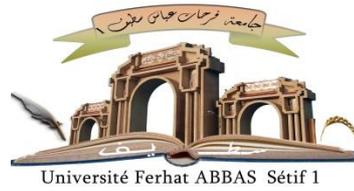


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de L'Enseignement Supérieur et de la Recherche
Scientifique



UNIVERSITÉ FERHAT ABBAS - SETIF1

FACULTÉ DE TECHNOLOGIE

THESE

Présentée au Département de Génie des procédés

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Option: Génie chimique

Par

DEHBI MERIEM

THÈME

**Contamination en éléments traces métalliques
(ETM) des eaux de surface et des sédiments
estuariens du bassin versant de la Soummam**

Soutenue le 07/04/2021 devant le Jury:

Nacef Saci	Professeur	Univ. Ferhat Abbas Sétif 1	Président
Sekki Abdelkrim	Professeur	Univ. Ferhat Abbas Sétif 1	Directeur de thèse
Bahloul Ahmed	Professeur	Univ. Borj Bou Arreridj	Examineur
Ouakouak Abdelkader	M.C.A	Univ. El Oued	Examineur
Messai Maane Samira	M.C.B	Univ. Ferhat Abbas Sétif 1	Membre invité

Remerciements

Au terme de ce travail, je tiens à remercier tous ceux qui m'ont prodigué aide, soutien, conseils et amitiés. Cette thèse est à la fois le fruit de mon travail et de la participation directe et indirecte d'un bon nombre de personnes. Je leur adresse ici toute ma sympathie et mes sincères remerciements.

Je tiens à adresser également quelques remerciements personnels.

J'aimerais remercier tout particulièrement mon directeur de thèse professeur : **SEKKI ABDELKRIM** qui n'a pas hésité à me faire confiance pour se lancer dans cette aventure sur le bassin versant Soummam, Qu'il trouve ici la preuve de toute ma reconnaissance et mes remerciements pour sa grande disponibilité et pour le temps qu'il a consacré à la critique de mes résultats en me faisant bénéficier de sa grande expérience. Cette thèse ne serait pas ce qu'elle est sans son soutien et son enthousiasme.

Mes sincères remerciements vont également à madame **MAANE SAMIRA** Co encadreur, pour sa grande disponibilité et pour le temps qu'elle a consacré à la critique de mes résultats en me faisant bénéficier de sa grande expérience. Cette thèse ne serait pas achevée sans son soutien et son enthousiasme. Merci aussi de m'avoir laissé une grande liberté de choix et de pensées.

Mes sincères remerciements vont également aux membres de jury de thèse qui ont consacré une part importante de leurs temps à la lecture et à l'évaluation de ce travail. Je suis très honorée que le professeur **NACEF SACI** ait accepté de présider le jury, que le professeur **BAHLOUL AHMED** de l'université de Bordj Bou Arreridj et monsieur **OOUAKOUAK ABDELKADER** maître de conférence classe A de l'université d'El Oued aient accepté d'examiner ce travail.

L'élargissement de la zone d'étude m'a permis de prendre conscience de la difficulté d'obtenir des données pour les zones éloignées. Il s'agit nécessairement d'un travail d'équipe qui n'aurait pas été faisable sans la collaboration d'autres personnes. Je tiens à remercier mon frère Cherif sans qui les campagnes de prélèvements sur terrain n'auraient été laborieuses. Merci pour toutes les heures passées sur la route et au bord de l'oued Boussellam. Je vous serais toujours reconnaissante.

Je tiens à remercier également le responsable de l'unité de recherche de Boumerdes de m'avoir accueilli pour faire les analyses granulométriques.

Je tiens à remercier aussi Dr Defafia Nabil de l'université de Tebessa pour sa disponibilité et sa collaboration pour l'interprétation des analyses granulométriques.

J'adresse mes plus sincères remerciements au Dr Bekdouch Farid de l'université de Bejaïa d'avoir réalisé l'analyse des composantes principales.

Une pensée et un grand merci pour tous mes amis et amies qui m'ont soutenue moralement pendant de longues années, votre soutien a été une aide précieuse.

Si par hasard, je venais d'oublier de citer certaines personnes, qu'elles sachent que ma reconnaissance va bien au-delà de ces remerciements.

Enfin, un merci particulier à ma famille, mes sœurs et frères pour le soutien inconditionnel qu'ils ont manifesté durant toutes ces années, merci de m'avoir supportée. Aussi, je vous dédie ce manuscrit.

ABSTRACT

This study aimed to analyze the surface sediments in a permanent river located in the high plains of Sétif, in the East of Algeria called “*Oued Boussellam*”. Fifty two (52) samples of sediments were collected monthly during 2014 from the upstream of Oued Boussellam, and were analyzed to determine the contamination level of the sediments by copper, iron, zinc and lead using indices such as geoaccumulation Index (Igeo), enriching factor (EF), polluting charge index (ICP) and contamination factor (CF). The results obtained for Igeo showed a moderated-to-high pollution of the studied sediments for Zn and Fe respectively and an accentuated (extreme) pollution for Cu and Pb. While according to the FE, the enrichment by these elements appears according to the order: $Cu > Zn > Pb > Fe$. This enrichment in sediments corresponds to anthropological contributions such as agricultural activities using fertilizers as copper sulfate, road traffic and the uncontrolled dumpsites next to the studied site.

Key-words: Contamination by metals, surface sediments, pollution indices, Oued Boussellam

RESUME

Cette étude est basée sur l'analyse des sédiments superficiels d'un cours d'eau permanent dans les hautes plaines sétifiennes à l'est algérien dit : Oued Boussellam. 52 échantillons de sédiment ont été prélevés mensuellement durant l'année 2014 à l'amont de l'oued Boussellam et ont été analysés afin de connaître le taux de contamination de ces derniers par le cuivre, le fer, le zinc et le plomb en utilisant des indices tels que l'indice de géoaccumulation Igeo, le facteur d'enrichissement FE, l'indice de charge polluante ICP et le facteur de contamination FC.

Les résultats obtenus de l' Igeo montrent une pollution modérée à fortement polluée des sédiments étudiés par le Zn et le Fe respectivement et une pollution extrême pour le Cu et le Pb, alors que d'après le FE l'enrichissement par ces éléments se présente selon l'ordre : $Cu > Zn > Pb > Fe$. Cet enrichissement des sédiments correspond à des apports anthropiques tels que les activités agricoles utilisant les fertilisants comme sulfate du cuivre, le trafic routier ainsi que les décharges non contrôlées a proximité du site d'étude.

Mot clés : Contamination métallique, sédiments superficiels, indices de pollution, Oued Boussellam

ملخص

تستند هذه الدراسة إلى تحليل الرواسب السطحية لمجرى مائي دائم في سهول سطيف العليا في شرق الجزائر المعروف بوادي بوسلام. تم أخذ 52 عينة من الرواسب شهرياً خلال عام 2014 في أعلى وادي بوسلام وتم تحليلها لمعرفة معدل تلوث هذا الأخير بالنحاس والحديد والزنك والرصاص باستخدام مؤشرات مثل مؤشر التراكم الجغرافي Igeo، ومؤشر الإثراء FE ومؤشر تحميل الملوثات ICP و عامل التلوث FC. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها من خلال Igeo تلوثاً متوسطاً إلى شديد التلوث للرواسب التي تمت دراستها بواسطة Zn، Fe، على التوالي والتلوث الشديد للنحاس والرصاص، بينما وفقاً لتخصيب Fe بهذه العناصر يحدث التزايد وفقاً للترتيب التالي: $Fe > Cu > Zn > Pb$. يتوافق تخصيب الرواسب هذا مع المدخلات البشرية مثل الأنشطة الزراعية باستخدام الأسمدة مثل كبريتات النحاس وحركة المرور على الطرق بالإضافة إلى مدافن النفايات غير الخاضعة للرقابة بالقرب من موقع الدراسة.

الكلمات المفتاحية: التلوث المعدني، الرواسب السطحية، مؤشرات التلوث، واد بوسلام.

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I.1: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de rivières (Boisson, 2009).....	8
Tableau I.2: Utilisation courante des métaux dans l'industrie (Sirven, 2006)...	14
Tableau I.3. Classification de quelques métaux lourds selon leur densité et leur toxicité (D'après Bliefert et Perraud, 2003).....	16
Tableau I.4: Les sources potentielles industrielles des rejets de fer. (Bendjamma, 2014).....	20
Tableau II.1: Gamme des concentrations élémentaires (% massique) pour des SH extraites des sols (d'après Steelink, 1985).....	34
Tableau II.2. : Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité ETM du sol (Förstner, 1985).....	40
Tableau II.3: Exemples de solutions d'extraction utilisées pour estimer la biodisponibilité des métaux dans le sol (d'après Harmsen, 2007).....	44
Tableau III.1 : Coordonnée du site de prélèvement et sources de pollution de l'oued Boussellam.....	60
Tableau III.2 : Grille des campagnes d'échantillonnage.....	61
Tableau III.3: Paramètres physico-chimiques et méthodes d'analyses des eaux.....	63
Tableau III.4: Conditions opératoires du dosage des métaux.....	74
Tableau III.5 : Classes des facteurs de contamination.....	75
Tableau III.6: Classes des degrés de contamination (Hakanson 1980).....	75
Tableau III.7: Classe de l'Igeo(Müller1981).....	76
Tableau IV.1. : Moyennes et écarts types des paramètres mesurés durant les douze mois (Février 2014-Février 2015).....	78
Tableau IV.2 : Les résultats des paramètres mesurés durant la période d'échantillonnage.....	80
Tableau IV.3 : Valeurs des précipitations et des températures durant la période d'étude.....	81
Tableau IV.4 : Moyennes et écarts types de la MM et la MO constituant les MES.....	88
Tableau IV.5 : Valeurs des débits solides moyens durant la période d'étude.....	91
Tableau IV.6: Valeurs de pH des sédiments.....	98
Tableau IV.7: Teneurs en métaux lourds.....	102
Tableau IV.8 : Valeurs des facteurs de contamination.....	103
Tableau IV.9 : Valeurs des Facteurs d'enrichissement.....	105
Tableau IV.10: Indice geoaccumulation.....	107
Tableau IV.11: Comparaison des concentrations métalliques des sédiments de l'Oued Boussellam avec d'autres rivières dans le Maghreb en mg/kg.....	116

Tableau IV.12 : Valeur propre.....	121
Tableau IV.13 : Cosinus carré des variables.....	122
Tableau IV.14: Matrice des valeurs propres.....	123
Tableau IV.15: Points explicatifs de l'axe 1. L'axe 2 s'explique par la seule opposition de E3 à E13.....	123

LISTE DES FIGURES

Figure I.1: Types de cours d'eau (BDG, 2004).....	5
Figure I.2: Illustration photographique des principales formes de cours d'eau (Gagnon, 1974).....	7
Figure I.3: Représentation schématique des différents types des rejets et de pollutions (Othoniel, 2006).....	10
Figure I.4: Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieu aqueux (Gunou, 2008).....	12
Figure II.1 : Importance de la formation des complexes de surface de quelques cations métalliques sur un oxyhydroxyde de fer en fonction du pH (90 mg de FeOOH(s) avec 2.10^{-4} mol de sites de surface par litre, concentrations totales en métaux 5.10^{-7} M ; force ionique 0,1 M NaNO₃) (stumm et Morgan, 1996).....	32
Figure II.2. : Localisation des ETM dans les sols (Juste, 1995).....	36
Figure III.1 : Localisation géographique de la Zone d'étude.....	50
Figure III.2 : Situation géographique de l'oued Boussellam (Zouaoui, 2003).....	51
Figure III.3 : Les principales agglomérations dans la Vallée d'O. Boussellam....	54
Figure III.4 : Composition d'une eau usée domestique, (Salghi, 2005).....	57
Figure III.5 : Les principales menaces dans l'Oued Boussellam.....	58
Figure III.6 : Localisation du site d'étude (Brerma, 2014).....	60
Figure III.7 : Schéma d'un granulomètre laser.....	72
Figure IV.1: Précipitations moyennes hebdomadaires durant la période d'étude.....	81
Figure IV.2 : Précipitations en 2014 à Sétif (site internet).....	82
Figure IV.3 : Températures en 2014 à Sétif (site internet).....	82
Figure IV.4 : Précipitations en 2015 à Sétif (site internet).....	83
Figure IV.5 : Températures en 2015 à Sétif (site internet).....	83
Figure IV.6 : Variation temporelle des MES et de la CE durant la période d'étude.....	83
Figure IV.7 : Variation temporelle des MES et de l'OD durant la période d'étude.....	84
Figure IV.8 : Variation temporelle des MES et de la turbidité mesurés durant la période d'étude.....	84
Figure IV.9 : Variation temporelle des MES et de la dureté totale mesurée durant la période d'étude.....	85
Figure IV.10 : Variation temporelle des MES et des chlorures mesurés durant la période d'étude.....	85
Figure IV.11 : Variation temporelle des MES et du calcium mesurés durant la période d'étude.....	86
Figure IV.12: Variation temporelle des MES et du magnésium mesurés durant la période d'étude.....	86
Figure IV.13: Variation temporelle des MES et des sulfates mesurés durant la période d'étude.....	87
Figure IV.14 : Pourcentage de la MM et de la MO dans les MES des différents échantillons.....	90
Figure IV.15 : Evolution hebdomadaire des débits solides durant la période d'étude.....	92

Figure IV.16 : Evolution mensuel des débits solides durant la période d'étude...	93
Figure IV.17: Evolution du pH durant la période d'échantillonnage.....	99
Figure IV.18 : Diagramme ternaire de la granulométrie des sédiments fins.....	100
Figure IV.19: Diffractogramme DRX des sédiments.....	101
Figure IV.20: Teneurs en métaux.....	102
Figure IV.21:Facteurs de contamination.....	104
Figure IV.22 : Valeur de l'indice ICP des métaux.....	104
Figure IV.23 : Facteurs d'enrichissement.....	106
Figure IV.24 : Valeurs maximales des indices « geoaccumulation ».....	107
Figure IV.25 :Distribution temporelle des concentrations de Cu, Fe, Zn, Pb dans les sédiments.....	108
Figure IV.26: Facteurs de contamination par saison.....	109
Figure IV.27: Facteurs d'enrichissement par saison.....	109
Figure IV.28 : l'indice geoaccumulation par saison.....	110
Figure IV.29 : Projection des paramètres selon le plan F1*F2.....	116
Figure IV.30 : Plan factoriel F1xF2 des variables.....	124
Figure IV.31 : Plan factoriel F1xF2 des individus (échantillons).....	124
Figure IV.32 : Dendrogramme de structure des individus (échantillons) selon la CAH.....	125

LISTE DES ABREVIATIONS

Abréviation et symbole	Signification
μm	Micro mètre
%	Pourcentage
$^{\circ}\text{C}$	Degré Celsius
tr/min	Tour par minute
Km^3	Kilomètre cube
mg/ l	Milligramme par litre
t. Km^2 . an	Tonne par Kilomètre carré par an
Hm^3	Hecto mètre cube
Ha	Hectare
m^3 / s	Mètre cube par seconde
$\mu\text{s}/\text{cm}$	Micro siemens par centimètre
COD	Carbone organique dissous
COP	Carbone organique particulaire
COC	Carbone organique colloidal
MES	Matières en suspension
TEP	Transparent ExoPolymer
VR	Vitesse relative
Pa	Pascal
OD	Oxygène dissous
pH	Potentiel d'hydrogène
Turb	Turbidité
CE	Conductivité électrique
TS	Le taux de saturation
MO	Matières organiques
MM	Matière minérale
NTU	Unité de Turbidité Nephloétrique
BVS	Bassin versant de la Soummam
DHWS	Direction hydrologique de wilaya de Sétif
MOY	Moyenne
EcT	Ecart Type
T_1S_1	Temps et site
ETM	Elements en traces métalliques
IGO	Indice géoaccumulation
FE	Facteur d'enrichissement
FC	Facteur de contamination

ICP	Indice de charge polluée
DC	Degré de contamination
ACP	Analyse en composantes principales
E	Echantillon
DRX	Diffraction des rayons X
Tween20	Polyoxyéthylène(20) sorbitan monolaurate

Table des matières

Remerciements	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Résumé	
Introduction générale.....	1
Chapitre I : Contexte général	
I Généralités sur les cours d'eau	5
I.1 Caractéristiques et types de cours d'eau	5
I.1.1 Les différents types de cours d'eau.....	5
I.1.2 Les différentes parties du cours d'eau	6
I.1.3 Les différentes formes des cours d'eaux	6
I.2 Qualité des eaux des cours d'eaux	7
I.2.1 Evaluation de la qualité de l'eau	8
I.2.2 Pollution des cours d'eaux.....	9
I.2.2.1 Origine des polluants.....	9
I.2.2.2 Types de pollution.....	10
I.3 Pollution des cours d'eaux par les métaux	11
I.3.1 Origines des métaux lourds	12
II Connaissances de base	14
Chapitre II : Comportement des métaux dans les sols	
II.1 Introduction	27
II.2 Le comportement des éléments traces métalliques dans le sol (basher références)	40
II.2.1 Spéciation	41
II.2.2 Mobilité	41
II.2.3 Biodisponibilité.....	42
II.3 Les différentes techniques de mesure de la spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM	42
II.3.1 Les méthodes instrumentales.....	43
II.3.2 Les méthodes chimiques	43
Chapitre III : Zone d'étude, Matériel et Méthodes	
III.A.1 Caractéristiques naturelles de l'oued Bousellam	49
III.A.1.1. Localisation géographique et topographique.....	49
III.A.1.2. Géologie	50
III.A.1.3. Chorologie	51
III.A.1.4. Réseaux hydrographique	52
III.A.1.5. Climat	52
III.A.1.6. Pressions humaines	53

III.2. Sources de pollution de L'Oued Boussellam	59
III.B.1. Echantillonnage	60
III.B.1.1. Site d'étude	60
III.B.1.2. Fréquence de prélèvement des échantillons	61
III.B.1.3. Mode de prélèvement des échantillons	61
III.B.2. Méthodes d'analyse des échantillons	62
III.B.2.1 Analyse des eaux.....	62
III.B.2.1.1.Méthode potentiométrique	63
III.B.2.1.2. Méthode électrochimique	64
III.B.2.1.3. méthode spectrophotométrique	65
III.B.2.1.4. Filtration sous vide	66
III.B.2.1.5. Calcination des MES	67
III.B.2.1.6. Méthode complexométrie (EDTA)	68
III.B.2.1.7. Dosage des chlorures (Méthode de Mohr).....	68
III.B.2.1.8. Méthode par néphélométrie (Dosage des sulfates)	70
III.B.2.2. Analyse des Sédiments	70
III.B.2.2.1.Détermination du pH.....	71
III.B.2.2.2 Caractérisation minéralogique des sédiments.....	71
III.B.2.2.3 Dosage des métaux.....	73
III.B.3 Etude Statistique	77

Chapitre IV : Résultats et Discussions

IV.I. Résultats des paramètres physicochimiques de l'eau	78
IV.I.1. Variation temporelle des différents paramètres mesurés	78
IV.I.2 Evolution des concentrations en MES avec les autres paramètres	84
IV.I.3. Composition des MES en matière minérale (MM) et organique (MO)	88
IV.I.4. Estimation du bilan particulaire	91
IV.2.1. Evolution des MES avec les autres paramètres.....	95
IV.2.3. Estimation du bilan particulaire	98
IV. II. Résultats et discussions des sédiments	99
IV.II.1 Détermination du pH.....	99
IV.II.2 Granulométrie.....	100
IV.II.3 Minéralogie	101
IV.II.4. Métaux	101
IV.II.4.a Facteurs et indice geoaccumulation	103
IV.II.4.b Evaluation des teneurs des métaux et les indices mesurés par saison.....	108
IV.II.4.c. Comparaison de nos résultats avec la littérature.....	108
IV.II.5 Analyse en composantes principales(ACP)	1199
Conclusion générale	1266
Références bibliographiques.....	129
Annexes	

INTRODUCTION
GENERALE

Introduction générale

La surface de la terre est recouverte de 71% d'eau avec une quantité limitée d'eau douce (3%). L'eau est la principale composante de toute matière vivante contribuant à son développement et sa croissance. Cependant la pollution des eaux et leur contamination entraînent de graves conséquences sur la santé environnementale et notamment humaine. Selon l'organisation mondiale de la santé (2002), les maladies infectieuses dues à la contamination de l'eau constituent la principale cause de mortalité chez les enfants de moins de cinq ans et chaque année davantage de personnes meurent d'une eau souillée (Benabdekader, 2020).

La disponibilité en eau à l'échelle des continents devient de plus en plus critique, surtout dans la région nord-africaine où elle a été estimée à moins de 1000 m³.personne⁻¹.an⁻¹ en 2007 (FAO, 2007). Le changement climatique entraîne une augmentation de la température moyenne annuelle de l'air et des variations dans les précipitations régionales moyennes au niveau mondial (Shmidt and Arndt, 2018). Ces changements devraient se poursuivre et s'intensifier à l'avenir (Solomon *et al.*, 2007) et contribuer à accroître la pénurie d'eau dans la région méditerranéenne. Une diminution des précipitations et une augmentation de la fréquence et de la durée des sécheresses, y ont été observées ces dernières années (Lehner *et al.*, 2006; Schröter *et al.*, 2005). Face au climat semi-aride, le début de la saison humide est marqué par des événements orageux avec des crues intenses, ce qui engendre un taux de transport solide (érosion) élevé.

D'autre part, la croissance de la population ainsi que le développement économique dans les pays méditerranéens ont accentué la pression sur les ressources en eau qui sont déjà limitées (Brooks, 2007 ; Yazdanpanah *et al.*, 2014). Les problèmes environnementaux, notamment la contamination des eaux par certains éléments (traces métalliques), viennent s'ajouter à ces pressions. La contamination par les éléments traces dans le milieu aquatique a alerté l'attention du monde entier en raison de sa toxicité, de son abondance et de sa persistance (Sin *et al.*, 2001 ; Armitage *et al.*, 2007). Les teneurs de ces contaminants dans les milieux aquatiques peuvent atteindre des valeurs parfois élevées devenant critiques pour le bon fonctionnement de l'écosystème.

Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant pour les pays émergents. Les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités : en agriculture par l'application de boues d'épuration ou dans l'industrie métallurgique. L'accumulation des métaux lourds dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux (Wang *et al.*, 2003). A l'échelle microscopique, les métaux lourds ont aussi des effets néfastes sur les populations bactériennes, ce qui n'est pas sans conséquence sur le fonctionnement de l'écosystème.

