

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique Et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد الصديق بن يحيى - جيجل

Université Med-Seddik Benyahia-Jijel

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

كلية علوم الطبيعة والحياة

Département des Sciences de l'Environnement

قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

et des Sciences Agronomiques



Mémoire de fin d'étude

En vue de l'obtention de diplôme : Master Académique en biologie

Option : Toxicologie de l'Environnement

Thème :

Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas de l'Oued Amsal (Ziama Mansouriah).

Membres de jury :

Présenté par :

Président : M^r AMIROUCHE.R.

LAOUICI Leila

Examineur : D^r KRIKA.A.

Encadreur : M^{me} BENFRIDJA.L.

Session :

Numéro d'ordre :

Remerciements

Avant tous je remercie ALLAH le tout puissant de m' avoir donné la force pour survivre, ainsi que l'audace pour dépasser toutes les difficultés.

Je remercie vivement Mme Benfridja L., ma directrice de mémoire dont la disponibilité, le savoir faire et le soutien n'ont jamais fait défaut. Mes gratitudees pour la confiance qu'elle m'a accordé.

Ma reconnaissance s'adresse également aux membres de jury : Mr Amirouche R, enseignant à l'université de Jijel pour l'honneur qu'il nous a faite de présider ce jury. Je remercie également Dr Krika A. enseignant à l'Université de Jijel qui nous a fait l'honneur de participer à ce jury et de juger mon travail.

Sans oublier de remercier toute l'équipe du laboratoire de biologie pour leur disponibilité et leur aide..

Je remercie l'ensemble des enseignants qui ont contribué à ma formation.

Merci à tous

Dédicace

Avec un très grand plaisir je dédie ce travail à :

Mes très chers et respectueux parents qui m'ont soutenu pendant toutes ma vie et ne cessent de le faire. Que dieu vous protège et vous procure santé, bonheur et longue vie.

À mon cher fiancé : Djamel-Eddine « Que je remercie infiniment pour son aide et sa présence le long du chemin ».

À mes chères frères : Belloumé, Mourad et Amar

À mes chères sœurs : Nadira, Fatiha, Hayet, Warda, Nawal, Zahira, Salma et Aziza.

À toute ma famille Laouici.

À mes meilleures amies « si nombreux que je ne pourrais tous les citer ».

À tous mes enseignants, depuis mes premières années d'étude.

À toute personne dont elle a une place dans mon cœur, que je connais, que j'estime et j'aime.

Sommaire

Liste des abréviations	
Liste des figures	
Introduction.....	01

Partie I : Synthèse bibliographique

I. Les sédiments.....	03
I.1. Définition.....	03
I.2. Granulométrie.....	03
I.3. Origine des sédiments.....	04
I.4. Composition des sédiments.....	04
I.4.1. Eau interstitielle.....	04
I.4.2. Phase inorganique.....	04
I.4.3. Phase organique.....	04
II. Métaux lourds ou éléments traces métalliques.....	05
II.1. Définition.....	05
II.2. Classification des métaux lourds.....	05
II.2.1. ETM essentiels.....	05
II.2.2. ETM non essentiels.....	05
II.3. Propriétés physicochimiques des métaux lourds	06
II.3.1. La solubilité.....	06
II.3.2. La persistance.....	06
II.3.3. La volatilité	06
II.4. Origine des métaux lourds.....	06
II.4.1. Origine naturelle.....	06
II.4.2. Origine anthropique.....	07
II.5. La contamination métallique des sédiments	07
II.5.1. Le rôle des sédiments dans le stockage des ETMs.....	07
II.5.2. Adsorption des métaux lourds par les sédiments.....	07

II.5.3. Facteurs influençant le comportement des ETMs dans les sédiments.....	08
II.5.3.1. Influence du pH	08
II.5.3.2. Le potentiel d'oxydoréduction.....	08
II.5.3.3. La capacité d'échange cationique.....	08
II.5.3.4. La matière organique	08
II.6. Spéciation, biodisponibilité et toxicité des métaux lourds.....	09
II.6.1. Spéciation.....	09
II.6.2. Biodisponibilité.....	09
II.6.3. Toxicité.....	09
III. Les métaux lourds étudiés.....	10
III.1. Le cadmium (Cd)	10
III.1.1. Définition et propriétés physicochimiques.....	10
III.1.2. Origine.....	10
III.1.3. Biodisponibilité du cadmium.....	11
III.1.4. Toxicité cadmium.....	11
III.2. Le plomb (Pb)	12
III.2.1. Définition et propriétés physicochimiques.....	12
III.2.2. Origine.....	12
III.2.3. Biodisponibilité du plomb.....	13
III.2.4. Toxicité du plomb.....	13
III.3. Le cuivre (Cu)	15
III.3.1. Définition et propriétés physicochimiques.....	15
III.3.2. Origine.....	15
III.3.3. Biodisponibilité du cuivre.....	15
III.3.4. Toxicité cuivre.....	16

Partie II : Matériel et méthodes

I. Données générales.....	17
I.1. Cadre géographique et administratif.....	17
I.2. Cadre physique.....	19
I.2.1. Cadre local.....	19
I.3. Géologie	20
I.4. Climatologie	21

I.5. Présentation de la zone d'étude.....	21
II. Choix et localisation des stations de prélèvement.....	22
III. Analyse des sédiments	24
III.1. La technique de prélèvement.....	24
III.2. Préparation des échantillons.....	24
III.3. Les analyses chimiques des sédiments.....	24
III.3.1. Le pH	24
III.3.2. La conductivité électrique.....	24
III.3.3. La matière organique	25
III.3.4. Le calcaire total.....	25
III.3.5. La capacité d'échange cationique.....	26
III.4. Méthodes de dosage des métaux lourds dans les sédiments.....	26
III.4.1. Préparation des extraits d'échantillons des sédiments destinés au dosage des métaux lourds par SAA	26
III.4.2. Appareillage : spectrométrie d'absorption atomique.....	27
III.5. Analyse statistique.....	27

Partie III : Résultats et discussion

I. Résultats des analyses chimiques des sédiments.....	28
I.1. pH.....	28
I.2. Conductivité électrique.....	29
I.3. Matière organique.....	30
I.4. Calcaire total.....	30
I.5. Capacité d'échange cationique.....	31
I.6. Résultats des ETM (Cd, Pb et Cu) dans les sédiments.....	32
I.6.1. Le plomb(Pb)	33
I.6.2. Le cadmium (Cd)	34
I.6.3. Le cuivre (Cu)	34
II. Evaluation de la contamination métallique et de toxicité des sédiments.....	36
II.1. Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de géoaccumulation (Igeo)	36
II.2. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination (FC) et le degré de contamination (DC)	37

II.2.1. Le facteur de contamination (FC)	37
II.2.2. Le degré de contamination (DC)	38
Conclusion.....	39
Références bibliographiques.....	40
Annexes	

Liste des abréviations

ACL : Agglomération Chef-Lieu

AFNOR: Association Française de Normalisation

Al : Aluminium

ANOVA : L'Analyse de la Variance

CaCO₃ : Carbonate de calcium

Cd: Cadmium

CE: Conductivité Electrique

CEC : Capacité d'Echange Cationique

CIRC : Centre de Recherche International sur le Cancer

CO₂ : Dioxyde de carbone

Cu : cuivre

CW: Chemin Wilaya

Dj: Djebel

ETM : Eléments Traces Métalliques

Fe : Fer

g : Gramme

g/cm³ : Gramme par centimètre cube

g/mol : gramme par mol

g/tonne : Gramme par tonne

H₂O : L'eau distillée

H₃PO₄ : Acide phosphorique

HCl : Acide chlorique

kDa : Kilo dalton

KDa : Kilo-dalton

Km : kilomètre

km² : kilomètre carré

m : Mètre

m³ : mètre cube

mg : Milligramme

mg/kg : Milligramme par kilomètre

ml: millilitre

mm : Millimètre

MO : Matière organique

mol/l : Mol par litre

Moy : Moyenne

NaOH: Hydroxyde de sodium

NH₄⁺ : Azote ammoniacal

Pb: Plomb

pH: Potentiel d'hydrogène

PO₄⁻³: Orthophosphates

ppm : Partie par million

RN43 : Route Nationale N° 4

SAA: Spectrométrie d'Absorption Atomique

St : Station

T (°C) : Température en Degré Celsius

tr/ min : tour par minute

W : Wilaya

µg/g : Micro gramme par gramme

µg/l : Micro gramme par litre

µg/ml : Micro gramme par millilitre

µm : Micromètre

µs/cm : Micro semences par centimètre

Liste des figures

Figure 01: Organisation spatiale de la commune de ZiamaMansouriah.....	18
Figure 02: Présentation de la topographie locale de ZiamaMansouriah.....	19
Figure 03: Présentation des formations géologiques de la région de ZiamaMansouriah.....	20
Figure 04: Photo Satellite de la localisation géographique de l'Oued Amsal.....	21
Figure 05: Photo Satellite de la localisation géographique des stations de prélèvement	22
Photo06 : La première station.....	22
Photos 07: La deuxième station.....	23
Photo 08: La troisième station.....	23
Figure 09 : Variation du pH des sédiments en fonction des stations.....	28
Figure 10 : Distribution spatiale de la conductivité électrique dans les sédiments d'Oued Amsal.....	29
Figure 11: Teneurs en matière organique des sédiments.....	30
Figure 12: Variation des teneurs en calcaire total des trois stations.....	31
Figure 13 : Variations des valeurs de la CEC dans les trois stations.....	32
Figure 14 : Les teneurs totales moyennes en Pb dans les sédiments.....	33
Figure 15 : Les teneurs totales moyennes en Cd dans les sédiments.....	34
Figure 16 : Les teneurs totales moyennes en Cu dans les sédiments.....	35

INTRODUCTION

Pendant longtemps, les hommes se sont peu préoccupés de leur milieu naturel. Le constat aujourd'hui est dramatique en particulier pour les écosystèmes aquatiques. Les contaminants qui atteignent ces milieux constituent toujours un problème environnemental majeur. En effet, la concentration de la plupart de ces contaminants s'élève parfois jusqu'à des niveaux qui sont toxiques pour la vie aquatique tant dans l'eau que dans les sédiments.

À cause de leur toxicité et de leur capacité à s'accumuler dans le biota, les ETMs sont considérés comme des facteurs polluants importants pour les écosystèmes aquatiques. Une des propriétés majeures de ces éléments, et qui les différencie des autres polluants toxiques, est qu'ils ne sont pas biodégradables. Les apports en ETMs se font principalement sous forme liquide dans les cours d'eau. Aussi, des dépôts atmosphériques riches en ETMs se font sur la surface des eaux et de la terre. Sur la terre, à chaque pluie ou fonte des neiges, c'est le lessivage des bassins versants qui draine les polluants métalliques jusqu'aux cours d'eau.

Ainsi les cours d'eau sont les principaux réceptacles des différentes pollutions à l'échelle des bassins versants notamment par les ETMs. Ces éléments transférés dans les cours d'eau se présentent dans la colonne d'eau et de sédiment sous deux formes :

- * Dissoute dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire, c'est la forme la plus mobile et par conséquent la plus biodisponible pour les populations aquatiques,
- * Fixée sur les particules des sédiments ou en suspension dans la colonne d'eau. Plus de 90% des ETM rejetés dans les écosystèmes aquatiques sont piégés dans la matrice sédimentaire (Calmano et al. 1993). Ces derniers étant considérés comme des pièges à métaux et sont potentiellement toxiques pour l'environnement. Le problème n'est pas tant l'accumulation dans le sédiment mais plutôt la remobilisation des stocks d'ETMs ; les sédiments peuvent agir comme source de pollution quand les conditions physicochimiques du milieu changent, notamment le pH, le potentiel redox, en cas de dragages, etc. (Förstner, 1987 ; Zoumis et al. 2001 ; Carpentier et al. 2002a et b).

La présente étude porte sur l'évaluation de la qualité chimique et du niveau de contamination par les ETM des sédiments superficiels (5 cm) de l'Oued Amsal. Nos investigations ont porté sur trois ETM à savoir : le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le cuivre (Cu).

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification de sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur.

Ces objectifs sont développés dans ce manuscrit qui s'articule en trois chapitres :

-Le chapitre I repose sur une "**synthèse bibliographique**" qui ne prétend pas être exhaustive, mais qui vise à donner un aperçu sur les éléments essentiels à retenir pour l'étude des ETM dans les écosystèmes aquatiques (sédiments). Il décrit ensuite les caractéristiques générales des ETM étudiés (Cd, Pb et Cu) leurs origines et leurs interactions avec la physico-chimie du milieu.

-Le chapitre II, "**Matériel et Méthodes**", décrit la zone d'étude à savoir l'Oued Amsal, en donnant un aperçu sur la situation géographique, la géologie, l'hydrologie et la climatologie. Cette description de la zone d'étude permet de comprendre et de justifier le plan d'échantillonnage, notamment la localisation des stations de prélèvements. Il expose ensuite l'intégralité des méthodes et techniques utilisées au cours de cette étude, de l'échantillonnage à l'analyse pour atteindre les objectifs visés : préparation du matériel d'échantillonnage, le mode de prélèvement, le protocole d'extraction des ETM dans les sédiments ainsi que les protocoles de qualité chimique des sédiments notamment l'intensité de la contamination par les ETM.

-Le chapitre III, "**Résultats et discussion**" s'attache aux résultats obtenus : les résultats relatifs à la caractérisation chimique des sédiments (pH, CE, CEC, MO et CaCO₃). Seront exposés ensuite, les résultats de la distribution spatio-temporelle des teneurs en ETM des sédiments ainsi que les différents indices calculés permettant d'évaluer l'intensité de la contamination des sédiments. Une fois les résultats bruts donnés, des discussions et des conclusions sur l'état des lieux sont tirées par comparaison des résultats obtenus à des normes universelles.

-Une synthèse sous forme de **Conclusion** des aspects les plus marquants clôturera le manuscrit.

CHAPITRE I:
Synthèse bibliographique

I. Sédiments

I.1. Définition

Les sédiments sont couramment définis comme « des matériaux meubles d'origine minéralogique ou biogénique » (**Ramade, 2002**). Leur formation résulte d'un ensemble de phénomènes physico-chimiques aboutissant au dépôt de matériaux particuliers sur le fond des écosystèmes aquatiques.

Les sédiments sont composés de trois phases principales : la phase minérale, la phase organique et la phase aqueuse (**Campy et Maybeck, 1995**).

-La phase minérale est composée d'un mélange hétérogène de différents minéraux (quartz, feldspath, carbonates...) et de particules minérales d'origine biogénique (coquille, ossements d'animaux). Cette phase est notamment caractérisée par sa teneur en argiles et la nature de ces dernières. L'importance du rôle de ces minéraux concerne à la fois la structure des matériaux et leur interaction avec les polluants des écosystèmes aquatiques.

-La phase organique des sédiments joue un rôle essentiel dans l'activité trophique des micro-organismes et du benthos (**Marot, 1997**).

-La phase aqueuse des sédiments comprend deux composantes : l'eau associée au réseau cristallin des minéraux constitutifs de la phase minérale et l'eau occupant l'espace entre les particules sédimentaires (**Environnement Canada, 1994**), plus communément appelée eau interstitielle ou eau de porosité. Ce compartiment revêt également une grande importance puisque c'est par le biais des eaux interstitielles que les contaminants dissous vont pouvoir transiter vers la colonne d'eau ; elles sont également considérées comme la voie d'exposition majoritaire des organismes benthiques, épibenthiques et pélagiques aux contaminants des sédiments (**Ankley et al., 1994 ; Di Toro et al., 1991 ; Peterson et al., 1996**).

I.2. Granulométrie

Les sédiments sont classés en fonction de la taille de leurs particules (**Bellair et Pomerol, 1977**) :

-Les particules d'un diamètre supérieur à 63 µm caractérisent les sédiments grossiers qui sont principalement constitués de sable et de matériel inorganique silicaté. Ces sédiments présentent une faible cohésion, les surfaces de contact des différentes particules sont peu

importantes et donc sont peu associées aux contaminants. On distingue généralement les graviers (diamètre supérieur à 2 mm) et les sables (diamètre compris entre 63 μm et 2 mm).

