent à un très grand nombre de dosages.

9-1- principe de la spectrophotométrie

Le spectrophotomètre fait passer une radiation (lumière) monochromatique (une seule longueur d'onde) à travers une longueur l (longueur de la cuve du spectrophotomètre) de solution et mesure l'absorbance A (grandeur liée à la quantité de lumière absorbée par la solution).

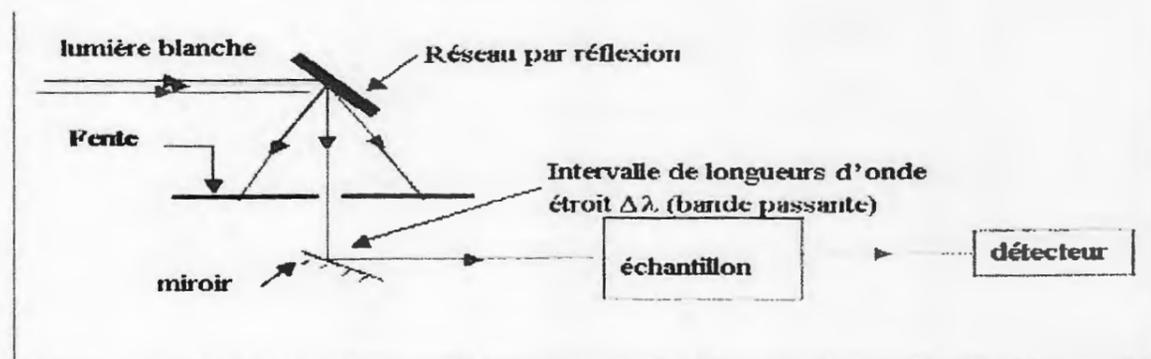


Figure 06. Schéma représentatif du principe d'un spectrophotomètre UV.

L'absorbance dépend de la couleur de la radiation, de sa longueur d'onde .

Soit I_0 l'intensité de la lumière incidente et I l'intensité de la lumière transmise.

Le spectrophotomètre compare I et I_0 à travers soit la transmittance T ($T = I / I_0$) ou l'absorbance $A = - \text{Log } T$.

Si l'énergie associée à la radiation de longueur d'onde λ_1 n'est pas du tout absorbée par la solution étudiée alors $A(\lambda_1) = 0$. L'énergie est transmise à $100 / 100 = 1 = 10^0$.

Si l'énergie associée à la radiation de longueur d'onde λ_2 est absorbée à 99 % par la solution étudiée alors $A(\lambda_2) = 2$. L'énergie est transmise à $1 / 100 = 0,01 = 10^{-2}$.

Il faut régler le zéro en plaçant le solvant dans la cuve et l'absorbance doit être nulle.

Connaissant le spectre d'absorption d'une espèce chimique, on peut mesurer, à l'une de ces longueurs d'onde, les variations de l'intensité I d'un faisceau lumineux traversant une même épaisseur L de solution en fonction de la concentration.

Ceci permet d'établir expérimentalement la courbe $A = f(C)$ reliant l'absorbance et la concentration de la substance étudiée (à L et λ constantes), en effectuant les mesures de A pour diverses concentrations. Cette courbe est une courbe d'étalonnage.

La courbe expérimentale d'étalonnage permet de déterminer la concentration inconnue d'une solution de cette substance par mesure de son absorbance et report sur la courbe $A = f(C)$

La loi de Beer-Lambert

$$A = \alpha \cdot l \cdot C$$

Avec :

A : absorbance de la solution (sans unité).

l : largeur de la solution traversé par la lumière (en cm).

C : concentration de la solution (en mol.l^{-1})

α : coefficient d'extinction molaire (en $\text{l.mol}^{-1}.\text{cm}^{-1}$) dépend de la nature de la solution et la largeur d'onde .

on retiendra simplement que : $A = k \cdot c$

- On recherche le maximum d'absorption pour l'espèce chimique

- On trace la courbe d'étalonnage $A=f(C)$ à l'aide de solutions de concentrations connues.

- On place la cuve contenant la solution à titrer dans le spectrophotomètre et on mesure A_S .
On lit alors graphiquement C_S sur la courbe d'étalonnage.

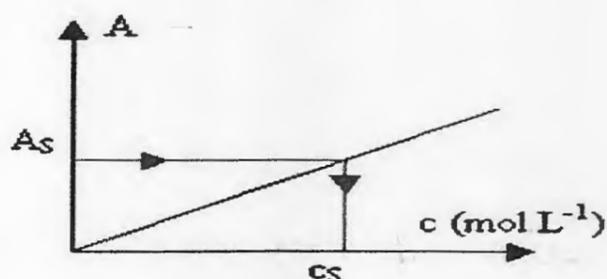


Figure 07. Courbe d'étalonnage théorique

On lit alors graphiquement C_S sur la courbe d'étalonnage.

10- Préparation de la gamme d'étalonnage

A partir d'une solution mère de 1000ppm, une solution fille à 100 mg/L diluées dix (10) fois ont été préparées. Ces solutions intermédiaires servent à préparer la gamme d'étalonnage pour le métal étudié (Tableau VIII).

Tableau VIII . Gammes d'étalonnage du plomb

Eléments	Etalons			
	0	1	2	5
Plomb	0	0.025	0.042	0.082

On procède à une lecture toute la gamme d'étalonnage. Une fois toutes ces mesures faites, on dresse la courbe d'étalonnage avec les valeurs des concentrations et des absorbances des solutions standard. On lit alors sur cette courbe les concentrations en ($\mu\text{g/L}$) correspondant aux valeurs de l'absorbances des échantillons (Annexe 01).

Nous avons utilisé cette méthode graphique pour les premiers dosages, mais par la suite nous avons calculé les concentrations moyennant la droite de régression.

11-Les analyses statistiques

Pour le calcul des statistiques élémentaires et pour une meilleur illustration des résultats, nous avons procédé au calcul des moyennes, d'écart types, et de droites de régressions. L'analyse statistique proprement dite est effectuée on faisant appel à l'analyse de la variance (ANOVA)

Nous avons procéder aussi à une comparaison 2 à 2 (test de student) dans le but de mettre en évidence l'effet profondeur. Tous les calculs ont été effectués en utilisant les logiciel

STATISTICA (version 6.0) et Origine (version 6.0). Pour illustrer nos résultats, nous avons réalisé des histogrammes.

Résultats & discussion

1-Résultats et discussion

1-1-Texture du sol

Les résultats regroupés dans le tableau (08) indiquent :

*Pour le sol avant végétation :

-Une teneur moyenne importante en sable, variant de $60,6 \pm 6,86\%$ en surface à $53,86 \pm 7,31\%$ en profondeur.

-Une teneur limoneuse moyenne variant de $28,3 \pm 5,6\%$ en surface à $34,17 \pm 6,2\%$ en profondeur.

-Une teneur moyenne en argile variant de $8,67 \pm 1,72\%$ en surface à $11,56 \pm 2,18\%$ en profondeur.

*pour les échantillons du sol prélevés en milieu de la végétation .

-Une teneur importante en sable, variant de $55,52 \pm 6,88\%$ en surface à $48,96 \pm 7,55\%$ en profondeur.