Les apports en ETM se font principalement dans l'atmosphère sous forme gazeuse ou dans les cours d'eau sous forme liquide. Les dépôts atmosphériques 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 constituent les principaux réceptacles des différentes pollutions à l'échelle des bassins versants.

Les différentes activités humaines, industrielles, agricoles, et autres génèrent des sous-produits et déchets qui peuvent se retrouver dans l'environnement et compromettraient l'équilibre des écosystèmes par les différentes pollutions qu'ils entraînent (Gao and Chen, 2012, Xu *et al.*, 2014). La pollution métallique des eaux naturelles est l'une des préoccupations mondiales en raison des différents risques sanitaires signalés par les instances internationales comme l'organisation mondiale de la santé (OMS) ou l'agence de protection de l'environnement (APE) (Who, 2004). Parmi les polluants largement recherchés en raison de leurs toxicités avérés, figurent les métaux lourds, ou éléments traces métalliques (ETM). Les organes cibles de cette toxicité sont : le système nerveux, le sang, la moëlle osseuse et bien d'autres organes. Ces polluants métalliques existent naturellement dans la croûte terrestre (Harmens *et al.*, 2007) en plus de leurs adjonctions par les différentes activités humaines comme par exemple la combustion du charbon, du pétrole, les tanneries, les fertilisants chimiques, les insecticides, les fongicides etc. (Wang *et al.*, 2008).

Les ETM qui y sont transférés se présentent dans la colonne d'eau et le sédiment sous deux formes :

- Dissoutes dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire, c'est la forme la plus mobile et donc la plus biodisponible pour les populations aquatiques.
- Fixés sur les particules des sédiments ou en suspension dans la colonne d'eau. Sous cette dernière forme, les ETM peuvent s'accumuler dans le compartiment sédimentaire formant ainsi des stocks de polluants, potentiellement toxiques pour l'environnement. Ainsi, les zones sédimentaires possèdent des propriétés accumulatrices et constituent des compartiments sensibles dans lesquels on peut trouver les concentrations environnementales les plus importantes. Le problème n'est pas l'accumulation dans le sédiment mais plutôt la remobilisation des stocks de polluants lorsqu'un changement environnemental intervient. Ainsi ces stocks peuvent évoluer en fonction des conditions physico-chimiques du milieu et conditionner en grande partie la toxicité du milieu vis-à-vis des organismes vivants.

Comprendre la formation et la remobilisation de ces stocks est donc un enjeu majeur pour la gestion de la qualité des hydrosystèmes.

C'est dans ce contexte que s'inscrit notre étude qui s'intéresse à l'Oued Boussellam de la ville de Sétif. C'est une zone particulièrement intéressante pour les raisons suivantes :

- C'est une zone industrielle,
- l'Oued Boussellam se jette dans la mer Méditerranée, soumis à une activité industrielle, agricole et urbaine intense, il est de plus en plus pollué et présente donc de grandes quantités de métaux (Bouguerne, 2016).

L'objectif du présent travail est de compléter et d'actualiser des travaux antérieurs déjà entamés sur la pollution métallique dans l'est algérien et de connaître le système de fonctionnement des estuaires qui ne sont malheureusement pas très développés dans notre pays.

Nous nous sommes intéressés à évaluer le degré de pollution métallique des eaux et des sédiments superficiels de l'Oued Boussellam, en étudiant six paramètres physicochimiques (la température de l'eau et de l'air, le pH, la conductivité électrique, la salinité, l'oxygène dissous, et les matières en suspension) de l'eau, et à déterminer la distribution temporelle des quatre métaux lourds (Cu, Fe, Pb et Zn) dans les sédiments ainsi que le calcul des facteurs et des indices de contamination

durant la période allant de février 2014 à février 2015.

Ce manuscrit s'organise principalement autour de quatre chapitres :

Le chapitre I est une étude bibliographique sur les métaux lourds, dans les cours d'eaux et les sédiments.

Le second chapitre présente le comportement des métaux dans les sols.

Le troisième chapitre, est consacré à la description du site d'étude et à la présentation de la méthodologie et au matériel employé.

Le dernier chapitre est essentiellement réservé aux résultats et discussions.

Enfin, tous les résultats sont récapitulés et leurs interprétations synthétisées dans une conclusion générale suivie de perspectives. Une conclusion clôturera ce manuscrit.

Pour alléger la lecture du texte, les tableaux non indispensables à une bonne compréhension du travail, sont reportés en annexes.

CHAPITRE I :
CONTEXTE GENERAL

CHAPITRE I : Contexte général

I Généralités sur les cours d'eau

Le cours d'eau recueille les eaux de pluie et des sources d'un même bassin versant et leur transporte sous l'effet de la gravité jusqu'à la mer.

I.1 Caractéristiques et types de cours d'eau

I.1.1 Les différents types de cours d'eau

Un cours d'eau peut porter divers noms en lien avec ses dimensions, et certaines autres caractéristiques physiques (Figure I.1) (BDG, 2004):

- **Fleuve** : cours d'eau important, long et à débit élevé, comptant de nombreux affluents et se jetant dans la mer (Brunet 1993).
- **Rivière** : en hydrologie, ce terme désigne un cours d'eau moyennement important, à écoulement continu ou intermittent, suivant un tracé défini et se jetant dans un autre cours d'eau, un lac, une mer, une dépression ou un marais. En géographie physique, ce terme désigne un cours d'eau faiblement ou moyennement important, recevant de l'eau d'autres cours d'eau tributaires, et se jetant dans un cours d'eau de plus grande importance (Fischesses, 2003).

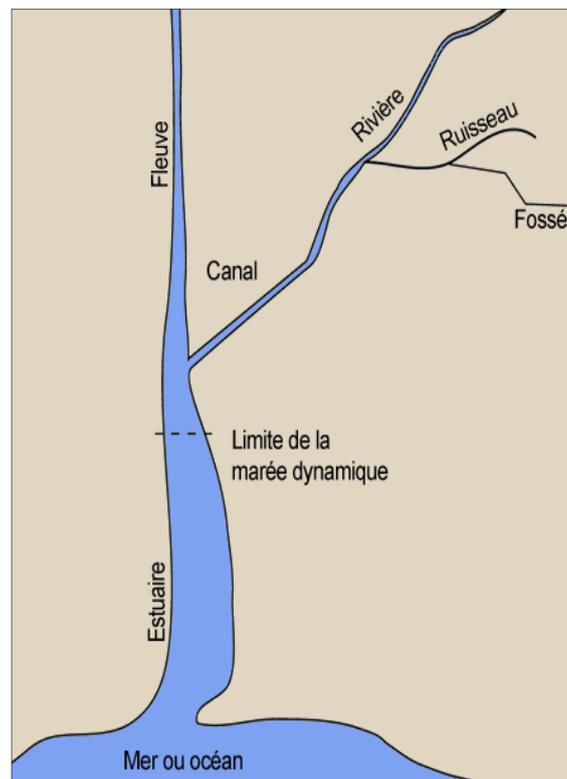


Figure I.1: Types de cours d'eau (BDG, 2004)

- **Oued:** terme d'origine arabe désignant un cours d'eau temporaire dans les régions arides ou semi-arides. Son écoulement dépend des précipitations et il peut rester à sec pendant de très longues périodes (Brunet, 1993).
- **Estuaire:** partie aval d'un cours d'eau permanent débouchant sur une mer.
- **Ruisseau:** cours d'eau permanent ou intermittent, de petite dimension, qui recueille l'eau des sources et des fossés et l'achemine aux rivières (BDG, 2004).
- **Canal:** cours d'eau artificiel permettant l'écoulement de l'eau ou le lien entre des cours d'eau naturels ou des plans d'eau. Le canal est souvent une partie d'un cours d'eau naturel redressé et endigué (BDG, 2004).

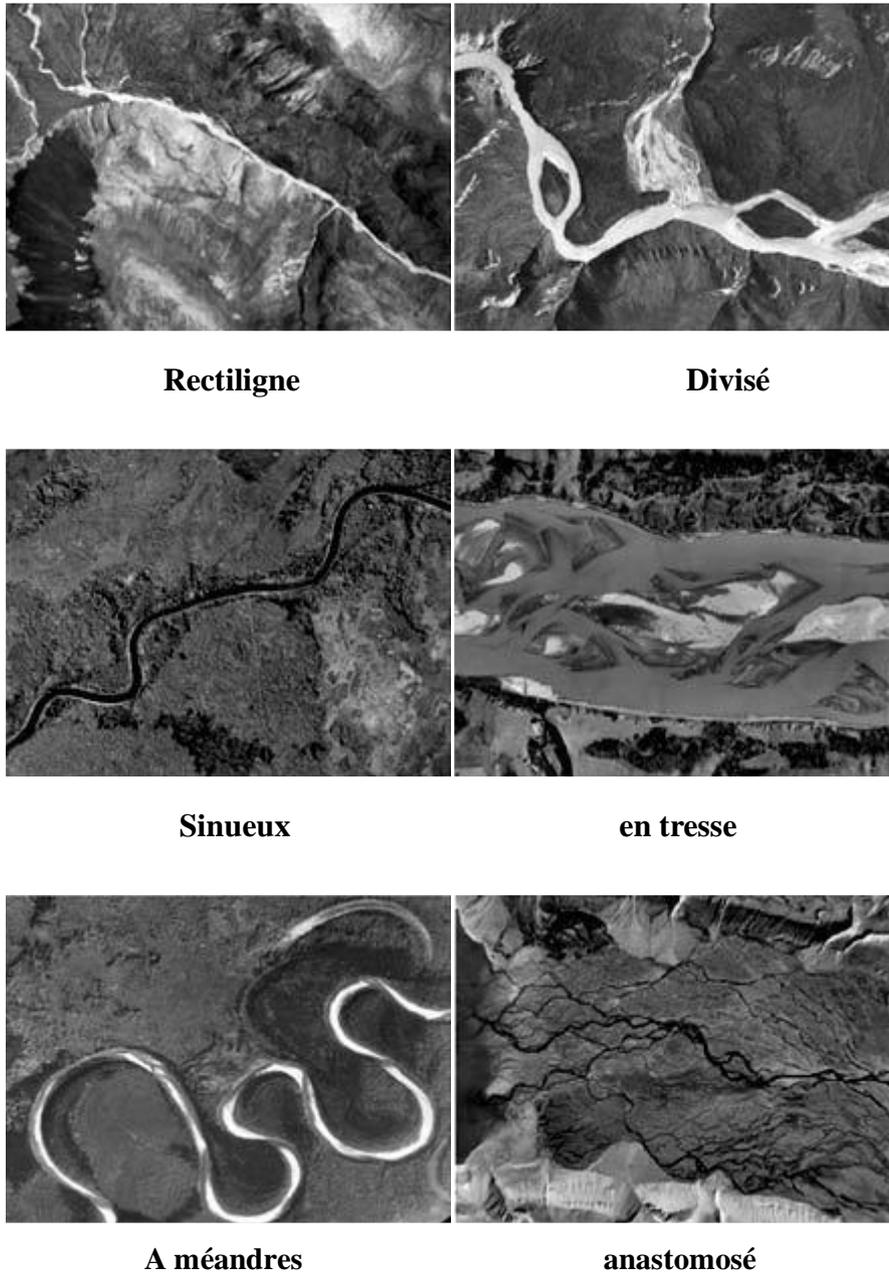
I.1.2 Les différentes parties du cours d'eau

L'existence d'un cours d'eau est caractérisée par la permanence du lit, le caractère naturel du cours d'eau et une alimentation suffisante qui ne se limite pas à des rejets ou à des eaux de pluies, l'existence d'une source est nécessaire (Bravard, 2000).

La partie la plus élevée du cours d'eau s'appelle l'amont, la partie la moins élevée vers lequel s'écoule l'eau s'appelle l'aval. Il faut se mettre dans le sens du cours d'eau de l'amont vers l'aval pour définir la rive droite et la rive gauche. Le niveau d'eau et l'espace occupé par le cours d'eau varient en fonction de son débit. Un cours d'eau analysé selon sa coupe transversale présente une section principale occupée par les écoulements normaux appelée lit mineur et une plaine d'inondation occupée lorsque le cours d'eau est en crue appelée lit majeur (Verniers, 1995).

I.1.3 Les différentes formes des cours d'eaux

Outre la forme des réseaux hydrographiques, les cours d'eau eux-mêmes peuvent présenter diverses formes le long de leur parcours (Gagnon, 1974). Les principales formes sont illustrées dans la figure I.2.



**Figure I.2: Illustration photographique des principales formes de cours d'eau
(Gagnon, 1974)**

I.2 Qualité des eaux des cours d'eaux

La qualité de l'eau d'une rivière est variable dans le temps. A l'échelle d'une journée, des phénomènes naturels comme la photosynthèse influent sur la teneur en oxygène dissous. Par ailleurs, le débit du cours d'eau peut être très variable ce qui peut avoir une influence sur la qualité de l'eau.

I.2.1 Evaluation de la qualité de l'eau

Le Système d'Evaluation de la Qualité de l'eau (SEQ-Eau) fournit un diagnostic précis sur l'aptitude de l'eau à la vie dans les cours d'eau et à différents usages. A partir des mesures physico-chimiques et bactériologiques, des indices sont classés par famille de paramètres, permettant un classement sur une échelle de qualité. Il identifie la nature des perturbations et évalue les incidences sur l'environnement. Ces données peuvent être complétées par l'analyse des sédiments, qui constituent une mémoire de la vie d'un cours d'eau. Ce qui permet d'évaluer le degré de pollution des cours d'eau et d'apprécier leur capacité à s'auto épurer (Devillers, 2005).

Le système d'évaluation de qualité - Eau Physique s'intéresse à l'ensemble des paramètres intervenant dans la forme du cours d'eau et dans son fonctionnement hydrodynamique. Il évalue la qualité physique du cours d'eau selon des critères de qualité, regroupés dans les trois compartiments physiques: le lit majeur, les berges et le lit mineur.

Le système d'évaluation de qualité - Bio s'appuie sur des méthodes fondées sur l'examen de différents groupes d'organismes, végétaux et animaux. L'information de base est apportée par les invertébrés benthiques, inventoriés selon l'indice biologique global normalisé.

Généralement l'outil système d'évaluation de qualité-Bio évalue l'intégralité biologique des cours d'eau pour chaque groupe biologique et pour chaque compartiment physique.

Tableau I.1: Grille simplifiée pour l'évaluation de la qualité des eaux de rivières (Boisson, 2009)

Classe de qualité	O ₂ dissous (mg/l)	DBO ₅ (mg O ₂ /l)	DCO (mg O ₂ /l)	NH ₄ ⁺ (mg NH ₄ /l)	Phosphore Total (mg P/l)	Coliformes Fécaux Par 100ml
Excellente	> 7	< 3	< 20	< 0,1	< 0,1	< 20
Bonne	7 - 5	3 - 5	20 - 25	0,1 - 0,3	0,1 - 0,3	20 - 2000
Moyenne	5 - 3	5 - 10	25 - 40	0,5 - 2	0,3 - 0,5	2000 - 20
Mauvaise	3 - 1	10 - 25	40 - 80	2 - 8	0,5 - 3	> 20000
Très mauvaise	< 1	> 25	> 80	> 8	> 3	-

I.2.2 Pollution des cours d'eaux

La qualité de l'eau peut être altérée suite à des rejets polluants. Les milieux aquatiques sont susceptibles d'être affectés par un éventail très large de polluants qui peuvent être classés selon leur origine, leur nature et leur capacité à persister dans le milieu.

I.2.2.1 Origine des polluants

Les rejets polluants présentent principalement trois origines distinctes (Othoniel, 2006):

Domestique y compris urbaine, agricole et industrielle, avec ou sans traitement en station d'épuration avant rejet dans le milieu naturel. Du fait de ces différentes sources d'effluents polluants, les composés susceptibles de parvenir au milieu naturel sont très variés (Figure I.3).

Les eaux usées domestiques sont caractérisées par de fortes teneurs en matières organiques, en composés minéraux tels que NH_4^+ et PO_4^{3-} , en détergents et en germes fécaux. En milieu urbain, les eaux pluviales qui ruissellent se chargent de matières minérales en suspension, d'hydrocarbures et de divers débris solides.

La pollution d'origine agricole résulte des effluents d'élevage et de l'emploi de pesticides et d'engrais organiques ou minéraux pour la fertilisation des terres. Ces composés peuvent être lessivés lors des précipitations et entraînés vers les milieux aquatiques.

La pollution industrielle est très diversifiée. Selon le type d'activité concernée, les rejets peuvent être composés de matières organiques, d'hydrocarbures, et de diverses substances chimiques. Les polluants toxiques affectent les organismes, alors que les polluants trophiques affectent le fonctionnement de l'écosystème.

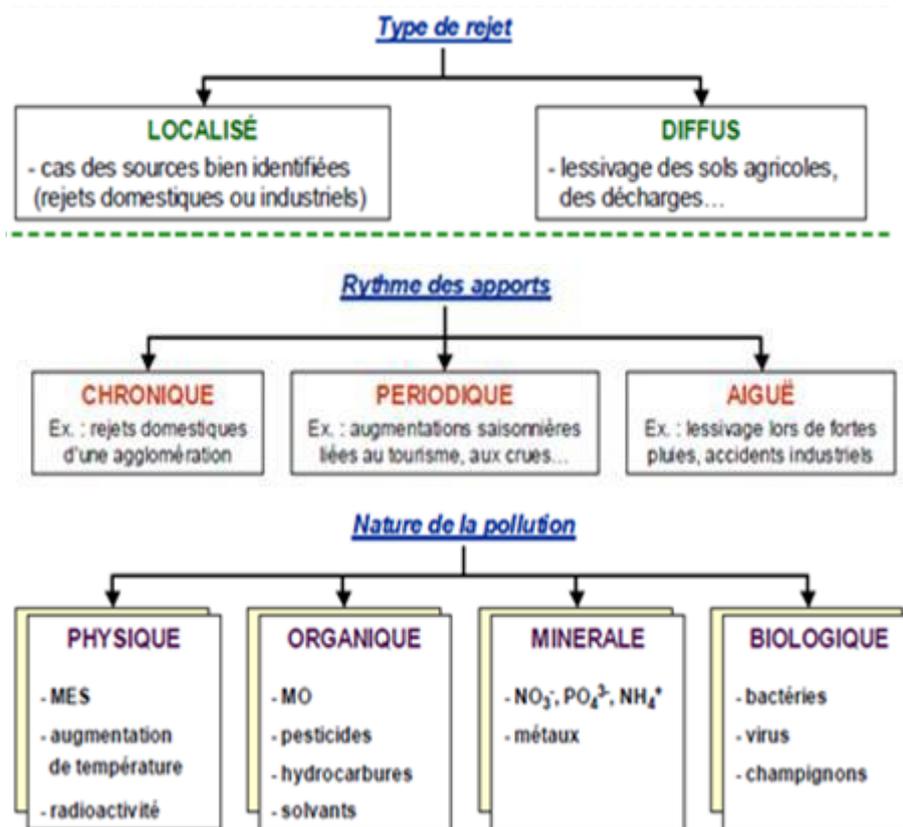


Figure I.3: Représentation schématique des différents types des rejets et des pollutions (Othoniel, 2006)

I.2.2.2 Types de pollution

➤ Pollution par la matière organique

Les matières organiques présentes dans les cours d'eau, ne sont pas des poisons.

Cependant, les micro-organismes se nourrissant de ces substances consomment l'oxygène dissous contenu dans l'eau. C'est ainsi qu'un excès de matières organiques implique une désoxygénation de l'eau et provoque la mort de poissons par asphyxie. La quantification de la quantité des matières organiques se fait essentiellement par la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et par la Demande Biochimique en Oxygène (DBO). Les résultats expriment les quantités nécessaires pour la dégradation biologique des matières organiques sont susceptibles de varier dans diverses conditions.

La matière organique peut être à l'état libre ou en association plus ou moins

étroite avec les constituants minéraux. Une grande quantité de matière organique est généralement accumulée dans les sédiments anaérobies. Elle est composée de substances humiques.

La matière organique est classée selon sa taille et son état physique en carbone organique particulaire (COP), colloïdal (COC) et dissous (COD). C'est une composante essentielle du sédiment en raison de son rôle trophique vis-à-vis du compartiment microbien et de son rôle d'adsorption des contaminants. Elle est donc importante dans le contrôle de la biodisponibilité des polluants (Paga, 2009).

➤ **Pollution par les matières azotées et phosphatées**

Selon leur forme, ces matières ont des effets différents. L'azote organique contribue à la désoxygénation de l'eau. L'azote ammoniacal est gênant pour la fabrication d'eau potable et génère un poison, qui est l'ammoniac, dangereux pour les poissons. L'azote nitrique amène une surproduction d'algues avec des inconvénients écologiques et esthétiques très graves.

Les phosphates favorisent la prolifération d'algues et contribuent à la surproduction de végétaux, aux mauvaises odeurs, et aux mortalités piscicoles.

➤ **Pollution par les métaux et métalloïdes**

Les éléments métalliques sont présents normalement à de faibles teneurs dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Rudy, 2005), ils peuvent être répartis par deux grandes catégories.

- La première réunit tous les éléments présents à l'état de trace mais indispensables à la vie des organismes. Ils sont rassemblés sous le terme d'oligo-éléments (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, V, Mo, Se, Sn) (Sigg *et al*, 1992).
- La deuxième regroupe tous les éléments inutiles à la vie des organismes vivants dans les milieux aquatiques. Ce sont des micropolluants. Ils entraînent des nuisances même s'ils sont rejetés en quantités très faibles à cause de l'existence du phénomène de bioaccumulation (Rudy, 2005).

I.3 Pollution des cours d'eaux par les métaux

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement. Des mécanismes tels que l'adsorption/désorption, (co)-précipitation/dissolution interviennent entre les matières en suspension et les métaux dissous en solution. Des échanges entre les matières en suspension et les sédiments interviennent lors des

processus de sédimentation, d'érosion et de resuspension. Des échanges de métaux se produisent également entre les différentes fractions du sédiment et les eaux interstitielles (Figure I.4) (Gunou, 2008).