-Les particules d'une taille inférieure à 63 μm sont constituées de minéraux argileux ayant un diamètre compris entre 0,2 et 2 μm et de silt ayant un diamètre compris entre 2 μm et 63 μm . Cette fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante ; ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis à vis des contaminants métalliques.

I.3. Origine des sédiments

Les sédiments proviennent du dépôt des particules en suspension dans l'eau dérivant elles-mêmes de l'érosion des roches et des sols, de matériaux détritiques organiques et de la floculation d'éléments colloïdaux. Ces particules parviennent au milieu aquatique par les cours d'eau et par voie atmosphérique.

Ces éléments sont dits d'origine allochtone quand ils sont issus de l'érosion du bassin versant par des agents dynamiques externes comme l'eau ou le vent et d'origine autochtone quand ils sont dus à la sédimentation de composés minéraux (carbonates, phosphates) et organiques (organismes planctoniques morts) (**Ramade, 1998**).

I.4. Composition des sédiments

Le sédiment est une matrice très hétérogène, constitué de matériaux détritiques inorganiques et organiques (**Power et Chapman, 1992**). Il présente principalement 03 composants :

I.4.1. Eau interstitielle : elle correspond à l'eau qui occupe l'espace entre les particules sédimentaires et représente une fraction importante du sédiment avec généralement plus de 50% de son volume (**Förstner, 1987**).

I.4.2. Phase inorganique : elle est formée de minéraux provenant de l'érosion de l'écorce terrestre et de débris coquilliers. Ses composés sont principalement, les argiles, carbonates et les silicates. Les particules inorganiques sont généralement enrobées d'hydroxyde de fer et de manganèse et de substances organiques qui leur confèrent une grande capacité d'adsorption vis à vis des contaminants.

I.4.3. Phase organique : elle n'occupe qu'un faible volume du sédiment (quelques %), mais joue un rôle primordial puisqu'elle régule la mobilité et donc la biodisponibilité d'un grand nombre de contaminants, en particulier les composés organiques non ioniques (**Power et**

Chapman, 1992). Selon sa taille la matière organique peut être classée en carbone organique dissous (COD < 1 kDa), colloïdal (1 kDa < COC < 0,22 µm) et particulaire (COP > 0,22 µm) (**Bonnet, 2000**).

II. Métaux lourds ou éléments traces métalliques

II.1. Définition

Les métaux lourds (plomb, mercure, cadmium...) sont les éléments traces métalliques de masse volumique élevée (supérieure à 5 g/ cm³) dont la concentration naturelle moyenne dans la croûte continentale supérieure est inférieure à 1000mg/kg⁻¹ (**OPECST, 2001**). Ce sont des micro-éléments inorganiques présents en concentrations très faibles dans les organismes et pouvant avoir des effets toxiques sur ceux-ci. Ils existent à l'état naturel dans l'environnement et comprennent des métaux et des métalloïdes. Ils interviennent aussi de manière positive pour certaines plantes et certains animaux dans leur métabolisme. Ils présentent un risque important de pollution des sols (**Vedy, 2002**).

II.2. Classification des métaux lourds

Du point de vue biologique il est important de différencier les ETM qui sont essentiels à la vie de ceux qui ne le sont pas ou dont on ne connaît pas de propriétés vitales pour au moins une catégorie d'organismes (**Ablain, 2002**).

II.2.1. ETM essentiels

Sont nécessaires au fonctionnement normal des plantes et animaux en participant à des réactions biochimiques dans l'organisme à des concentrations extrêmement faible et peuvent être toxiques au-delà de certaines concentrations, ils sont appelés oligo-éléments. (**Bliefert ; Perrot, 2003**) (**Ablain, 2002**).

II.2.2. ETM non essentiels

Ces ETM ne sont pas nécessaires à la vie mais ils perturbent souvent le cours normal des processus métaboliques, même à l'état de traces, à l'exception de faibles doses tolérables ; de tels ETM ont souvent un effet toxique (**Ablain, 2002**).

II.3. Propriétés physico-chimiques des métaux lourds

II.3.1. La solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands), et de phases solides environnantes qui interagissent avec la composition de cette phase. L'hydro-solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité (**Lemière et al., 2001**). La solubilité d'un élément ou de ces composés joue un rôle important pour son activité toxique réelle dans l'environnement (**Bliefert et Perraud, 2003**).

II.3.2. La persistance

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, ils sont persistants (**Bliefert et Perraud, 2003**). C'est pour cette raison, que les métaux peuvent s'accumuler le long des chaînes alimentaires, au bout de ces chaînes, les métaux peuvent atteindre des concentrations qui sont supérieures de plusieurs fois à celles trouvées dans l'eau, dans l'air et dans le sol (**Lemière et al., 2001**). Cela peut aller plus loin qu'une plante ou un animal ne puisse plus servir de nourriture pour l'homme (**Bliefert et Perraud, 2003**).

II.3.3. La volatilité

La plupart des métaux lourds sont considérés comme non volatils, sauf le mercure dont le point d'ébullition est de 357 °C à une pression de 101 kPa (**Lemière et al., 2001**).

II.4. Origine des métaux lourds

Les éléments traces métalliques se trouvent naturellement dans la plus grande partie des roches de la lithosphère et particulièrement dans tous les sols. L'activité humaine contribue à leur introduction dans les sols soit directement, par le biais des fertilisants, des différents types de déchets solides et des pesticides, soit indirectement, par les retombées atmosphériques de la combustion des hydrocarbures, des ordures ménagères et de certains procédés industriels.

On peut les classer comme ci-dessous en deux catégories principales :

II.4.1. Origine naturelle

Les sols contiennent naturellement des éléments traces métalliques qui proviennent directement de l'altération et de l'érosion des roches mères et des matériaux géologiques (**Sillanpaa, 1972**). De nombreuses anomalies naturelles ont été détectées. Il s'agit de teneurs élevées dues à la roche mère, par exemple, les sols français présentent des teneurs naturelles en zinc variant entre 22 ppm et 1560 ppm (**Baize, 2000**).

Les retombées atmosphériques (aérosols, poussières,...) sont aussi une source naturelle d'apport d'éléments traces.

Les organismes jouent un rôle très important dans le cycle des éléments traces dans la nature. Ils les absorbent pour satisfaire leurs besoins biologiques puis les libèrent à la surface ou à l'intérieur du sol (**Lisk, 1972**).

II.4.2. Origines anthropiques

La présence des éléments traces métalliques dans le sol est également le résultat des activités humaines : industrielles, agricoles ou ménagères, suite à une urbanisation croissante et à l'industrialisation sans cesse accrue.

Ainsi, les retombées atmosphériques gazeuses, surtout au niveau des zones industrielles, les ordures ménagères, les eaux usées, les boues d'épuration, les déchets industriels divers et les activités minières sont les plus importantes sources d'éléments traces métalliques dans les sols (**Baize, 2000 ; Lisk, 1972 ; Cottenie, 1983**).

II.5. La contamination métallique des sédiments

II.5.1. Rôle des sédiments dans le stockage des ETMs

Les sédiments jouent un rôle clé dans le cycle des métaux dans l'environnement, car les particules fines encore en suspension servent de sites d'adsorption des ions métalliques (**Vernet, 1992**). Ils constituent le réservoir de stockage le plus important pour les métaux d'origine naturelle et/ou anthropique.

Les couches superficielles du sédiment peuvent représenter plus de 90 % de la teneur métallique totale estimée pour l'ensemble des compartiments abiotiques et biotiques (**Luoma, 1989**). Selon l'ancienneté de la pollution, les sédiments peuvent se comporter comme une source ou comme un puits pour les métaux traces (**Mantuelle, 2003**).

II.5.2. Adsorption des métaux lourds par les sédiments

Selon (**Stoeckli et al., 1998**) l'adsorption est un phénomène de surface spontané par lequel des molécules de gaz ou de liquides se fixent sur les surfaces des solides selon divers processus.

Dans le cas des métaux, les formes majeures sont adsorbées sur les particules minérales par des interactions ioniques ou liées à la matière organique formant ainsi des complexes métalliques par l'intermédiaire de liaisons covalentes. De plus, l'adsorption dépend de l'origine des substances et des conditions environnementales (pH, potentiel redox ...) (**Serpaud et al., 1994**). L'influence de ces dernières est importante, car elles définissent les liens participant à la fixation des cations métalliques sur les sédiments (**Noppe, 1996**).

II.5.3. Facteurs influençant le comportement des ETMs dans les sédiments

Lors de modification des conditions physico-chimiques du milieu, les métaux ainsi fixés peuvent être mobilisés (Gibbs, 1973).

II.5.3.1. Influence du pH

Le pH est un paramètre majeur dans les processus d'adsorption/désorption des éléments traces (Kedzieorek et Bourg, 1996 ; Sigg *et al.*, 2006). En effet de par son influence sur la charge surfacique des particules, le pH contrôle la complexation des éléments traces ainsi que la solubilisation des oxydes, des minéraux carbonatés et silicatés (Brown *et al.*, 1999).

En général, l'acidification (pH = 4) conduit à la solubilisation de Fe, Al et d'autres métaux. Par contre, quelques éléments (Pb) forment des sulfates insolubles à faible pH et faible condition redox, car la solubilité des sulfates est inversement proportionnelle au pH (N'Guessan, 2008).

II.5.3.2. Le Potentiel d'oxydoréduction

Plusieurs travaux (Brinkman, 1985 ; Förstner *et al.*, 1986 ; Miao *et al.*, 2006 ; Sigg *et al.*, 2006) montrent que l'état d'oxydation/réduction (potentiel redox) des sédiments constitue un important paramètre dans la mobilité et la spéciation des éléments traces.

Généralement, les conditions oxydantes favorisent l'adsorption des éléments traces, tandis que les conditions réductrices augmentent la solubilisation des complexants ainsi que la mobilité et la disponibilité biologique des éléments traces (Miao *et al.*, 2006).

II.5.3.3. La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) se définit comme la quantité de charge négative à la surface d'une particule adsorbant. (Kabata-Pendias et Pendias, 1991).

L'activité des particules vis-à-vis des éléments traces est d'autant plus importante que leur CEC est élevée. La teneur en argile, oxyde et en matière organique procurent aux sédiments une plus grande capacité d'échange cationique (Laing, 2002).

II.5.3.4. La matière organique

En général, la proportion de matière organique dans les sédiments est de l'ordre de 2 à 10%. La composition de la matière organique est souvent proche d'un sédiment à l'autre. Elle joue un rôle très important dans la constitution des phases secondaires des sédiments, puisque c'est le moteur principal de la diagenèse précoce (Alloway, 1995).

Elle peut également influencer sur le comportement des polluants métalliques en modifiant les propriétés de sorption des minéraux (formation de colloïdes) et en complexant fortement certains cations comme le cuivre ou le cadmium (Hoss *et al.*, 2001).

II.6. Spéciation, biodisponibilité et toxicité des métaux lourds

L'étude de la toxicité des métaux dans les eaux naturelles passe par la connaissance de leur spéciation car leur degré de nuisance n'est pas le même selon la forme chimique sous laquelle ils sont présents (Tessier *et al.*, 1995).

II.6.1. La spéciation

Le terme 'spéciation' englobe la séparation, l'identification, la détermination ainsi que la distribution et la distinction des différentes formes physico-chimiques et différents états d'oxydoréduction d'un élément (Florence *et al.*, 1980 ; Sigg *et al.*, 1992).

La spéciation contribue à définir la mobilité des éléments traces et donc permet d'établir des perspectives de comportement et d'évolution des éléments traces en fonction des conditions du milieu et de leur modification (Bourrelier et Berthelin, 1998).

II.6.2. La biodisponibilité

Selon (Newman et Jagoe, 1994), la biodisponibilité est définie comme la possibilité qu'un contaminant soit assimilé et/ou adsorbé par un organisme vivant, certains facteurs peuvent influencer la biodisponibilité des ETM dans le sol ; la nature elle-même de l'élément et certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du milieu (Juste, 1988 ; Morel, 1983) et aussi l'espèce et la variété de l'organisme vivant considéré (génome) (Baize, 1997). Ainsi les métaux sont aisément disponibles s'ils sont présents sous leur forme libre (Audry, 2003).

II.6.3. Toxicité

Les métaux sont susceptibles, dans l'environnement, d'entraîner des nuisances même s'ils sont rejetés en quantités très faibles (Picot, 1999). En effet l'accumulation des métaux lourds et leur transfert constituent un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire (Bourrelier *et al.*, 1998).

La toxicité d'un métal se traduit par l'altération de la morphologie, du métabolisme et de la croissance d'un organisme vivant contaminé (Leita *et al.*, 1995). Elle dépend de sa spéciation (Babich et Stotzky, 1980) puis de la sensibilité spécifique des organismes concernés (Crosnier, 1999).



III. Les métaux lourds étudiés

III.1. Le Cadmium (Cd)

III.1.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le cadmium est un élément chalcophile, associé généralement au zinc. Les deux éléments ayant des structures ioniques et une électronégativité proches (**Burnol et al., 2006**). Le cadmium est un métal ductile, blanc argenté avec des teintes de bleu, lustré, dont le point de fusion est de 320,9 °C, et le point d'ébullition est de 765 °C. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48, une masse atomique de 112 g/mol et une masse volumique de 8,6g/cm³ à 20°C (**Wright et Welbourn, 2002**). Le cadmium peut se présenter sous forme de sulfures de zinc (ZnS(s)) (sphalérite ou blende et wurtzite) et de carbonates tels que la smithsonite (ZnCO₃). Il peut également se trouver dans des gisements de sulfures où il est présent sous la forme de greenockite (CdS(s)) (**Burnol et al., 2006**).

III.1.2. Origine

Le cadmium rejeté dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques.

III.1.2.1. Sources naturelles

Élément assez rare dans la croûte terrestre (0,15g/tonne de terre en moyenne) (**Savary, 2003**). La source de dispersion naturelle du cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. L'enrichissement en cadmium des sols et des systèmes aquatiques résulte de l'altération des matériaux de la croûte terrestre et des retombés atmosphériques (**Bisson et al., 2011**).

III.1.2.2. Sources anthropiques

Les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejets atmosphériques.

Les principales sources de dispersion du cadmium dans les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles, du lessivage des décharges et à l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément.

De plus, le cadmium est un métal à usage industriel : il est utilisé pour la métallisation anticorrosion des surfaces (cadmiage), il entre dans la fabrication des accumulateurs électriques (batteries et piles), des pigments, des stabilisateurs de matières plastiques et des alliages (**Bisson et al., 2011**).

III.1.3. Biodisponibilité du cadmium

La biodisponibilité du cadmium vis-à-vis des plantes et de la faune du sol varie en fonction de pH, de la CEC, du potentiel d'oxydoréduction, de la quantité de matières organiques et de la fertilisation du milieu, mais également en fonction des espèces considérées (**Fernandez-Cornudet, 2006**).

Toutes les espèces cadmiées de la solution du sol sont, à priori, absorbables par les plantes.

L'absorption du Cd est plus ou moins importante suivant le genre ou la variété considérée.

L'absorption racinaire met ainsi en effet des processus d'absorption passive et conjointement d'absorption active (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

En règle générale, les plus hautes concentrations se trouvent dans les racines et les plus basses dans les organes de réserve (graines, fruits, tubercules) avec des séquences suivantes (**Diserens, 1996**) : [Cd] racines > [Cd] tige > [Cd] feuilles > [Cd] graine.

III.1.4. La toxicité du cadmium

Les divers composés du cadmium présentent des effets toxiques variables selon leur solubilité, et donc leur facilité d'assimilation par l'organisme. Ainsi, le chlorure de cadmium, soluble, apparaît plus toxique que le sulfure de cadmium très insoluble.

La principale préoccupation vis-à-vis du cadmium correspond aux possibilités d'expositions prolongées et à de faibles doses. Les principales causes d'exposition sont l'alimentation et le tabagisme.

L'essentiel du cadmium ingéré provient de végétaux à feuillage vert : salades, choux, épinards et dans une moindre mesure des céréales.