-Une teneur limoneuse moyenne allant de $33,03 \pm 6,95\%$ en surface à $35,03 \pm 6,34\%$ en profondeur.

-Une teneur moyenne en argiles, variant de $9,79 \pm 1,23\%$ en surface à $14,97 \pm 2,36\%$ en profondeur.

*Pour les échantillons de la bordure, la même constatation peut être faite :

-Une teneur moyenne importante en sable, variant de $56,99 \pm 8,10\%$ en surface à $51,83 \pm 6,99\%$ en profondeur .

-Une teneur limoneuse moyenne variant de $32,35 \pm 7,77\%$ en surface à $35,96 \pm 5,93\%$ en profondeur.

-Une teneur moyenne en argile variant de $10,76 \pm 3,26\%$ en surface à $12,4 \pm 2,37\%$ en profondeur .

Nos sols sont plus sableux en surface qu'en profondeur, à l'inverse , il sont plus limoneux et plus argileux en profondeur qu'en surface .

En reportant les pourcentages de sables , limons et argiles dans le triangle texturale proposé par le ministère de l'agriculture des Etats -Unis (USDA) cité par **DUTHYL (1971)** , nous n'avons pu dégager qu'une seule classe texturale : sablo-limoneuse aussi bien en surface qu'en profondeur . ceci reflète une assez importante homogénéité de nos sols d'une station à l'autre . Nos sols présentent donc, une texture légère avec cependant une fraction non négligeable d'argile

Tableau.VIII. Résultats de l'analyse granulométrique des sols étudiés

	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
AV1	8.67 ± 1.72	28.3 ± 5.60	60.6 ± 6.86
AV2	11.56 ± 2.18	34.17 ± 6.20	53.86 ± 7.30
MV1	9.79 ± 1.23	33.03 ± 6.95	55.52 ± 6.88
MV2	14.97 ± 2.36	35.03 ± 6.34	48.96 ± 7.55
B1	10.76 ± 3.26	32.35 ± 7.77	56.99 ± 8.10
B2	12.40 ± 2.37	35.96 ± 5.93	51.83 ± 6.99

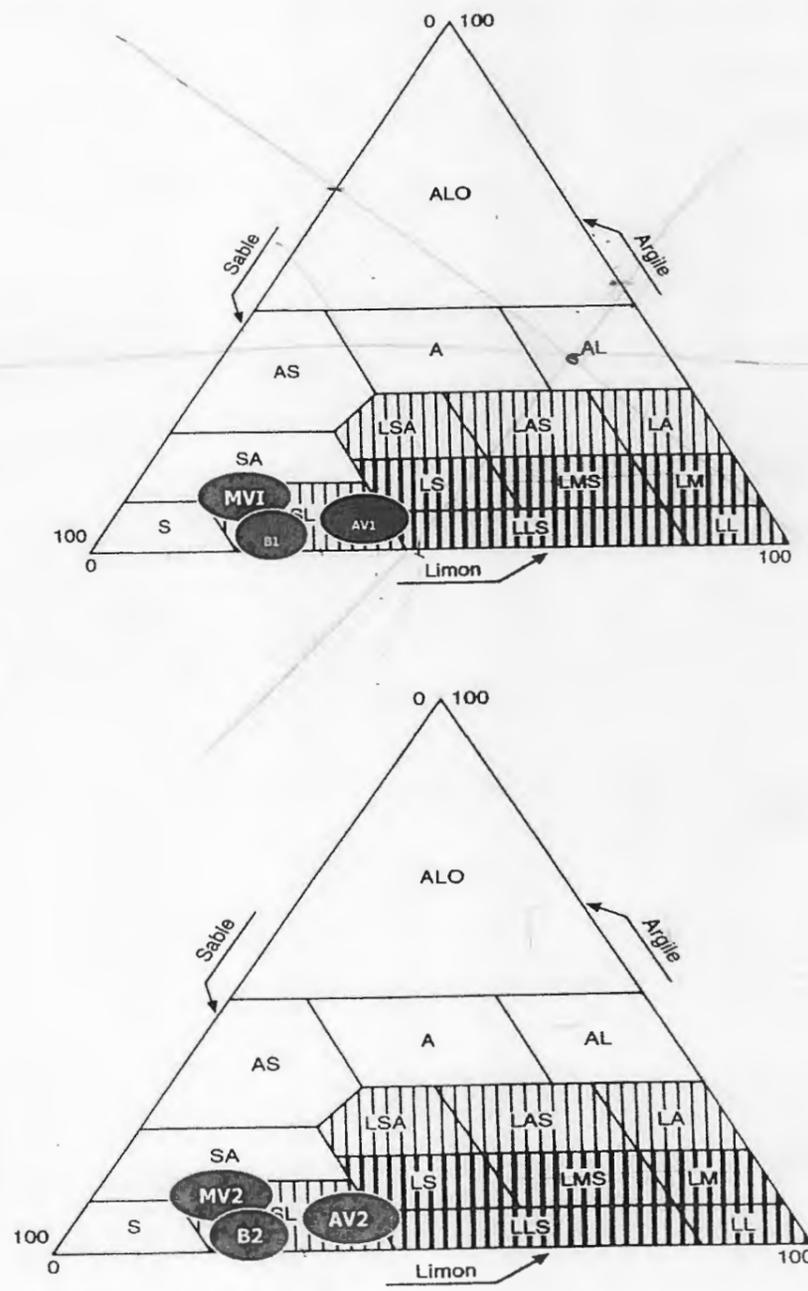


Figure08. Triangle et classes texturales des sols étudiés en surface et en profondeur

1-2-Le pH

Les résultats de l'analyse du pH en surface et en profondeur pour les échantillons du sol sont représentés dans le tableau (VIII) et sous forme graphique dans la figure (09).

D'une manière globale, le pH mesuré pour le sol est légèrement plus basique en surface qu'en profondeur. Pour les échantillons prélevés avant la végétation (AV), les valeurs moyennes du pH ne varient pratiquement pas entre les deux horizons, elles varient de 7.98 ± 0.17 en surface à 7.98 ± 0.15 en profondeur.

Pour les échantillons prélevés au milieu de la végétation (MV), les résultats de l'analyse du pH ne révèlent aucune variation de ce paramètre entre les deux horizons. Les valeurs moyennes passent de 7.93 ± 0.16 en surface à 7.92 ± 0.19 en profondeur.

Pour les échantillons prélevés en bordure de l'oued (B), les valeurs moyennes enregistrées révèlent que les horizons de profondeurs jouissent d'une légère basidité que ceux de la surface, les valeurs moyennes varient de 7.86 ± 0.16 en surface à 7.93 ± 0.17 en profondeur.