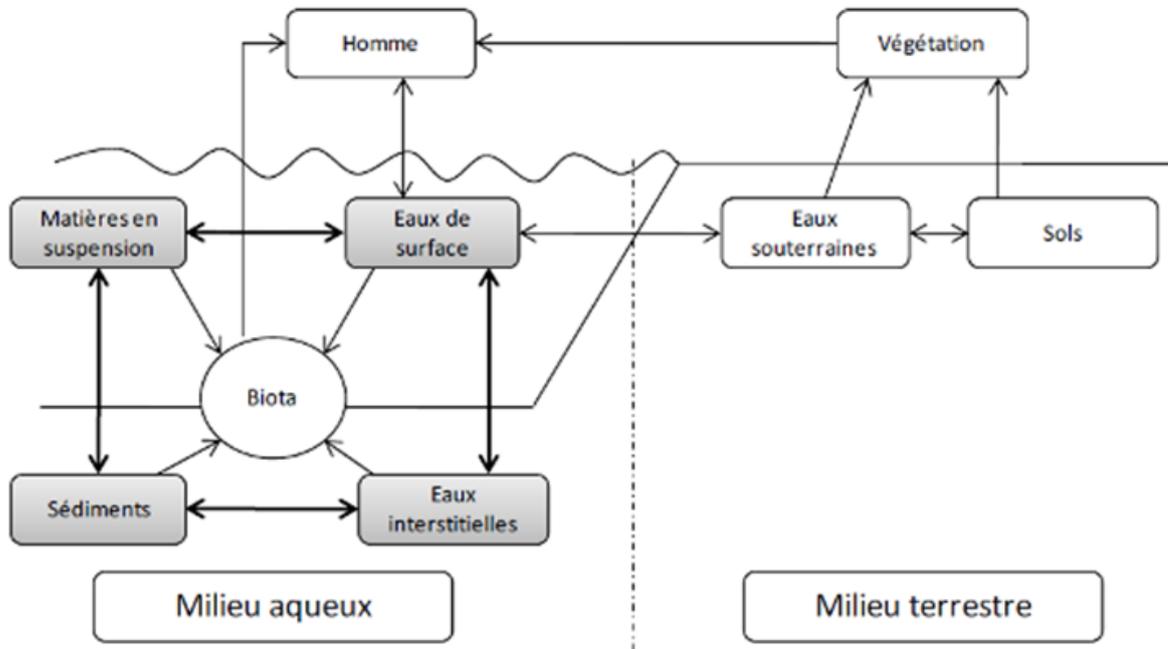


Figure I.4: Schématisation du cycle hydrologique des métaux traces en milieux aqueux (Gunou, 2008).

I.3.1 Origines des métaux lourds

➤ Origine naturelle

Les métaux sont des éléments lourds, concentrés dans le magma granitique. Depuis la formation de la Terre, ils suivent un cycle géochimique qui conduit à une distribution hétérogène de leurs concentrations à la surface du globe. L'érosion de l'écorce terrestre est susceptible d'enrichir les cours d'eau en éléments métalliques. Les roches sont altérées et désagrégées par l'action mécanique de l'érosion et par l'attaque des acides formés dans l'atmosphère ou issus de la décomposition de la matière organique. Les métaux fixés dans les roches sous forme d'oxydes ou de silicates sont peu altérables chimiquement. Les oxydes et les silicates métalliques sont libérés de la roche par érosion et transportés sous forme de particules. Les métaux présents dans les roches sous forme de sulfures et de carbonates sont au contraire attaqués chimiquement et très facilement dissous dans l'eau qui transporte en aval les débris rocheux et les divers sels mis en solution. En plaine, lorsque le courant de l'eau

devient insuffisant pour assurer le transport des particules rocheuses, celles-ci s'accumulent dans le lit du cours d'eau et sédimentent. Ces particules solides sont plus ou moins riches en éléments métalliques selon la nature géologique du terrain dont elles sont issues. Comparativement aux terrains siliceux, les terrains carbonatés sont pauvres en éléments métalliques. Les métaux sont préférentiellement associés chimiquement aux aluminosilicates. Le dépôt des particules au fond du lit des cours d'eau conduit potentiellement à une accumulation des éléments métalliques dans les sédiments (Le Goff, 2004).

➤ **Origine anthropique**

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes, les métaux sont largement utilisés par l'homme. Cette utilisation modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquelles ils sont présents dans l'environnement (Miquel, 2001).

Certains engrais, fabriqués à partir de minerais riches en phosphates, peuvent aussi avoir de fortes concentrations en cadmium présent en impureté. Les boues des stations d'épuration et les composts d'ordures ménagères utilisés pour amender les surfaces agricoles sont également susceptibles d'être contaminés par les métaux. D'autres activités agricoles sont également à l'origine d'une contamination de l'environnement. Le sulfate de cuivre est utilisé pour traiter les arbres fruitiers (Le Goff, 2004).

Du point de vue industriel, on distingue les métaux d'usage courant et les éléments plus rares au rôle est stratégique pour certaines applications (Hocquard, 2005). Le Tableau I.2 recense les principales utilisations des métaux dans l'industrie.

Tableau I.2: Utilisation courante des métaux dans l'industrie (Sirven, 2006)

Métal	Utilisation
Al	Transport, bâtiment, emballage, construction électrique, autres.
Cd	Piles, pigments, autres usages industriels.
Cr	Aciers inoxydables, chimie de réfractaires, utilisations métallurgiques diverses.
Co	Superalliages, aimants, carbures cémentés, céramiques, chimie (pigments, catalyseurs, agents siccatifs...).
Cu	Constructions électrique, bâtiment, équipement industriel, transport, autres
Fe	Sidérurgie, autres.
Ni	Aciers inoxydable, alliages de nickel, aciers et fontes alliées, revêtements de surface, autres.
Hg	Cellules d'électrolyse, construction électrique, autres.
Pb	Batteries, laminés et munitions, chimie, autres.
Zn	Galvanisations, pièces moulés, laiton et autres métaux d'alliages, demi-produits, chimie et autres
Sn	Fer blanc, soudure, chimie, étain ouvré et divers.
Mo	Ferromolybdène et alliages, Chimie (catalyseurs).

II Connaissances de base

Métaux lourds - éléments traces – micro-éléments: désignation adéquate

Il nous a été donné de constater, dans la bibliographie consultée, que le terme "métaux lourds" possède de nombreux synonymes tels que : « éléments traces » ; « éléments en traces » ; « éléments rares » ; « oligoéléments » ; « éléments essentiels, non essentiels » ; etc....

Dans sa classification des éléments à faible teneur, (Vinogradov, 1959) définit les « éléments rares » comme étant les éléments dont la quantité totale dans la croûte terrestre est très faible <1µg/g, exemple le mercure (Hg).

Dans la classification de Shaw (1964), sont appelés « éléments mineurs », les éléments dont la quantité dans la croûte terrestre est comprise entre 1000 et 10.000µg/g, exemple le baryum (B) ; le titane (Ti) ; le chrome (Cr) ; etc...Sont appelés « éléments traces », les éléments dont la teneur dans la croûte terrestre est < 1000µg/g.

Les « éléments traces essentiels » sont des corps chimiques existants dans le sol en quantité extrêmement petites et intervenant dans la nutrition de la plante à des doses infinitésimales mais indispensables (Borovik, 1990; Juste, 1994). Il y en a six principaux : Fe ; Mn ; Co ; Cu ; Mo et Zn ; auxquels s'ajoutent B ; F ; I, qui ne sont pas des métaux. Les « éléments traces non essentiels », ainsi dénommés, n'ont aucun rôle vital dans le métabolisme végétal. A ce groupe appartiennent : Pb ; Hg ; Cd ; Ni ; Br ; As ; Sr ; Be ; etc.

Certains auteurs considèrent qu'éléments traces est un terme obsolète, à remplacer par oligoéléments.

Le terme d'oligoélément a été introduit par Bertrand Gabriel pour désigner les éléments trouvés en petites proportions, mais d'une manière constante à l'analyse chimique des organismes vivants.

Quant au terme de « métaux lourds », souvent employé dans le langage courant pour évoquer une contamination métallique, nous l'avons rencontré dans la majorité de la littérature consultée, mais on n'a pas trouvé de définition universellement reconnue.

C'est un terme impropre qui désigne, indépendamment de leur concentration dans les matériaux considérés, aussi bien des métaux (aluminium, cadmium, chrome, cuivre, nickel plomb, zinc,...) que des métalloïdes (sélénium, arsenic, fluor,...) (Baize, 1997 ; Adler, 2001). C'est une appellation courante qui n'a ni fondement scientifique ni application juridique (Miquel, 2001).

Selon Impens *et al.*, (1979), sont appelés métaux lourds la plupart des éléments traces essentiels ou non indispensables au métabolisme des végétaux, exemple : Cd ; Cr ; Co ; Fe ; Hg ; Mn ; Mo ; Ni ; Pb ; Sn ; Zn ; etc.

Pour Godin, (1983), le terme de « métaux lourds » désigne, probablement, les éléments qui ne sont pas utiles à la production végétale.

Anciennement, les chimistes nommaient "métaux lourds" les métaux dont les sulfures précipitaient. Actuellement, en chimie, les métaux lourds sont en général définis sur la base de propriétés spécifiques (poids moléculaire élevé; densité > 5; capacité à former des cations polyvalents...).

En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus graisseux) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants (Bernard, 1995).

Certains chercheurs utilisent des définitions plus spécifiques encore. Le

géologue, par exemple, considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine (C₆H₅N).

Dans l'industrie, on considère comme métal lourd tout métal de densité supérieure à 5 (Borovik, 1990), de numéro atomique élevé et présentant un danger pour l'environnement et/ou pour l'homme (tableau I.3).

Tableau I.3. Classification de quelques métaux lourds selon leur densité et leur toxicité (D'après Bliefert et Perraud, 2003)

Métaux	Plantes	Animaux	Densité g/cm ³
Cd	T	T ^a	8.65
Cr		E	7.20
Cu	ET	ET	8.92
Pb	T	T	11.34
Zn	ET	E	7.14
Mn	ET	E	7.20

^a: T = Toxique ; E = Essentiel

Les définitions données sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe, ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser (Di Benedetto *et al*, 1997). En effet chaque discipline scientifique développe une approche propre.

En résumé, éléments traces, microéléments, oligoéléments, éléments essentiels, non essentiels, toxiques, etc. Ont la même signification, l'appellation change en fonction du milieu où sont concentrés ces éléments et de la discipline scientifique.

Pour sortir de ces ambiguïtés terminologiques, en science du sol, il est convenu de parler « d'éléments traces métalliques » (abréviation : ETM) qui désignent des composés naturels présents à très faibles concentrations (1‰ dans la croûte terrestre ou 0.1‰ dans les êtres vivants).

Dans cette étude, les quatre ETM principaux sont : cuivre, fer, plomb et zinc.

a. Le cuivre

Le cuivre est un métal largement répandu dans la nature. Sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70mg/kg selon les auteurs (Baize, 1997) ; elle est de l'ordre de 50ppm (Sittig, 1975 ; in AFEE, 1979). On peut le trouver dans la nature soit sous forme libre dans la cuprite (88, 8%) soit sous forme d'oxyde de sulfure. Il est particulièrement abondant dans les roches mafiques et intermédiaires. Les teneurs les plus élevées (> 80mg/kg) seraient observées dans les

roches magmatiques basiques riches en minéraux ferromagnésiens. Les roches granitiques contiennent en général beaucoup moins de cuivre (Baize, 1997). Parmi les roches sédimentaires, argiles et schistes présentent des concentrations plus fortes que les roches détritiques (grés, sable) (Coïc et Tendille, 1971). Il est au contraire très peu représenté dans les roches carbonatées.

a.1. Le cuivre dans le sol

Les teneurs moyennes en Cu d'un sol non contaminé sont comprises entre 13 et 24ppm (Coullery, 1997). Rousseaux (1988) donne une concentration maximale « normale » de 100ppm et une moyenne dans les sols de 20ppm.

Les moyennes les plus élevées sont rencontrées dans les chernozems et les sols châtaîns. Les teneurs les plus basses sont observées dans les podzols et dans les histosols. Les ferrasols et les fluvisols peuvent également contenir des teneurs élevées en Cu (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Aux teneurs naturelles, les sols se trouvent également enrichis par l'utilisation excessive de fertilisants et de produits agro sanitaires tels que les insecticides, les fongicides, les algicides qui sont à la base de sels de cuivre, notamment les sulfates de cuivre, l'utilisation directe des boues d'épuration sans oublier l'activité industrielle (bains de décapage et bains de plaquage dans l'industrie du cuivre et de ses alliages) ; les eaux de drainage des régions minières ; l'industrie électrique, les activités urbaines (ordures ménagères, brûlage de comestibles, circulation automobiles salage des routes ; etc.

a.2. Comportement du cuivre dans le sol : spéciation et mobilité

Les nombreuses formes minérales libérées au cours des processus d'altération sont très solubles (Coullery, 1997) notamment en milieu acide. Le Cu est donc considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds, par référence aux processus supergènes. Bien que la formule la plus commune soit, dans les sols, Cu^{++} ; de nombreuses espèces chimiques sont également libérées au cours des processus d'altération. Parmi elles : Cu^+ ; CuOH^+ ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO ; $\text{Cu}(\text{OH})_2\text{CO}_3$; CuCO_3 ; $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{--}$; $\text{Cu}(\text{OH})_3^-$; $\text{Cu}(\text{OH})_4^{--}$; CuO_2^{--} . De même quelques formes incluses au sein des minéraux : Cu-O-Fe ; Cu-O-Al ; Cu-O-Mn. Tous les ions cuivre sont fortement liés aux sites d'échange minéraux et organiques. Selon Hodgson *et al.*, (1966), 98% du Cu soluble dans le sol se trouvent complexés par la matière organique, alors que Kabata-Pendias and Pendias (1986) estiment que seulement 80%

du cuivre soluble est sous forme chélatée. Le Cu réagit très facilement avec les surfaces sorbantes et les constituants organiques du sol. Il est facilement précipité en présence de différents anions, plus particulièrement les anions sulfures, carbonates, hydroxydes. De sorte que finalement le Cu est très peu mobile dans les sols (Kabata-Pendias and Pendias, 1992), sauf dans les conditions extrêmes d'acidité (podzols) ou de gleyfication (Baize, 1997). Ceci fait que le principal danger du Cu vient de son accumulation à la surface des sols.

Il semble que dans les sols cultivés très pauvres en argile, sable ou limon, les apports massifs opérés en surface (traitement fongicide) soient capables de migrer en profondeur.

a.3. Bio- et phytodisponibilité

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 and 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. La plus faible des éléments essentiels pour les végétaux. Elle diffère en fonction de la spéciation du métal (Coullery, 1997). Grupe *et al.*, (1988) ont pu montrer que le cuivre anthropogène ajouté à un milieu sous forme de CuO était beaucoup mieux assimilé par une orge que le cuivre géogène.

a.4. Toxicité – phytotoxicité

Le maximum « normal », rencontré dans les plantes, selon Rousseau (1988), est de 15ppm MS. Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement. Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K^+ ; PO_4^{3-}) (Kabata-Pendias and Pendias, 1992). Il en résulte des effets toxiques sur les plantes et des baisses de rendement.

D'après Coïc et Coppenet (1989), des teneurs totales en Cu \leq 7ppm entraînent des carences cupriques et en revanche des toxicités apparaissent au-delà de 180ppm. Chez l'homme, des symptômes de toxicité aiguë se manifestent par des diarrhées, nausées, vomissements, irritations intestinales. 1gramme de $CuSO_4$ constitue une dose mortelle; pour plus de 44 mg/l d'eau de boisson, il y a manifestation de gastro-entérites.

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

b. Le fer

Le fer du latin « *ferrum* », est un élément métallique blanc argenté, de symbole **Fe**, magnétique et malléable. C'est un élément de transition de numéro atomique **26**. A l'état libre, le fer métallique se trouve dans les météorites, en général allié au nickel. Le métal est largement présent dans certains composés chimiques. Il occupe la quatrième place juste après l'aluminium dans la classification d'abondance des éléments dans la croûte terrestre. Proche de l'aluminium par ses propriétés, c'est le plus abondant des métaux. De petites quantités de fer sont présentes sous formes combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang.

Le fer se trouve généralement à l'état divalent dans les eaux qui ne se trouvent pas en contact avec l'air par contre dans les eaux superficielles exposés à l'air le fer est entièrement ou partiellement à l'état ferrique Fe^{+3} .

b.1. Utilisation du fer

Le décapage, dont le but est d'éliminer les écailles et la rouille des surfaces métalliques, est l'une des sources de pollution de l'eau par le fer, les plus importantes. Les quantités d'eau nécessaires pour le décapage varient selon le type d'installation,

dans les grandes usines qui traitent plus de 10000 tonnes d'acier par mois, les quantités de liqueurs utilisées sont de 20 à 60 m³ / jour pour les liqueurs concentrées et de 25 m³ /heure pour l'eau de rinçage.

Plusieurs composés de fer sont utilisés pour les étapes de floculation et coagulation dans le traitement des eaux.

La corrosion dans les circuits de distribution d'eau et dans les circuits de refroidissement de diverses industries a toujours posé de sérieux problèmes pour la présence de fer dans ces eaux.

L'agressivité des eaux vis à vis du fer est causée par la présence d'ion H⁺ libres et d'O₂.

Les sulfatobactéries et les ferrobactéries jouent également un rôle prépondérant dans le phénomène de corrosion du fer, les secondes bactéries transforment les sels solubles de fer et de Mn en composés insolubles par oxydation.

b.2. Cycle, Sources naturelles et anthropiques

Le fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains miniers, les rejets industriels directement dans les eaux ou bien dans l'atmosphère et les particules émises retombant à la surface de la terre avec les pluies.

Les sources potentielles industrielles de rejets de fer soluble dans les eaux sont présentées dans le tableau suivant:

Tableau I.4: Les sources potentielles industrielles des rejets de fer. (Bendjamma, 2014)

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

C'est l'industrie sidérurgique qui semble la source de pollution la plus importante. Le déversement des eaux résiduelles des ateliers de décapage dans les cours d'eau et les

égouts est particulièrement dangereux en raison de la présence de concentrations d'acides et de sels de fer. Les formes de pollution de l'eau imputable au décapage sont les suivantes :

- Transformation par hydrolyse des sels ferreux en hydroxydes ferreux insolubles qui oxydés par l'oxygène dissous dans l'eau se transforme en hydroxydes ferriques donnant un important précipité brunâtre.
- Réduction de la teneur en oxygène dissous ce qui diminue le pouvoir auto-épuration du cours d'eau.
- Dépôt ferrique sur la faune et la flore et prolifération des bactéries assimilant les matières ferrugineuses.

D'autre part, les rejets dans l'atmosphère des fumées rousses d'oxyde de fer sont un autre type de pollution due à l'industrie sidérurgique. (Bendjamma, 2014)

b.3. Effets biologiques et toxicité

Le fer dans les eaux semble avoir un effet de stimulation sur la croissance algale vis à vis des poissons, la toxicité du fer dépend du pH et est reliée au dépôt d'hydroxyde ferrique sur les branchies.

Vis à vis des organismes inférieurs et microorganismes, la limite de toxicité est considérablement plus élevée et dans le plus défavorable des cas est de l'ordre de 80 mg /l.

Selon Chernyev (en Levesque., 1979), le fer à une concentration de 0.52 mg/L cause la mort d'œufs de poissons incubés. Celle-ci résulterait d'une précipitation du fer sous forme d'oxydes sur la membrane de l'œuf.

Le fer est un oligo-élément indispensable à la vie et, de ce fait, il est indispensable dans le régime alimentaire de l'homme et des mammifères néanmoins, sa présence en trop forte concentration dans l'eau, si elle ne présente pas de problèmes de toxicité, entraîne divers inconvénients: goût et odeur désagréable et plus particulièrement dans les systèmes de distribution d'eau, des dépôts dans les canalisations favorisant le développement de bactéries filamenteuses dont la présence peut être gênante dans certaines eaux à usage industriel et dans bien des cas un prétraitement de l'eau devra être impliqué afin d'éliminer le fer .

c. Le plomb

La concentration moyenne du Pb dans la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16mg/kg. Les schistes noirs riches en pyrites et en matières organiques seraient riches en Pb (30mg/kg) Baize, 1997).

Nriagu (1978) propose un certain nombre de valeurs moyennes pour différentes roches : Gabbro = 1.9 ; Andésite = 8.3 ; Granite = 22.7 ; Schiste = 23 ;

Grès = 10 ; calcaire et dolomie = 71.

c.1. Pb dans le sol

Le Pb dans le sol provient essentiellement – en système non anthropisé - de la roche mère. A l'heure actuelle la concentration de Pb des souches pédologiques mondiales est estimée en moyenne à 25ppm (de 22 à 28ppm pour la plus grande partie des sols, 44ppm pour les histosols) (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Les sulfures de Pb s'oxydent lentement au cours des processus d'altération des roches mères. Le plomb forme des carbonates et/ou s'incorpore au sein du réseau cristallin des argiles minéralogiques. Il peut également s'associer aux oxydes de Fe et de Mn, de même qu'aux substances humiques.

Le comportement géochimique du Pb s'apparente à celui des cations bivalents alcalino- terreux, de sorte que Pb peut remplacer Ba et Sr et éventuellement Ca dans les structures cristallines des minéraux et sur leur site d'adsorption.

Aux teneurs naturelles les sols peuvent s'ajouter des apports anthropogènes :

- ✓ Une utilisation des composés organométalliques (antidétonant des moteurs à explosion).
- ✓ Les sources industrielles (usine de batterie, affinage du Pb...).
- ✓ Les déblais de mines.
- ✓ Les sources urbaines (boues des stations d'épuration).
- ✓ Traitement pesticide à base de Pb.

D'après Juste *et al.*, (1995) de nombreux auteurs s'accorderaient pour affirmer que les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30mg/kg (moyenne 15mg/kg) tandis que les sols situés loin des centres urbains et industriels mais affectés par des contaminations diffuses présenteraient des concentrations comprises entre 30 et 100 mg / kg.

Des concentrations > 110ppm de Pb traduiraient l'existence d'une source polluante à proximité.

c.2. Comportement du plomb dans le sol: spéciation et mobilité

Le Pb introduit dans le sol ne subit que peu de transformation et migre relativement peu à travers les différents horizons. Etant peu mobile, il reste généralement fixé à la partie supérieure du sol. Il n'est pas entraîné en profondeur par le lessivage, il en résulte un gradient de concentration selon la profondeur (Impens, 1974; 1980). Le Pb serait le micropolluant métallique le moins mobile dans le sol. Ainsi dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique Pb serait 100 fois moins mobile que Cd. La grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle de ce métal dans les horizons de surface (Juste *et al.*, 1995).

Ceci fait qu'il est très difficile de distinguer ce qui provient des retombées atmosphériques lointaines et ce qui provient du seul cycle biogéochimique naturel. En règle générale l'horizon de surface humifère est l'horizon le plus riche en Pb au sein d'un même solum. Ce fait a été constaté par de nombreux auteurs, mais cette règle générale n'est pas toujours vraie. Lorsque le solum dans son ensemble est vraiment très chargé en Pb (anomalie pédogéologique) l'horizon de surface n'est plus forcément celui qui montre la concentration maximale au sein du solum.