Le cadmium pénètre dans l'organisme par les voies digestives ou respiratoires :

-l'absorption d'une faible quantité de ces substances est suivie de troubles gastro-intestinaux (nausées, vomissements, diarrhée). Ces troubles peuvent, dans les cas sévères, se compliquer d'une déshydratation grave de l'organisme ;

-l'inhalation de fumées ou de poussières respirables (d'un diamètre inférieur à 5 microns) à des concentrations supérieures à 200 microgrammes par m³ et de façon plus ou moins prolongée peut provoquer rapidement un trouble pulmonaire grave (**CECAD, 1998**).

L'exposition chronique au cadmium, par inhalation ou ingestion, a comme conséquence des atteintes rénales qui peuvent continuer de progresser même après la cessation de l'exposition et des désordres osseux, incluant l'ostéoporose et l'ostéomalacie. L'ingestion à long terme, par une population japonaise, d'eau et de nourriture contaminées par le cadmium, a été associée à une condition incapacitante, la maladie « itai-itai » (aie-aie) : Elle se caractérise par des douleurs au dos et dans les articulations, de l'ostéomalacie (rachitisme adulte), des fractures osseuses, et

occasionnellement des défaillances rénales. Cette maladie affecte le plus souvent les femmes et les facteurs de risque sont la multiparité et l'alimentation de pauvre qualité.

Les autres conséquences de l'exposition chronique au cadmium sont l'anémie, la coloration jaunâtre des dents, la rhinite, l'ulcération occasionnelle du septum nasal, les dommages au nerf olfactif et la perte de l'odorat.

Le CIRC (Centre de recherche international sur le cancer) a déterminé qu'il y a suffisamment de preuve chez l'homme quant à la cancérogénicité du cadmium et de ses composés. Il s'avère également que le cadmium a la capacité de modifier le matériel génétique, en particulier les chromosomes (**OPECST, 2001**).

La principale voie d'élimination du cadmium est l'urine, mais cette élimination est très lente.

La concentration de cadmium dans l'urine est inférieure à 2 µg/gramme de créatinine. Le risque de toxicité rénale apparaît à partir de 4/5 µg/gramme.

La concentration normale de cadmium dans le sang est de 5 µg/litre. (**CECAD, 1998**).

III.2. Le Plomb (Pb)

III.2.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Élément chimique métallique d'un gris bleuâtre, de symbole Pb et de numéro atomique 82, rarement disponible à l'état natif, le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais (**Chiffolleau et al., 2001**). Le plomb est mou et ductile (**Ramade, 2000**), il est présent dans divers minéraux dont les plus importants sont la galène (PbS), la cérusite (Pb CO₃) et l'anglésite (Pb SO₄) (**Pichard et al., 2003**).

Il appartient à la catégorie des métaux lourds car sa densité (ou masse volumique) est de 11,35 g.cm⁻³. Sa masse atomique est de 270 g/mol, sa température de fusion est de 327° et sa température d'ébullition de 1.740° (Miquel, 2001). Le plomb existe sous deux états de valence : +2 et +4 à cause de son caractère basique, cet élément ne s'hydrolyse qu'à des pH neutres ou alcalins (**Burnol et al., 2006**). La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16 mg/kg (**Baize, 1997 ; Burnol et al., 2006**).

III.2.2. Origine

Le plomb est un polluant environnemental que l'on retrouve dans les sols et l'atmosphère, en particulier au voisinage des sites industriels.

Les pollutions de l'eau, de l'air et du sol peuvent être dues à des sources de plomb (Pb) naturelles ou anthropiques.

III.2.2.1. Origine naturelle

Dans les conditions naturelles le plomb est émis dans l'atmosphère principalement par volcanisme (16.103 t/an) et dans une moindre mesure par l'érosion éolienne (5.103t/an), les autres sources (surtout feux de végétation et embruns marins) prisent ensemble étant inferieures à 103 t/an (**Ramade, 2000**).

III.2.2.2. Origine anthropique

Certaines activités humaines induisent une contamination par le Pb de l'atmosphère, de l'eau et du sol. Le plomb est principalement utilisé dans les batteries électriques, son utilisation comme additif antidétonant dans les essences, de la sidérurgie, des industries de décapage et de traitement des métaux, de l'incinération des déchets, de la combustion du bois, des cimenteries et des industries de fabrication des accumulateurs (**Pichard et al., 2003**).

III.2.3. Biodisponibilité du plomb

L'absorption racinaire de Pb est actuellement considérée comme passive. Elle est réduite par le chaulage et les basses températures. Bien que le Pb soit dans le sol un élément très peu soluble, il peut s'accumuler dans les racines et particulièrement dans les membranes cellulaires. En règle générale, les concentrations en Pb d'une plante sont étroitement corrélées aux concentrations en Pb du sol, mais cette corrélation doit être nuancée et tenir compte en particulier de l'organe (racines, tiges, feuilles, etc.).

En plus de l'impact qu'à la matière organique, il a été démontré que la modification de pH du sol par épandage de chaux ou d'engrais phosphatés diminue la quantité de plomb absorbée par les plantes (**Adriano, 1986**). Le potentiel redox du sol aurait également un effet sur le prélèvement du plomb par les racines.

La translocation de Pb vers les parties épigées d'une plante est un phénomène très limité.

Ce qui fait que le Pb n'est pas un toxique systématique en ce sens qu'il ne diffuse pas dans le système vasculaire de la plante, son absorption racinaire n'est effective qu'au-delà de 1000 ppm dans le sol, elle dépend entre autres facteurs de la concentration totale dans le sol, de la concentration dans la solution du sol et de la spéciation (**Kabata- Pendias et Pendias, 1992**). La plante peut également absorbée Pb par les feuilles.

III.2.4. La toxicité du plomb

Le plomb n'a aucun rôle physiologique connu chez l'homme, sa présence dans l'organisme témoigne donc toujours d'une contamination. À l'état normal, le milieu biologique de l'homme contient une quantité faible mais non négligeable de plomb. Cette présence provient des conditions d'environnement et de l'ubiquité de ce métal.

Le plomb peut pénétrer dans l'organisme humain par trois voies :

- Par inhalation de vapeur de plomb ou de poussières (oxyde de plomb) ;
- Par ingestion, qu'il s'agisse du plomb d'abord inhalé et ingéré à la suite des processus d'épuration pulmonaire, ou du plomb ingéré directement avec les aliments ou avec les poussières se trouvant sur les mains ou les objets portés à la bouche notamment chez le jeune enfant ;
- Par voie cutanée, plus rarement

L'importance relative de ces différentes voies diffère selon qu'il s'agit d'un enfant ou d'un adulte. **(Steulet, 2003).**

Le plomb absorbé par l'organisme par inhalation ou par ingestion est distribué par le sang à différents organes : le foie, les reins, la rate, la moelle osseuse et surtout les os.

Le plomb sanguin ne représente que 1 à 2 % de la quantité totale de plomb présent dans l'organisme ; les tissus mous (reins, foie, rate...) en contiennent 5 à 10 % et plus de 90 % est fixée sur les os.

Le plomb (75 %) est principalement éliminé dans les urines. 15 à 20 % du plomb sont éliminés dans les fèces. Le plomb est également excrété dans la salive, dans la sueur, dans les ongles et dans les cheveux. **(Steulet, 2003).**

Le saturnisme désigne l'ensemble des manifestations de l'intoxication par le plomb. Les coliques de plomb sont les effets toxiques les plus connus du métal mais ses principaux organes cibles sont : le système nerveux, les reins et le sang.

Les effets du plomb sur le sang se traduisent par la modification de l'activité d'enzymes impliqués dans la synthèse de l'hémoglobine ; ces effets sanguins aboutissent à une diminution du nombre des globules rouges et à une anémie.

Les effets sur le système nerveux se traduisent par des atteintes neurologiques ; en cas d'intoxications massives, l'effet neurotoxique du plomb peut se traduire par une encéphalopathie convulsivante pouvant aller jusqu'au décès.

L'administration de fortes doses de plomb a induit des cancers du rein chez de petits rongeurs. **(Steulet, 2003).**

Les premiers effets de la toxicité du plomb commenceraient à 100 µg de plomb par litre de sang chez l'enfant et 150 µg de plomb par litre de sang chez l'adulte. **(Miquel, 2001).**

Dans les plantes, le plomb empêche la synthèse de la chlorophylle **(Beliefert et Perraud, 2001).**

Le plomb inhibe la respiration du sol et diminue la fertilité de ce dernier **(Miquel, 2001).**

III. 3. Le Cuivre (Cu)

III.3.1. Définition et propriétés physico-chimiques

Le cuivre est un métal largement répandu dans la nature, sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg selon les auteurs (**Baize, 1997; Burnol et al., 2006**). C'est un métal de couleur rougeâtre, de symbole Cu et numéro atomique 29, de masse atomique 63.5 g/mol, son point d'ébullition est de 2 595 °C (**Pichard et al., 2005**).

Le cuivre est un élément chalcophile qui se trouve associé à des sulfures, avec le plomb, le cadmium et le zinc. Il est habituellement présent en petites quantités dans des minerais de zinc (**Burnol et al., 2006**).

III.3.2. Origine

III.3.2.1. Origine naturelle

Le cuivre est présent dans l'environnement de manière ubiquitaire. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 ppm (30 à 100 ppm). Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition (**Pichard et al., 2005**).

III.3.2.2. Origine anthropique

Les principales sources anthropiques sont : l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion du charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate) (**Pichard et al., 2005**).

La contamination des sols est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de cuivre dans lesquelles le cuivre est présent sous forme de sulfures ou de silicates insolubles. Les autres sources de contamination des sols sont les boues provenant des usines de traitement des eaux usées, les déchets de galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier et les dépôts de cuivre non recyclés provenant de la plomberie et des installations électriques.

Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68%), de la contamination par le sulfate de cuivre (13%) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (**Pichard et al., 2005**).

III.3.3. Biodisponibilité du cuivre

Le Cu est un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Il ne peut être remplacé par un autre élément, il a une influence directe sur l'organisme et le bon fonctionnement de son métabolisme. Par contre, il est toxique pour les champignons et les algues.

Les plantes absorbent le Cu dans la solution du sol ; si le fait est incontestable, les mécanismes impliqués dans cette absorption sont encore flous.

Si l'absorption active est, à l'évidence, le mécanisme le plus représenté, il n'en demeure pas moins qu'une absorption passive peut aussi se mettre en place, notamment dans les sols à forte contamination et présentant des signes évidents de phytotoxicité (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées. La vitesse de pénétration dans les racines est très faible (**Coullery, 1997**). La plus grande partie du cuivre présent dans les racines n'est pas transféré vers les parties aériennes (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**). Par ailleurs, le cuivre adsorbé, par exemple sur des argiles, n'est pas disponible pour les végétaux terrestres (**ATSDR, 1990**). Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement. Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K^+ ; PO_4^{---}) (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

III.3.4. La toxicité du cuivre

Le cuivre, à très faible dose, est un oligo-élément indispensable à la vie. Il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace même le fer pour le transport de l'oxygène chez une espèce d'arthropode, le limule, dont le sang est bleu. Chez l'homme et les mammifères, régulés par le foie, le cuivre intervient dans la fonction immunitaire (démontré chez le rat) et contre le stress oxydant. Il est stocké, excrété via la bile ou distribué vers les organes. Ses propriétés anti-infectieuses étaient déjà connues et utilisées dans l'Égypte antique.

Le cuivre est aussi - à dose plus élevée et sous ses formes oxydées (vert-de-gris, oxyde cuivreux) - un puissant poison pour l'homme, comme - à des doses parfois infimes - pour de nombreux organismes (algues, mousses, microorganismes marins, champignons microscopiques).

A des concentrations extrêmement élevées, le cuivre peut entraîner la nécrose du foie. Associé au plomb, il semble pouvoir aggraver le risque de maladie de Parkinson.

Outre des impacts sur la fertilité du rat, en laboratoire, les auteurs remarquent que cette toxicité pourrait expliquer l'efficacité contraceptive des stérilets en cuivre.

Le cuivre utilisé sur les vignes n'étant pas dégradable, il finit par s'accumuler dans les points bas où il atteint des taux préoccupants dans le sol et l'eau, pouvant localement provoquer la mort d'animaux qui y sont sensibles, comme le mouton (**Scheinberg, 1979**).

CHAPITRE II: Matériel et méthodes

I. Données générales

I.1. Cadre géographique et administratif

Le territoire de la commune de Ziama Mansouriah est situé à environ 42Km du chef lieu, occupe l'extrémité Nord Ouest de la wilaya de Jijel, à la frontière de la wilaya de Béjaia.

Ziama Mansouriah, chef-lieu de daïra et de commune (fig. 01), comprend outre la commune de Ziama Mansouriah, une autre commune qui est Erraguène Souici. Administrativement, elle est limitée :

- Au Nord, par la mer méditerranée ;
- Au Sud, par les commune de : Erraguène Souici (w de Jijel) et Babor (w de Sétif) Tamridjt (W. Béjaia) ;
- A l'Est, par la commune de : El Aouana et Selma Benziada ;
- A l'Ouest, par la commune de Melbou relevant de la wilaya de Béjaia.

Le territoire de Ziama Mansouriah comporte une zone côtière sur étirée sur 20Km de long et environ de 800 mètres de large et une arrière côte montagneuse qui couvre l'essentiel du territoire communal. Il est traversé par la RN43 qui le dessert dans le sens Est-Ouest et le CW 137 B dans le sens Nord-Sud.

Ziama Mansouriah s'étend aussi sur une superficie de 102,31Km² et compte au dernier recensement une population de 12425 habitants, soit une densité moyenne d'environ 121personnes par Km².

Au point de vue organisationnelle, la commune de Ziama Mansouriah comprend :

- Une agglomération chef lieu (ACL Zima)
- Trois agglomérations secondaires, à savoir :
 - AS Alliouene Boublatane, située à environ 03 Km à l'Ouest de l'ACL,
 - AS Azirou, située à environ 01Km à l'ouest de l'ACL,
 - AS Taza, située à l'extrémité Est du territoire communal et à une distance de 04Km de L'ACL.
- Et aussi une zone éparse, composée de plusieurs Hameaux et lieux dits, dont les plus importants sont : (Chrèa, cité Mousaoui, cité Sonelgaz).

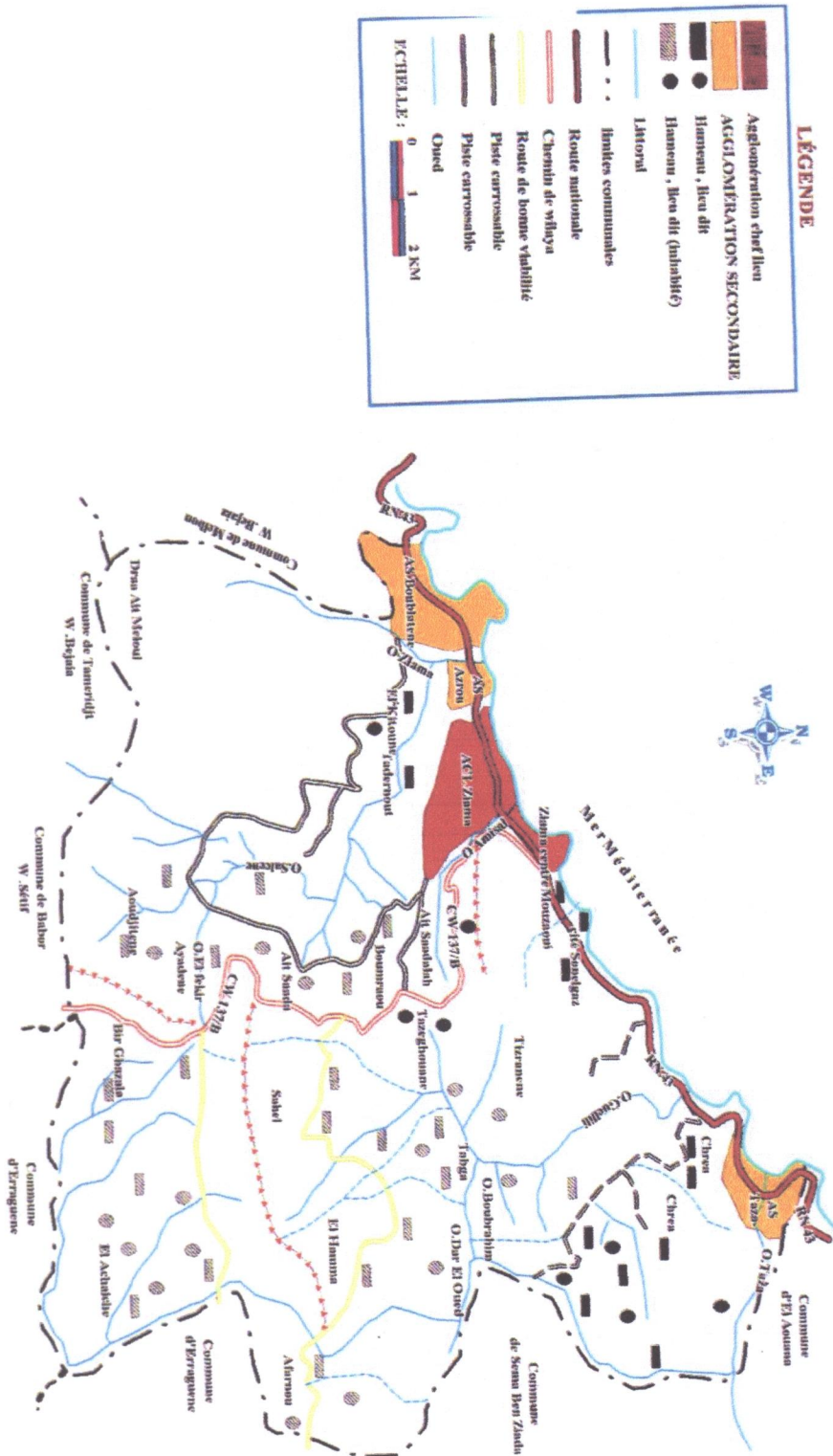


Figure 01 : Organisation spatiale de la commune de Ziama Mansouriah.