Tableau VIII . Valeurs moyennes du pH du sol en surface et en profondeur.

sol			
profondeur	AV	MV	B
0-20 cm	7.98 ± 0.17	7.93 ± 0.16	7.86 ± 0.16
20-40 cm	7.98 ± 0.15	7.92 ± 0.19	7.93 ± 0.17

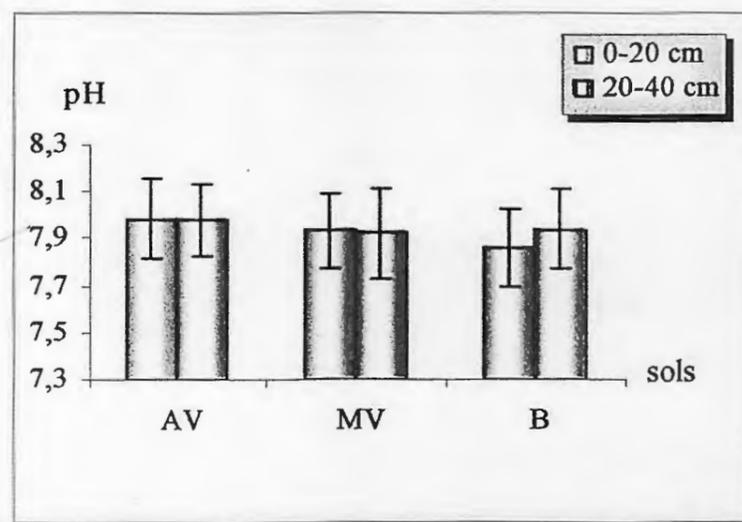


Figure09. Variation des valeurs moyennes du pH en surface et en profondeur.

1-3-La matière organique

Les résultats de l'analyse de la matière organique en surface et en profondeur pour les échantillons du sol sont répertoriés dans le tableau (X) et sous forme graphique dans la figure (10).

Les teneurs moyennes en matière organique pour les échantillons prélevés avant la végétation sont significativement plus élevées en profondeur qu'en surface ($t=5.12$; $p<0.001$), elles passent de 2.66 ± 0.63 % en surface à 3.71 ± 0.67 % en profondeur.

Pour les sols prélevés au milieu de la végétation, la situation est réciproque, les teneurs moyennes en matière organique sont significativement plus élevées en profondeur qu'en surface ($t=2.32$; $p<0.01$), elles varient de 3.33 ± 0.91 % en surface à 3.93 ± 0.70 % en profondeur.

Pour les échantillons de bordure, la situation est inversée, les variations des teneurs moyennes en matière organique sont significativement plus élevées en surface qu'en profondeur ($t=2.29$; $p<0.01$), elles varient de 3.92 ± 0.20 % en surface en 3.39 ± 0.57 % en profondeur.

Tableau X . Teneurs moyennes en matière organique du sol en surface et en profondeur.

sol			
profondeur	AV	MV	B
0-20 cm	2.66 ± 0.16	3.33 ± 0.91	3.92 ± 0.86
20-40 cm	3.71 ± 0.67	3.93 ± 0.70	3.39 ± 0.57

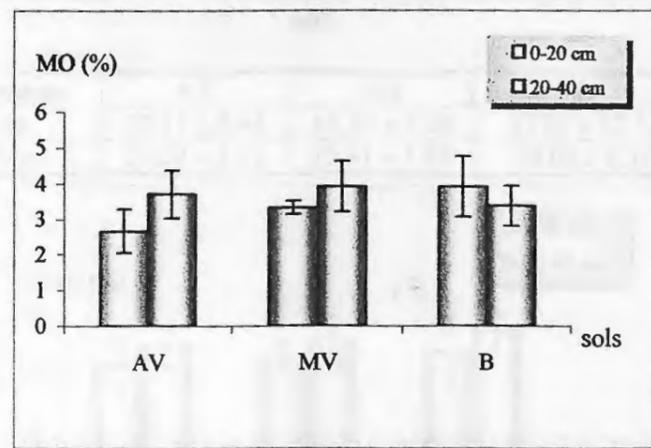


Figure10 . Variation des teneurs moyennes en matière organique en surface et en profondeur.

1-5-La capacité d'échange cationique

Les résultats des teneurs en capacité d'échange cationique enregistrées en surface et en profondeur pour les trois types de sols sont regroupés dans le tableau (XII) et représentés graphiquement dans la figure (12).

Pour le sol avant végétation, les teneurs moyennes de la capacité d'échange cationique sont plus élevées en profondeur qu'en surface, elles varient de 18.94 ± 3.48 meq/100g du sol en surface à 20.72 ± 0.58 meq/100g du sol en profondeur. L'analyse statistique ne manifeste aucun effet profondeur.

Pour les échantillons de la bande végétale, la situation est la même, les teneurs moyennes de la capacité d'échange cationique sont plus importantes en profondeur qu'en surface, elles passent de 15.18 ± 2.84 meq/100g du sol en surface à 17.35 ± 2.25 meq/100g du sol en profondeur. Aucun effet profondeur n'a été soulevé par l'analyse statistique.

Pour la bordure, c'est le même cas soulevé que pour les deux autres types de sols. Les échantillons de la profondeur manifestent des teneurs les plus élevées. Elles passent de 16.12 ± 1.7 meq/100g du sol en surface à 18.46 ± 3.07 meq/100g du sol en profondeur. On constate qu'aucun effet profondeur n'a été soulevé.

Tableau XII. Teneurs moyennes en capacité d'échange cationique en surface et en profondeur.

profondeur	sol		
	AV	MV	B
0-20 cm	$18,94 \pm 3,48$	$15,18 \pm 2,84$	$16,12 \pm 1,7$
20-40 cm	$20,72 \pm 0,58$	$17,35 \pm 2,25$	$18,46 \pm 3,07$

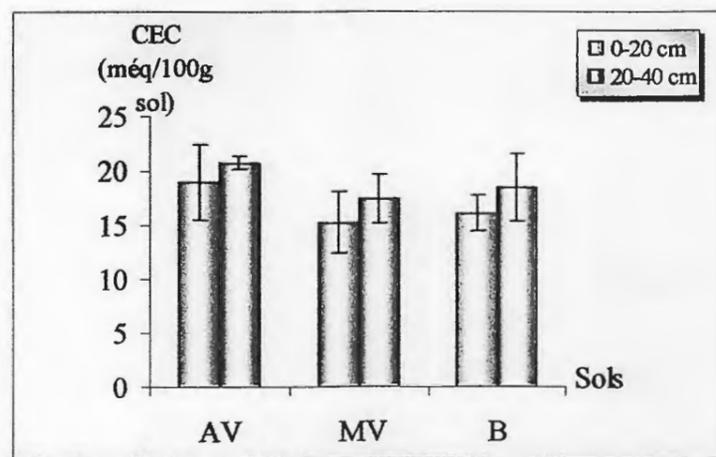


Figure 12. Variation des teneurs moyennes en capacité d'échange cationique en surface et en profondeur

1-6-la fraction totale

les teneurs moyennes en plomb enregistrées au niveau de nos sols en surface et en profondeur ont été récapitulées dans le tableau XIII et représentées graphiquement dans la figure (13).

Pour les échantillons prélevés avant la bande végétale (AV), les teneurs moyennes en plomb varient de 35.25 ± 7.46 ppm en surface à 45.60 ± 6.45 ppm en profondeur. Cette différence de la concentration en métal en surface et en profondeur n'est pas significative.

Pour les sols du milieu de la bande végétale (MV), la différence de concentration en plomb entre les horizons de surface et ceux de la profondeur n'est pas significative, les teneurs moyennes varient de 55.25 ± 9.46 ppm en surface à 60.35 ± 9.38 ppm en profondeur.