Selon Denaeyer-De Smet et Duvigneaud (1974), une texture légère et un pH acide (4.1 à 4.3) provoqueraient un lessivage important et une contamination en profondeur.

Le degré d'oxydation du Pb est de Pb^{++} , mais on connaît aussi des formes d'oxydation Pb^{4+} . Le Pb forme de nombreux composés insolubles dans l'eau.

c.3. Biodisponibilité du Pb

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.). 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 and Pendias, 1992). La plante peut également absorber Pb par les feuilles. Le maximum « normal » dans les plantes, selon Rousseau (1988), est de 8ppm (MS : matière sèche).

c.4.Toxicité

L'intoxication au Pb par l'intermédiaire de l'alimentation n'est pas un grand risque pour l'homme. Il n'est que très peu soluble dans le sol et les poussières contenant Pb se déposent sur les fruits et légumes poussant près des sources atmosphériques fortement polluées (exemple autoroutes) sont retirées à 90% par lavage (Zemmerli, 1989).

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

d. Zinc

La teneur moyenne en Zn de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg (Baize, 1997). Le zinc apparaît distribué de manière relativement uniforme au sein des roches magmatiques. Les roches mafiques contiennent toutefois un peu plus de Zn (80 à 120 ppm) que les roches acides (40 à 60 ppm). Les roches des sédiments argileux et les schistes renferment comme les roches mafiques 80 à 120 ppm de Zn. Les roches carbonifères et les grès sont pauvres de 10 à 30 ppm.

d.1. Le zinc dans le sol

Dans le sol, le Zn est présent le plus souvent sous forme de sulfure (Blende =ZnS) dans les filons hydrothermaux et les gîtes stratiformes imprégnant les roches sédimentaires où il se trouve associé au Pb, Cu et Fe. Il peut également substituer Mg^{++} au sein du réseau cristallin des silicates.

La teneur totale moyenne est de l'ordre de 50 ppm (Lindsay, 1979; in Abdul-Rida,

1992), Coullery (1997) donne une moyenne mondiale en Zn de 64 ppm. Rousseau (1988) trouve un maximum « normal » de 300 ppm avec une moyenne de 50 ppm. Le Zn est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et Aluminium (14 à 38 % de Zn total) et aux argiles (24 à 63 %) (Kabata-Pendias and Pendias, 1986).

Le sol peut être également enrichi par les apports anthropogènes: activités minières et industrielles, épandage agricole, activités urbaines et trafic routier.

Il y a peu de sols contaminés de façon géogène par le Zn. A peu près toutes les surfaces contenant des quantités importantes de Zn sont les résultats d'activités humaines. Les apports du Zn par voie atmosphérique sont attestés par de nombreux travaux: Meyer (1991); Desaulles et Studer, (1993) ; Navarre *et al.*, (1980).

d.2. Comportement du zinc dans le sol: spéciation et mobilité

Le Zn^{++} est considéré comme très mobile (Alloway, 1995). Les formes les plus mobiles seraient facilement adsorbées par les constituants organiques et minéraux du sol, de sorte que Zn tendrait à s'accumuler dans les horizons de surface de la plupart des solums (Juste *et al.*, 1995). Les minéraux argileux et les substances humiques sont capables de fixer Zn très fortement de sorte que la solubilité de Zn^{++} dans les sols apparaît moindre que celle de $Zn(OH)_2$, $Zn(CO_3)$, $Zn(PO_4)$.

La fraction mobile de Zn représente 1 à 20% et ses complexes avec la matière organique 1.5 à 2.3% (Kabata-Pendias and Pendias, 1986). Selon Hodgson *et al.*, (1966) en moyenne 65% de Zn soluble dans les sols se trouvent associés aux amines et aux acides fulviques, tandis que les complexes insolubles sont associés aux acides humiques.

d.3. Biodisponibilité

Le zinc est connu depuis longtemps comme un élément nécessaire aux plantes et aux animaux. Sa teneur dans les plantes reflète souvent la quantité disponible dans le sol.

Les formes solubles de Zn sont facilement assimilables par les plantes. La vitesse d'absorption dépend largement du genre, de l'espèce et de la variété (450g de Zn/ha/an pour une culture de maïs, 670g Zn/ha/an pour une hêtraie de 130ans) et même des conditions édaphiques.

Toutefois, en matière d'absorption du Zn une question reste controversée : l'absorption du Zn est-elle un phénomène actif ou passif, des présomptions sérieuses existent pour penser que l'absorption racinaire est contrôlée par le métabolisme (active) bien que l'absorption passive puisse également exister.

Le Zn s'accumule dans la partie racinaire plus que dans la partie aérienne, surtout dans les sols riches en Zn. Dans les racines 90% de Zn total se présentent adsorbés sur la surface des parois cellulaires du cortex (Mengel et Kirkbay, 1978 ; in Abdul-Rida, 1992).

L'absorption de Zn peut être influencée par l'interférence entre le Zn et les autres métaux lourds, surtout avec Cd aux effets antagonistes (Lagerwerff et Biersdorff, 1972; in Abdul-Rida, 1992). Des effets dépressifs ont été remarqués entre Zn d'une part et Cu, Fe, Cr et Mn d'autre part (Pergaud, 1971; in Abdul-Rida, 1992).

A des pH > 6 des carences peuvent apparaître sur des sols originellement pauvres en Zn.

d.4.Toxicité

Les teneurs de Zn dans les plantes varient entre 25-200 ppm. D'après Rousseau, (1998) le maximum « normal » est de 150mg/kg. L'excès de Zn peut provoquer une toxicité (coton sur sol acide).

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

CHAPITRE II :
COMPORTEMENT DES METAUX
DANS LES SOLS

CHAPITRE II : Comportement des métaux dans les sols

II.1 Introduction

Le sol est défini comme la couche supérieure de la croûte terrestre composée de particules minérales, de matières organiques, d'eau, d'air et d'organismes (NF ISO 15799, 2004). En raison de sa position d'interface dans l'environnement, il joue un rôle déterminant dans le devenir des polluants, notamment dans les milieux aquatiques. En fait, le ruissellement, l'érosion, l'infiltration etc., peuvent entraîner les polluants dans les eaux superficielles et souterraines et altérer leur qualité.

Parmi les phénomènes influençant le comportement des polluants métalliques dans le sol, on peut identifier d'une part, les processus hydrodynamiques et de transfert et d'autre part, les mécanismes physico-chimiques et biologiques. Leur évaluation est soumise à la mise en œuvre de différents tests de laboratoires dont l'objectif principal est la compréhension des phénomènes mis en jeu et la simulation du comportement des substances dans les sols.

Ce chapitre propose une synthèse bibliographique portant sur les principaux mécanismes physico-chimiques influençant la rétention des éléments traces métalliques dans le sol ; sur les protocoles permettant d'évaluer et de comprendre leur mobilité et sur les principales méthodologies d'évaluation de comportement couramment utilisées.

Approche physico-chimique

Les interactions entre les polluants métalliques et le sol peuvent être étudiées en considérant les différents mécanismes et constituants responsables de la rétention. Cette démarche permet d'établir une répartition des polluants entre la phase solide et la phase liquide, et donc d'évaluer la mobilité et la biodisponibilité des polluants dans le sol.

La section suivante décrit les principaux constituants du sol et les mécanismes physico-chimiques généraux intervenant dans le processus de rétention / mobilisation.

Constituants du sol

Le sol est un milieu poreux où se déroule nombres de processus physiques, chimiques et biologiques. C'est un système multi composant ouvert formé par trois phases: solide, liquide et gazeuse. Comme tout système ouvert, il subit nombres d'échanges de matière et d'énergie avec l'atmosphère, la biosphère et l'hydrosphère. Les sols sont également considérés comme des milieux chimiquement réactifs où toutes les phases sont en équilibre.

Phase gazeuse

La phase gazeuse du sol est constituée par les mêmes éléments que l'air atmosphérique, mais à cause de l'activité biologique, les teneurs de chaque composant peuvent changer considérablement. Sa composition dépend elle-même de la profondeur.

A la surface, l'oxygène et le dioxyde de carbone jouent un rôle important. Le dioxyde de carbone a une influence significative sur l'acidité du sol ainsi que sur la chimie des carbonates. L'oxygène assure les conditions aérobies qui ont, comme nous le montrerons plus loin, une influence sur la mobilité des polluants dans le sol. Dans les profondeurs plus importantes, où le taux d'oxygène est très faible (conditions anaérobies), les micro- organismes produisent les gaz comme NO, N₂O, NH₃, CH₄ et H₂S (Sposito, 1989). Ces gaz existent dans les sols, soit à l'état libre, soit dissous dans la solution des sols.

Phase liquide

La phase liquide du sol est principalement constituée par l'eau dans laquelle sont présents les ions minéraux et des molécules organiques, et qui varie dans sa composition et sa mobilité. Sa composition dépend essentiellement du milieu géologique avec lequel elle est en contact, mais également de la composition de l'eau de pluie et de l'eau de surface. La minéralisation des roches est plus effective en présence de dioxyde de carbone ou d'acides minéraux. Cela permet, par exemple, la transformation des carbonates qui sont peu solubles en bicarbonates très solubles. Dans ce cas, l'eau s'enrichit de plusieurs cations comme Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺ et anions HCO₃⁻, NO₃⁻. Si elle est en contact avec la pyrite (FeS₂), la pyrite peut s'oxyder chimiquement ou bio-chimiquement en formant des concentrations en solutions importantes en fer et en sulfate. Au cours du temps, tous les composants

présents dans l'eau du sol peuvent subir des modifications qui sont le résultat des différentes réactions comme des échanges ioniques, les oxydations et les réductions chimiques ou biochimiques.

Du point de vue de la réactivité chimique et biologique, le pH de l'eau du sol est une des principales propriétés. Il détermine l'acidité ou la basicité du sol. Chamayou et Legros (1989) ont souligné que la valeur de pH est fondamentalement donnée par l'équilibre des carbonates et varie le plus souvent entre 5,5 et 7,5.

Phase solide

La phase solide représente entre un demi et deux tiers du volume du sol. En général, 90% du solide est formé par des composants inorganiques. L'une des exceptions sont les sols tourbes qui contiennent plus de 50 % de matière organique. Les deux principaux éléments composant les sols sont: l'oxygène et la silice. Du point de vue minéralogique les constituants solides du sol peuvent être classés en deux groupes: les minéraux primaires et les minéraux secondaires. Les minéraux primaires sont les silicates qui apparaissent dans les sols par désintégration physique des roches, avec comme représentants dominants les minéraux sableux. Les minéraux secondaires sont le résultat de l'altération des silicates primaires. Les principaux représentants de minéraux secondaires sont les minéraux argileux, les oxydes et hydroxydes et les carbonates (Sposito, 1989).

La fraction organique est formée des déchets divers (racines, micropopulations, faune du sol) et de résidus organiques à différents stades de leur dégradation (fragment de tissus, résidus organiques de poids moléculaires élevés) (Duchaufour, 1965).

Minéraux sableux

Les minéraux de silice sont les composés inorganiques les plus abondants dans les milieux naturels. Ils sont basés sur l'anion silicate qui a une structure tétraédrique. Les principaux représentants de ces minéraux sont le quartz et le feldspath. Ils font partie de la fraction la plus grossière où la taille des particules varie de 50 μm à 2 mm.

D'après Sposito (1989), les sables constituent le plus souvent un support inerte dans les sols, contenant tout au plus une réserve minérale, non utilisable par les plantes de façon immédiate.

Minéraux argileux

Les argiles sont définies comme des roches composées principalement par les phyllosilicates d'aluminium, plus ou moins hydratés. Les argiles se présentent sur les formes de feuillets, de lattes et d'aiguilles. Elles sont constituées de couches d'octaèdres « O » $\text{Al}(\text{OH})_6$ et de couches de tétraèdres « T » SiO_4 reliées par les atomes O et OH mis en commun. D'après la structure du feuillet, on distingue principalement les argiles T/O (1 couche tétraédrique + 1 couche octaédrique) et les argiles 2T/O (2 tétraédriques pour 1 octaédrique) (Alloway, 1992). Des exemples de minéraux argileux sont la kaolinite (T/O) $\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$ et l'illite $\text{K}_1-1,5\text{Al}_4(\text{Si}, \text{Al})_8\text{O}_{20}(\text{OH})_4$ (2T/O).

Trois propriétés principales caractérisent les argiles:

- leur forme et leur surface spécifique,
- leur capacité d'adsorption d'eau et de gonflement,
- leur capacité d'échange cationique.

Les argiles ont, grâce à leur fine taille, une grande surface spécifique par rapport au volume des particules. La surface spécifique peut varier de $15 \text{ m}^2/\text{g}$ pour la kaolinite à $800 \text{ m}^2/\text{g}$ de smectite (Morel, 1986, Alloway, 1992). Certaines argiles ont la capacité d'incorporer des molécules d'eau dans leur structure (c'est par exemple le cas de la smectite), cette eau modifiant la dimension de la couche en provoquant son gonflement. L'incorporation d'eau est réversible à la pression atmosphérique et dépend de la température et de la pression de vapeur. Plus l'air est humide, plus l'argile pourra incorporer de l'eau.

La réactivité des argiles dépend très fortement de la charge de surface. La charge de surface peut être majoritairement soit fixe (ex. illite), soit variable (ex. kaolinite).

La charge de surface fixe ou structurelle est liée aux substitutions ioniques dans la structure. Par exemple, la substitution de Si^{4+} par Al^{3+} dans la couche de tétraèdre (« T ») ou la substitution de Al^{3+} par Mg^{2+} ou Fe^{2+} dans la couche d'octaèdre (« O ») provoque une charge de signe négatif.

A contrario, si la charge de surface est liée à l'adsorption d'un ion sur la surface, elle varie selon le pH du milieu: on parle alors de charge de surface variable (LI and LI, 2000). Les surfaces avec la charge variable à pH très acide se

caractérisent par une charge positive et à pH basique, par une charge négative.

Par exemple, la charge négative est compensée par les cations hydratés échangeables situés entre et sur la surface des feuillets d'argile. Cette propriété rend possible la rétention par échange des cations métalliques en solution, en fonction de leur affinité avec l'argile, on parle alors d'échange cationique (Van Bladel *et al.*, 1993). D'après Drever (1988), les capacités d'échange cationique peuvent varier selon l'argile de 1 à 200 meq par 100 g.

Oxydes et oxyhydroxydes

Les oxydes et les hydroxydes de fer (goethite : FeOOH), de manganèse (manganite : MnOOH) et d'aluminium ($Al_2O_3 \cdot xH_2O$), sont les oxydes et les hydroxydes les plus couramment rencontrés dans les sols. Selon Soulier (1995), ce sont des minéraux de petite taille, finement dispersés, qui ont tendance à recouvrir d'autres particules de plus grande taille, comme le quartz. De la même manière, comme les argiles, les oxydes et oxyhydroxydes possèdent de grandes surfaces spécifiques : 10 – 100 m²/g (Tardy, 1980).

L'unité de base des oxydes ou des oxyhydroxydes est un octaèdre Fe(O)₆ ou Fe(O)₃(OH)₃ (Robert, 1996). Ces octaèdres sont assemblés de différentes manières selon les structures. En milieu aqueux, la surface des oxydes peut former des complexes avec l'eau. Des groupements OH⁻ se forment par la dissociation d'un proton et recouvrent la surface pour compléter la coordination des ions métalliques. Il y a apparition d'une surface hydrolysée (Tardy, 1980).

Ainsi, de la même manière que les argiles avec charge variable, la charge de la surface hydrolysée des oxydes et des oxyhydroxydes dépend du pH. Les sites OH⁻ réagissent selon le domaine du pH, comme des acides ou des bases faibles. Ils peuvent également jouer le rôle de ligands vis-à-vis d'un ion métallique. Le mécanisme de fixation est analogue à une réaction de complexation, avec échange de protons (Subramaniam *et al.*, 2003). La fixation ne s'applique pas seulement à des ions libres, mais également à des formes complexées organiques ou inorganiques. Si la quantité de métal adsorbée augmente avec le pH, on considère l'association Surface - Métal - Ligand. Au contraire, si la quantité de métal adsorbée diminue avec le pH, le type d'adsorption est Surface – Ligand - Métal (Stumm et Morgan 1996). La Figure II.1. illustre la fixation de plusieurs ions métalliques sur un oxyhydroxyde de fer.

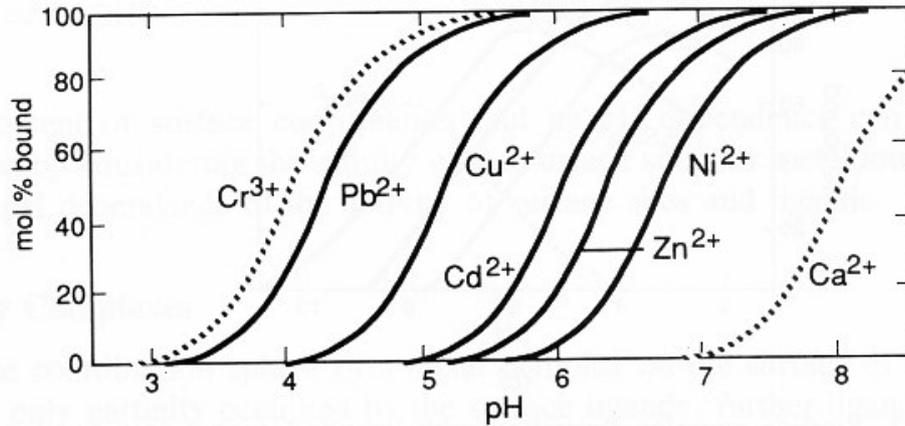


Figure II.1 : Importance de la formation de complexes de surface de quelques cations métalliques sur un oxyhydroxyde de fer en fonction du pH (90 mg de FeOOH(s) avec 2.10^{-4} mol de sites de surface par litre, concentrations totales en métaux 5.10^{-7} M ; force ionique 0,1 M NaNO₃) (stumm et Morgan, 1996)

Carbonates

Les minéraux carbonatés présents dans les sols sont la calcite (CaCO₃), la magnésite (MgCO₃), la dolomite (CaCO₃.MgCO₃), le carbonate de sodium (Na₂CO₃.10H₂O) et la sidérite (FeCO₃). La calcite et la dolomite apparaissent comme des minéraux primaires ainsi que des minéraux secondaires. La calcite primaire est le produit de la désagrégation des silicates contenant du calcium, comme les pyroxènes ou amphiboles. La calcite, minérale secondaire, est le résultat de la précipitation de la solution du sol souvent enrichie en magnésium: on parle de magnésium calcite (Ca_{1-y}MgyCO₃).

La formation du carbone dissous est possible par dissolution de CO₂ dans l'eau ou par dissolution de la calcite par les ions de H⁺ (Stumm and Morgan 1996).



La présence de carbonates et de dioxyde de carbone dans le sol joue un rôle primordial. Leurs équilibres de dissolution contrôlent partiellement le pH. De plus, une teneur élevée en carbonate rend le sol alcalin, favorisant ainsi l'ensemble des modes de fixation des métaux.

Lors de la fixation des métaux, le mécanisme mis en jeu n'est pas une

adsorption de surface, mais l'incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates (Bourg, 1988 cité par Plassard, 1999). Ce phénomène de co-précipitation a été mis en évidence en comparant l'affinité de l'ion Zn^{2+} pour le carbonate de calcium et le carbonate de magnésium. La fixation de l'ion Zn^{2+} est favorisée par un meilleur ajustement spatial dans la maille du carbonate de magnésium. Les exemples des espèces co-précipités sont l'hydrozincite $[Zn_5(OH)_6(CO_3)_2]$, la malachite $[Cu_2(OH)_2CO_3]$ ou l'azurite $[Cu_3(OH)_2(CO_3)_2]$ (Sposito, 1989).

Matière organique

La fraction organique du sol comprend tous les composés organiques simples ou complexes, isolés ou bien associés entre eux dans des ensembles vivants ou non vivants. D'après Stevenson (1994), ils peuvent être classifiés en quatre catégories : les organismes vivants constituant la biomasse ; les organismes morts en voie de dégradation ; les composés organiques des chaînes réactionnelles de la minéralisation et les substances humiques.

Nous nous intéressons uniquement à la fraction non vivante de la matière organique du sol : les substances humiques. Les substances humiques (SH) sont des polymères naturels très complexes constitués essentiellement de carbone et d'oxygène (Tableau II.1). Elles sont générées par la décomposition de la matière végétale. Ce processus de décomposition dépend de l'activité biologique générale du milieu, liée surtout au pH, et des conditions relatives d'aérobie ou d'anaérobie.

En milieu biologiquement actif, la minéralisation de la matière organique fraîche est rapide. L'ordre d'apparition des SH est la suivante : humine, acides humiques (AH) et acides fulviques (AF). Cette classification a été faite par rapport aux méthodes d'extraction utilisées: les AH et AF sont des polymères jeunes extraits en milieu NaOH 0,1 M. Les AH sont définis par la fraction qui précipite à $pH = 1$ (Sposito, 1989). Les AF, qui sont plus solubles parce qu'ils contiennent plus de groupes $-COOH$ et $-OH$, restent en solution à $pH = 1$ (Stevenson, 1994). Les SH sont très hétérogènes, c'est pourquoi il est difficile de définir une formule chimique générique. La composition élémentaire, en pourcentage massique, généralement trouvée est présentée dans le Tableau II.1.

**Tableau II.1 : Gamme des concentrations élémentaires (% massique)
pour des SH extraites des sols (d'après Steelink, 1985)**

Elément	Acide humique	Acide
C	53,8-58,7	40,7-50,6
O	32,8-38,2	39,7-49,8
H	3,2-6,2	3,8-7
N	0,8-4,3	0,9-3,3
S	0,1-1,5	0,1-3,6

La matière organique des sols se caractérise par une grande masse molaire (d'après Steelink (1985), elle est comprise entre 500 et 5000 g.mol⁻¹ pour les AH et entre 10 000 et 1 000 000 g.mol⁻¹ pour les AF et comme les argiles, par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion de molécules de petite taille qui peuvent ainsi interagir avec les substances humiques. Le grand nombre de groupes fonctionnels dans les AH et AF sont à l'origine des propriétés acides et des interactions multiples. Lors de titrages acide - base, les AH et AF se comportent comme un mélange d'acides faibles avec différents pKa (Stevensen, 1994). Les ions métalliques peuvent être complexés par divers ligands, en fonction de leurs affinités réciproques. Cela peut être vu comme un processus d'échange ionique avec l'ion d'hydrogène. Dans les sols, 25 % à 95 % de la capacité d'échange cationique est donnée par la matière organique (Sparks, 1995).