I.2. Le cadre physique

L'analyse des conditions topographiques, géologiques et hydrographiques de cette commune permettra de vérifier, en partie, dans quelle mesure on peut éviter ou du moins minimiser les effets nuisibles liés à la gestion des déchets, particulièrement les décharges sauvages, et aux différentes formes de pollutions.

I.2.1. Cadre local (fig. 02)



Figure 02 : Présentation de la topographie locale de Ziam Mansouriah.

Le territoire communal de Ziam Mansouriah s'organise autour de deux unités distinctes et contrastés :

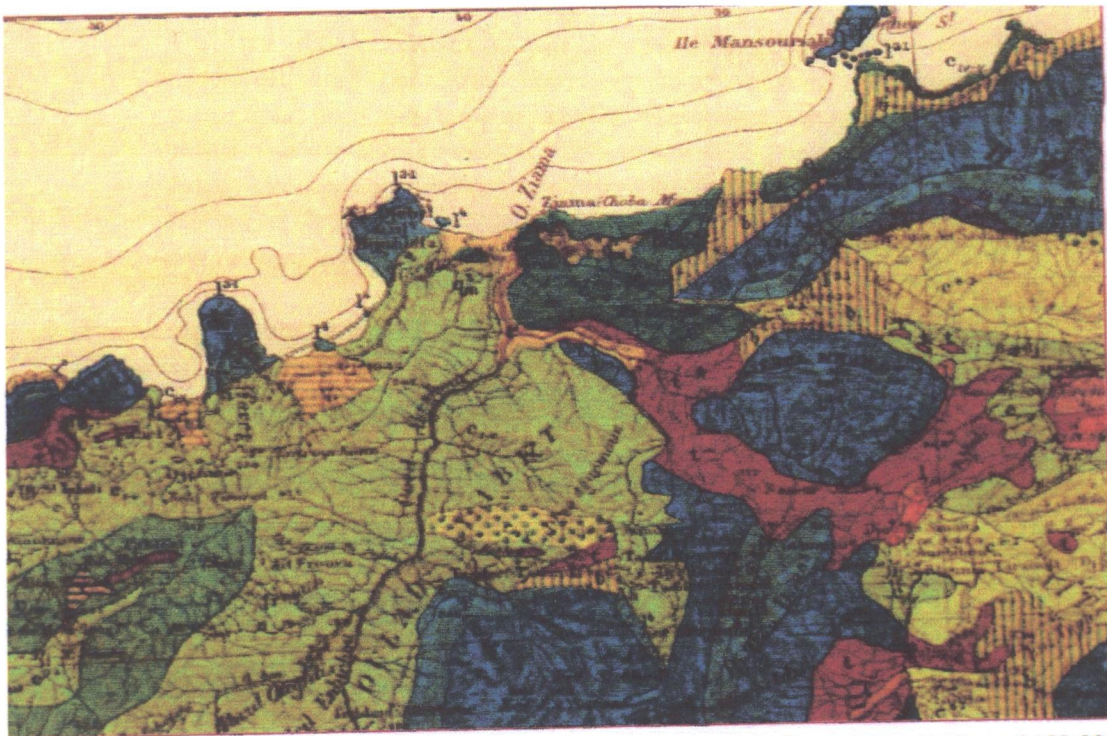
- La zone côtière à l'aspect topographique subhorizontal un peu incliné et découpée par des falaises, qui occupent toute la partie Nord. Ce domaine concerne les premières lignes de relief qui contrôlent directement la façade littorale.
- L'arrière côte franchement montagneuse concerne tous les reliefs de la partie centrale et Sud de la commune. Ce domaine est caractérisé par la présence de versant aux pentes fortes, très ravinées et accidentées.

Si la première unité offre une topographie générale peu accidentée et des altitudes peu élevées, la seconde est délimitée par des versants montagneux abruptes, l'altitude dépasse généralement les 1000m (Dj Khemis : 1095m, Dj Sidi Abed : 1175m, Dj Lehdid : 1451m) et peut atteindre des valeurs de l'Ordre de 1500 mètres et plus à la limite Sud- Est de la commune.

La zone côtière, qui accueille l'essentiel de l'occupation humaine, se caractérise par une grande richesse environnementale, notamment en sites classés (corniches, grottes merveilleuses, parc national de Taza...) et par une vocation touristique en plein développement.

I.3. Géologie

La topographie de la région de Ziama Mansouriah est largement liée aux formations géologiques. Elle fait partie de la terminaison orientale des Monts des Babors à un contexte structural très complexe. Elle se compose d'une série d'écaillés calcaires et dolomitiques formant des crêtes rocheuses très vigoureuses cloisonnant partiellement une série d'alvéoles ou de petits bassins taillés dans des formations plus tendres. Les hauts versants sous les crêtes sont tapissés d'éboulis en partie consolidés (fig. 03).



Source : Carte géologique de Ziama Mansouriah au 1/ 50 000

Figure 03 : Présentation des formations géologiques de la région de Ziama Mansouriah.

I.4. Climatologie

Le climat est un facteur très important. Sa connaissance est nécessaire du fait qu'elle détermine la répartition générale de la végétation et de la faune, et de leur forme d'adaptation.

Le site en question est sous l'influence directe de la mer et se trouve protégé du reste par une chaîne montagneuse bordière à l'image d'une vallée élargie et ouverte uniquement d'un seul côté, le Nord. La zone à laquelle il appartient, est très pluvieuse. Cette dernière se trouve considérablement rehaussée par le rôle de compensation que joue le reste des facteurs climatiques. Le climat de la zone d'étude est de type méditerranéen.

I.5. Présentation de la zone d'étude

L'Oued Amsal, cours d'eau situé dans la région de Ziama Mansouriah à environ 40 km au sud-ouest de la wilaya de Jijel en Algérie. Il est d'une longueur de 1,5 km, né dans la haute Ait Saadallah, traverse la zone Kamhoun et se jette dans la mer méditerranée. La latitude de l'Oued Amsal est $[36^{\circ}39'51.8''N5]$ à côté de la longitude $[5^{\circ}28'27.9''E]$. (Fig. 04).

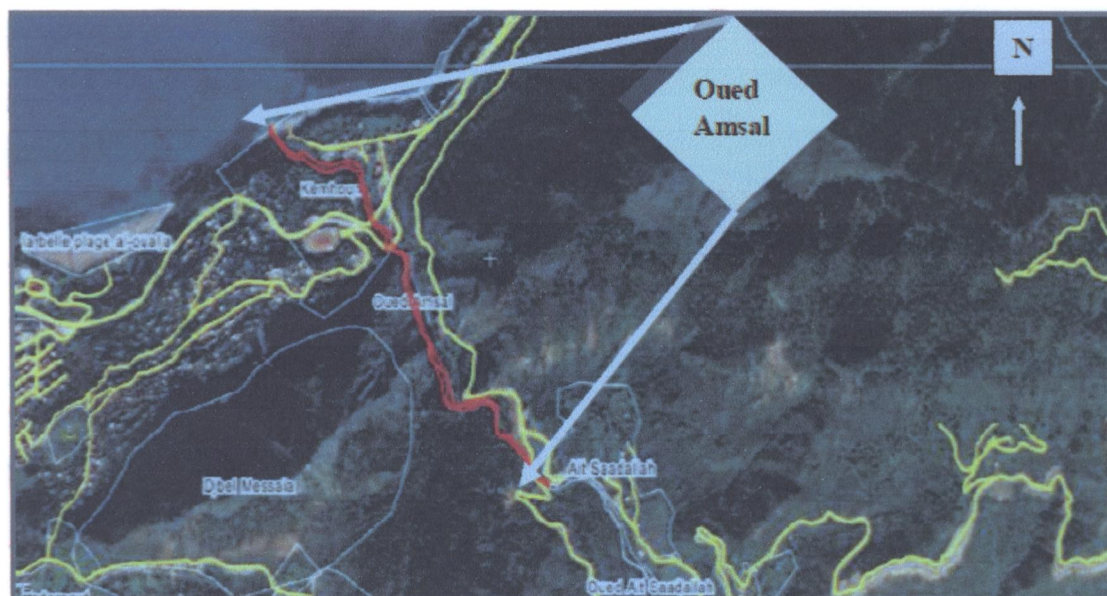


Figure 04 : Photo Satellite de la localisation géographique de l'Oued Amsal (Google Earth, 2014).

II.2. Choix et localisation des stations de prélèvement

Pour une plus grande représentativité et selon l'accessibilité des points de prélèvement, on a choisi trois stations en longueur de l'Oued « Amsal » tout en respectant un intervalle spatial entre chaque station. (Fig.05).

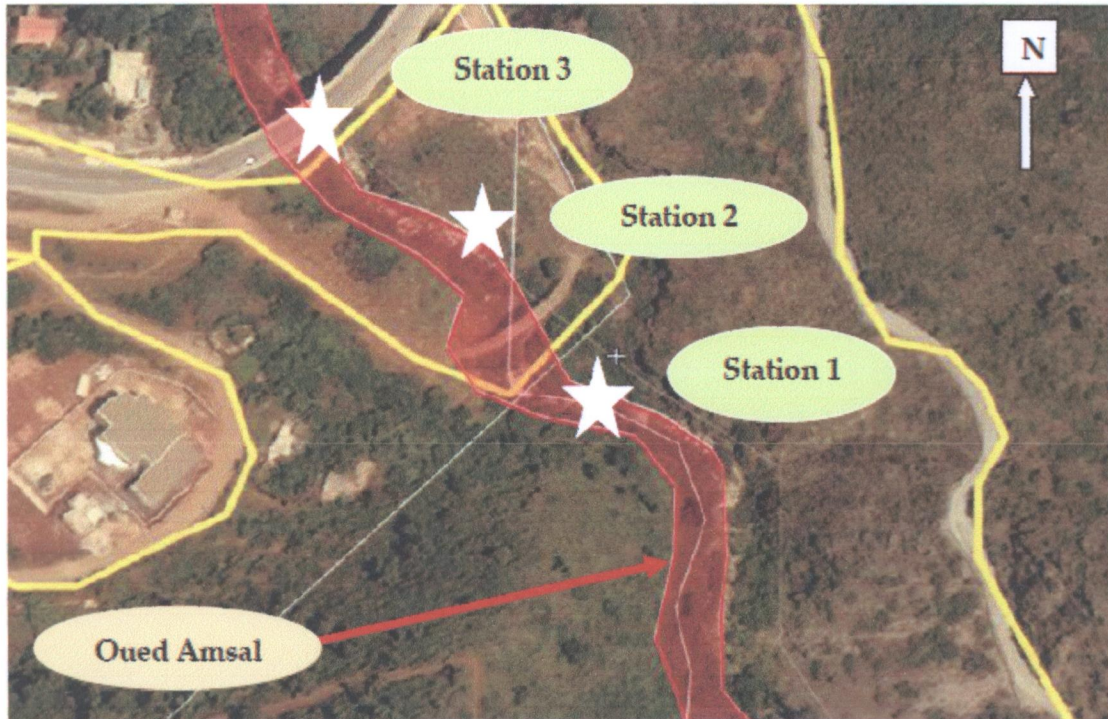


Figure 05 : Photo Satellite de la localisation géographique des stations de prélèvement (Google Earth, 2014).

❖ Première station

Cette station se situe en amont, zone forestière vierge, dépourvue plus ou moins de présence anthropique (urbanisation, agriculture...), caractérisée par une végétation rivulaire dont *Populus alba*, *Nerium oleander* et autres espèces. (Fig. 06).



Photo 06 : La première station.

❖ Deuxième station

Station intermédiaire entre l'amont et l'aval, remarque présence d'une décharge sauvage « à ciel ouvert » (flèche rouge dans la photo) composée d'ordures ménagères et de matériaux de construction dételés. La décharge est juxtaposée à l'Oued Amsal. Le couvert végétal est similaire à celui de la première station. (Fig. 07).



Photos 07 : La deuxième station.

❖ Troisième station

La dernière station se situe en aval, sous l'ancien pont de la RN43, reçoit des effluents et des déchets lessivés. L'Oued draine une partie de la charge polluante générée par les agglomérations avoisinantes et rejetées sans traitement préalable, pour finir dans la mer. (Fig. 08).



Photos 09 : La troisième station.

III. Analyse des sédiments

III.1. La technique de prélèvement

Les échantillons sont prélevés avec une spatule à profondeur de 5 cm. Les prélèvements sont mis directement dans des sachets en plastique et transportés jusqu' au laboratoire. Nous avons prélevé 09 échantillons de sédiments. L'échantillonnage a été fait le 23.02.2015.

III.2. Préparation des échantillons

Les échantillons ont été séchés dans l'étuve pendant deux jours à 40°, puis tamisé à 2mm avant de servir aux différentes analyses chimiques.

III.3. Les analyses chimiques des sédiments

III.3.1. Le pH

La détermination du pH s'effectue en mesurant la force électromotrice qui apparaît entre deux électrodes plongées dans la solution à étudiée. L'une d'entre elle est l'électrode de mesure ou électrode indicatrice (électrode de verre), l'autre est une électrode de référence ou de comparaison.

Le procédé consiste à ajouter à 4 g de sol, 10 ml d'eau distillée. La suspension est agitée pendant 60 minutes, puis laissée en repos pendant 18 heures. Elle est par la suite réagitée de nouveau pendant 15 minutes. Le pH est mesuré par la suite à l'aide d'un pH mètre préalablement étalonné avec les solutions étalon pH4, pH7, pH11.

La valeur du pH de la solution du sol est lue sur l'écran digital du pH mètre (AFNOR, 1994).

III.3.2. La conductivité électrique

La conductivité électrique est un paramètre qui se traduit par une estimation de la concentration des sels solubles dans un échantillon. Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 10 g de sédiments secs broyés et tamisés à 2 mm (rapport 1/5). Après agitation pendant 1 heure à l'aide d'un agitateur réglé à la vitesse 6, et après un temps de repos d'environ 30 minutes, l'échantillon est centrifugé par la suite pendant 2 minutes à 2000 tours / minute. La mesure de la conductivité électrique s'effectue sur le surnageant obtenu après centrifugation à l'aide d'un conductimètre modèle. Les lectures sont exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$ (AFNOR, 1994).

III.3.3. 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-BLACK (1934)**. Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide. Le procédé consiste à introduire 1 g de sol dans un erlenmeyer de 500ml, auquel est ajouté 10ml de solution de bichromate 1N et 20ml d'acide sulfurique concentré pur. Après agitation pendant une minute on laisse reposer durant 30 minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 150ml d'eau distillée, 10ml de H₃PO₄ et 1ml de l'indicateur de diphénylamine.