Pour ce qui est des sols de bordure (B), l'analyse chimique a montré que les horizons profonds sont les plus contaminés que ceux de surface, les teneurs moyennes passent de 45.53 ± 13.15 ppm en surface à 51.60 ± 11.21 ppm en profondeur. En effet, l'analyse statistique ne fait apparaître aucun effet profondeur significatif.

Tableau XIII. variations des teneurs moyennes en plomb total en surface et en profondeur.

sol			
profondeur	AV	MV	B
0-20 cm	$35,25 \pm 7,46$	$55,25 \pm 9,46$	$45,53 \pm 13,15$
20-40 cm	$45,6 \pm 6,45$	$60,35 \pm 9,38$	$51,60 \pm 11,21$

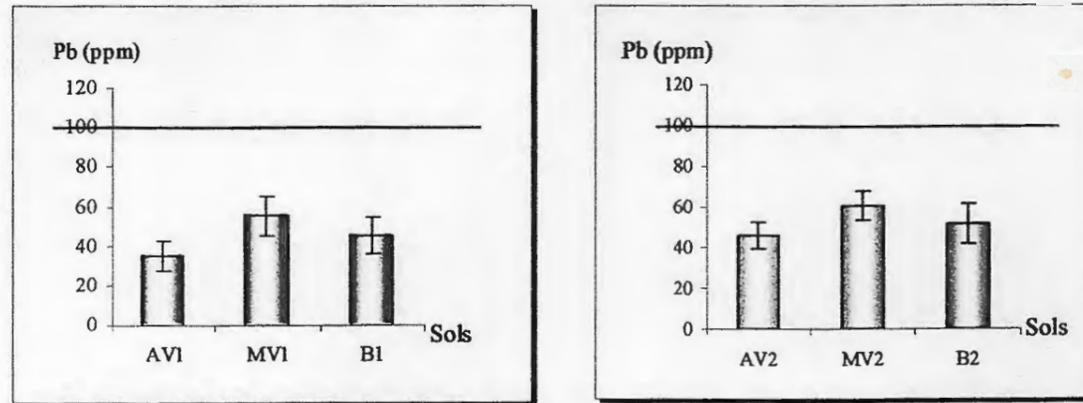


Figure 13. Teneurs totales moyennes en plomb (ppm) en surface et en profondeur.

2-Discussion globale des résultats

Les teneurs totales déterminées dans nos sols. Sont légèrement faible et toutes inférieures à celles fixées par la norme AFNOR D-44-041 (100ppm), aussi bien en surface qu'en profondeur.

Elle sont variable d'une station à l'autre (écart type relativement élevés).

Ceci peut s'expliquer par la localisation des stations par rapport aux autres, la figure (14) manifeste cette situation.

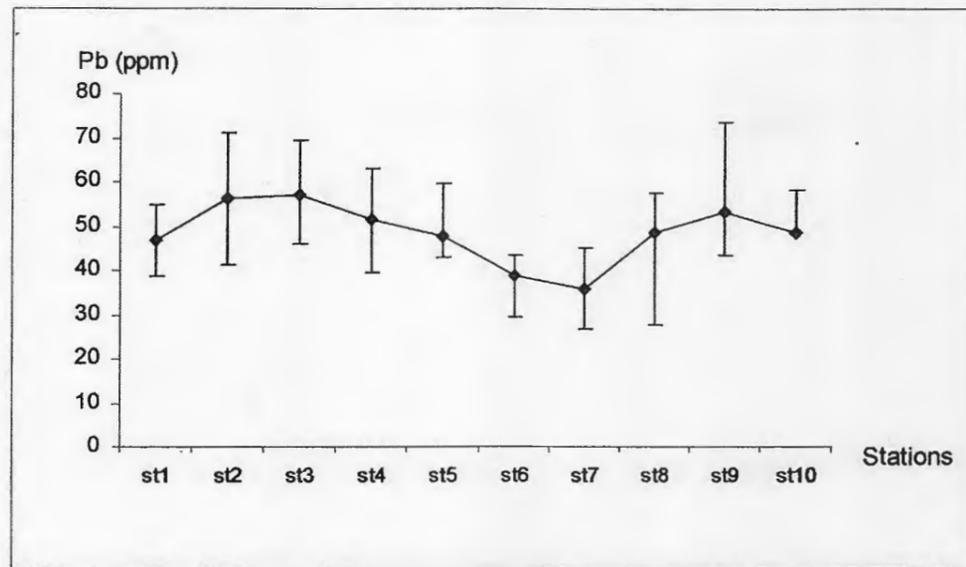


Figure 14. Distribution spatiale des teneurs totales moyennes en plomb.

Les stations (St2, St 3, St9,) localisée en amont de la ville de Constantine manifestent les teneurs les plus élevées, ceci est tout à fait logique, car au niveau de ces stations existe les lieux les plus touchés par les effets de la pollution. La station 01 (St1), située à l'oued el Atmania manifeste une teneur de l'ordre de 46.28 ± 8.20 ppm, cette station située en amont de la ville, reçoit beaucoup plus les rejets de la wilaya de Mila ; tandis que la station 02 (St2) située à proximité de la décharge publique de la ville de Constantine manifeste une teneur plus importante de l'ordre de 56.06 ± 15.00 ppm, ces teneurs seront due principalement au lessivage des sols de cette décharge sauvage ce qui abouti à la contamination des sols des répisylve par lessivage.

Pour la station 03 (St3) située au lieu dit (la piscine)localisée en aval de la ville de Constantine, les teneurs en métal détectées sont les plus importants, elles sont de l'ordre de 57.21 ± 12.07 ppm. Ces teneurs sont dues à la localisation de cette station qui reçoit tous les eaux usées domestique et industrielles de toute la population. Lors des crues, les sols de bordures sont les plus touchés directement par cette contamination.

A partir de la station 03, c'est à dire les stations 04 , 05 , 06 et 07, les teneurs en plomb diminuent , elles sont respectivement de l'ordre de 51.60 ± 11.41 ppm, 47.70 ± 12.1 ppm, 38.70 ± 4.69 ppm et 35.73 ± 9.33 ppm. localisées dans les lieux Ibn Ziad , village Dahmoun Ali , la confluence de Oued Rhumel avec oued Smendou et avant le barrage de Beni Haroun . Cette diminution de la teneur en plomb dans le sol s'explique par l'éloignement de ces stations des agglomérations industrielles et urbaines.

Les teneurs en plomb trouvent leurs hausse de nouveau au nouveau des stations 8 et 9 , ceci s'explique par le passage par deux agglomérations, celles de Garrem Gouga et de Sidi Marouf.

Ces teneurs connaissent une légère baisse au niveau de la dernière station (St 10), ou la densité de la population et moins important , ce qui influe sur la quantité des eaux usées domestique et par conséquent sur la quantité de la charge métallique.

En plus, l'analyse de variance révèle l'existence d'une différence significative entre les trois types de sols (AV , MV et B) aussi bien en surface ($F= 13,51$; $\alpha=0.05$) qu'en profondeur ($F=8.64$; $\alpha=0.05$).(Annexe 02).