Eléments traces métalliques (ETM)

Les ETM présents dans les sols peuvent être classés dans deux groupes: les fonds géochimiques et les apports anthropiques.

Naturellement, le sol contient des ETM issus de la roche mère à partir de laquelle il s'est formé ou par des apports sédimentaires. Les sols formés sur des sables quartzeux contiennent des quantités d'ETM extrêmement faibles, alors que ceux qui sont formés sur des sédiments calcaires ou marneux, ou des schistes, ont des concentrations d'ETM plus importantes (Sposito, 1989).

La quantité d'ETM issue des apports anthropiques est également très importante. D'après Robert et Juste (1999), la principale source d'ETM dans les zones

urbaines est l'activité industrielle et la circulation de différents moyens de transport. Les principales sources industrielles d'émissions atmosphériques de micropolluants métalliques sont les usines d'incinération, les hauts fourneaux, la combustion du charbon et du pétrole. L'utilisation de matières fertilisantes et de pesticides ont contribué, encore, de manière importante à la contamination des sols agricoles, ainsi que l'épandage des déchets et des boues.

Certains éléments métalliques, comme le cuivre, le zinc, le fer et le sélénium, sont indispensables pour les organismes (Matthiessen *et al*, 1999). Ces oligo-éléments ont une fonction biologique bien reconnue dans des quantités minimes, mais avec l'augmentation de leur concentration, ils deviennent toxiques. D'autres éléments ne sont pas nécessaires pour les organismes et peuvent produire des effets toxiques, même à très faible concentration. A cette catégorie appartiennent par exemple le plomb, le mercure et le cadmium.

Les éléments traces métalliques sont présents dans les sols sous différents états, dans leur phase solide et leur phase liquide. La quantité existante dans la solution du sol représente normalement un infime pourcentage de sa totalité (Juste, 1995). Les métaux se concentrent donc dans la phase solide du sol où ils se répartissent dans les différentes fractions organiques et minérales (Figure II.2).

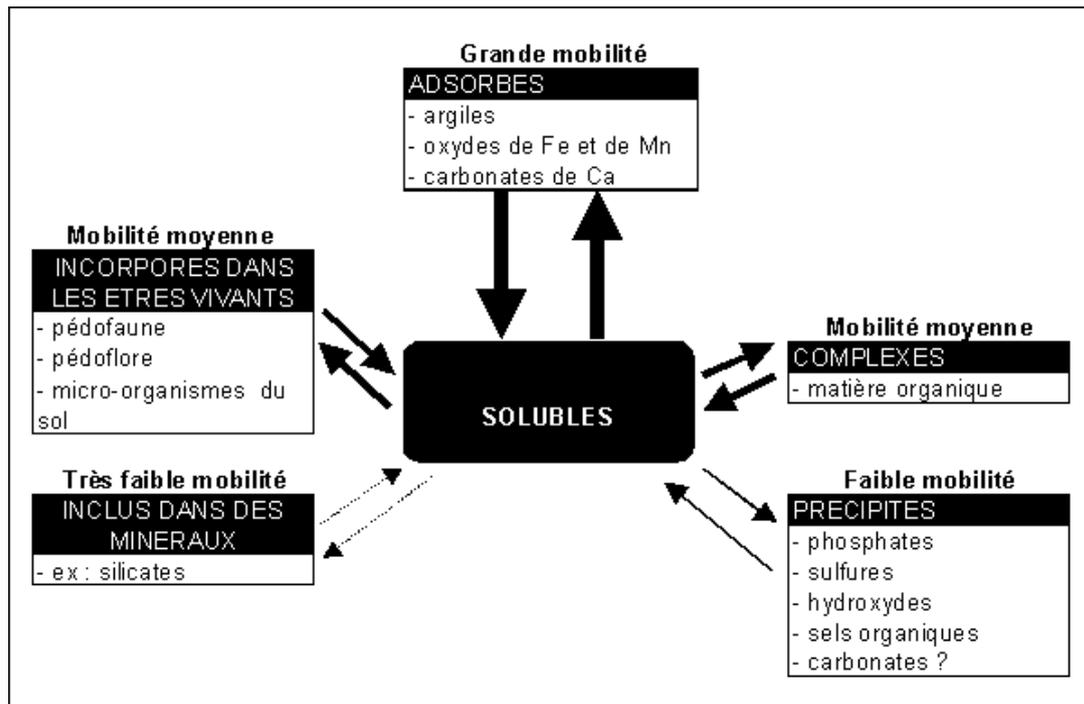


Figure II.2. : Localisation des ETM dans les sols (Juste, 1995)

Selon Sposito (1989), dans le sol, la concentration en ETM varie avec la profondeur. En raison de leur très forte liaison avec les différentes phases solides, les ETM issus d'apports extérieurs vont s'accumuler en surface du sol, leur concentration va donc décroître avec la profondeur. Au contraire, dans le cas de sols formés à partir de roches mères, particulièrement riches en éléments métalliques, la teneur en ETM accroît avec la profondeur.

Phénomènes physico-chimiques responsables de la rétention des métaux dans les sols

Comme il a été écrit dans la partie précédente, la phase solide du sol est constituée de nombreuses espèces capables de fixer les ions présents dans la phase liquide.

Par la suite, les principaux mécanismes de fixation de métaux à la surface des différents composants du sol sont rappelés après avoir considéré l'influence des processus de précipitation/dissolution. Enfin, le rôle des facteurs influençant la mobilité des métaux dans les sols est également développé. La plupart des ouvrages concernant les sols pollués ou les réactions dans le milieu aquatique développe de manière similaire ces différents mécanismes; nous avons pris comme références de base deux d'entre eux : Stumm et Morgan (1996) et Sposito, (1989).

Précipitation / dissolution

La précipitation ou la dissolution jouent un rôle très important dans la chimie des sols, particulièrement dans la régulation des éléments majeurs comme le calcium, les carbonates et les silicates, mais également dans la rétention des métaux lourds.

Dans le cas où les solutions des solutés sont très diluées, les coefficients d'activité sont proches de 1 et les activités peuvent être remplacées par les concentrations. Le produit solubilité d'une réaction donnée détermine les activités (ou les concentrations, si les solutions sont diluées) en cation et en anion pouvant être présentes dans la solution. Quand la solution devient sursaturée, le produit de solubilité est dépassé et la précipitation a donc lieu (Stumm et Morgan, 1996).

Dans le milieu naturel, les métaux précipitent principalement sous la forme d'hydroxydes et de carbonates. La précipitation est généralement favorisée par des pH élevés, car la concentration en solution des ions d'hydroxyde ou de carbonate augmente avec le pH. Elle est souvent associée au processus d'oxydoréduction, comme par exemple la dissolution des minerais des oxydes de fer (III) impurs dans des conditions réductrices (Sigg *et al.* 1992). Dans des conditions réductrices, le fer apparaît alors en solution comme Fe (II). Lorsque les conditions redeviennent oxydantes, le Fe (II) est réoxydé en Fe (III), puis reprécipite sous la forme d'oxyde de Fe (III). Cela peut avoir comme conséquence la libération, puis une éventuelle précipitation sous une nouvelle forme des traces métalliques liées initialement aux oxydes de fer.

Adsorption

L'adsorption est définie comme la fixation de matière à l'interface solide - liquide et elle est la base de la plupart des processus aux interfaces (Sposito, 1989). Deux mécanismes d'adsorption sont habituellement identifiés: l'adsorption physique ou physisorption et l'adsorption chimique ou chimisorption.

Adsorption physique

Dans le cas de l'adsorption physique, la fixation des molécules ou des ions sur la surface adsorbante polarisée se fait essentiellement par les forces de Van der Waals. On parle alors d'une adsorption non spécifique, avec possibilité d'adsorption en plusieurs couches. L'adsorption physique se produit sans modification de la structure moléculaire et elle est réversible.

Adsorption chimique

L'adsorption chimique constitue le résultat de l'établissement d'une liaison chimique entre les atomes donneurs d'électrons de la surface et les solutés accepteurs d'électrons. L'énergie de liaison est beaucoup plus forte que dans le cas de l'adsorption physique et le processus est beaucoup moins réversible et parfois même irréversible (Pitter, 1999). D'après Sigg (1992), la complexation de la surface est le principal mécanisme de l'adsorption chimique des ions métalliques.

La complexation de surface des cations dans les sols se fait principalement par les oxydes hydratés (oxydes de fer, de manganèse, d'aluminium etc.) et par la matière organique qui possède un grand nombre de groupes fonctionnels (groupes carboxyliques, phénoliques, hydroxyliques etc.) avec une forte affinité pour les métaux.

Echange ionique

L'échange ionique est la substitution d'une espèce ionique d'un composé solide par une autre espèce ionique issue d'une solution aqueuse en contact avec le solide. Les ions doivent être de même signe (Sigg *et al.*, 1992). Les principaux représentants des échangeurs d'ions dans les sols sont la matière organique et les argiles.

La charge électrique sur une surface peut être fixe ou variable. Selon son origine, elle dépend ou non du pH. A proximité de surface chargée électriquement, une charge opposée se forme en solution; les molécules d'eau s'orientent en rapport avec leur charge dipolaire (Sigg *et al.*, 1992). Dans le cas où la surface est chargée négativement, les cations de la solution se fixent sur ces sites et ils peuvent être échangés par la suite avec des cations qui ont une affinité pour le solide encore plus importante ; on parle alors d'échange cationique.

La différence entre les modèles d'échange d'ions et de complexation de surface est dans la nature des liaisons mises en jeu au cours des mécanismes de fixation. D'après Sigg *et al.*, (1992), dans les milieux naturels, l'échange d'ions est considéré comme un modèle faisant intervenir des liaisons faibles (dipôle-dipôle), alors que les complexes de surface constituent des entités chimiques à part entière avec la formation de liaisons covalentes.

Facteurs influençant la mobilité

Nous décrirons dans la partie suivante, les principales caractéristiques du sol influençant la rétention des ETM et donc leur mobilité.

La mobilité des ETM a été définie par Juste et Solda (1988) comme leur aptitude à être transférés vers des compartiments du sol où ils sont énergétiquement moins stables, le compartiment ultime étant représenté par la solution du sol. Ainsi, lorsqu'un élément est mobile, la probabilité de le trouver en solution est importante.

pH du sol

La variation du pH est le facteur dont l'action sur la mobilité des métaux est la plus déterminante. La spéciation aqueuse du métal change avec le pH et cela influence la fixation sur la phase solide. Par exemple, l'hydrolyse des ions métalliques à pH élevé tend à augmenter la sorption, parce que les espèces hydrolysées ont des énergies de solvation plus petites pour la surface que pour les ions libres. L'augmentation du pH contribue également à la diminution du potentiel de surface, en diminuant également la concurrence des protons par rapport aux ions métalliques et elle favorise ainsi leur fixation. La précipitation se produit également à pH élevé.

A contrario, l'abaissement du pH fournit au milieu des protons dont la fixation est fortement compétitive sur les sites d'échange et de sorption (Pickering, 1986). La dissolution des sels métalliques ou la destruction de la phase de rétention peut avoir lieu également dans les conditions acides.

En outre, un changement de pH change également les interactions entre les composants du sol et affecte ensuite la distribution en métal parmi les phases de sol. Wu (2002) a remarqué qu'un pH élevé favorise la dissolution des acides humiques et augmente la concentration dissoute de métal en raison de formation de complexes métal-organique en solution.

Potentiel d'oxydoréduction

Le degré d'aération du sol est déterminé par les pratiques culturales (irrigation, tassement par passages répétés d'engin, apport de matière organique biodégradable donc consommatrice d'oxygène) et par les événements climatiques (précipitations massives entraînant des conditions hydromorphes). L'ensemble de ces facteurs favorise l'anoxie, modifiant ainsi la mobilité de certains ETM dont les formes réduites

sont plus mobiles dans les sols que les formes oxydées. Les travaux de Förstner (1985), présentés dans le Tableau II.2., résumant le degré de mobilité relative des ETM en fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction.

**Tableau II.2. : Effets du pH et du potentiel redox sur la mobilité ETM du sol
(Förstner, 1985)**

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

Température et humidité du sol

Elles jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol et donc la production de substances acides ou complexantes issues de la biodégradation de matières organiques. L'élévation de la température agit directement sur la dissolution de composés fixant les ETM facilitant ainsi leur absorption par la flore.

II.2 Le comportement des éléments traces métalliques dans le sol (baser références)

Les ETM sont liés à différents constituants du sol et sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers d'autres constituants du sol ou vers la phase liquide selon les conditions physico-chimiques. Ces changements rendent les ETM plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour la biosphère.

II.2.1 Spéciation

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et des sédiments et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices (Hetland *et al.* 1991).

Dans l'environnement, les ETM se trouvent sous différentes formes chimiques et la mesure de la concentration totale de ces ETM ne suffit pas pour déterminer leur réactivité, mobilité, biodisponibilité et toxicité. Ces faits expliquent l'intérêt majeur qui est donné à la quantification de certaines formes chimiques biodisponibles ou très toxiques des ETM.

II.2.2 Mobilité

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu (Juste 1988; McLaughlin *et al.*, 2000). Les ETM sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité. Ils peuvent être (Baize 1997):

- adsorbés sur les phases hydroxyde du fer, de l'aluminium et du manganèse,
- inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires,
- adsorbés sur les matières organiques,

La répartition des métaux et métalloïdes dans ces différents compartiments du sol et toutes les formes disponibles ne présentent pas forcément des risques environnementaux. Les variations des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique.... etc.) peuvent jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les métaux présents dans un sol d'une forme à une autre. Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes dépendent de processus de dissolution/précipitation, désorption/adsorption et complexation qui font intervenir

des réactions biologiques, chimiques et physico-chimiques (Bourrelier et Berthelin 1998).

En effet, la mobilité et la biodisponibilité des ETM dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols. Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible (Quevauviller 1997).

II.2.3 Biodisponibilité

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant (Newman and Jagoe, 1994). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux ETM capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante. En effet, l'ion sous forme libre (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , ... etc.) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants. Les risques liés aux ETM pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués à travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité (Van Oort 2007).

II.3 Les différentes techniques de mesure de la spéciation, mobilité et biodisponibilité des ETM

Les méthodes d'analyses de la spéciation chimique, mobilité et biodisponibilité des ETM dans les sols peuvent être classées en deux groupes : les méthodes instrumentales et les méthodes chimiques. Les méthodes instrumentales permettent une caractérisation directe de l'échantillon solide tandis que les méthodes chimiques utilisent l'extraction simple (sélective) (Salomons et Forstner 1980; Lebourg 1996) et l'extraction séquentielle à partir de la matrice solide (Tessier et *al.* 1979), l'eau interstitielle du sol et la technique du gradient diffusif en couche mince (DGT) (Zhang and Davison, 1995).

II.3.1 Les méthodes instrumentales

Les méthodes d'analyse du solide peuvent être classées selon la technique instrumentale utilisée. Au niveau instrumental, on peut distinguer les techniques de spectrométrie atomique (spectrométrie d'émission ou d'absorption atomique, spectrométrie de masse) et les techniques d'analyse de solide.

Un aspect important des méthodes instrumentales d'analyse de solide est la possibilité d'analyse spatiale en plus de l'analyse élémentaire. Il faut distinguer l'analyse de surface, l'analyse localisée ou microanalyse et l'analyse en profondeur (profils). L'analyse de surface est possible avec certaines techniques de spectrométrie du solide (GDMS, SIMS, SNMS), de spectroscopie électronique (ESCA, spectroscopie Auger) et de fluorescence X (XRF).

Enfin, certaines techniques d'analyses du solide (ESCA, Xanes, etc...) permettent également de caractériser la forme chimique des analytes et apportent une information sur l'environnement chimique d'un élément (Motelica-Heino 1999).

II.3.2 Les méthodes chimiques

a) Extraction simple (sélective)

La méthode d'extraction simple est employée dans les sciences du sol pour prédire la disponibilité des ETM pour les plantes. La détermination des teneurs en métaux et métalloïdes extractibles et facilement échangeables est effectuée par des extractions chimiques simples avec différents réactifs. Les extractants chimiques peuvent varier depuis des acides très forts, tel que l'acide nitrique ou l'acide chlorhydrique, à des solutions salines, comme le chlorure de calcium (Lebourg 1996) (Tableau II.3).

Tableau II.3: Exemples de solutions d'extraction utilisées pour estimer la biodisponibilité des métaux dans le sol (d'après Harmsen, 2007)

Type d'extraction	Simule	Exemple
Eau	La concentration de l'eau interstitielle du sol	Rhizon échantillonneur, Centrifugation
Sel neutre	La concentration de l'eau interstitielle du sol	0.01 M CaCl ₂ 1 M NH ₄ NO ₃ 0.1 M NaNO ₃
Acide	Potentiellement soluble dans l'eau	Acide fort dilué : 0.43 M HNO ₃ Acide faible : 0.43 M acide acétique
Agent complexant	Potentiellement soluble dans l'eau	EDTA, DTPA

Quatre types de solutions d'extraction sont principalement utilisées : l'eau déionisée, les solutions salines, les acides dilués et les complexants organiques :

L'eau déionisée

La phase extraite par l'eau déionisée contient les métaux et métalloïdes les plus mobiles et potentiellement les plus disponibles. Par conséquent l'extraction par l'eau déionisée peut être utilisée pour simuler les conditions naturelles du sol; cependant les quantités extraites sont très faibles d'où une difficulté de dosage analytique (Ure 1996).

De plus, l'extraction à l'eau pose d'autres problèmes analytiques puisque elle ne permet pas une floculation adéquate de la suspension. Les résultats sont alors surestimés en raison de la présence dans le réactif de particules colloïdales en suspension porteuses de l'élément recherché. Cette fraction colloïdale du sol est d'ailleurs rarement prise en compte et constitue probablement un des sujets d'étude le moins exploré dans le cas des micro-polluants métalliques dans le sol.

Solutions salines

Les solutions salines utilisées sont principalement les chlorures de calcium, d'aluminium, puis les nitrates de sodium et d'ammonium. Leurs concentrations

varient selon les méthodes de 0.01M à 1M. Le chlorure de calcium est largement utilisé pour évaluer la biodisponibilité du cadmium, du zinc et du nickel, grâce au fait que les ions calcium, fortement adsorbés par le complexe argilo-humique, déplacent aisément les ions fixés sur ce complexe (réaction d'échange) et en même temps modifient peu le pH lors de l'extraction (Pueyo *et al.* 2004; Meers *et al.* 2007b; Ettler *et al.* 2007b).

Enfin, Gupta et Aten (1993) ont montré que malgré des concentrations parfois proches des limites de détection, les quantités de cadmium, de zinc et de cuivre, extraites de sols pollués sont corrélées aux teneurs relevées dans les végétaux et sont proches de celles de la solution du sol.

Acides dilués

L'extraction par les acides dilués est également utilisée pour évaluer la biodisponibilité des éléments traces métalliques. Les acides employés sont le plus souvent l'acide acétique, l'acide chlorhydrique ou un mélange de divers acides à faible concentration.

Par exemple, un mélange d'acide chlorhydrique 0.05M et d'acide sulfurique 0.0125 M, nommé Melhich a été utilisé par Mulchi *et al.* (1992) et a permis d'observer une bonne corrélation entre les teneurs en cuivre, manganèse, nickel et cadmium des sols et les teneurs relevées dans des plantes de tabac. L'acide nitrique à 0.5M a été utilisé par Tipping *et al.* (2003) pour l'extraction simple des métaux tels que Cu, Zn, Cd et Pb.

Complexants organiques

Les complexants organiques sont très puissants et sont couramment utilisés pour estimer non seulement la fraction échangeable des métaux, mais aussi la fraction complexée par la matière organique et la fraction fixée sur les hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium. L'EDTA (acide éthylène diamine tétra acétique) et le DTPA (acide diéthylène triamine penta acétique) sont les complexants principalement utilisés.

L'utilisation d'EDTA a été choisie selon la norme destinée à estimer la quantité des éléments traces métalliques biodisponibles dans le sol. Cependant, les quantités extraites se révèlent souvent élevées et peu corrélées aux teneurs réellement

biodisponibles (Gupta et Aten, 1993).

b) Extraction séquentielle

Tessier *et al.* (1979) étaient parmi les premiers à utiliser un schéma d'extraction séquentielle. Leur schéma comprend cinq étapes pour distinguer l'élément se trouvant sous la forme: échangeable, liée aux carbonates, liée aux oxydes, liée à la matière organique et enfin ceux correspondant à la fraction résiduelle. De nombreux auteurs (Förstner *et al.* 1981; Shuman 1985; Clevenger 1990) ont modifié ce protocole en modifiant le nombre d'étapes ou les réactifs utilisés. Le BCR (Bureau Communautaire de Référence) a lancé un programme pour harmoniser les protocoles d'extractions séquentielles. Il définit le fractionnement en quatre étapes: la fraction acido – soluble qui correspond à la fraction échangeable et liée aux carbonates; la fraction réductible (liée aux oxydes); la fraction oxydable (liée à la matière organique) et la fraction résiduelle. Nous allons examiner chacune de ces fractions:

La fraction échangeable

Cette fraction représente la partie mobile et biodisponible d'ETM dans les sols (Gleyzes *et al.* 2002). Elle regroupe les métaux adsorbés non spécifiquement sur les particules et facilement mobilisables par échanges ioniques avec des cations tels que Ca^{2+} , Mg^{2+} ou NH_4^+ , le contre-ion étant généralement Cl^- , CH_3COO^- et NO_3^- . Cette fraction est potentiellement la plus mobile et donc la plus toxique pour l'environnement si elle est associée par des forces électrostatiques non-spécifiques à des métaux.

La fraction associée aux carbonates

Cette fraction essentiellement composée de constituants carbonatés est sensible à une faible diminution de pH. Le mécanisme utilisé pour évaluer la quantité de métaux associés à cette fraction est la dissolution du matériau solide par des acides faibles à un pH= 5.

Les réactifs les plus largement utilisés sont l'acide acétique ou les acétates à un pH= 5, car la solution acide permet de dissoudre les carbonates et le pouvoir complexant de l'acétate empêche la réadsorption ou la réprécipitation des ions libérés (Tessier *et al.* 1979; Förstner *et al.* 1981).

La fraction réductible

Cette fraction contient les métaux associés aux oxydes de fer, d'aluminium et de manganèse. Le principe des protocoles expérimentaux est la réduction des oxydes qui a pour but la libération des métaux liés. Ces oxydes sont thermodynamiquement instables en condition anoxique (dissolution réductive) provoquée par exemple par une diminution du potentiel d'oxydoréduction (Tessier *et al.* 1979).