La titration 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 :

$$\% \text{ MO} = 4 \times 0,1725(a-b) / a$$

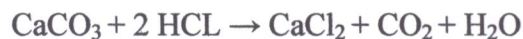
Ou :

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

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

III.3.4. 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 réaction 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 est préalablement étalonné avec des quantités connues de CaCO₃. Pour cela, 1 g 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 de 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.

III.3.5. La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994). Elle consiste à saturer par les ions NH_4^+ par traitement de l'échantillon avec une solution d'oxalate d'ammonium, l'excès de NH_4^+Ox qui sature les pores est éliminé par lavage à l'alcool éthylique à 95%. Les ions NH_4^+ absorbés sont déplacés à l'aide d'une solution de chlorure de potassium. L'ammoniaque est alors déterminée par titration avec une solution de H_2SO_4 (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 CaCO_3 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 NaOH, 190ml d'eau distillée et quelques gouttes du phénol phtaléine, dans un ballon d'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'effectue selon l'équation suivante :

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

Ou :

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

III.4. Méthodes de dosage des métaux lourds dans les sédiments

III.4.1. Préparation des extraits d'échantillons des sédiments destinés au dosage des métaux lourds par SAA

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 1 g de sol, de l'eau régale constituée de 3 ml d' HCL concentré et 1 ml de HNO₃ concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, 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 Millipore, dans un ballon jaugé de 50 ml.

III.4.2. Appareillage : spectrométrie d'absorption atomique

Le dosage des éléments traces métalliques dans les sédiments est une étape finale et indispensable pour atteindre notre objectif. Le dosage a été effectué à l'aide de spectrophotométrie d'absorption atomique (S.A.A) de marque Shimadzu AA-6200 Atomique Absorption Flamme au laboratoire de l'Université de Jijel qui détermine la concentration des différents métaux lourds étudiées : (Cd, Pb et Cu).

✚ Principe de l'absorption atomique

L'absorption atomique est une méthode générale d'analyse élémentaire. On utilise l'absorption résonnante des atomes avec leur propre radiation d'émission. Lorsque l'on chauffe suffisamment un échantillon contenant le métal étudié sous forme dissoute, celui-ci se vaporise et une partie des éléments constitutifs de cet échantillon se retrouve sous forme d'un gaz d'atome. On mesure la concentration d'un atome d'un élément particulier de ce gaz par l'absorption qu'il induit sur un rayonnement d'une longueur d'onde caractéristique.

Les résultats affichés par la SAA sont données par l'unité ($\mu\text{g/ml}$).

III.5. Analyse statistique

Pour le calcul des statistiques élémentaires et pour une meilleure illustration des résultats nous avons procédé au calcul des moyennes et d'écart types.

L'analyse statistique proprement dite est effectuée en faisant appel à l'analyse de la variance (**ANOVA**) à un facteur. Tous les calculs ont été effectués en utilisant le logiciel (**Version 1.6**).

CHAPITRE III:
Résultats et discussions

I. Résultats des analyses chimiques des sédiments

Les résultats de la caractérisation chimique des sédiments sont représentés dans les tableaux de (I) à (V) annexe (I) et illustrés dans les figures (09) à (13).

I.1. pH

Le pH des sédiments est une donnée essentielle car l'existence d'une phase minérale, sa spéciation et sa toxicité sont autant des paramètres très liées au pH du milieu (Kribi, 2005).

Les valeurs du pH des sédiments d'Oued Amsal obtenus au cours de notre étude sont représentées dans le tableau (I) annexe (I) et sous forme graphique figure (09).

D'après le tableau, les valeurs du pH varient d'une station à une autre. En moyenne, le pH présente une valeur maximale de (8.26 ± 0.10) dans la station (St03) et une valeur minimale de l'ordre de (7.74 ± 0.68) dans la station (St01).

L'examen de la figure (09) montre que les valeurs du pH ne présentent cependant aucune hétérogénéité entre les stations. D'ailleurs, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station. Les valeurs moyennes du pH augmentent d'amont en aval.

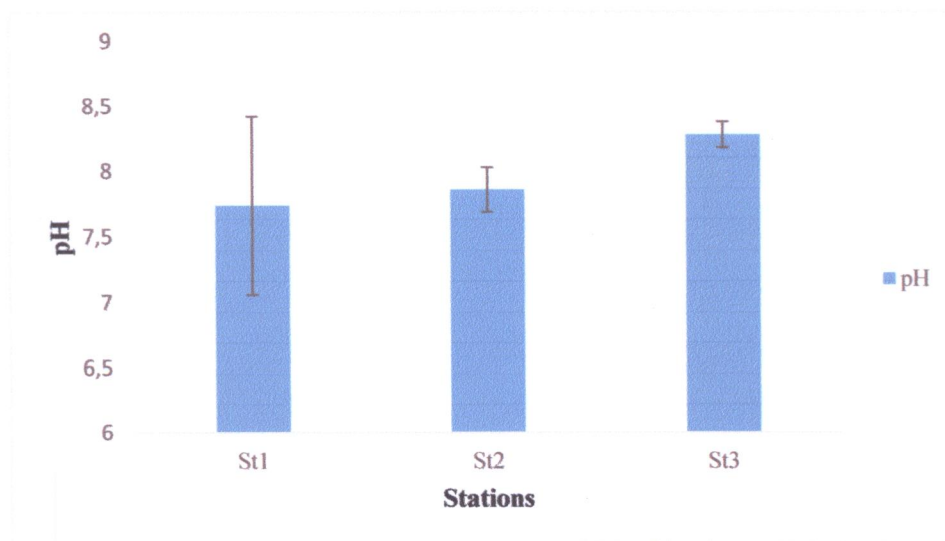


Figure 09 : Variation du pH des sédiments en fonction des stations.

D'après l'échelle des normes d'interprétation du pH du sol (Le Clech, 2000) tableau (X), annexe(III), les valeurs moyennes du pH montrent que le pH des sédiments d'Oued Amsal est légèrement basique.

I.2. Conductivité électrique

La mesure de la conductivité électrique permet d'évaluer rapidement mais très approximativement la minéralisation globale des eaux des rivières (**Brémond et Vuichard, 1970**), et des sédiments des bords des oueds. Cette mesure est liée à la qualité des sels ionisables dissous.

Les résultats de la conductivité électrique enregistrés en $\mu\text{s}/\text{cm}$ dans les trois stations sont récapitulés dans le tableau (II) annexe (I) et représentées graphiquement dans la figure (10).

D'après l'histogramme, les valeurs de la CE présentent une valeur maximale de l'ordre $84.9 \pm 6.08 \mu\text{s}/\text{cm}$ dans la station (St01) et une valeur minimale de l'ordre de $62.45 \pm 0.49 \mu\text{s}/\text{cm}$ dans la station (St02). Donc on constate que la différence entre les valeurs moyennes de la conductivité électrique au niveau de trois stations n'est pas négligeable, elle varie significativement d'une station à l'autre. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui révèle un effet station significatif ($F=22,61$; $p < 0.05$) (annexe IV).

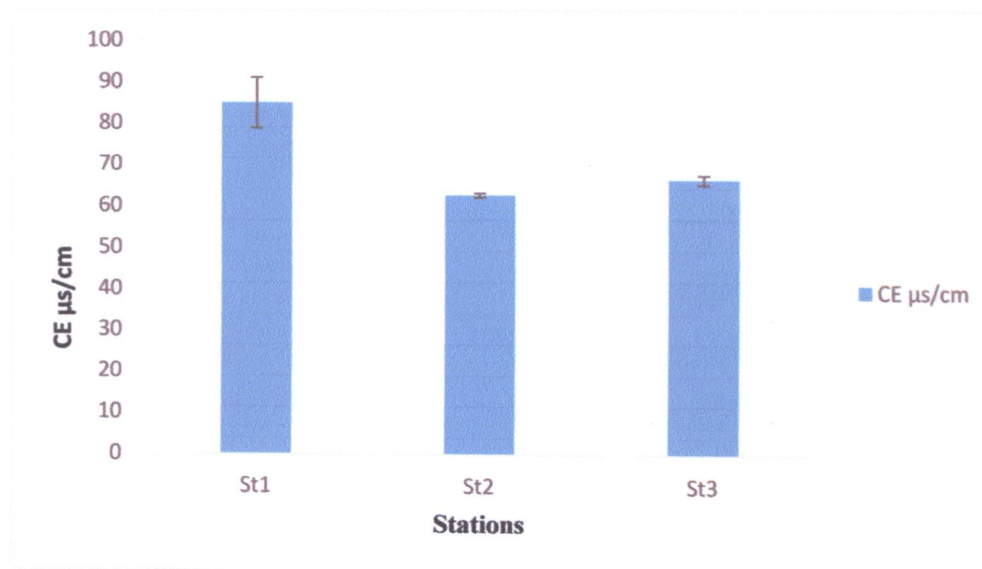


Figure 10 : Distribution spatiale de la conductivité électrique dans les sédiments d'Oued Amsal.

Selon l'échelle de la salinité des sols proposée par **Gros, 1997** qui est présenté dans le tableau (XI) annexe (III), nous remarquons que les valeurs de la CE dans les sédiments des trois stations sont comprises entre $60 \mu\text{s}/\text{cm}$ et $100 \mu\text{s}/\text{cm}$, donc elles sont classées parmi les sols légèrement salés.

I.3. Matière organique

Les résultats d'analyse de la matière organique des différentes stations étudiées sont présentés dans le tableau (III) annexe (I) et dans la figure (11).

Dans notre étude, la matière organique des sols étudiés présente un minimum de l'ordre de $(2,54 \pm 0,54)$ au niveau de la station (St03) et un maximum de l'ordre $(3,06 \pm 0,71)$ au niveau de la station (St02).

L'examen de la figure (11) montre que les valeurs moyennes de la matière organique ne présentent cependant aucune hétérogénéité entre les stations. D'ailleurs, l'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station.

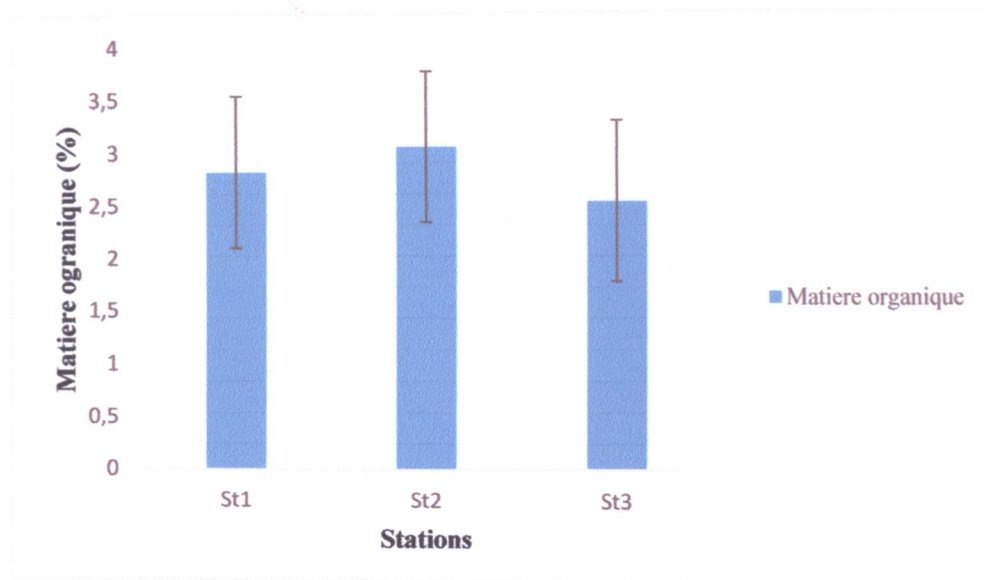


Figure 11 : Teneurs en matière organique des sédiments.

D'après les normes d'interprétations de la matière organique citées dans le tableau (XII) annexe (III) (Schaefer, 1975 in Roula, 2005). Nous remarquons que les valeurs de la matière organique dans les sédiments sont comprises entre 02 et 04 % donc elles sont classées parmi les sols moyens en matière organique.

I.4. Calcaire total

Les valeurs moyennes du calcaire total mesurées dans les sédiments de l'Oued Amsal sont portées dans le tableau (IV) annexe (I) et la figure (12). Ces valeurs oscillent entre une valeur maximale enregistrée dans la station (St02) $(0,06 \pm 0,00)$ et une valeur minimale observée dans les deux stations (St01) et (St03) $(0,05 \pm 0,006)$.

Donc on constate que la différence entre les valeurs moyennes du calcaire total au niveau des trois stations n'est pas négligeable, elle varie significativement d'une station à l'autre. Ceci est confirmé par l'analyse de la variance qui révèle un effet station significatif ($F=6$; $p < 0.05$) (annexe IV).

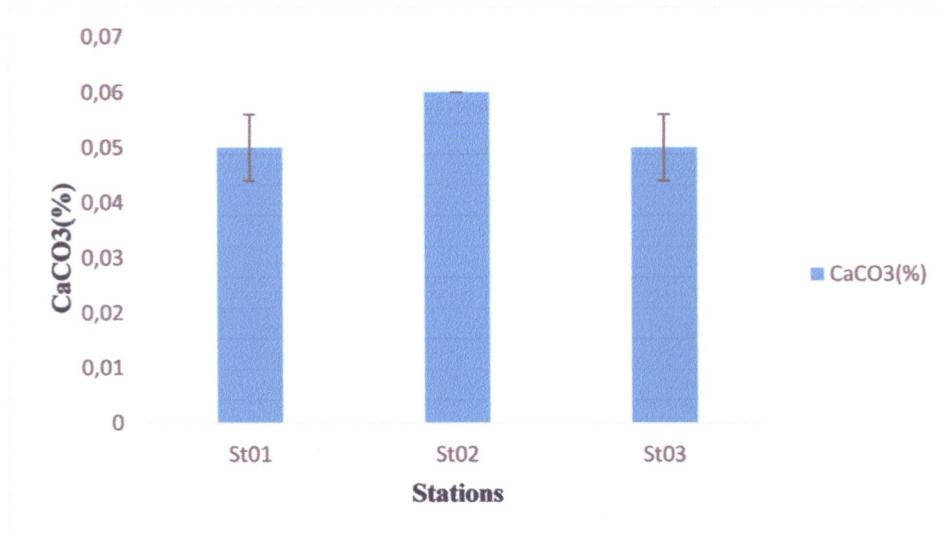


Figure 12 : Variation des teneurs en calcaire total des trois stations.

D'après la classification du (Gagnard et al., 1988) tableau (XIV) annexe (III). On a constaté que les valeurs du calcaire total des trois stations sont négligeable. Donc nous pouvons les classer dans la classe du sol non calcaire.

1.5. Capacité d'échange cationique

La capacité d'échange cationique est un paramètre global, qui représente la quantité maximale de cations de toutes sortes qu'un poids déterminé du sol est capable de retenir ou, autrement dit, le total des charges négatives du sol disponibles pour la fixation de cations métalliques ou d'ions H^+ (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Généralement la CEC varie d'une texture à l'autre, elle est plus élevée dans la texture argileuse, et plus faible dans la texture sableuse.

Le tableau (V) annexe (I) et la figure (13) représentent les valeurs de la CEC et montrent que ces derniers sont comprises entre $(36,25 \pm 5,30 \text{ meq}/100\text{g})$ et $(10,75 \pm 1,06 \text{ meq}/100\text{g})$. La valeur maximale est observée dans la station (St02) alors que la valeur minimale est enregistrée au niveau de la station (St01). En effet, l'analyse de la variance fait ressortir un effet station significatif ($F=12,64$; $p < 0.05$) (annexe IV).