Les teneurs les plus importantes ont été enregistré au niveau des sols du milieu de végétation (MV) aussi bien en profondeur qu'en surface, viennent par la suite les sols avant la végétation, aussi bien en profondeur qu'en surface. Ceci laisse supposé que les eaux de l'oued sont généralement chargées en métal, alors, lors des crues, les bordures de l'Oued connaissent de véritable inondations poussant alors à l'envahissement de ces sols par des eaux fortement chargées en plomb , ainsi que d'autres micropolluants métallique d'origine domestique et industrielle. La bande végétale (le tamarin en particulier) va jouer le rôle de barrière devant ces inondations, minimisant d'une part la surface envahie en freinant la vitesse d'écoulement d'eau, et d'autre part le système racinaire de la ceinture végétale intervient dans la rétention et l'absorption d'importantes quantités du métal, contribuant donc a la réduction de la charge polluante, en protégeant les sols situés avant la ceinture végétale d'éventuels risques de pollution pour ce métal. les berges vont être envahies par ces eaux , rencontrant dans leur parcours la végétation (Tamarin) comme barricade , cette dernière par son système racinaire , intervient dans la rétention d'une part importante du métal, ce qui va par la suite réduire la charge métallique.

Au niveau du sol, plusieurs paramètres entre en jeu tel que pH, matière organique, CEC , CaCO_3 et la texture du sol. Dans notre cas, on a constaté que la fraction argileuse est beaucoup plus importante sous végétation qu'au niveau des autres types du sol, cette fraction est beaucoup plus importante en profondeur qu'en surface , les testes de régression ont montré

que les teneurs totales en plomb augmenterait avec celles des argiles .figure(15) or, selon **Duchaufour (1979)** , la fraction argileuse fixe une quantité appréciable de plomb grâce à ces propriétés colloïdales. **Tyler et al , cités par Abdul Rh Ida (1992)**, ont prouvé que les ions Cu et Pb ont généralement une plus grande affinité pour les colloïdes du sols que ceux du Zn , du Cd et du Ni. Donc c'est beaucoup plus la fraction argileuse qui joue un rôle important dans la rétention du plomb au niveau de nos sols.

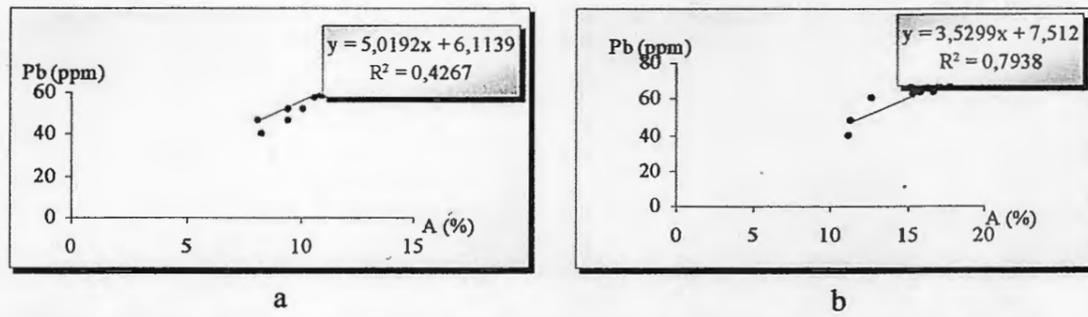


Figure 15. Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol avant végétation.

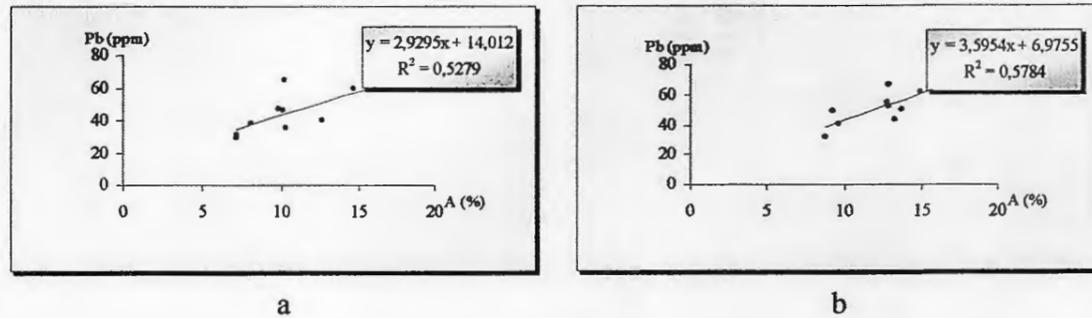


Figure 16. Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol milieu végétation.

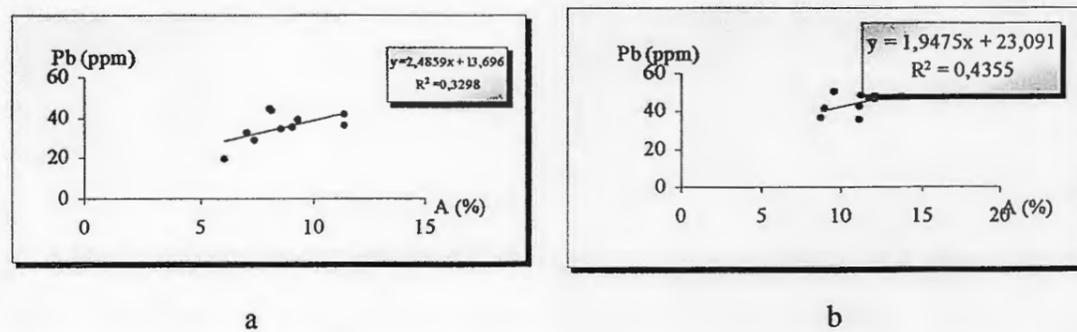


Figure 17. Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol de bordures.

Capit

W

1872

Conclusion

Conclusion

Il ressort de notre étude dans le bassin versant de l'Oued Rhumel-Kebir, que les teneurs métalliques, en plomb sont faibles (par rapport à la norme) et ne permettent pas de conclure à une pollution.

Ainsi, les échantillons de sol prélevés au niveau de la végétation manifestent des teneurs importantes en plomb aussi bien en profondeur qu'en surface par rapport à ceux de la bordure et de l'avant végétation.

Théoriquement, le transfert du métal au niveau du sol est gouverné par un ensemble de paramètres physico-chimique tels que pH, la matière organique, la capacité d'échange cationique, le taux du Calcaire total, et la texture du sol. Cependant, l'étude a montré que le seul paramètre qui intervient à la mobilité du métal dans nos sols et la texture du sol, en particulier la fraction argileuse, ou le test de régression a montré l'existence d'une très bonne corrélation entre les deux paramètres, aussi bien en profondeur qu'en surface et pour les trois types de sol. La présence de cette corrélation pousse à la formation d'un complexe argilo-métallique qui va réduire la mobilité du métal.

On a constaté que sous la végétation, la teneur en plomb est plus importante qu'au niveau des deux autres types de sol, la présence de la végétation favorise donc la bioaccumulation du plomb en augmentant la capacité de rétention du végétal par son système racinaire.

La présence donc de la végétation en bordure de l'oued favorise la dépollution des sols en diminuant le taux de la charge métallique provenant des eaux du cours d'eau lors des crues, protégeant ainsi les sols et les autres écosystèmes de proximité.