Les métaux et métalloïdes associés à cette fraction sont extraits par un agent réducteur et un autre réactif permettant de maintenir en solution les métaux solubilisés. Les réactifs les plus utilisés sont le chlorhydrate d'hydroxylamine, le tampon acide oxalique/oxalate et le dithionite - citrate de sodium.

La fraction oxydable

Les éléments métalliques extraits dans cette fraction sont considérés comme liés à la matière organique (particules, pellicule organique à la surface des particules). La liaison principale est la complexation. En milieu oxydant, les matières organiques sont dégradées et libèrent les métaux lourds (Tessier *et al.* 1979). Dans les schémas d'extractions sélectives, cette fraction est généralement obtenue par action d'eau oxygénée acidifiée sur l'échantillon, suivie d'une extraction à l'acétate d'ammonium pour maintenir en solution les métaux solubilisés.

La fraction résiduelle

La fraction résiduelle est essentiellement constituée de minéraux primaires et secondaires qui restent fixés après les étapes d'extraction (e.g. alumino-silicates). Pour déterminer la quantité fixée dans cette fraction, la digestion par des acides forts tels que HF, HClO₄, HCl et HNO₃ est utilisée. La nature et le nombre d'acides varient suivant les auteurs. On considère que les métaux de cette fraction ne sont pas libérables dans les conditions naturelles (Tessier *et al.* 1979).

Cependant, de nombreux auteurs (Quevauviller 1997; Belzile *et al.* 1989) déterminent cette fraction par différence entre la quantité totale de métal (minéralisation du sol initial) et la somme des quantités extraites dans chaque fraction.

Limite des schémas d'extractions séquentielles

Les méthodes des extractions séquentielles sont largement utilisées mais elles sont en même temps beaucoup critiquées pour l'absence de procédure de référence et de contrôle de la qualité, de par la sélectivité des réactifs et la réadsorption potentielle des éléments ou de leur recombinaison au cours de différents étapes de l'extraction (Cornu et Clozel 2000; Bermond, 1992). Bien que certains schémas d'extractions séquentielles aient été largement utilisés, aucun d'entre eux n'a été désigné comme procédure de référence. Le mode de préparation des échantillons, la diversité des réactifs, le nombre d'étapes d'extraction et leur succession dans les schémas disponibles rendent délicate la comparaison des résultats d'une étude à une autre (Khebohian et Bauer, 1987).

La sélectivité des solutions d'extraction a été également remise en question par des recherches sur des phases minérales synthétiques. En effet, l'attaque chimique d'une phase n'entraîne pas toujours une solubilisation totale des éléments contenus dans cette phase et peut avoir des conséquences sur la solubilisation des éléments présent dans d'autres phases de l'échantillon (Belzille *et al.* 1989; Hass et Fine 2010).

De plus les problèmes de réadsorption des métaux au cours des extractions ont été mis en évidence dans les sols. Les métaux relargués par minéralisation d'une phase peuvent se répartir sur les phases restantes (Kheboian et Bauer, 1987). La dissolution incomplète de certaines phases, les changements de pH et la modification de l'équilibre peuvent conduire les éléments à se réadsorber sur certaines phases ou à précipiter sous de nouvelles formes. En conclusion, l'extraction séquentielle reste cependant à ce jour la seule approche chimique relativement simple de caractérisation des différentes formes d'un métal dans un sol malgré ces limites.

***CHAPITRE III : ZONE
D'ETUDE, MATERIEL ET
METHODES***

A. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

III.A.1 Caractéristiques naturelles de l'oued Boussellam

III.A .1.1. Localisation géographique et topographique

L'oued Boussellam représente le principal axe hydrographique de Sétif. Il prend sa source à Ras Ain Boussellam qui se trouve au Nord de Farmatou et draine vers Oued Sommam, Avec une longueur de 159 km et un volume régularisable annuellement de près de 38 Hm³. La Superficie du bassin Versant est de 4300 km². Il est constitué par la réunion de l'oued Gassar qui longe le piémont sud du djebel Megress (Altitude 1737m) et l'oued Ouricia qui se trouve dans la partie sud de ce djebel.

Il prend sa source à une altitude de 1100 m environ à cinq kilomètres au Nord –Ouest de la ville de Sétif .Il s'étale approximativement entre les longitudes : 5° 20' 00'' et 5° 25' 00'' Est et 36° 10' 00"et 36°15'00" Nord (Figure III.1).

L'oued Boussellam passe par plusieurs agglomérations dans la région Nord de Sétif (Bougaa, Hammam Gergour, Oued Sebt, Charchar et Beni Ourtille) et la région Sud (Farmatou, Sidi el khier ,Mezloug et Hammam Ouled Yelles). (Joane, 2007) pour se déverser dans le barrage da Ain Zada (125 million m³ de capacité) qui assure l'alimentation en eau potable la ville de Sétif, El Eulma, Ain Arnat, Bougaa, Beni Oucine et Bordj Bou Arréridj soit une population près d'un million d'habitats.

Les rapports hydriques de cet Oued sont constitués d'une part de la fonte des neiges du mont de Megress et d'autre part d'une multitude d'émergences pérennes. Historiquement, cet Oued a de tout temps était considéré comme un milieu humide de premier plan par les riverains et notamment par les habitants de la ville de Sétif. Il était exploité aussi bien pour la baignade, la pêche, le loisir et même les villégiatures (DHW).

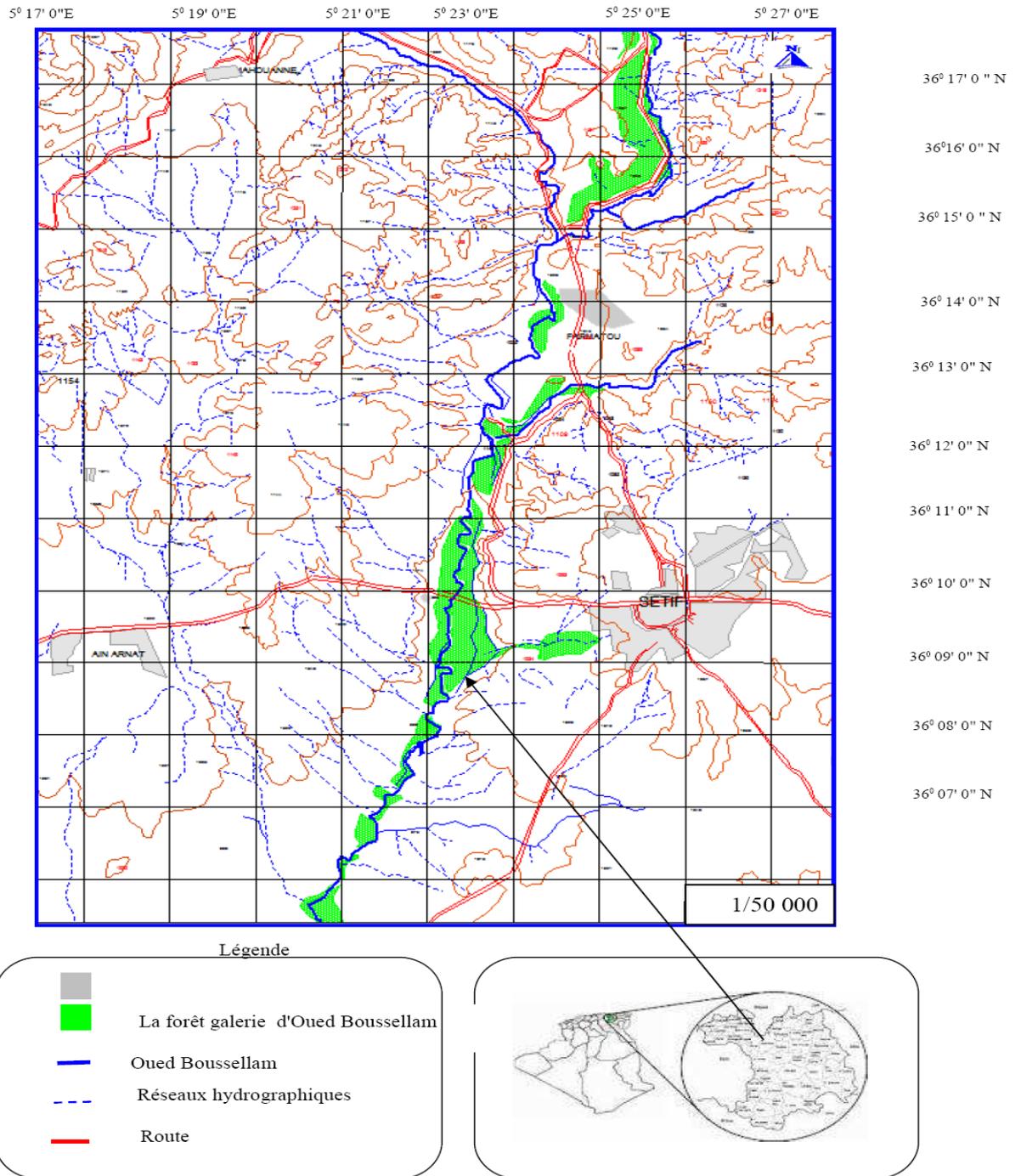


Figure III.1 : Localisation topographique de la Zone d'étude.

III.A.1.2. Géologie

La géologie et la lithologie constituent une donnée importante pour la connaissance et l'étude du milieu. La nature des terrains est un des principaux critères qui conditionne le choix des travaux de mise en valeur.

Depuis les anciens travaux (Savornin, 1920), la région des hautes plaines

Sétifiennes est restée en marge des préoccupations des géologues travaillant en Algérie. La géologie du bassin d'Oued Bousellam a été étudiée en se référant aux anciens travaux géologiques. (Carte géologique de Sétif au 1/50 000, la carte géologique de l'Algérie au 1/500.000.00, (Vila, 1977). Oued Bousellam s'étend sur des roches calcaires appartenant au Quaternaire.

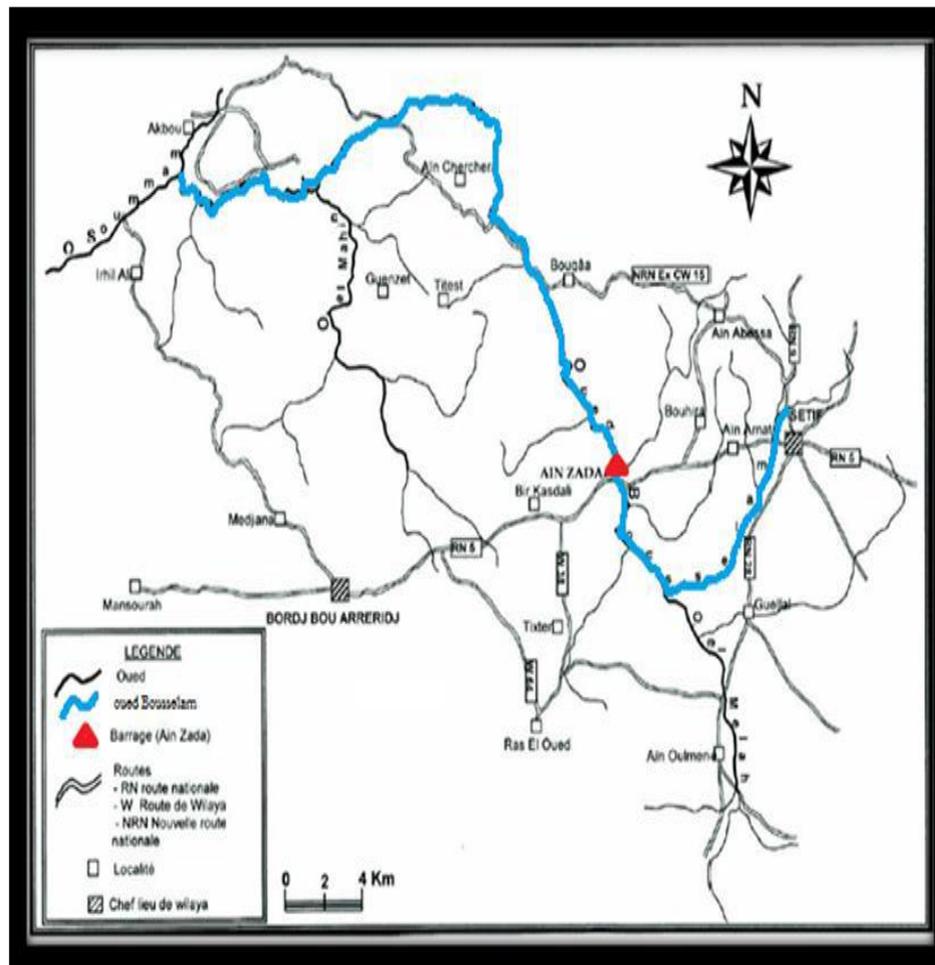


Figure III.2 : Situation géographique de l'oued Bousellam (Zouaoui, 2003).

III.A.1.3. Chorologie

L'urbanisation au long de l'oued s'effectue sur des terres avec ou sans horizon calcique ou bien croute à plus de 30 cm et sur des terres hautes et avec pente moyenne ou terre plate avec horizon calcique.

III.A.1.4. Réseaux hydrographique

Comme la majorité des cours d'eau d'Algérie. Ceux de la région de Sétif, conséquence des précipitations, ont des écoulements irréguliers. Ils sont parcourus par des crues violentes et abondantes pendant la saison pluvieuse et plus au moins secs pendant la saison sèche. L'Oued Boussellam se caractérise par un débit moyen annuel est de 10.6 m³/s, le débit mensuel moyen varie d'une saison à l'autre, le maximum est atteint au mois de Février avec 56m³/s, et le minimum au mois d'Aout avec 1,1m³/s. Le débit varie en fonction du relief.

Les principaux affluents de l'Oued Boussellam sont :

- L'oued Guellal : versant de la partie Sud-Est ;
- L'oued de Tixter: versant de la Sud –Ouest ;
- L'oued Ftaissa : versant de la partie Sud ;
- L'oued Ouricia du Nord –Est et L'oued Guessar du Nord –Ouest (DHW).

III.A.1.5. Climat

Le climat est un élément important dans l'étude du milieu, il est à la base de la distribution des végétaux et des animaux. C'est un facteur clé de valorisation des milieux naturels, ce qui nécessite une investigation analytique des ses composantes.

a -Etude climatique

Le but de cette étude consiste à faire apparaitre les influences et les relations des différents facteurs et paramètres climatiques sur le milieu physique en générale et le couvert végétal existant qu'on à introduire dans la zone d'étude :

C'est ainsi que l'on traitera successivement :

- L'influence des facteurs énergétique : Température ; Ensoleillement.
- L'influence des facteurs hydriques : Précipitation ; Humidité.
- L'influence des facteurs mécaniques : Le vent ; Gel.

L'analyse synthétique de ces différents facteurs, permettra d'établir une classification bioclimatique dans la zone d'étude et par la même contribuera au choix d'un aménagement rationnelle et adapté en milieu. Le climat de Sétif est globalement du type continental tendant vers le semi-aride à hiver froid (minima - 8°C) et à été chaud (maxima 40°C). La pluviométrie moyenne varie de 200 à 500 mm du sud au

nord. Elle est très irrégulière avec une concentration en hiver et au printemps. La saison sèche s'étend généralement du mois de Mai à Septembre. Cette irrégularité affecte fortement l'agriculture qui est du type pluvial. Il faut signaler l'effet néfaste de la sécheresse, des gelées, ces dernières atteignent en moyenne 68 jours /an. Ces conditions climatiques extrêmes influencent fortement sur les productions et les comportements des agriculteurs. Et enfin, les vents sont variables avec une prépondérance des vents Ouest et Nord- Ouest ; pendant l'hiver, le sirocco se manifeste pendant l'été avec des effets négatifs.

b- Origine des données

Les données proviennent de l'Office National Météorologique de la wilaya de Sétif. Elles portent sur une période de 26 ans (1981-2008).

Les caractéristiques de la station de Sétif sont :

La longitude : 5° 15' Est ;

L'altitude : 1033 Mètres ;

La latitude : 36° 11' Nord ;

III.A.1.6. Pressions humaines

Comme l'illustre la figure III.3, les zones urbaines couvrent une partie appréciable du territoire et elles sont concentrées principalement dans l'axe de l'Oued.

a) Milieu urbain

Le secteur d'étude a connu une croissance démographique fulgurante au cours des dernières décennies. Selon les données de l'Institut des statistiques, la population de la vallée d'oued Boussellam est de 299379 habitants en 2009 (Fig.III.3).

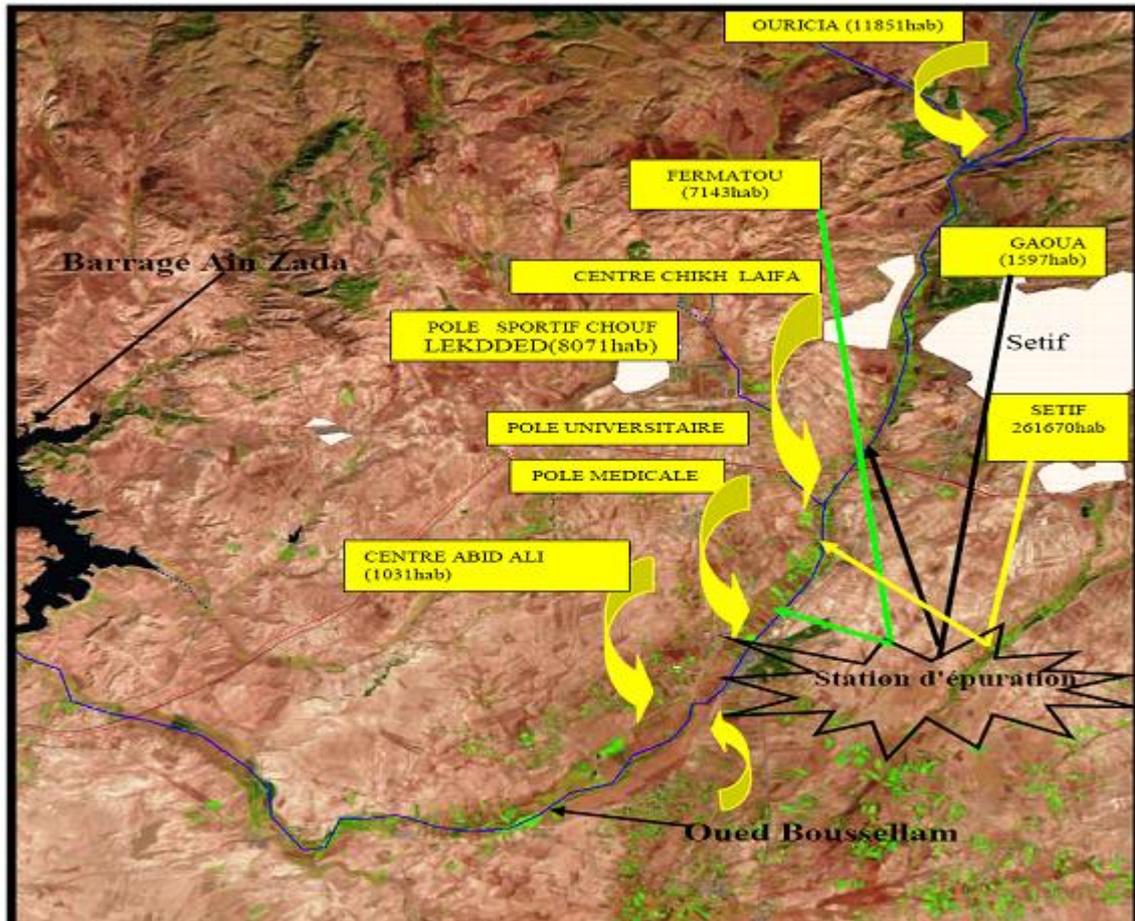


Figure III.3 : Les principales agglomérations dans la Vallée d'O. Boussellam.

- **L'usage d'eau**

L'oued Boussellam offre des attraits extraordinaires aux points de vue écologique (milieu exceptionnel pour la faune et la flore), utilitaire (plus de 1 million personnes s'y alimentent en eau potable) ; touristique (multiples activités de contact avec l'eau) et visuel. La baignade a déjà constitué une activité populaire.

- a) Les activités économiques**

L'économie de la région de Sétif est dominée par deux importantes activités qui sont : l'agriculture qui est la vocation principale et l'industrie.

Dans le domaine agricole la céréaliculture est pratiquée en plaine depuis la période romaine, les Romains avaient surnommé cette région des hautes plaines le grenier blé d'Afrique du Nord, les cultures maraîchères constituent aussi une source de revenus non négligeable pour bon nombre de familles (Kebiche *et al*, 2001).

- **Milieu agricole**

Sur la rive, les activités agricoles occupent une superficie importante dont les principaux tributaires. Les cultures de céréales, fourrages, les cultures maraîchères et l'élevage (vaches laitières, notamment) y sont les plus répandues. L'agriculture constitue avec l'élevage, la principale activité de la population riveraine de la vallée de Boussellam.

- **L'élevage**

L'élevage constitue une source de revenu monétaire importante pour la population locale. En plus des propriétaires de grands troupeaux de bovins que sont essentiellement les peuls, de nombreuses familles pratiquent le petit élevage de caprins, d'ovins. Pour une grande partie du cheptel, la vallée constitue un lieu privilégié de pâture à cause d'une part de ses potentialités fourragères et d'autre part du fait qu'elle dispose d'un point d'eau permanent.

L'élevage est toujours conditionné par le système d'élevage mis en place. Le nombre des vaches laitières représente 67,77% du nombre total des bovins dans la région, ce qui montre l'orientation laitière des bovins. Les brebis représentent 60,64% des ovins et les chèvres représentent 57,3% des caprins.

- **L'agriculture**

Cultures industrielles : Selon les statistiques agricoles au niveau de la commune de Sétif, l'espace cultivable dans l'air d'étude comporte une superficie de 9218 ha. Cette zone est marquée par un système culturel extensif : les céréales (orge, blé). On constate que depuis l'an 2000 la culture des légumes secs, l'olivier, le figuier, les cultures industrielles (tabac) n'existent plus dans la commune de Sétif, les cultures autres que les céréales se présentent en premier lieu par les cultures fourragères avec une superficie moyenne de l'ordre de 716 ha, viennent en deuxième position les cultures maraîchères avec une superficie moyenne de 149,14 ha et en dernière position on trouve l'arboriculture avec une superficie 15,46 ha.