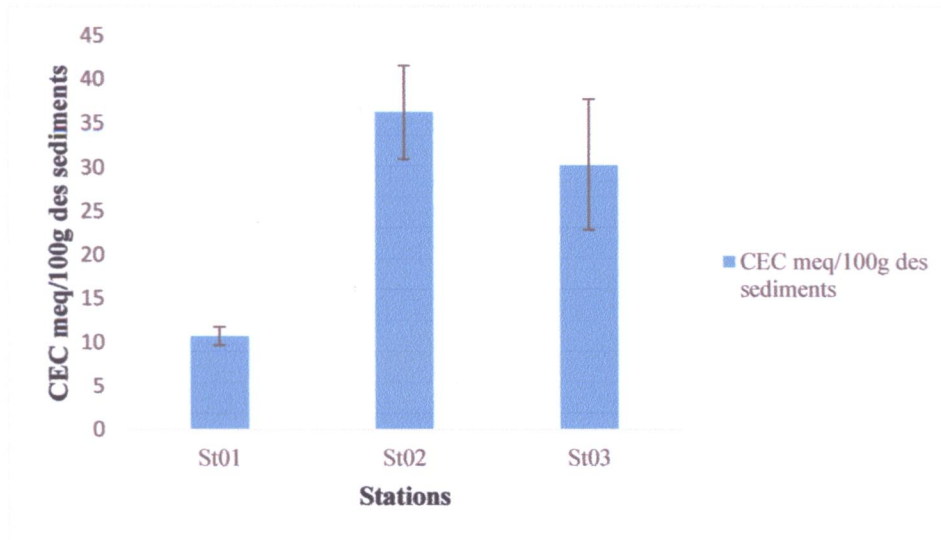


Figure 13 : Variations des valeurs de la CEC dans les trois stations.

D'après les normes d'interprétation de la CEC (**Calvet et Villemen, 1986**) tableau (XIII) annexe (III), on a constaté que les valeurs de CEC des deux stations (St02) et (St03) sont supérieures à 20 meq/100g. Donc nous pouvons les classer dans la classe très élevée alors que la station (St01) représente une valeur de CEC comprise entre 10 et 15 meq/100g. Donc nous pouvons la classer dans la classe moyenne.

I.6. Résultats des ETM (Cd, Pb et Cu) dans les sédiments

Les éléments traces métalliques ont tendance à se concentrer au cours du temps dans le compartiment sédimentaire que dans le compartiment eau, raison pour laquelle de nombreux pays dans le monde et dans la méditerranée en particulier, s'intéresse au suivi de la contamination par les ETM qui se fait notamment sur les sédiments. En fait, ils permettent de déceler les pollutions récentes.

Selon **Thomas et Meybeck (1992)**, les sédiments sont considérés contaminés une fois leurs concentrations en ETM dépassent le niveau seuil des teneurs de référence.

Les résultats des teneurs en métaux lourds des sédiments de l'oued Amsal sont consignés en annexe (I) tableaux de (VI) à (VIII).

Les résultats montrent la variabilité dans la distribution des métaux lourds d'une station à une autre et d'un élément à l'autre.

Les histogrammes des figures (14 à 16) illustrent les teneurs en ppm (mg/kg) des trois métaux détectés dans les sédiments.

I.6.1. Le plomb (Pb)

Les résultats de l'analyse des échantillons sont regroupés dans le tableau (VI) et représentées graphiquement dans la figure (14).

Dans les sédiments de l'Oued Amsal, les concentrations de Pb varient entre une valeur maximale de l'ordre de $(443,96 \pm 740,41)$ enregistrée dans la station (St02) et une valeur minimale de l'ordre de $(10,21 \pm 5,27)$ dans la station (St03). L'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station.

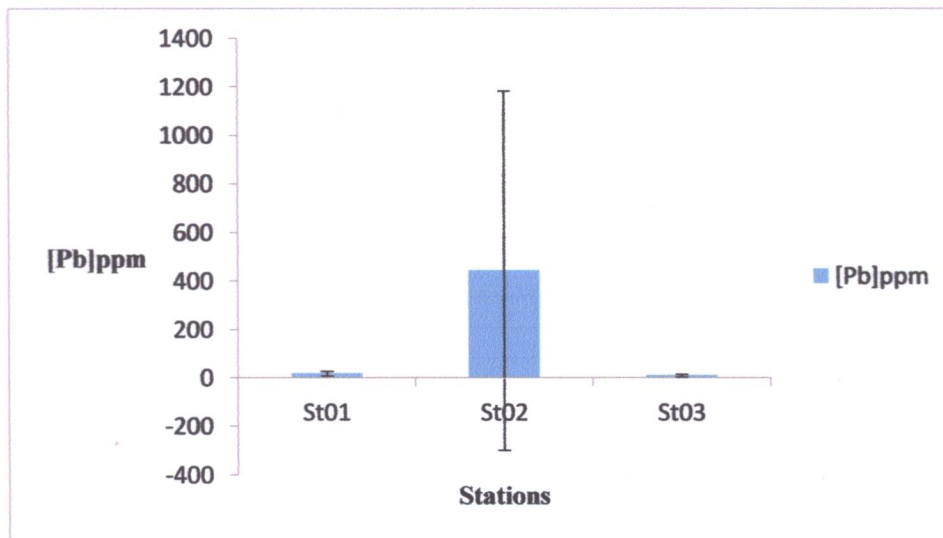


Figure 14 : Les teneurs totales moyennes en Pb dans les sédiments.

L'étude de l'histogramme nous permet de dire que certaines teneurs moyennes en plomb soulevées pour les trois stations sont au-dessus de la norme en vigueur (AFNOR, 1988) qui fixe la valeur (100 ppm) comme valeur limite, au-delà de laquelle, les sédiments seront contaminés, c'est le cas de la station (St02). Pour le reste des deux stations, les valeurs enregistrées sont toutes inférieures à la valeur limite.

L'enrichissement des sédiments de la station (St02) par ce métal peut être attribué à la présence d'une décharge sauvage située au-dessus de cette dernière.

I.6.2. Le cadmium (Cd)

Les résultats de l'analyse des échantillons sont regroupés dans le tableau (VII) et représentées graphiquement dans la figure (15).

Dans les sédiments de l'Oued Amsal, les concentrations de Cd varient entre une valeur maximale de l'ordre de $(5,09 \pm 0,16)$ enregistrée dans la station (St02) et une valeur minimale de l'ordre de $(4,79 \pm 0,18)$ dans la station (St01). L'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station.

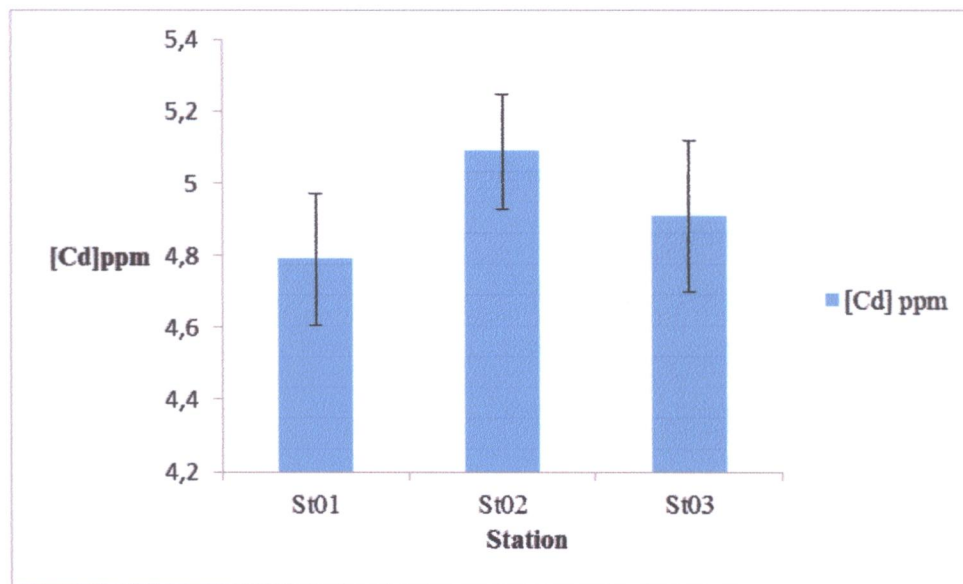


Figure 15 : Les teneurs totales moyennes en Cd dans les sédiments.

L'étude de l'histogramme permet de dire que les teneurs moyennes en cadmium soulevées pour les trois stations sont au-dessus de la norme en vigueur (AFNOR, 1988) qui fixe la valeur (02 ppm) comme valeur limite, au-delà de laquelle, les sédiments seront contaminés.

L'enrichissement des sédiments de l'oued par ce métal peut être lié aux rejets des eaux domestiques, à l'utilisation des engrais chimiques dans l'agriculture, à la présence de décharge sauvage ainsi qu'aux rejets des déchets d'élevages.

I.6.3. Le Cuivre (Cu)

Les résultats de l'analyse des échantillons sont regroupés dans le tableau (VIII) et représentés graphiquement dans la figure (16).

Dans les sédiments de l'Oued Amsal, les concentrations de Cu varient entre une valeur maximale de l'ordre de $(34,41 \pm 32,6)$ enregistrée dans la station (St01) et une valeur minimale de

l'ordre de $(16,14 \pm 9,28)$ dans la station (St03). L'analyse de la variance ne fait ressortir aucun effet station.

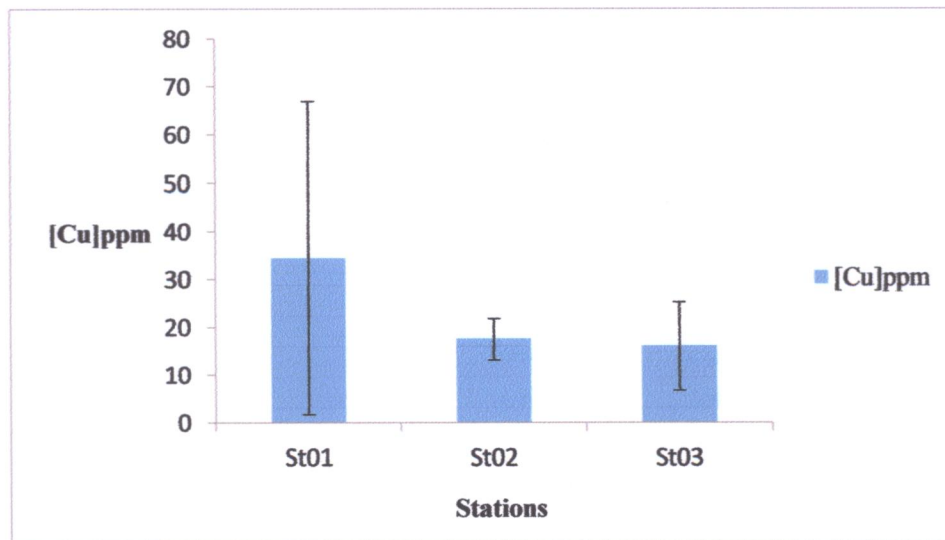


Figure 16 : Les teneurs totales moyennes en Cu dans les sédiments.

L'étude de l'histogramme nous permet de dire que les teneurs moyennes en cuivre soulevées pour les trois stations sont au-dessus de la norme en vigueur (AFNOR, 1988) qui fixe la valeur (100 ppm) comme valeur limite, au-delà de laquelle, les sédiments seront contaminés.

II. Evaluation de la contamination métallique et de la toxicité des sédiments

L'évaluation de la pollution par les ETM et l'identification des sources de pollution reposent sur des principes relativement simples de mesure des concentrations, de calcul d'indices et de leur comparaison avec les normes établies qui varient en fonction de la nature de l'élément, de sa toxicité et du milieu récepteur.

Pour estimer l'intensité de la contamination et la qualité toxicologique des sédiments de l'oued Amsal, des indices ont été utilisés, leur principe est fondé sur la comparaison des valeurs mesurées par rapport à des valeurs références telle que le bruit de fond, les recommandations pour la qualité des sédiments et les concentrations seuils produisant des effets apparents.

II.1. Evaluation de la contamination métallique par le calcul de l'indice de géoaccumulation (*Igeo*)

Un critère d'évaluation de l'intensité de la contamination métallique est l'indice de géoaccumulation (**Müller, 1969**). Cet indice de caractère empirique compare une concentration donnée versus une valeur considérée comme fond géochimique.

L'*Igeo* est calculé selon la formule suivante :

$$I_{geo_x} = \log_2 \left(\frac{C_n}{1.5Bg_x} \right)$$

Où :

Igeo : Index de géoaccumulation,

log₂ : logarithme de base 2,

x : élément considéré,

C : concentration mesurée pour un élément x,

B : fond géochimique pour un élément n, tableau (XIX), annexe (III).

1.5 : facteur de correction du fond géochimique, dont la fonction est de prendre en compte les variations naturelles du fond géochimique causées par des effets lithologiques.

L'indice de géoaccumulation, bien que ne faisant pas intervenir une normalisation des concentrations métalliques par rapport à un élément "immobile", a l'avantage d'être associé à une échelle qualitative de pollution. En effet, **Müller (1981)** a défini une échelle avec six classes d'indice de géoaccumulation. Cette échelle de l'intensité de pollution est comprise entre 0 (pollution nulle) et 6 (pollution très forte), tableau (XVI) annexe (III).

Le calcul des Igeo a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments d'Oued Amsal par les ETM dont les teneurs dépassent le background de la zone d'étude ; les résultats des indices de géoaccumulation sont donnés dans le tableau (IX) annexe (I).

D'après la classification de **Müller (1981)** tableau (XVI) annexe (III) les résultats montrent que les sédiments sont non pollués à légèrement pollués par le cadmium dans toutes les stations. Dans le cas du plomb, la station (St02) est moyennement polluée et les deux autres stations (St01 et St03) non polluées à légèrement polluées. Donc nous concluons une pollution par le cadmium et le plomb de toutes les stations. Les Igeo calculés pour le cuivre ne reflètent aucune pollution ; ces derniers étant négatifs.

II.2. Evaluation de la contamination métallique par le calcul du facteur de contamination (FC) et le degré de contamination (DC)

II.2.1. Le facteur de contamination

En effet, les ETM sont principalement associés aux particules des sédiments (argiles, carbonates, oxydes et hydroxydes de fer, matière organique, alumino-silicates, ...), et il serait donc nécessaire d'exprimer les concentrations des ETM en fonction d'un paramètre lié à la nature du sédiment.

Cette normalisation qui consiste à exprimer le ratio de la teneur d'une substance donnée par rapport à celle du facteur normalisant, ici le bruit de fond naturel, permet de définir le facteur de contamination "FC" d'un élément trace donné dans le sédiment. Ce facteur de contamination est exprimé par la formule suivante :

$$FC_x = \left(\frac{C_x}{Bg_x} \right)$$

Ou :

FC : facteur de contamination,

x : élément considéré,

C_x : concentration mesurée pour un élément x,

Bg : Background pour un élément x,

De même que pour l'*Igeo*, des classes de contamination sont définies pour le FC (Hakanson, 1980 ; Förstner et al., 1981 ; Carballeira et al., 1997 in Rubio et al., 2000).

Ces classes sont données dans le tableau (XVII) annexe (III) et les résultats de facteur de contamination sont donnés dans le tableau (IX) annexe (I).

Les sédiments des trois stations ont des FC en Cd supérieurs à 1, reflétant un enrichissement voir une contamination par cet élément. La contamination est très forte pour le cadmium dans les trois stations. Pour le plomb, la contamination est absente à faible dans les deux stations (St01) et (St03) et très forte dans la station (St02). Le FC-Cu ne dépasse jamais le seuil de la première classe (FC<1) indiquant ainsi une contamination faible voir absente quel que soit le point de prélèvement.

II.2.2. Le degré de contamination (DC)

Est la somme des FC qui permet d'estimer le degré de contamination (*a priori* contamination polymétallique) pour chaque point de prélèvement. Ce degré de contamination (Dc) est exprimé par la formule suivante :

$$DC_i = \sum FC$$

Où :

DC_i : degré de contamination,

i : point de prélèvement considéré,

C_x : concentration mesurée pour un élément x,

Bg_x : Background pour un élément x,

Afin de donner une signification à ce degré de contamination, **Hakanson (1980)** a défini des classes de degrés de contamination. Ces dernières sont données dans le tableau (XVIII) annexe (III) et les résultats de degré de contamination sont donnés dans le tableau (IX) annexe (I).