- [1]-Ablain F.,2003.Role des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boues de stations d'épuration dans un sol agricole.Thèse de doctorat Université de Rennes 1.148p.
- [2]-Abdul Rhida.,1992.Biosurveillance de la contamination sol:Apport de 14 études des lombriciens à l'évaluation des risques liées aux traces.thèse d'état.univ de montpellier (France).234p
- [3]-Adriano D.C.,1986.In Trace éléments in the terrestrial environment.Springer Verlag Publisher,New York.
- [4]-Adriano D.C.,1996 :Trace éléments in terrestrial environment.Spring-Verlage,New york,533
- [5]-AFNOR., 1994. Qualité des sols – Recueil de normes françaises. 3^e édition. Paris- La Défense. 534p
- [6]-Alloway B.J.,1995 :Heavy metals in soils.Blackie academic &professional.UK. 14p
- [7]-Antonovices J.,Brabshaw A.D.,Turner R.G.,1971.Heavy metal tolerance in plants to heavy metals,J Plant Nutr,3,643.
- [8]-Bache C.a.,Elfving D.C.,Lisk D.J.,1992.Cadmium and lead concentration in foliage near a municipal refuse incinerator,chemosphere,24,475.
- [9]-Baize D.,1997 b :Teneurs totales en éléments trace métalliques dans les sols.INRA edition,408p.
- [10]-Baker C ., Cormis M ., Walker M.H ., Black R., 1994 - Interaction of heavy metal in the activated sludge process, Ph. D, Thesis Illinois Inst. Technology.
- [11]-Barber S.A.,1984.Soil nutrient bioavailability-A mechanistic approach,John Wiley & Sons,New York.
- [12]-Bazzaz F.A.,Rolfe G.L,Windle P.,1974:Differing sensitivity of corn and soybean photosynthesis and transportation of lead contamination .J.Environ.Qual.,3,2,1974.
- [13]-Bazzaz S .,Bonte A ., Alloway C 1975 - Mining Geostatistics. Academic Press, New York, 600 pp. Juang, K.-W., Lee, D.-Y., 1998. A comparison of three kriging methods using auxiliary variables in heavy-metal contaminated soils. Journal of Environmental Quality 27, 355-363.

[14]-Berry W.L.,1986.Plant factors influencing the use of plant analysis as a tool for biogeochemical prospecting,in Mineral Exploration:Biological systems and organic Matter,Rubey Vol.5.carlisle D.,Berry w.l.,Kaplan I.R.,Watterson J.r.'eds)Prentice-hall,Englewood Cliffs,NJ.13.

[15]-Bonte et Cormis.,1979.Etude bibliographique des risques de contamination des plantes par le plomb du sol et de l'atmosphère,qu'il soit naturel ou d'origine antropiques pollution atmosphérique N°81/Janvier-Mars,9-14.

[16]-Bourrelief P.H.&Berthelin J.1998.Contamination des sols par les elements en traces:les risques et leur gestion .Académie des sciences-Techniques et documentation, Paris.440p.

[17]-CITEPA .,1999.centre interprofessionnelle technique des études de la pollution atmospherique.75 p.

[18]- Chany,R.L.,1996.Source,Potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants,p 456-478.In :R.Naidu, R .Kookana,D.P. Olivier,S.R.rogers,and M.J.McLaughlin (eds), Contaminants in the soil environment in the Australasia-Pacific Region,Kluwer Publisher,Dorechet,The Netherlands.

[19]- Chassin P.,Cambier Ph.,Sterckman T.,1996.Les éléments traces métalliques et la qualité de sols.Impact à moyen et à long terme.Forum«le sol un patrimoine menacé ? ».Paris,p297-306.

[20]- Clech V., 2002 - Etude des teneurs "naturelles" et éléments-traces métalliques dans les sols agricoles du grand Nord-Est de la France (Cd-Cr-Cu-Ag-Ni-Pb-Se-Zn). Rapport de stage Univ. Poitiers / Ademe, 39p.

[21]-Delphine F.,1999.Etude de la localisation et Essai de spéciation des métaux(Pb, Zn, Cu, Cd) dans un sol podzolique sous forêt acide.Mem DEA, ecole nationale superieure agronomique de Rennes.64p+3 annexes.

[22]-Duchaufour Ph.,1997.Abbregé de pédologie :sol, végétation, environnement.Collection enseignement des science de la terre.Paris.Masson.291p.2^{ème} Ed.

[23]- Duthyl F., (1986). Etat et devenir des-métaux contenus dans les effluents urbains et mixtes en relation avec l'usage agricole des boues, Action concertée CEE-DG XII / Min. Env. / I.R.H., Cost 681, 158p.

- [24]-Elliot H.A.,Liberaty M.R.,huang C.D.,1986.Competitive adsorption of heavy metals by soils.J.Environ.qual.,15:241-219.
- [25]-Fardeau J.C.,Cinétiques de dilution isotopique et phosphore assimilable des sols,Thèse de doctorat d'état,Paris VI,198p.
- [26]- Juste D., 1995- Accumulation des éléments traces au cours d'une monoculture de maïs. in "Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997". ADEME éd., 320p.
- [27]-Juste C., Jellum E.,JGomez A.,1995.Les micropolluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines,convention ADEME-INRA-ADEME.Ed.,209p.
- [28]-Handreck U et Riceman V , 1969. Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil", Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.
- [29]-Hoening M.,Dpire S.,Wollast R.,1979.L'atomisation electhathermie en spectrométrie d'absorbtion atomique et son application dans les etudes de l'environnement.Eds Technique et documentation/Paris.
- [30]-Kabata-pendia.,1992.Trace éléments in soils and plants,second Ed CRC press.365p.
- [31]-Krika A.,2002.Etude de l'impact de la végétation naturelle sur l'inteception,la transfert et la mobilité du plomb et du nickel dans les sols pollués d'EL-hadjar –wilaya d'Annaba-Mém de magister,88p.
- [32]- Laywerys E., 1992 - Metals and their compounds in the environment - Occurrence , analysis, and biological relevance, VCH, 1438p.
- [33]-Macnair M.r.,1987.Heavy Metal tolerance in plants: a model Evolutionary system,Trends in Ecology and Evolution,2,254.
- [34]-Manceau A.,Harge J.C.,Sarret G.,Hazemann J.L.,Boisseet M.C.,Mench M.,Cambier P.H.,Prost R.,1997.Direct determination of heavy métals speciation in soils by EXAFS spectroscopy.Ed INRA,Paris-France.(les colloques n°85),17p.
- [35]-Menchet G.D.,Michel M.,Daniel D.J.,Chuder O.,1996.Inhibition of photosystem II in isolated chloroplasts by lead plant,physil.