On remarque que les espaces boisés et les maquis occupent une superficie assez faible d'environ 320h. Ils se localisent dans le sous ensemble naturel du Nord de la commune dans des parcelles de petites tailles, dont le plus important est Djebel Zenadia, il existe des alignements d'arbres épousant le parcours de l'oued et Elhassi constitués essentiellement par les peupleraies (Limani, 2008).

- **Le Pompage**

L'irrigation se concentre dans la partie des hautes plaines de la Wilaya et dans les vallées d'Oueds. De nombreux pompages sur oued ont été observés lors de visites de terrains et relevés par les enquêtes communales. Ils sont effectués en grande majorité dans la région agricole au long de l'oued. Les eaux de l'oued est abondante utilisée dans l'irrigation agricole. Cette situation peut durer plusieurs jours et aboutit à l'assèchement du lit en aval, ce qui bouleverse totalement les conditions de vie de tous les organismes vivants de l'Oued.

- **Fourrage**

Les espèces fourragères cultivées renferment un immense potentiel d'espèces pouvant faire l'objet de culture ou d'introduction au niveau des jachères et / ou dans la réhabilitation des terres de parcours ou des zones dégradées. Plusieurs genres peuvent être cités :

Médicago, Trifolium, Vicia, Astragalus, Trigonella, Mélilotus, Lotus, Hordeum, Bromus, Phalaris.

Origine des eaux usées d'Oued Boussellam

- ✓ Les eaux usées des agglomérations de Ain Trik, Chouf-Lekeded, Farmatou, Abid Ali, El hassi, Gaoua, Raselma, Ain Arnat et El Mahdia ;
- ✓ Les eaux usées issues de la zone industrielle de Sétif ;
- ✓ Eaux usées des installations industrielles agroalimentaires telles qu'Eriad.
- ✓ Les effluents d'origine agricole (pesticides et engrais).

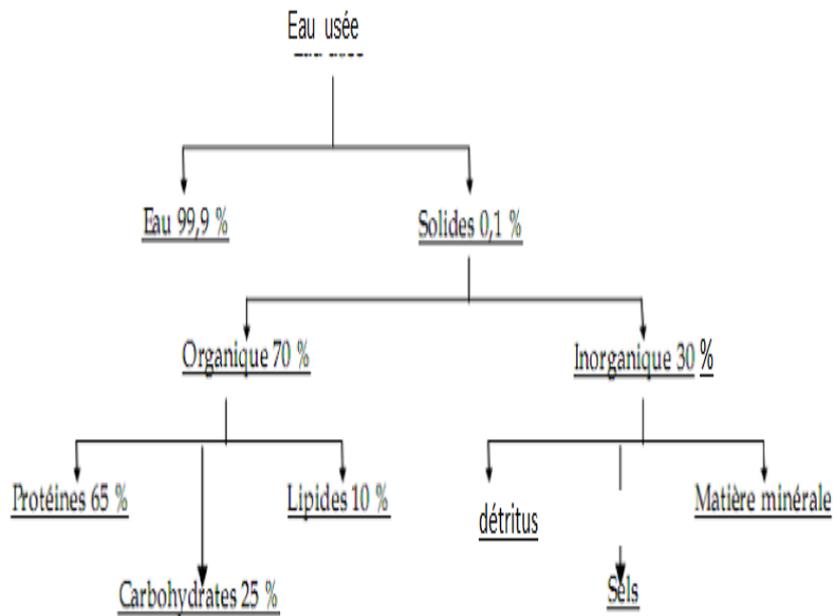


Figure III.4 : Composition d'une eau usée domestique, (Salghi, 2005).

a) L'industrie

Milieu industriel : Une zone industrielle vue au sud de la Ville de Sétif comportant une unité de fabrication de meubles plastiques et une chaudronnerie. Dans la partie nord de la ville sont installés un complexe de fabrication de pâtes alimentaires et une tannerie avec au sud-ouest de celle-ci, une briqueterie et à cela il faut ajouter la laiterie de Mezloug, Calandrage, Abatoire, Safcer, Hammam Guergour, Complexe, filacondrie (voir Annexe, tableau C).

b) Effets de la pollution sur le milieu récepteur

L'enquête menée par les membres de la commission de la wilaya au siège de la direction de l'hydraulique sur la pollution provenant des unités socio-économiques implantées à travers le territoire de la wilaya de Sétif, nous a permis d'affirmer que les principaux problèmes de pollution sont dues essentiellement aux rejets urbains et industriels qui sont rejetés dans le milieu environnant sans traitement préalable (Figure III.5).

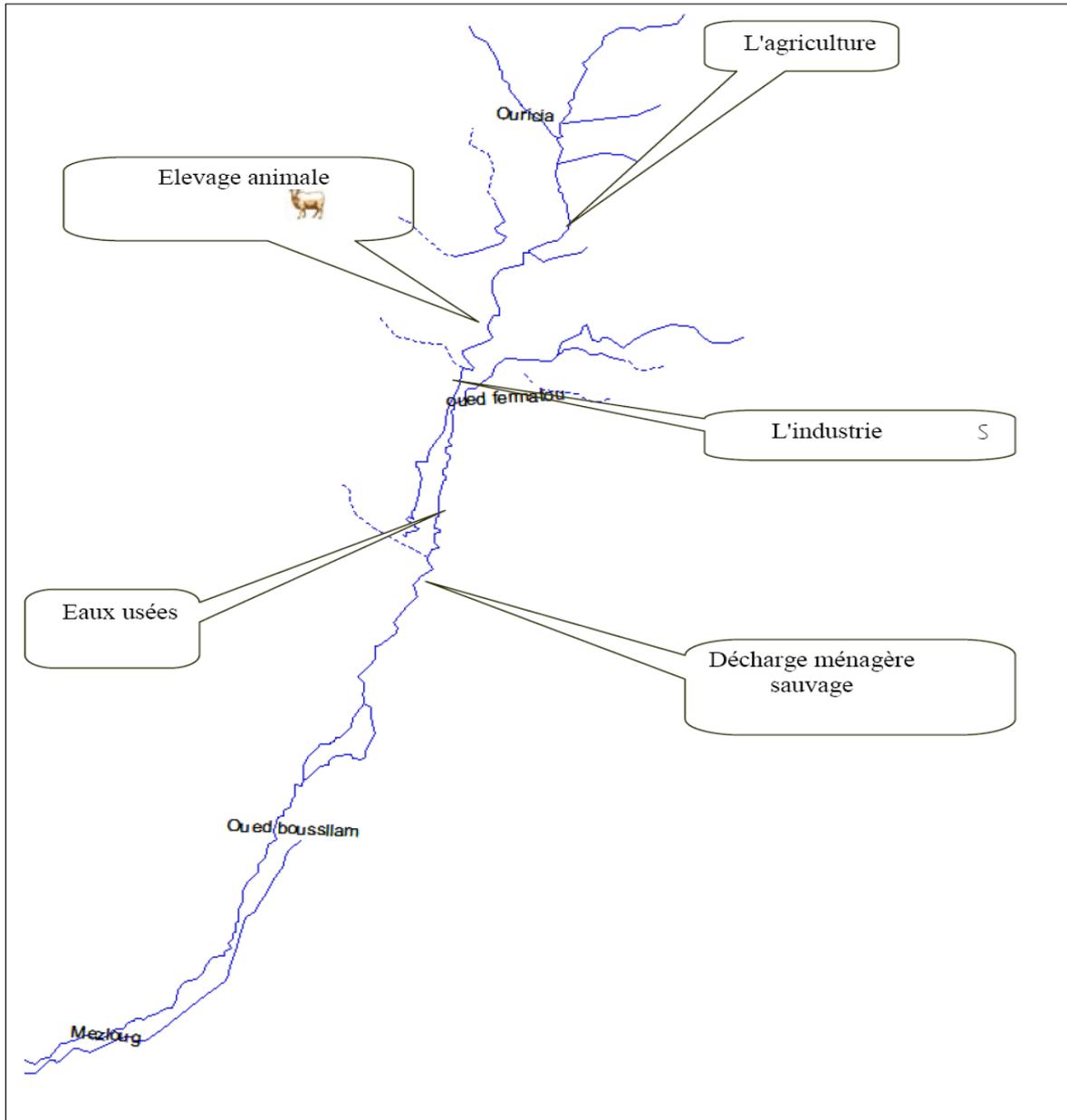
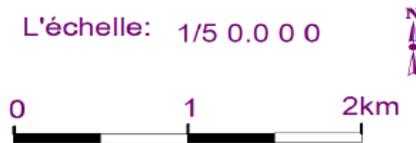


Figure III.5 : Les principales menaces dans l'Oued Bousellam.



III.2. Sources de pollution d'Oued Boussellam

Etant le seul cours d'eau permanent qui sillonne la région de Sétif, l'Oued Boussellam fait l'objet d'une pollution très sévère. L'état actuel de l'Oued est très mauvais, on remarque la présence de toutes sortes de déchets solides ou liquides comme carcasses de véhicules, pneumatiques, bidon métalliques et plastiques, etc. encombrant les berges et le lit de l'Oued créant ainsi des barrages ou sédimentent de matières solides dont la putréfaction dégage des odeurs nauséabondes qui constituent une nuisance pour les riverains. Ce milieu favorise, en outre la prolifération d'insectes vecteurs de maladies.

La source de la pollution de l'Oued Boussellam est d'origine urbaine, industrielle et agricole. L'origine des rejets urbains sont : toutes les eaux usées domestiques des régions de Sétif, Cheikh El Aifa, Mezloug, Ourissia.

Pour les rejets industriels, la situation est d'autant plus aggravée que l'Oued est devenu le déversoir de toutes les unités de la zone industrielle (voir Annexe A, tableau 1), rappelant que la majorité de ces unités industrielles ne sont pas équipées de dispositifs de traitement des eaux usées (station dépurative, station de neutralisation, station de désintoxication, bassin de décantation) ce qui a conduit naturellement à une accumulation dans ce milieu naturel contribuant ainsi à sa pollution et à la disparition de l'écosystème aquatique.

Pour les rejets agricoles, les produits utilisés par les agriculteurs (pesticides, fongicides, engrais...etc.) arrivent vers l'Oued soit par ruissellement ou par infiltration. Ces rejets sont très riches en phosphates et nitrates qui constituent la principale cause du phénomène d'eutrophisation dans le cours d'eau (Gaujons, 1995).

B. MATERIEL ET METHODES

III.B.1. Echantillonnage

III.B.1.1. Site d'étude

Le site d'étude c'est l'oued Boussellam (tronçon amont). Ce choix n'est pas aléatoire mais il est dû à sa grande importance. En effet il est l'un des rares cours d'eau Algérien qui se caractérise par un écoulement permanent. L'oued est facilement accessible à pieds et il est à proximité de la ville de Sétif et de la route nationale N°5. La localisation du site sélectionné est donnée selon le tableau suivant :

Tableau III.1 : Coordonnées du site de prélèvement et sources de pollution d'oued Boussellam

Site	Coordonnées géographiques	Sources de pollution
A la sortie de la ville de Sétif (sous le pont d'El Bez route N°5)	Latitude : 36°11'24.03°N Longitude : 5°22'3.42°E	Les rejets des riverains (fermes, élevage, terres cultivées)

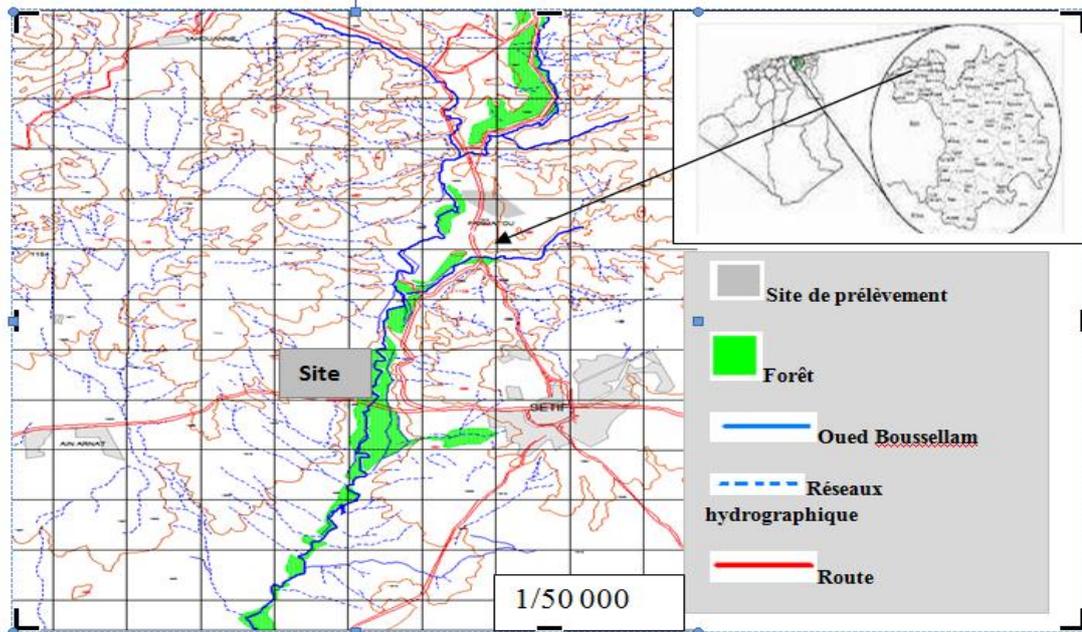


Figure III.6 : Localisation du site d'étude (Brerma, 2014).

III.B.1.2. Fréquence de prélèvement des échantillons

Afin de connaître la variation temporelle des matières en suspension au niveau de l'oued Boussellam, nous avons effectué 31 campagnes d'échantillonnage pendant douze mois, quatre points de prélèvement correspondant à E1, E2, E3, E4 à raison d'un prélèvement par mois comme le montre le tableau suivant :

Tableau III.2 : Grille des campagnes d'échantillonnage

Mois	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août
Site (S)	02 /02/2014	08/03/2014	07/04/2014	07/05/2014	04/06/2014	03/07/2014	22/08/2014
	09/02/2014	12/03/2014	14/04/2014	20/05/2014	15/06/2014		
	17/02/2014	19/03/2014	21/04/2014		21/06/2014		
		24/03/2014	29/04/2014				
		29/03/2014					

mois	Septembre	Octobre	Novembre	Décembre	Janvier	Février	Mars
Site	04/09/2014	09/10/2014	03/11/2014	05/12/2014	08/01/2015	10/02/2015	09/03/2015
(S)	16/09/2014	20/10/2014	16/11/2014	23/12/2014	21/01/2015		

Afin de noter les paramètres mesurés sur terrain nous avons utilisé des fiches de prélèvement mensuel lors de chaque campagne d'échantillonnage. On a repris la moyenne des échantillons prélevés dans le site, chaque semaine chaque quinzaine un échantillon.

III.B.1.3. Mode de prélèvement des échantillons

Pour les prélèvements d'eau on a utilisé un béccher propre qui est rincé au moment de chaque emploi pour les mesures sur terrain avec lequel on prélève l'eau à chaque mesure, et des flacons avec bouchons qui ont été rincés avec de l'eau distillée et séchés au laboratoire et pour la conservation des échantillons a été utilisée une glacière portative avec une réserve de froid suffisante (4°C). A chaque point de prélèvement on note l'heure et la température de l'air et les flacons sont remplis jusqu'aux bords et placés directement dans la glacière.

Les prélèvements sont effectués à une distance suffisante des rives afin d'éviter les différents sédiments et gravas que l'oued charrie, ainsi sur la surface pour bien ramasser les matières en suspension. Les prélèvements ont été effectués à une profondeur de 15 à 20 cm.

III.B.2. Méthodes d'analyse des échantillons

Notre étude a été portée sur deux compartiments à savoir les eaux et les sédiments superficiels. Ces derniers représentent d'excellents réservoirs ou puits de polluants chimiques, en particulier les métaux lourds (Förstner et Wittmann, 1981; Boucheseiche *et al*, 2002).

Nous avons mesuré les paramètres physico-chimiques qui décrivent la qualité générale des eaux de surface tels que : la température (T°), le potentiel hydrique (pH), l'oxygène dissous (OD), la conductivité électrique (CE), la turbidité (Turb), les matières en suspension (MES), les chlorures, la dureté totale, et les sulfates.

Les mesures ont été effectuées sur le terrain et au laboratoire d'énergétique et d'électrochimie des solides, université de Sétif-1-.

III.B.2.1 Analyse des eaux

La connaissance du milieu à travers les mesures de ses caractéristiques physico- chimiques est particulièrement indispensable à toute étude écologique (Chardy, 1970). Les caractères propres aux écosystèmes résultent de l'interaction directe ou indirecte des facteurs climatiques, hydrologiques et édaphiques qui définissent en grande partie l'environnement aquatique dans ses dimensions physico-chimiques.

Les paramètres physico-chimiques étudiés sont décrits dans le tableau III.3, qui résume les paramètres physico-chimiques analysés, les méthodes analytiques et l'appareillage utilisés.

Tableau III.3: Paramètres physico-chimiques et méthodes d'analyses des eaux

Paramètres mesurés	Référence de la méthode (AFNOR, 2001)	Appareil
pH	NF T 90-008 AFNOR	pH-mètre .WTW
Conductivité électrique	NF EN 27888 ISO 7888 AFNOR	Conductimètre type WTW
Sulfates	NF T 90-040 AFNOR	Spectrophotomètre UV- Vis Perkin-Elmer Lambda20.
Matières en suspensions	NF T 90-105 AFNOR	/
Oxymètre		WTW
Turbidimètre		WTW

III.B.2.1.1.Méthode potentiométrique

Elle est utilisée pour la mesure du pH est relié à l'activité en protons par la relation :

$$\text{pH} = - \log_{10} a_{\text{H}}$$

a_{H} : activité en ions H^+ à l'équilibre

a) Principe : la différence de potentiel existant entre une électrode de verre et une électrode de référence (calomel-KCl saturé) plongeant dans une même solution, est une fonction linéaire du pH de celle-ci. Selon l'expression de NERNST, le potentiel de l'électrode est lié à l'activité des ions H^+ présents par la relation suivante :

$$E = E_0 + 2,3 \frac{RT}{n f} \log_{10} a_{\text{H}}$$

E: potentiel mesuré (en volt)

E_0 : potentiel standard dépendant du choix de l'électrode de référence (en volt)

R : constante des gaz ($\text{J} \cdot \text{mol}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$)

T : Température absolue (K)

n : Nombre d'électrons mis en jeu dans l'équilibre Ox/red

F : constante de faraday (96500C)

a_{H} : activité de l'ion H^+ dans l'échantillon.

b) Matériel

- Electrode de verre
- Electrode de référence au calomel-chlorure de potassium saturé.
- pH-mètre

c) Mode opératoire : faire l'étalonnage de l'appareil, introduire l'électrode dans des solutions tampon de pH = 4,7, 10 puis plonger l'électrode dans un bécher contenant l'eau à analyser.

d) Expression des résultants

Les mesures sont exprimées en unités de pH, à la température 20°C (Rodier, 2009).

III.B.2.1.2. Méthode électrochimique

Elle est utilisée pour la mesure de la concentration de l'oxygène dissous.

a) Principe : la réduction de l'oxygène, au niveau d'une cathode convenable, engendre un courant proportionnel à la pression partielle d'oxygène dans la solution.

b) Matériel

Appareil de mesure spécifique (oxymètre) comportant :

- Une sonde à oxygène : cette sonde est constituée d'une cellule électrochimique contenant 2 électrodes métalliques baignant dans un électrolyte et fermée par une membrane perméable à l'oxygène.
- Si possible un dispositif de compensation de température, puisque les membranes présentent une grande variation de perméabilité en fonction de la température.

c) Mode opératoire

- Etalonnage de l'appareil : effectuer selon les consignes figurant sur la notice de l'appareillage soit en utilisant une solution saturée par barbotage, soit directement à l'air, puisque la pression partielle d'oxygène est la même dans l'air et dans un liquide saturé à 100% d'air.

- Dosage proprement dit : effectuer le dosage directement en plongeant la sonde dans l'eau à analyser, la mesure étant basée sur une réduction de l'oxygène qui traverse la membrane, il conviendra en particulier de procéder à une agitation douce et régulière pendant la mesure, pour éviter l'épuisement de l'oxygène au voisinage de la membrane qui conduirait à une mesure erronée.

d) Expression des résultants

La concentration en oxygène dissous, à la température de mesure, est exprimée en mg /l. La concentration en oxygène dissous pourra être exprimée par le taux de saturation (en %) en rapportant la valeur mesurée à la température et à la concentration théorique en oxygène dissous dans l'eau saturée en air humide à la même température et à la même pression (Rodier, 2009).

III.B.2.1.3. Méthode spectrophotométrique

Elle est utilisée pour la mesure de la Turbidité, la turbidité d'une eau est due à la présence des particules en suspension, notamment colloïdales : argiles, limons, grains de silice, matières organiques, etc...

L'appréciation de l'abondance de ces particules mesure son degré de turbidité, celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement de l'eau aura été plus efficace.

a) Principe : les éléments en suspension dans un liquide absorbent certaines radiations.

Cette constitution de l'épaisseur de liquide traversé et enfin de la longueur d'onde de la radiation incidente, lorsque l'absorption propre du liquide est négligeable, le rapport entre l'intensité incidente et l'intensité transmise permet, entre certaines limites, de connaître le nombre de ces particules. On admet alors la validité de la loi d'absorption de Bér-Lambert :

$$E = \log I_0/I = a c e$$

I_0 : intensité du faisceau incident

I : intensité transmise

e : épaisseur traversée en centimètre.

c : concentration en mol /L

a : coefficient d'extinction molaire et décimal, qui exprime par réciprocity la valeur en

centimètre de l'épaisseur de la couche que doit avoir une solution molaire pour que la lumière perde en la traversant le 1/10 de son intensité primitive. On utilise pour les calculs pratiques les logarithmes décimaux.

b) Matériel

- Turbidimètre.

c) Mode opératoire

- Etalonner l'appareil avec des solutions de 1000 NTU, 10 NTU, 0.2 NTU.
- Mettre l'échantillon dans la cuve et introduire cette cuve dans l'appareil.

d) Expression des résultats

Lire la valeur de la turbidité directement affichée sur l'appareil qui est exprimée en NTU (unité de turbidité néphlométrique) (Rodier, 2009).

III.B.2.1.4. Filtration sous vide

La détermination des matières en suspension dans l'eau s'effectue par filtration sous vide.

- a) Principe :** l'eau est filtrée et le poids de matières retenues par le filtre est déterminé par pesée différentielle.

b) Matériel

- Dispositif de filtration sous vide ou sous pression (100 000 à 200 000 Pa)
- Papier filtre en cellulose (0,45 μ m)

- c) Mode opératoire :** laver le disque de filtration à l'eau distillée, le sécher (105 °C) jusqu'à masse constante, puis le peser à 0,1 mg près passage au dessiccateur, le mettre en place sur l'équipement de filtration. Mettre en service le dispositif d'aspiration ou de pression.