L'analyse des résultats révèle une contamination polymétallique dominée par deux éléments (Pb et Cd). Dans la station (St02) la contamination est très élevée de l'ordre de 28,41 et dans les autres stations (St01 et St03) indiquant une contamination polymétallique considérable, due probablement aux différentes actions anthropiques exercées sur cet écosystème (décharge sauvage, rejets d'eau domestiques...ect).

conclusion

De nos jours le problème des ETMs est plus en plus préoccupant. Pour cela la protection de l'environnement impose de limiter les teneurs de ces ETMs dans l'environnement et particulièrement dans les sédiments. Plusieurs procédés de traitement ont été utilisés pour éliminer ces polluants. Pour cette raison beaucoup de recherches ont été réalisées afin d'évaluer la pollution des sédiments par les ETMs et c'est aussi le but de notre étude.

L'accumulation d'éléments toxiques tels que les ETMs dans les sédiments présente un danger pour les écosystèmes aquatiques et la santé humaine.

Dans notre étude trois éléments (Pb, Cd et Cu) ont été dosés dans les sédiments de trois stations de l'Oued Amsal dans la région de ZiamaMansouriah (Wilaya de Jijel).

Cette dernière montre que les teneurs moyennes en Cd et en Pb dépassent la norme admissible et permette de révéler un enrichissement par ces derniers. Cet état reflète les influences directes attribuées à la présence d'une décharge sauvage située au-dessous de la station (St02).

Dans le cas du Cu, les teneurs enregistrées sont toutes inférieures à la norme admissible et ne permettent pas de conclure à une pollution par ce métal.

L'évaluation du niveau de contamination par le calcul d'indices montre que :

- L'indice de géoaccumulation "*I_{geo}*", traduit une contamination par le cadmium dans toutes les stations de prélèvements et par le plomb dans la station St02. Les *I_{geo}* calculés pour le cuivre ne reflètent aucune pollution ; ces derniers étant négatifs.
- Les facteurs de contamination "*FC*" traduisent une contamination très forte pour le cadmium dans les trois stations et dans la station St02 pour le plomb. Le *FC*-Cu ne dépasse jamais le seuil de la première classe ($FC < 1$) indiquant ainsi une contamination faible voir absente quel que soit le point de prélèvement.
- Les degrés de contamination "*DC*" spécifiques à chaque point de prélèvement, confirment les premières observations et révèlent une contamination polymétallique dominée par deux ou plusieurs éléments. Cadmium et plomb étant les plus préoccupants.

Les Références bibliographiques

- Ablain F., (2002).** Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole, Thèse doctorat, université de Rennes, pp. 55-95.
- Adriano, D.C. (1986).** Trace elements in the terrestrial environment. Trace elements in the environment; New York. Springer Verilog, pp. 106- 155.
- Alloway J.B. (1995).** Heavy metals in soil. Blackie Academic and Professional, Second Edition, Glasgow, London, 368 p.
- Ankley, G.T., Thomas, N.A., Di Toro, D.M., Hansen, D.J., Mahony, J.D., Berry, W.J., Swartz, R.C., Hoke; R.A., Garrison, A.W., Allen, H.E., Zarba, C.S., (1994).** Assessing potential bioavailability of metals in sediments: A proposed approach *Environ Management* 8:331-337.
- ATSDR, (1990).** Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, Atlanta, U.S department of health and human services, public health services.
- Audry S., (2003).** Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot-Garonne-Gironde. Thèse de doctorat, spécialité Géosciences, sciences de l'environnement, Université de Bordeaux I. 441p.
- Babich H., Stotzky G., (1980).** Environmental factors that influence the toxicity of heavy metals and gaseous pollutants to microorganisms. *Crit. Rev. Microbiol*, 8: pp.99-145.
- Baize D., (1997).** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France), Edition INRA Institut National de la Recherche Agronomique, Paris, 410p.
- Baize D., (2000).** Teneurs totales en « métaux lourds » dans les sols Français résultats généraux du programme A.S.P.I.T.E.T. *Le courrier de l'environnement*, 39,23-35.
- Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Pepin G., Pichard A., (2011).** Cadmium et ses dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, 82 p.
- Bliefert C ; Perrot R., (2003).** Chimie de l'environnement air, eau, sol, édition de beoeck, p. 189-195.
- Bliefert C., Perraud R., (2003).** Chimie de l'environnement Air, Eau, Sol. Edition de beoeck. 2^e édition, Paris. 369-387 pp.
- Bonnet C.,(2000).** Développement de bios essais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse, Université de Metz, Metz, France, 309 pp.
- Bourrelier P.H., Berthelin J., Pedro G., (1998).** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leurs gestions. Rapport N° 42 de l'académie des sciences. Paris, France : Lavoisier. Tec. DOC. 440p.
- Brémond R. et Vuichard R., (1973).** Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation Française. Paris. P: 173.
- Brinkman R., (1985).** Mineralogy and surface properties of the clay fraction affecting soil behavior and management. *Soil Physics and Rice*, International Rice Research Institute, Los Banos, Philippines, T. Woodhead (ed.).pp.161-182.
- Brown G.E., Foster A.L., Ostergren J.D., (1999).** Mineral surfaces and bioavailability of heavy metals: A molecular-scale perspective. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96 (7): pp.3388-3395.
- Burnol A., Duro L., Grive M., (2006).** Eléments traces métalliques. Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, 119 p.

- Calmano W., Hong J. et Förstner U., (1993).** Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Science and Technology*, **28**, 8-9, 223-235.
- Calvet, G., Villemen, P., (1986).** Interprétation des analyses de terre. Société Commerciale des potasses et de l'azote. P : 24.
- Campy M., Maybeck M., (1995).** Les sédiments lacustres in *Limnologie générale*, Masson, Paris, P. 185-226.
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., (2002) (a).** Quality of dredged materials in the river Seine basin (France)-I. Physico-chemical properties. *The*
- Carpentier S., Moilleron R., Beltran C., Hervé D. et Thévenot D., (2002) (b).** Quality of dredge material in the river Seine basin (France). II. Micropollutants. *Science of Total Environment*, **299**, 57-72.
- CECAD. (1998).** Collectif pour l'étude du cadmium « Le cadmium en question ».
- Coullery P., (1997).** Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse d'état. Ecol-poly. Fed. Lausanne. Suisse, 139p.
- Crosnier J., (1999).** Devenir de la pollution métallique drainée par les eaux pluviales : Influence du compartiment microbien et des alternances de dessiccation/rehumectation sur le transfert du zinc dans la zone non saturée du sol, Thèse Doctorat, Université de Claude Bernard- Lyon I, 282p.
- Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, Berry WJ, Swartz RC, Cowan CE, Pavlou SP, Allen HE, Thomas NA, Paquin PR. (1991).** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environ Toxicol Chem* 10:1541-1583.
- Diserens E., (1996).** Teneurs en cadmium dans la partie comestible des plantes cultivées : une étude bibliographique. *Rev. OFEFP Sols pollués – métaux lourds et plantes bioindicatrices. Document Environnement n ° 58, Sol, Berne. 15-75.*
- Environnement Canada., (1994).** Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physico-chimique et d'essai biologiques, Environnement Canada, Ottawa, P. 134.
- Florence T.M., Batley G.E., Benes P., (1980).** Chemical speciation in naturel waters. *CRC CRIT. Rev. Anal. Chem. Vol 9: pp.219-296.*
- Förstner U. (1987).** Sediment-Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia* 149:221-246.
- Förstner U. et Wittmann G.T.W. (1981).** Metal pollution in the aquatic environment. Springer-Verlag, Belin Heidelberg New York, 486 p.
- Forstner U., Aslf W., Calmano W., Kersten M., Salomons W., (1986).** Mobility of heavy metals in degred harbour sediments. In *Sediments and Water interactions*, Sly-Peter-Ged., Springer-Verlag New York, United States, pp.371-380.
- Gagnard, G., Huguet, C., Ryser, J.P., (1988).** L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation, le contrôle de la qualité des fruits. Secrétariat général OILB/SROP. P : 83.
- Gagnard, G., Huguet, C., Ryser, J.P., (1988).** L'analyse du sol et du végétal dans la conduite de la fertilisation, le contrôle de la qualité des fruits. Secrétariat général OILB/SROP. P: 83.
- Gibbs R., (1973).** Mechanisms of traces metal transport in rivers. *Science*, vol. 180 pp.71-73.

- Gros, A., (1979).** Engrais guide pratique de la fertilisation. 7^{ème} Ed. Maison rustique. P : 533. http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/guide_toxiques_reduit-3-2.pdf.
- Hakanson L.,(1980).** Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, 14, 5, 975-1001
- Hoss S., Henschel T., Haitzer M., Traunspurger W., Steinberg C.E.W., (2001).** Toxicity of cadmium to caenorhabditis elegans (Nematoda) in whole sediment and pore water – the ambiguous role of organic matter, *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(12), pp. 2794-2800. *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
- Juste C., (1988).** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol, *Science du sol*, Vol 26, pp. 103-112.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., (1991).** Traces elements in soils and plants, CRC Press Boca Raton, United States, 365p.
- Kabata-Pendias A., Pendias H., (1992).** Trace elements in soils and plants; second edition. CRC.
- Kedzieorek M.A.M., Bourg A.C.M., (1996).** Acidification and solubilisation of heavy metals from single and dual-component model solids. *Applied Geochemistry* 11, pp.299-304.
- Kribi, M., (2005).** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Edition EMAC. Institut National.
- Laing G.D., Bogaert N., Tack F.M.G., Verloo M.G., Hendricks F., (2002).** Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldtestuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. *The Science of the Total Environment* 289, pp.71-81.
- Le Clech, B., (2000).** Agronomie «des bases aux nouvelles orientations». Edition Synthèses Agricole. Bordeaux : 260.
- Le Goff F., Bonnomet V., (2004).** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique du ministère de l'écologie et du développement durable, Direction de l'eau, 85 p.
- Leita L., Denobih M., Muhlachova G., Mondini C., (1995).** Bioactivaibility and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. Fertil. Soils*. 19, pp.103-108.
- Lemière B., Seguin J.J, Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Darmendrail D., Conil P., (2001).** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes-Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau Edition BRGM, France.
- Lisk D.J., (1972).** Traces elements in soils, plants and animals. *Advances in agronomy*, 24, 267-325.
- Louma S.N., (1989).** Can we determine the biological availability of sediment- bound trace elements?, *Hydrobiologia*, vol 176/177, pp.379-396.
- Mantuelle B., (2003).** Qualité et gestion des sédiments d'eau douce éléments physicochimiques et biologiques. Edition Cemagref. *Marine Pollution Bulletin*, 42, 482-490.
- Marot F., (1997).** Caractérisation et traitement des sédiments de dragage contenant des polluants métalliques, thèse de doctorat spécialité « Génie Civil et Environnement », Université du Havre, Le Havre, P. 245.

- Miao S., Delaune R.D., Jugsujinda A., (2006).** Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi River deltaic plain freshwater lake. *Science of the Total Environment* 371, pp.334-343.
- Miquel G.,(2001).** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport 261 (2001/2002). Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques. 365p.
- Morel F. m., (1983).** Principals of aquatic chemistry. Edition New York Wiley Interscience.
- Müller G.,(1969).** Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *Geology Journal*, 2, 109-118.
- Müller G.,(1981).** The heavy metal pollution of the sediments of Neckars and its tributary: a stocktaking. *Chemical Zeitung*, 105, 157-164.
- N'Guessan Y.M., (2008).** Dynamique des éléments traces métalliques dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne. Thèse doctorat de l'université de Toulouse, spécialité : Agrosystèmes, Ecosystèmes et Environnement.
- Newman M.C., Jagoe C.H., (1994).** Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. Bioavailability physical chemical and biological interactions. Edition USA, Lewis Publishers.
- Noppe k., (1996).** Contamination métallique des sédiments des cours d'eau du bassin Artois-Picardie et son impacts sur la contamination des chairs et des foies de poissons. Thèse de doctorat. Université Pierre et Marie Curie- Paris vi, 92 pp.3-10.
- OPECST.,(2001).** Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport du sénat français : Effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé –Rapport 261.
- Peterson GS, Ankley GT, Leonard EN.,(1996).** Effects of bioturbation on metal-sulfide oxidation in surficial freshwater sediments. *Environ Toxicol Chem* 15:2147-2155.
- Pichard A., Bisson M., Diderich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., (2005).** Le Zinc et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERS. 69 p.
- Pichard A., Bisson M., Houeix N., Gay G., Lacroix G., Lefevre J.P., Magaud H.,Pichard A., Bisson M., Hulot C., Lacroix G., Lefèvre J.P., Magaud H., Oberson D., Geneste., Morin A., Pépin G., (2003).** Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques INERIS, 90 p.
- Picot C., (1999).** Intoxication de l'organisme par les métaux lourds et autres toxiques : le mercure, le plomb et cadmium trois métaux toxiques. Conference ADNO. Paris.
- Power EA, Chapman PM., (1992).** Assessing sediment quality. In *Burton*, GAJ (Eds). press.
- Ramade F.,(1998).** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, FRA. 785p.
- Ramade F., (2000).** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ediscience international, Paris, 690 p.
- Riou P. and Thevenet G., (1997).**Qualité des sols et quantités des productions agricoles : P 191.
- Roula, S.E., (2005).** Thèse de magister : Caractérisation physico-chimique et valorisation des boues résiduelles urbaines pour la confection des substrats de culture en pépinière hors sol. Université de Batna.
- Rubio B., Nombela M.A. et Vilas F., (2000).** Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ría de Vigo (NW Spain): An assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin*, 968-980.
- Ruiz F., (2001).** Trace metals in estuarine sediments from the southwestern Spanish Coast.

- Savary P., (2003).** Guide des analyses de la qualité de l'eau ; dossier d'expert ; Editions Science of the Total Environment, **295**, 101-113.
- Scheinberg I.H., (1979).** Human health effects. In: Nriagu, J. (Ed), Copper in the environment. Willey, London, p.17-39.
- Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M., Matejka G., (1994).** Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. Revue des sciences de l'eau, vol. 7, n°4, pp.343-365.
- Sigg L., Behra P., Stumm W., (2006).** Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. 4^e édition, Dunod, Paris, 564p.
- Sigg L., Warner S., Berla P., (1992).** Chimie des milieux aquatiques. Masson, Paris, 225p.
- Sillanpaa M., (1972).** Traces elements in soils and agriculture. *FAO soils Bulletin*, 17, 1-67.
- Steulet J., (2003).** Analyse de la concentration en plomb du sol sur et aux abords des pistes des aéroports. Diplôme SSIE.
- Stoeckli F., Lavanchy A., Hugi-Cleary D., (1998).** In : Meunier F Editor, <fundamentals of adsorption. FOA-6>, Paris: Elsevier, pp.75-80.
- Tessier A., Turner D.R., (1995).** Metal speciation and soils bioavailability in aquatic systems. New York: John Wiley and Son eds.679p.
- Thomas, R., Meybeck, M., (1992).** The use of particulate material in water quality assessments. A guide to use of biota sediments and water in environmental monitoring. Edition Chapman et Hall LTD. London. PP: 121-170.
- Tremel-Schaub, A., Feix, I., (2005).** Contamination des sols : Transfert des sols vers les plantes. Ed Science/ ADEME. PP: 121-170.
- Vernet J.P., (1992).** Impact of heavy metals on the environment, vol.2: Trace metal in the environment. Elsevier Sciences Publishers B.V., Amsterdam, 439p.
- Wright D.A., Welbourn P., (2002).** Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp. 253-301.
- Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L. et Calmano W., (2001).** Contaminants in sediments : remobilisation and demobilisation. Science of Total Environment, **266**, 195-202.