- [36]-Miquel,2001.les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.Rapport de l'office parlementaire d'évolution des choix scientifiques et techniques N°261.Avril 2001.104p.
- [37]Mhatre P. et Pankhurst C.,1997. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens.
- [38]-Morel J.L.1997.Bioavailability of trace elements to terrestrial plants.In J.Trradellas,G.Bitton,D.Rossel (ed).Soil Ec-Chany,R.L.,1996.Source,Potential adverse effects and remediation of agricultural soil contaminants,p 456-478.In :R.Naidu, R .Kookana,D.P. Olivier,S.R.rogers,and M.J.McLaughlin (eds), Contaminants in the soil environment in the Australasia-Pacific Region,Kluwer Publisher,Dorechet,The Netherlands.otoxicology,Lewis CRCp:141-176.
- [39]-Muller J.P.,Clozel B.,Ildefonse pH.,Calasg.,1992.Radiatio-induced defects in Kaolinites:Indirect assessment of radionuclide migration in the geosphere.Appleid.Geochemistry,Geochemistry of radioactive Waste Disposal: A French contribution.Petit J.C.,Gascoyne M.(eds).205-216.
- [40]-Novotny P.,1995. Heavy metals in soil and plants of 25 long-term field experiments treated with sewage sludge . in "Agricultural waste management and environmental protection
- [41]-OMS.,1997.Health and environment in sustainable development.Geneva.
- [42]-ONM.,1996-2005.Office national de météorologie. Aéroport de AIN EL BAY Constantine
- [43]-Parmentier,1994.Les conséquences de la pollution par les métaux lourds sur l'environnement.Ed :ADEME.,25p.
- [44]-Ramade F.,1979.Ecotoxicologie.Masson,Paris.
- [45]-Ramade F.,1992.Précis d'ecotoxicologie,Masson,Paris.
- [46]-Ramade F.,2000.Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement .3 éme édition.Dunod.,Paris1075p.
- [47]-Robert M.,1996.le sol, interface dons l'environnement.Une ressource pour le développement. Masson.Paris ,244p.

- [48]-Robert M.,juste C.,1997.Stocks et flux déléments traces dans les sols du territoire in aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines,ADEME-journées techniques de 5 et 6 juin 1997.ADEME (Ed).,320p.
- [49]-Rolfe et Bazzaz.,1975.Effet of lead contamination of transpiration and photosynthesis loblolly pine and autumn olive .Forest science.,2,1:33-35p.
- [50]-Shaw A.J.,1990.Heavy Metal tolerance in plants :Evolutionary Aspects,CRC press I n C,Boca Raton,FL,355.
- [51]-Schwartz C.,1997.Comportement de *Thlaspi caerulesceus* dans les sols pollués système sol plante et potentiel dans la phytoremédiation des sols pollués.thèse de Doctorat de l'institut national Polytechnique de Lorraine ,Nancy ,France.
- [52]-Singh B.,Gilkes R.j.,1992,Properities et distribution of iron oxides et their association with minor elements in the soils of science ,43,77-98.
- [53]-Singh B.r.,Arwal .rr.,Almas A.,1997.Residual effect of organic matter on cadmuim Uptake by plants and ist distribution in soils.Paris-France.,21p.9.
- [54]-Taylor G.j.,1987.Exclusion of metals from the symplasm :a possible mechanism of metal tolerance in higher plants ,J Plant Nutro,10,1213.
- [56]-UBA,1976.In catalogue des norms antipollution 1995.
- [57]-Van assche et clysters, 1990-Lead in some food and tree.Ed :Sci,food agric.,360p.
- [58]-Verkleij J.A.C.,Schat H.,1990.Mechanisms of metal tolerance in plants:Evolutionary aspects.Show A.J.(ed.).CRC Press,Inc, Boca Raton,FI,chap.12.
- [59]-Von Freneckell-isam B.A.K.,Hutchison T.C.,1993.Nickel and zinc tolerance and co-tolerance in populations of de *Schampsia cestose* (L) Beau V.Subject to artificial selection,New Phytol,125,547.
- [60]- Walton C .,Anderson M 1995 - Caractérisation et analyse de la mobilité et de la biodisponibilité du nickel dans les sols agricoles - Le cas du pays de Gex (Ain). in "Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997", ADEME éd., 320p.
- [61]-Webber M.D.,Singh S.S.,1999.Contamination des sols agricoles.Centre de recherche de l'est sur les céréales et les oléagineux(CRECO),Canada-chapitre9.

[62]-Weir R.C.,Nagle R.K.,Noonan T.B.,Towner A.G.W.,1976.Effect of foliar and soil applied molybdenum treatments on molybdenum concentration of maize grain.Aust J exp Agric Anim Husb,16,761.

[63]-Weir Q.F.,Lwery B.&Peterson A.E.,1985.Effect of sludge applocation on physical properties on silty clay loam soil.*Soil Biol.Biochem.*,14:178-180.

[64]-Wild A.,1993.*Soils and environment :an introduction* .Cambredg University press,281 p.

[65]-Win et Antonovics J.,1975.Zinc and copper.Uptake by *Agrostis Stolonifera*,tolerant to both zinc and copper,new phytol,75,231.

liste des tableaux

Tableau I. Teneur des roches en élément traces (D'après Kabata-Pendia, 1992).

Tableau II. apports mondiaux de métaux lourds aux sols (10^3 t.an^{-1}). (Mhatre et pankhurst, 1997)

Tableau III. Emission anthropiques mondiales de métaux lourds dans l'atmosphère (10^3 t.an^{-1})

Tableau IIII. Teneur limite maximum (normale) dans les horizons superficiels des sols belges en fonction de leur texture.

5 **Tableau V.** Valeurs par défaut du coefficient de distribution K_d (l.Kg^{-1}) du plomb dans les sols (Sylvie et al., 2003).

6 **Tableau VI.** moyennes mensuelles des précipitations .

7 **Tableau VII.** les températures observées de 1995 à 2005

8 **Tableau VIII.** Résultats de la granulométrie et classes texturales.

9 **Tableau VIII.** Valeurs moyennes du pH du sol en surface et en profondeur.

10 **Tableau X.** Teneurs moyennes en matière organique du sol en surface et en profondeur

11 **Tableau XI.** Teneurs moyennes en calcaire total du sol en surface et en profondeur

12 **Tableau XII.** Teneurs moyennes en capacité d'échange cationique en surface et en profondeur.

13 **Tableau XIII.** variations des teneurs moyennes en plomb total en surface et en profondeur .

Liste des figures.

- Figure 01.** Le plomb : état naturel.
- Figure 02.** Localisation de la région d'étude et des stations d'échantillonnages .
- Figure 03.** Schéma représentatif du plan d'échantillonnage.
- Figure 04 .** Spectrophotomètre a UV/VIS.
- Figure 05 .** Schéma représentatif d'un spectrophotomètre UV / visible.
- Figure 06.** Schéma représentatif du principe d'un spectrophotomètre UV.
- Figure 07.** Courbe d'étalonnage théorique
- Figure08.** Variation des valeurs moyennes du pH en surface et en profondeur.
- Figure09.** Triangle et classes texturales des sols étudiés en surface et en profondeur.
- Figure10.** Variation des valeurs moyennes du pH en surface et en profondeur.
- Figure11 .** Variation des teneurs moyennes en matière organique en surface et en profondeur.
- Figure12.** Variation des teneurs moyennes en calcaire total en surface et en profondeur.
- Figure13.** Variation des teneurs moyennes en capacité d'échange cationique en surface et en profondeur.
- Figure14.** Teneurs totales moyennes en plomb (ppm) en surface et en profondeur.
- Figure 15.** Distribution spatiale des teneurs totales moyennes en plomb .
- Figure 16.** Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol avant végétation.
- Figure 17.** Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol milieu végétation.
- Figure 18.** Droites de régressions du plomb en fonction d'argile en surface (a) et en profondeur (b) pour le sol de bordures.