ANNEXE

*Annexe I***I. Résultats des analyses chimiques des sédiments****I.1. Le pH****Tableau I:** Valeurs moyennes du pH des sédiments

	St01	St02	St03
pH	6,97	7,96	8,28
	7,68	7,89	8,02
	8,15	8,33	8,31
Moy ± écartype	7,74±0,68	7,86±0,17	8,26±0,10

I.2. La conductivité électrique**Tableau II:** Valeurs moyennes de la conductivité électrique des sédiments

	St01	St02	St03
CE (µS/cm)	80,6	62,8	65,3
	89,2	62,1	66,9
Moy ± écartype	84,9±6,08	62,45±0,49	66,1±1,13

I.3. La matière organique**Tableau III:** Valeurs moyennes de la matière organique des sédiments

	St01	St02	St03
MO(%)	3,10	3,84	3,36
	3,36	2,87	2,39
	2,01	2,46	1,86
Moy ± écartype	2,82±0,72	3,06±0,71	2,54±0,76

I.4. Calcaire Total**Tableau IV:** Valeurs moyennes du calcaire total des sédiments

	St01	St02	St03
Calcaire total(%)	0,05	0,06	0,05
	0,05	0,06	0,04
	0,06	0,06	0,05
Moy ± écartype	0,05±0,006	0,06±0,00	0,05±0,006

I.5. La capacité d'échange cationique

Tableau V: Valeurs moyennes de la capacité d'échange cationique des sédiments

	St01	St02	St03
CEC meq/100g	11,5	32,5	25
	10	40	35,5
	Moy ± écartype	10,75±1,06	36,25±5,30

II. Résultats des ETM (Pb, Cd, Cu et Cr) dans les sédiments

Tableau VI: Valeurs moyennes de Pb dans les sédiments

	St01	St02	St03
[Pb] ppm	24,82	19,78	7,37
	08,53	1298,9	16,29
	22,49	13,19	6,98
Moy ± écartype	18,61±8,81	443,96±740,41	10,21±5,27

Tableau VII : Valeurs moyennes de Cd dans les sédiments

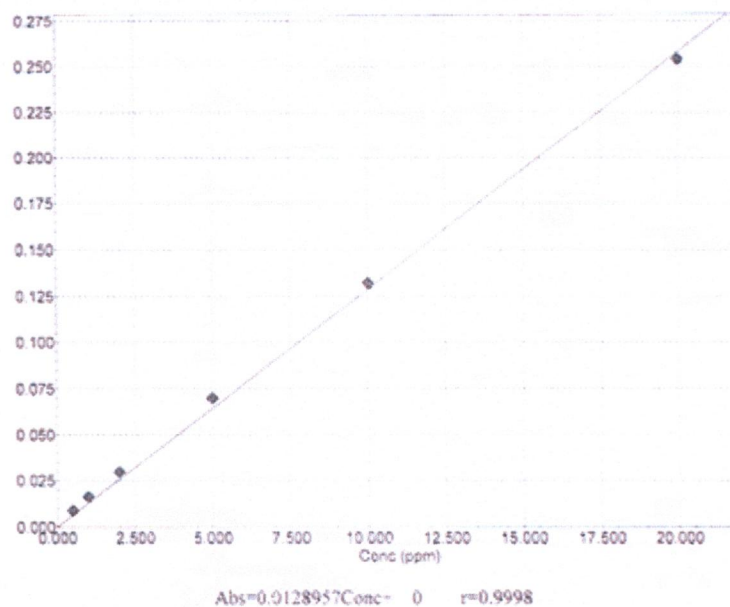
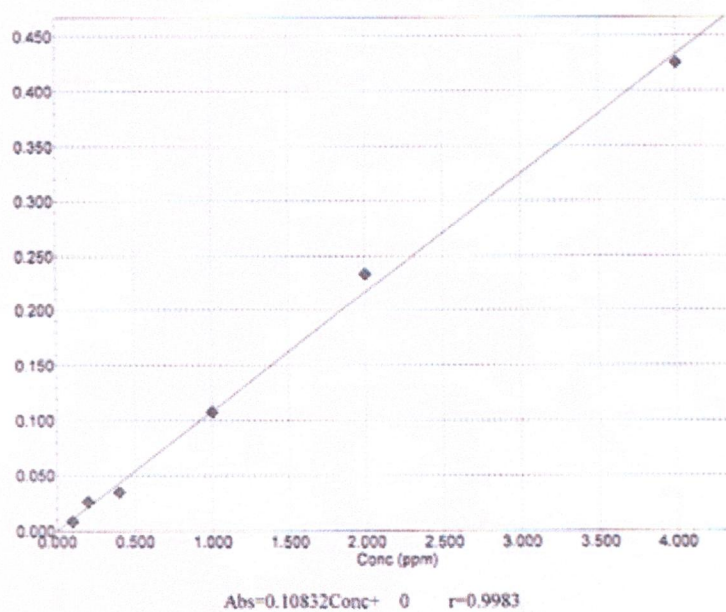
	St01	St02	St03
[Cd] ppm	4,71	4,98	5,03
	4,66	5,26	4,66
	4,99	5,03	5,03
Moy ± écartype	4,79±0,18	5,09±0,16	4,91±0,21

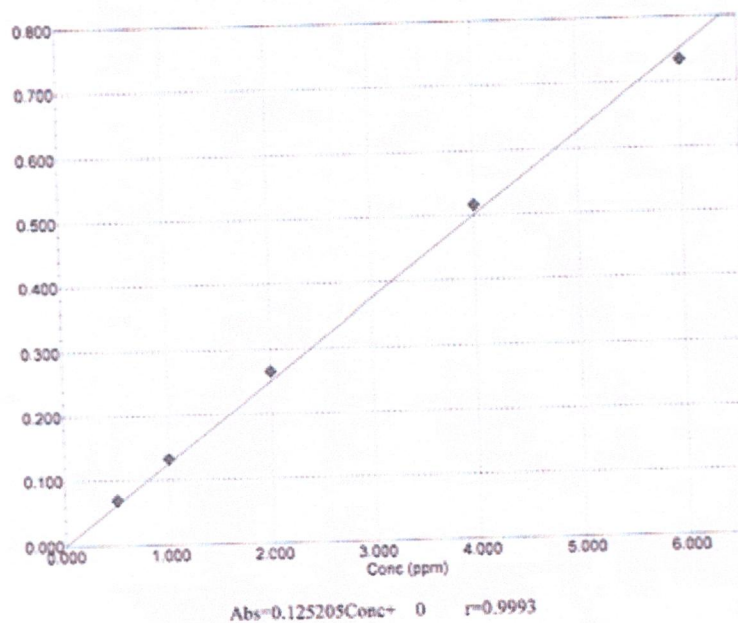
Tableau VIII : Valeurs moyennes de Cu dans les sédiments

	St01	St02	St03
[Cu] ppm	17,45	22,57	11,7
	13,82	15,82	26,8
	71,96	14,54	9,91
Moy ± écartype	34,41±32,6	17,64±4,31	16,14±9,28

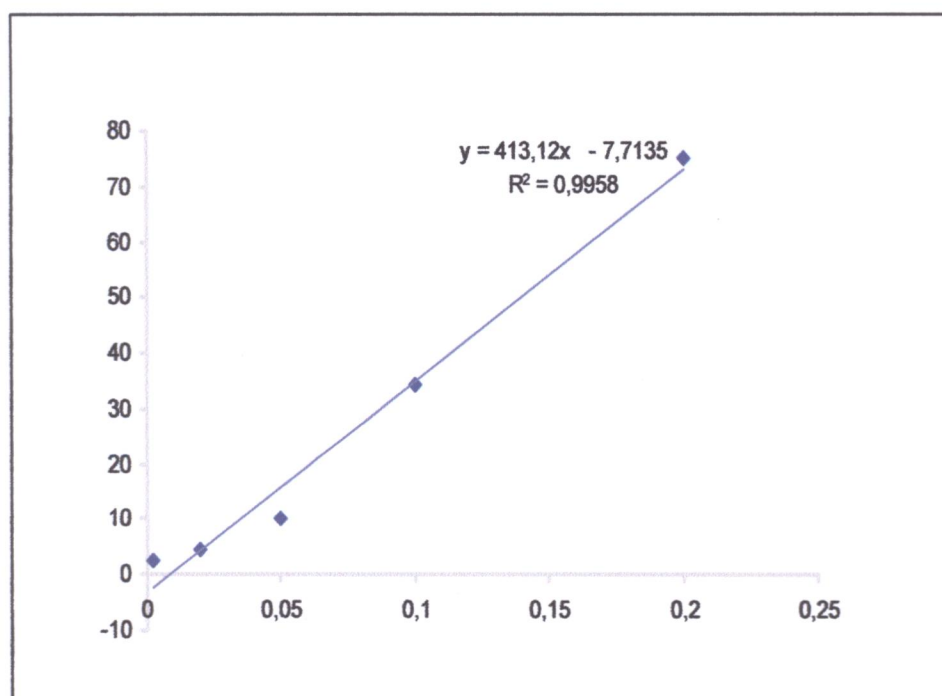
Tableau IX : Moyennes des Igeo, FC et DC des sédiments d'oued Amsal

	Igeo			FC			DC
	Pb	Cd	Cu	Pb	Cd	Cu	
St01	0,093	0,03	-0,34	0,47	15,97	0,69	17,14
St02	2,22	0,033	-0,62	11,09	16,97	0,35	28,41
St03	0,051	0,03	-0,66	0,26	16,37	0,32	16,95

Annexe II**Courbes d'étalonnage des métaux lourds****La courbe d'étalonnage du Pb****La courbe d'étalonnage du Cd**



La courbe d'étalonnage du Cu



Courbe d'étalonnage du calcaire total

Annexe III**Tableau X : Echelle de classification du pH de la solution du sol (Le Clech, 2000).**

pH	5-6,5	<3,5	3,5-4,2	4,2-5	6,5-7,5	7,5-8,7	>8,7
Classes	Hyper acide	Très acide	Acide	Faiblement acide	Neutre	Basique	Très basique

Tableau XI : Classe de la salinité en fonction de la conductivité électrique de l'extrait aqueux a 1/5(Gros, 1979).

CE ($\mu\text{s.cm}^{-1}$)	60	100	200	400	
CE (ds.m^{-1})	0,6	1	2	4	
CE _{1/5}	Non salé	Légèrement salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé

Tableau XII : Normes d'interprétation de la matière organique (Schaefer, 1975 in Roula, 2005).

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

Tableau XIII : Normes d'interprétation pour la CEC (Calvet et Villemen, 1986).

Classe	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevées
CEC meq/100g de sol	<5	5-10	10-15	15-20	>20

Tableau XIV : Classe du Calcaire total (Gagnard et al., 1988).

Sol	CaCO₃
Sol non calcaire	0-traces
Sol peu calcaire	20-100
Sol calcaire	100-250
Sol très calcaire	Supérieur à 250

Tableau XV : Proposition pour des « seuils d'investigation » teneur totales (Thévenet and Riou, 1997).

Métaux lourds	Valeurs seuils de la norme AFNOR U44-041	« Seuils d'investigation » proposés (en mg /kg)
Cd	02	0.70
Cr	150	100
Cu	100	35
Ni	50	70
Pb	100	60
Zn	300	150

Tableau XVI : Classes définies pour l'indice de géoaccumulation (Müller, 1981, Ruiz, 2001).

Valeur de l'index (<i>Igeo</i>)	Classes <i>Igeo</i>	Intensité de la pollution
$Igeo < 0$	0	Background
$0 \leq Igeo < 1$	1	Sédiment non pollué à légèrement pollué
$1 \leq Igeo < 2$	2	Sédiment légèrement pollué à moyennement pollué
$2 \leq Igeo < 3$	3	Sédiment moyennement pollué
$3 \leq Igeo < 4$	4	Sédiment moyennement pollué à fortement pollué
$4 \leq Igeo < 5$	5	Sédiment fortement pollué
$5 \leq Igeo$	6	Sédiment extrêmement pollué

Tableau XVII : Classes du facteur de contamination (Hakanson, 1980 ; Förstner et al., 1981 ; Carballeira et al., 1997).

FC	Gradient de contamination
$FC < 1$	Absente à faible
$1 \leq FC < 3$	Modérée
$3 \leq FC < 6$	Considérable
$6 \leq FC$	Très forte

Tableau XVIII : Classes de degrés de contamination (Hakanson, 1980).

DC	Degré de contamination
DC < 6	Faible
$6 \leq DC < 12$	Modérée
$12 \leq DC < 24$	Considérable
$24 \leq DC$	Très élevé

Tableau XIX : Background des ETM (Bg) (Thomas et meybeck, 1992)

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Bg	0.30	120.0	50.00	80.00	40.00	240.00

Annexe IV

Résultats de l'analyse de la variance « ANOVA » des éléments traces métalliques.

pH

One-Way ANOVA on columns selected between Col (pH1) -> Col (pH3):

Data	Mean	Variance	N
pH1	7,6	0,3529	3
pH2	8,06	0,0559	3
pH3	8,20333	0,02543	3

F = 2,05934

p = 0,20849

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

CE

[One-Way ANOVA on columns selected between Col(CE1) -> Col(CE3):

Data	Mean	Variance	N
CE1	84,9	36,98	2
CE2	62,45	0,245	2
CE3	66,1	1,28	2

F = 22,61434

p = 0,01551

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

Matière organique

One-Way ANOVA on columns selected between Col(MO1) -> Col(MO3):

Data	Mean	Variance	N
MO1	2,82333	0,51303	3
MO2	3,05667	0,50223	3
MO3	2,53667	0,57863	3

F = 0,38304

p = 0,69733

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

Calcaire total

One-Way ANOVA on columns selected between Col(CT1) -> Col(CT3):

Data	Mean	Variance	N
CT1	0,05333	3,33333E-5	3
CT2	0,06 0	3	
CT3	0,04667	3,33333E-5	3

F = 6

p = 0,03704

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

CEC

One-Way ANOVA on columns selected between Col(CEC1) -> Col(CEC3):

Data	Mean	Variance	N
CEC1	10,75	1,125	2
CEC2	36,25	28,125	2
CEC3	30,25	55,125	2

F = 12,64

p = 0,03455

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

Pb

One-Way ANOVA on columns selected between Col(Pb1) -> Col(Pb3):

Data	Mean	Variance	N
Pb1	18,61333	77,61243	3
Pb2	443,95667	548206,93443	3
Pb3	10,21333	27,73243	3

F = 1,00979

p = 0,41879

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

Cd

One-Way ANOVA on columns selected between Col(Cd1) -> Col(Cd3):

Data	Mean	Variance	N
Cd1	4,78667	0,03163	3
Cd2	5,09333	0,02123	3
Cd3	4,90667	0,04563	3

F = 2,18206

p = 0,19402

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

Cu

One-Way ANOVA on columns selected between Col(Cu1) -> Col(Cu3):

Data	Mean	Variance	N
Cu1	34,41	1060,7961	3
Cu2	17,64333	18,61363	3
Cu3	16,13667	86,08103	3

F = 0,79448

p = 0,4942

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



Thème

Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : cas de l'Oued Amsal région Zياما منصوريا.

Nom et prénom :

LAOUICI Leila

Date de soutenance : .06.2015

Résumé

Le but de cette étude est d'évaluer le niveau de contamination par les ETM (Pb, Cd et Cu) des sédiments de trois stations de l'Oued Amsal dans la région de Zياما منصوريا (Wilaya de Jijel).

Pour cela nous nous sommes basé sur le calcul d'indice de contamination/pollution à savoir : Indice de géoaccumulation (Igeo), Facteur de Contamination (FC) et degré de contamination (DC).

Ces derniers révèlent une contamination polymétallique dominée par les deux éléments Pb et Cd des trois stations. Cette contamination est plus importante au niveau de la deuxième station située au-dessus de la décharge.

Mots clés : Eléments traces métalliques, indices, qualité des sédiments.

Abstract

The purpose of this study is to assess the level of contamination by ETM (Pb, Cd and Cu) sediments of three stations of the Wadi Amsal area Zياما منصوريا (Wilaya of Jijel).

For this, we have based on the calculation of index of contamination / pollution namely: géoaccumulation Index (Igeo), Contamination Factor (FC) and degree of contamination (DC).

They reveal a polymetallic contamination dominated by the two elements Pb and Cd of the three stations. This contamination is greater at the second station located above the discharge.

Keywords: Trace metals, indexes, sediment quality.

ملخص

الغرض من هذه الدراسة هو تقييم مستوى التلوث بالمعادن الثقيلة (الرصاص، الكاديوم والنحاس) لرواسب من ثلاث محطات

وادي امصال بمنطقة زيامة منصورية (ولاية جيجل).

لهذا الغرض قمنا بحساب مؤشرات التلوث: (Igeo), (FC) (DC).

هذه الأخيرة تكشف عن تلوث بمختلف المعادن خاصة بالرصاص والكاديوم في المحطات الثلاث، هذا التلوث أكبر قيمة في