Annexe 01

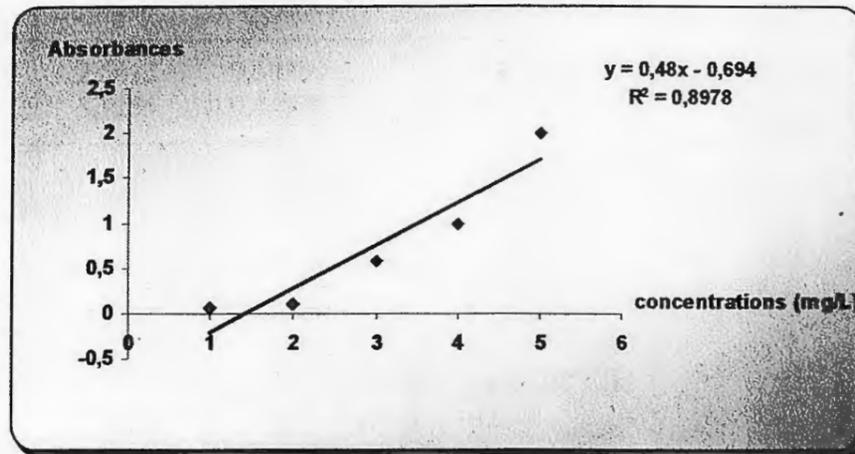


Figure 01. Courbe d'étalonnage du plomb.

Annexe 02

MO (%)

Independent t-Test on Data1 col(MOAV1) and col(MOAV2):

Data	Mean	Variance	N
MOAV1	2,6615	0,39759	20
MOAV2	3,7155	0,44926	20

t = 5,12215
p = 9,05963E-6

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(MOMV1) and col(MOMV2):

Data	Mean	Variance	N
MOMV1	3,3345	0,83324	20
MOMV2	3,9335	0,4972	20

t = 2,32244
p = 0,02566

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(MOB1) and col(MOB2):

Data	Mean	Variance	N
MOB1	3,866	0,79304	20
MOB2	3,3965	0,3252	20

t = -1,98556
p = 0,05433

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

pH

Independent t-Test on Data1 col(pHAV1) and col(pHAV2):

Data	Mean	Variance	N
pHAV1	7,9825	0,02981	20
pHAV2	7,982	0,02226	20

t = -0,0098
p = 0,99223

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(pHMOV1) and col(pHMOV2):

Data	Mean	Variance	N
pHMOV1	7,934	0,02581	20
pHMOV2	7,921	0,03802	20

t = -0,23011
p = 0,81924

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(pHB1) and col(pHB2):

Data	Mean	Variance	N
pHB1	7,8675	0,0258	20
pHB2	7,939	0,03121	20

t = 1,33922
p = 0,18845

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

CaCO3

Independent t-Test on Data1 col(CAAV1) and col(CAAV2):

Data	Mean	Variance	N
CAAV1	33,1185	71,31149	20
CAAV2	39,075	32,82628	20

t = 2,61037
p = 0,01287

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(CAMV1) and col(CAMV2):

Data	Mean	Variance	N
CAMV1	41,291	53,05356	20
CAMV2	35,413	26,61419	20

t = -2,94512
p = 0,00548

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(CAB1) and col(CAB2):

Data	Mean	Variance	N
CAB1	37,288	147,94726	20
CAB2	44,036	42,94793	20

t = 2,1842
p = 0,03519

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

CEC

Independent t-Test on Data1 col(CECV1) and col(CECV2):

Data	Mean	Variance	N
CECAV1	18.940	71,31149	20
CECAV2	20.720	32,82628	20

t = 2,61037
p = 0,01287

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(CECMV1) and col(CECMV2):

Data	Mean	Variance	N
CECMV1	15.180	53,05356	20
CECMV2	17.350	26,61419	20

t = -2,94512
p = 0,00548

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(CAB1) and col(CAB2):

Data	Mean	Variance	N
CECB1	16.120	147,94726	20
CECB2	18.460	42,94793	20

t = 2,1842
p = 0,03519

At the 0,05 level,
the two means are significantly different.

Annexe 03

Independent t-Test on Data1 col(PbAV1) and col(PbAV2):

Data	Mean	Variance	N
PbAV1	41,602	87,52848	10
PbAV2	45,974	42,43272	10

t = 1,21276

p = 0,2409

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

One-Way ANOVA on columns selected between Col(AV1) -> Col(B1):

Data	Mean	Variance	N
AV1	35,192	59,52011	10
MV1	55,468	78,17231	10
B1	45,496	90,21307	10

F = 13,53038

p = 8,50164E-5

At the 0,05 level,
the means are significantly different.

One-Way ANOVA on columns selected between Col(AV2) -> Col(B2):

Data	Mean	Variance	N
AV2	45,974	42,43272	10
MV2	60,734	52,5506	10
B2	51,601	97,54643	10

F = 8,64626

p = 0,00125

At the 0,05 level,
the means are significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(PbMV1) and col(PbMV2):

Data	Mean	Variance	N
PbMV1	55,468	78,17231	10
PbMV2	60,734	52,5506	10

t = 1,45648
p = 0,16248

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.

Independent t-Test on Data1 col(PbB1) and col(PbB2):

Data	Mean	Variance	N
PbB1	45,496	90,21307	10
PbB2	51,601	97,54643	10

t = 1,40891
p = 0,1759

At the 0,05 level,
the two means are NOT significantly different.



Thème

Etude de la distribution des métaux lourds dans la végétation ripisylves de oued Rhumel-Kebir.

Noms et Prénom des étudiantes : M ^{lle} Boutaleb Souad M ^{lle} Dames Radia	Date de soutenance 18/07/2006
--	----------------------------------

Résumé

La détermination par spectrophotomètre UV des teneurs métalliques en plomb dans le sol des ripisylves de l'Oued Rhumel-Kebir a confirmé la provenance anthropique du métal et a montré une présence importante du plomb dans les sols étudiés.

Des différences significatives, entre les sols ont été mises en évidence dans le transfert du métal en profondeur faisant ressortir le rôle joué par la végétation dans la rétention du métal, la dépollution et la bioépuration des sols.

Mots clés : Plomb - ripisylves - sol - bioépuration - Oued Rhumel-Kebir.

Summarized

The determination by UV spectrophotometer of the metallic contents made of lead in the soil of the ripisylves of the Rhumel-Kebir wadi confirmed the source anthropic of metal and showed a presence important of lead in the studied soils.

Of the meaningful differences, between soils have been put in evidence in the transfer of the at depth metal making take out again the role played by vegetation in the retention of metal, the depollution and the bio-epuration of soils.

Keywords : lead - ripisylves - soil - bioepuration - wadi Rhumel - Kebir.

ملخص

ان التقدير الكمي للرصاص في التربة بواسطة جهاز طيف الامتصاص بالاشعة فوق البنفسجية للتجمعات النباتية لضاف الاتهار - واد الرمال كبير - اكدت وجود كميات مهمة من الرصاص في التربة المدروسة وان مصدر المعدن ناتج عن نشاط الانسان.

الفروق المهمة في التربة اخذت بعين الاعتبار في تحويل المعدن الى العمق وبينت دور النباتات في حجز المعدن ازالة التلوث و التطهير الحيوي.

الكلمات المفتاحية : الرصاص - التجمعات النباتية لضاف الاتهار - التربة - التطهير الحيوي - واد الرمال كبير.