Verser l'échantillon (V) sur le filtre, rincer la fiole ayant contenu l'eau à analyser avec 10 ml d'eau permutée, faire passer sur le filtre cette eau de lavage, laisser essorer le filtre, sécher à 105 °C, laisser refroidir au dessiccateur et peser à 0,1 mg près, jusqu'à masse constante (Rodier, 2009, NA 6345).

d) Expression des résultants

La teneur de l'eau en matières en suspension (mg /l) est donnée par l'expression

$$MES(mg/l) = \frac{M_2 - M_1}{V} \times 1000$$

M₁ : masse du disque filtrant avant utilisation (mg)

M₂ : masse du disque filtrant après utilisation (mg)

V : volume d'eau utilisé (ml)

III.B.2.1.5. Calcination des MES

La détermination des matières organiques et minérales dans les MES s'effectue par calcination.

Principe : la calcination est une technique de préparation d'échantillon utilisée en chimie analytique, elle consiste à chauffer l'échantillon sous air à haute température (typiquement 500 à 1000 °C) pour provoquer des réactions physiques et chimiques et mettre ainsi l'échantillon dans un état de référence.

a) Matériel

- Creuset en porcelaine.
- Four à moufle.

b) Mode opératoire : on place les creusets en porcelaine contenant les échantillons dans un four à moufle et on règle la température qui progresse jusqu'à 500°C. Cette température est maintenue pendant 2 heures, ensuite on retire les creusets et on les laisse refroidir dans un dessiccateur et enfin on pèse les cendres restantes (Rodier, 2009).

c) Expression des résultants

$$MO = M_1 - MM \text{ en (mg)}$$

M₁ : la masse des MES après filtration et séchage.

MM : la masse des cendres restantes (la matière minérale).

MO : la matière organique.

III.B.2.1.6. Méthode complexométrie (EDTA)

Dosage simultané du calcium et du magnésium et dureté totale.

- a) **Principe** : les alcalino-terreux présents dans l'eau sont amenés à former un complexe du type chélate par le sel disodique de l'acide éthylène-diaminetétracétique.

La disparition des dernières traces d'éléments libres à doser est décelée par le virage d'un indicateur spécifique en milieu convenablement tamponné pour empêcher la précipitation du magnésium, la méthode permet de doser la somme des ions calcium et magnésium.

b) **Matériel**

- La burette
- Becher, pipette
- Agitateur magnétique

- c) **Mode opératoire** : Prélever 100ml d'eau à analyser, chauffer la prise d'essai à une température d'environ 60°C, ajouter 5 ml de solution tampon (pH 9,5-10) et une quinzaine de gouttes d'indicateur coloré. Verser la solution d'EDTA jusqu'au virage du rouge vieux au bleu-vert. Vérifier qu'une goutte d'EDTA ne produit plus de tache bleu-vert. Soit V le volume d'EDTA versé (Rodier, 2009, NA 752).

d) **Expression des résultants**

Pour une prise d'essai de 100ml la dureté totale

$V \cdot 10 = \text{dureté exprimée en mg/l de CaCO}_3$

La teneur en Calcium est égale à :

$$Ca(mg/l) = \frac{V}{2} \times \frac{(0,4008 \times 1000)}{50}$$

La teneur en Magnésium est égale à :

$$Mg(mg/l) = \frac{V}{2} \times \frac{(0,234 \times 1000)}{50}$$

III.B.2.1.7. Dosage des chlorures (Méthode de Mohr)

- a) **Principe** : Réaction des ions chlorures avec des ions d'argent pour former du chlorure d'argent insoluble qui est précipité quantitativement. Addition d'un petit excès d'ions d'argent et formation du chromate d'argent brun- rouge avec les ions

chromate qui ont été ajoutés comme indicateur. Cette réaction est utilisée pour l'indication du virage. Durant le titrage, le pH est maintenu entre 5 et 9,5 afin de permettre la précipitation.

b) Matériel

- La burette
- Becher, pipette
- Agitateur magnétique

c) Mode opératoire : Introduire au moyen d'une pipette 100ml de l'échantillon, ou une petite quantité diluée à 100 ml (volume V_a) dans une capsule en porcelaine blanche ou dans une fiole ou un bêcher.

Ajouter 1ml d'indicateur de chromate de potassium et titrer la solution par addition goutte à goutte de solution de nitrate d'argent 0,02N jusqu'à l'apparition d'un précipité d'un sel brun rougeâtre (volume V_s) (Rodier, 2009, NA6362, ISO 9297).

d) Expression des résultats : La concentration en chlorure PCl exprimée en mg/l est donnée par la formule :

$$PCI = \frac{V_s - V_b}{V_a} \times C \times f$$

PCI: la concentration en mg/l de chlorure.

V_a : le volume, en millilitre de l'échantillon pour essai (maximum 100 ml ; les dilutions doivent être prise en compte).

V_b : le volume en millilitre de la solution de nitrate d'argent utilisé pour le titrage du blanc

V_s : le volume en millilitre de la solution de nitrate d'argent utilisé pour le titrage de l'échantillon.

c : la concentration réelle, exprimée en moles de $AgNO_3$ par litre de la solution de nitrate d'argent.

f : le facteur de conversion :

$f = 35453$ mg/mol.

III.B.2.1.8. Méthode par néphélométrie (Dosage des sulfates)

a) **Principe:** Les sulfates sont précipités en milieu chlorhydrique à l'état de sulfates de baryum. Le précipité ainsi obtenu est stabilisé à l'aide d'une solution de "tween20" ou de polyvinyl-pyrrolidone. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectrophotomètre.

b) **Matériel**

- spectrophotomètre
- bécher, pipette

c) **Mode Opérateur:** Dans un tube à essai, introduire successivement 50 ml de l'eau à analyser, 01 ml Acide chlorhydrique au 1/10 et 05 ml de solution de chlorure de baryum + "tween 20" ou solution de chlorure de baryum + P.V.

Préparer dans les mêmes conditions un tube témoin en remplaçant l'eau à analyser par de l'eau distillée.

Agiter énergiquement et laisser reposer 15 minutes. Agiter de nouveau et faire les lectures au spectrophotomètre à la longueur d'onde de 650 nm, tenir compte de la valeur lue pour le témoin, se reporter à la courbe d'étalonnage.

d) **Expression des résultats**

Pour une prise d'essai de 39ml la courbe donne directement la teneur en sulfates de SO_4^- exprimée en mg par litre d'eau (Rodier, 2009, NA 6361, ISO 9280).

III.B.2.2. Analyse des sédiments

Les sédiments sont prélevés au niveau du même site d'échantillonnage des eaux. Les échantillons sont conservés dans des sacs en plastique et transportés dans une glacière. Au laboratoire, les sédiments sont séchés à l'étuve à 105°C (Cornu, 2000). Le conditionnement par séchage est préféré, car il permet de conserver l'échantillon plusieurs années sans évolution notable de sa spéciation. Une fois séchés, les échantillons sont broyés et tamisés.

III.B.2.2.1. Détermination du pH

La mesure du pH est faite le plus fréquemment dans une suspension aqueuse. Le rapport de la masse du sédiment au volume d'eau varie suivant les méthodes ou suivant la texture du milieu. Les valeurs du pH obtenues par cette méthode de mesure sont considérées comme les plus proches du pH du milieu considéré (Kribi, 2005, Chaguer, 2013).

10g d'échantillon de sédiment sont préparés dans un bêcher, on y ajoute 25ml d'eau distillée, on agite à l'aide d'un agitateur magnétique pendant 60 min, ce qui permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon. La suspension obtenue est laissée au repos pendant 2h puis le pH est mesuré.

III.B.2.2.2 Caractérisation minéralogique des sédiments

a) Détermination minéralogique par diffraction des rayons X (DRX)

La diffraction des rayons X consiste à appliquer un rayonnement d'une longueur d'onde du domaine des rayons X sur un échantillon orienté ou non. L'analyse des phases cristallines est rendue possible grâce aux périodicités de l'arrangement atomique des cristaux. Ces périodicités sont dues à un empilement de plans identiques dans un cristal et sont décrites par des longueurs correspondantes aux distances entre les plans d'empilement. Ainsi, lorsque le rayonnement pénètre le cristal, une partie de l'énergie est absorbée entraînant l'excitation des atomes et l'émission de radiations par les plans atomiques. Le faisceau diffracté mesuré résulte de l'ensemble des interactions constructives des rayons émis par les atomes d'un même plan, selon *la loi de Bragg* (Truche, 2010): $2d \sin \theta = n \cdot \lambda$

n : nombre entier correspondant à l'ordre de diffraction

λ : longueur d'onde du rayonnement

d : distance réticulaire

θ : angle de diffraction.

Après diffraction on obtient un diffractogramme du faisceau diffracté en fonction de l'angle de diffraction 2θ ou de la distance réticulaire d. L'identification des phases présentes dans un échantillon se fait par comparaison avec des diffractogrammes de phases connues.

b) Granulométrie

La granulométrie des sédiments a été mesurée à l'aide du granulomètre laser Malvern 2000 (Mastersizer).

Principe

Le principe de l'analyse repose sur la quantité de lumière laser déviée par les particules et sur la mesure de l'angle de cette déviation. Les particules fines dévient une faible quantité de lumière laser suivant les angles de déviation importants, et inversement pour les particules plus grossières. La lumière laser est déviée par les particules rencontrées sur son axe de propagation selon le principe de diffraction et de diffusion d'un faisceau laser frappant une particule. La méthode d'analyse repose sur deux théories fondamentales de **Fraunhofer** et de **Mie**. Les intensités résultantes sont recueillies par des photodiodes puis numérisées. La mesure est réalisée à partir des sédiments secs. Ces sédiments sont dilués dans de l'eau pour être placés dans une cuve à ultrasons.

Description du dispositif expérimental

Une lentille convergente forme l'image du faisceau diffracté en forme d'anneaux sur un détecteur situé sur le plan focal. La lumière non diffractée est focalisée dans le foyer image.

Un traitement mathématique complexe donne un diamètre moyen et la distribution en taille des particules selon une distribution en volume (**Figure III.7**).

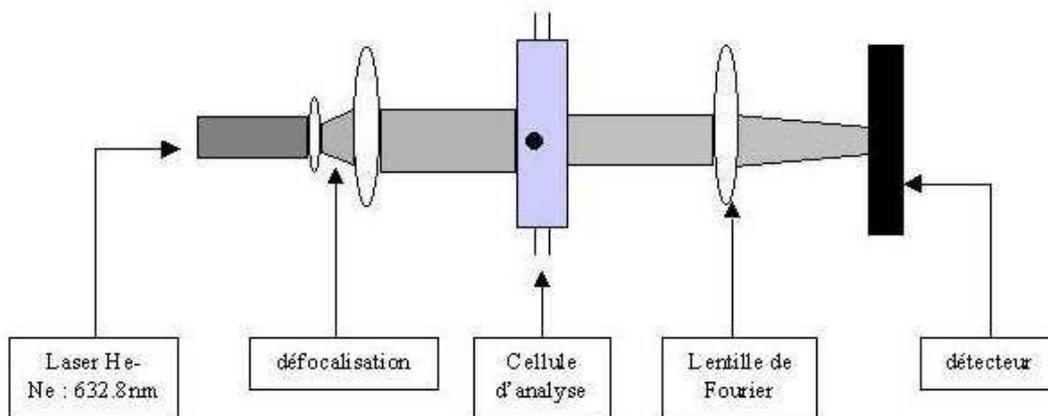


Figure III.7 : Schéma d'un granulomètre laser.

Précautions à prendre

Lors de l'utilisation d'un granulomètre laser, il faut toujours garder en mémoire les hypothèses des théories mises en œuvre, notamment l'hypothèse des particules sphériques. Par ailleurs, afin de valider les résultats obtenus, il est toujours préférable de les comparer à des observations en microscopie électronique (Devallois, 2009).

III.B.2.2.3 Dosage des métaux

a) Extraction simple par l'eau régale

L'extraction simple permet de déterminer les ETM totaux fixés sur le sédiment. Cette méthode consiste en une minéralisation du sédiment par l'eau régale (mélange acide chlorhydrique et acide nitrique) préconisée par l'A.F.N.O.R (AFNOR NFX31-151, 1993). Tous les éléments contenus dans la fraction solide sont dissous à chaud (au microonde à 150°C) à l'aide d'un mélange diacide HNO₃ 70% et HCl 30%. Cette minéralisation n'est pas totale car elle ne dissout pas les silicates : pour cela il faudrait rajouter à l'eau régale de l'acide fluorhydrique HF.

Mode opératoire

Les échantillons de sédiments (et matières en suspension) sont minéralisés à l'aide du mélange HCl / HNO₃, le protocole opératoire peut être résumé de la façon suivante:

1. 0,5g de sédiment est pesé précisément dans un ballon propre ;
2. On ajoute lentement 2.5ml d'acide nitrique (15,8 M) et 7.5ml d'acide chlorhydrique (12M) et 3ml d'eau bi distillée;
3. On met le ballon sur une source de chaleur (un chauffe ballon) à 70°C, munie d'un réfrigérant (sous reflux) pendant 2 heures;
4. Après refroidissement, on filtre sur papier filtre préalablement mouillé dans des fioles jaugées de 100ml ;
5. On complète avec de l'eau bi distillée jusqu'au trait de jauge.

Les métaux sont dosés après minéralisation acide par absorption atomique à flamme selon la méthode NF D90-112 (AFNOR, 2001) à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique de marque pye unicam.

Le Tableau III.4 résume les conditions opératoires utilisées.

Tableau III.4: Conditions opératoires du dosage des métaux

Élément dosé	Type de flamme	Longueur d'onde λ en nm
Fer	Air-Acétylène	248,3
Cuivre	Air-Acétylène	324,8
Zinc	Air-Acétylène	213,9
Plomb	Air-Acétylène	217

b) Calcul des facteurs

b-1) Calcul des facteurs de contamination, enrichissement et indice geoaccumulation

Le choix des valeurs de fond joue un rôle important. Plusieurs chercheurs ont utilisés les valeurs moyennes de schiste ou les données d'abondance crustale moyenne comme référence (Loska et Danuta 2003 ; Olivares-Rieumont *et al.*, 2005; Singh *et al.*, 2005).

Le degré de contamination par les métaux lourds pourrait être évalué en déterminant le facteur de contamination(FC), de l'indice de charge polluée (ICP), l'indice géoaccumulation (Igeo), et le facteur d'enrichissement (FE).

• l'indice de charge polluée(ICP) et le facteur de contamination(FC):

Pour évaluer la qualité des sédiments, une approche intégrée de l'indice de charge des quatre métaux est calculée selon Suresh *et al.*, 2011. L'ICP est définie par la racine nème des multiplications du facteur de contamination des métaux

$$ICP = (FC_1 \times FC_2 \times FC_3 \dots \times FC_n)^{1/n} \dots \dots \dots (1)$$

Ou le facteur de contamination FC est défini par:

$$FC = (\text{concentration mesurée}) / (\text{concentration de référence}) \text{ (Robbe, 1981; Belamie } et al., 1982; \text{ Andre et Lascombe, 1987),}$$

Avec:

La concentration de référence : la teneur moyenne d'un fond géologique non contaminé.

Selon Mouvet, (1986); André et Lascombe, (1987); Al Shukri *et al.*, (1992).

La pollution pourrait être classée de la manière suivante : (Hakanson 1980 ; Förstner *et al.* 1981).

Tableau III.5 : Classes des facteurs de contamination

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

Le degré de contamination (DC) permet d'évaluer la contamination polymétallique des sédiments. Il est calculé par la sommation des valeurs des facteurs de contamination(FC). L'appréciation de ce degré de contamination a été définie par Hakanson (1980) suivant 4 classes (Tableau III.6).

Le degré de contamination est inférieur à 6 pour tous les éléments ce qui confirme une contamination faible d'après le tableau suivant :

Tableau III.6: Classes des degrés de contamination (Hakanson 1980)

Classe	Valeur	Contamination
1	$DC < 6$	contamination faible
2	$6 \leq DC < 12$	contamination modérée
3	$12 \leq DC < 24$	contamination considérable
4	$24 \leq DC$	contamination très élevée

Par conséquent pour l'ICP

- ICP = 0 pas de pollution
- ICP = 1 : présence de pollution
- ICP > 1: une pollution progressive

• **l'indice géoaccumulation(Igeo)**

Le degré de contamination par les métaux en trace peut être évalué par la détermination de l'indice geoaccumulation, il a été largement appliqué à l'évaluation de la contamination du sol et des sédiments (Santos Bermejo *et al.*, 2003).

Afin de caractériser le degré de pollution dans les sédiments, les valeurs de l'indice geoaccumulation ont été calculées à l'aide de la formule (Müller 1981):

$$I_{geo} = \text{Log}_2 [(C_n/1,5B_n)] \dots \dots \dots (2)$$

C_n: concentration mesurée de l'élément trace métallique n.

Bn : la valeur du fond géochimique de l'élément (n) de l'échantillon de fond (Rudnick 2003).

L'Igeo permet la comparaison de la concentration d'un élément métallique donné par rapport à un fond géochimique de référence pour ce même élément lié aux effets lithologiques (Sahli *et al*, 2014; Nahli *et al*, 2016).

Nous avons opté pour un bruit de fond géochimique de concentrations moyennes spécifiques aux substrats carbonatés définies par Thomas & Meybeck (1992). Le facteur de correction "1,5" est introduit pour réduire au minimum l'effet des variations possibles au niveau des valeurs du fond géochimique qui pourraient être attribués à des variations lithologiques dans les sédiments. Müller (1981) a défini une échelle de six classes pour l'Igeo (Tableau III.7).

Tableau III.7: Classes de l'Igeo(Müller1981)

Classe	Valeur	Intensité de pollution des sédiments
1	$0 \leq I_{geo} < 1$	De non pollué à modérément pollué
2	$1 \leq I_{geo} < 2$	Modérément pollué
3	$2 \leq I_{geo} < 3$	De modérément pollué à fortement pollué
4	$3 \leq I_{geo} < 4$	Fortement pollué
5	$4 \leq I_{geo} < 5$	De fortement pollué à extrêmement pollué
6	$5 \leq I_{geo}$	Extrêmement pollué

- **Facteur d'enrichissement(FE)**

Le calcul des facteurs d'enrichissement est communément utilisé comme première approche dans la détermination des sources de métaux. Cette méthode consiste à utiliser un élément de référence d'origine terrigène, principalement l'Al, le Fe ou le Si qui sont reconnus comme émis par les sources terrigènes (Gao *et al.*, 2002; Kim *et al.*, 2000), afin de déterminer la part terrigène des apports métalliques.

Dans notre étude, le facteur d'enrichissement métallique des sédiments étudiés a été calculé en normalisant par rapport au fer (Birch, 2003; Acevedo-Figueroa, 2005), selon la formule suivante :

$$FE = [(C_M/C_{Fe}) \text{ échantillon}] / [(C_M/C_{Fe}) \text{ référence}]$$

(Le rapport de teneur du métal sur la teneur du fer dans le sédiment) / (le rapport du métal sur la teneur du fer dans la référence).

Si $FE < 1$, il n'indique pas d'enrichissement;

$1 < FE < 3$ est faible;

$3 < FE < 5$ est modéré;

$5 < FE < 10$ est modérément sévère;

$10 < FE < 25$ est sévère;

$25 < FE < 50$ est très sévère;

$FE > 50$ est extrêmement sévère.

III.B.3 Etude statistique

L'étude statistique a été réalisée en utilisant le logiciel XLSTAT 2007

L'analyse en composantes principales (ACP) :

Des analyses en composantes principales (ACP) ont permis de traiter de façon plus synthétique des fichiers comprenant différents échantillons (individus) affectés de plusieurs paramètres (variables quantitatives).

L'analyse en composantes principales est un ensemble de méthodes permettant de procéder à des transformations linéaires d'un grand nombre de variables inter corrélées de manière à obtenir un nombre relativement limité de composantes non corrélées. Cette approche facilite l'analyse en regroupant les données en des ensembles plus petits et en permettant d'éliminer les problèmes de multi colinéarité entre les variables. (Vogt, 1993).

Un ensemble de n individus, associé à un ensemble p variables peut être représenté sous la forme d'un nuage de points dans un espace de dimension p . Le nuage de points représentant les individus est « centré-réduit » ce qui permet de donner la même « importance » à chaque variable dans le calcul des distances entre individus (Volle, 1985). Le but de l'ACP est de représenter ce nuage dans un espace de dimension réduite (N'guessan, 2008).

***CHAPITRE IV :
RESULTATS ET
DISCUSSIONS***

CHAPITRE IV : RESULTATS ET DISCUSSIONS

IV.I. Résultats des paramètres physicochimiques de l'eau

IV.I.1. Variation temporelle des différents paramètres mesurés

Les résultats des paramètres mesurés durant toute la période d'étude sont donnés sous forme de moyennes et d'écart types dans le tableau suivant :

Tableau IV.1. : Moyennes et écarts types des paramètres mesurés durant les douze mois (Février 2014-Février 2015)

Mois	Echantillon	T (°C)	pH	OD (mg/l)	CE (µs/cm)	MES (mg/l)	Turb (NTU)
Février	T ₁ S ₁	10,75	7,80	3,55	717	161	9,58
	T ₂ S ₁	9,72	8	4,4	875,5	148	8,17
	T ₃ S ₁	9,5	8,01	4,22	874	55,0	10,01
	T ₄ S ₁	9,87	7,95	5,43	877,25	165	9
	Moyenne	9,96	7,94	4,4	822,16	256	9,53
	Ecart type	0,55	0,10	0,78	91,08	196,13	0,51
Mars	T ₅ S ₁	10,75	7,80	3,5	717,00	82	8,35
	T ₆ S ₃	10,25	7,78	3,62	748,75	126,0	9,41
	T ₇ S ₃	9,87	7,88	3,82	766,75	60	9,85
	T ₈ S ₁	9,75	7,96	4,05	765,75	143,3	8,62
	T ₉ S ₂	15,75	7,75	3,42	867	157	8,82
	Moyenne	11,27	7,83	3,68	749,56	113,66	9,01
Ecart type	2,53	0,09	0,25	56,24	41,20	0,61	
Avril	T ₁₀ S ₁	15,5	7,92	3,7	861,00	69	9,32
	T ₁₁ S ₁	15,75	7,91	3,5	861,75	298	8,95
	T ₁₂ S ₂	14,87	7,92	3,52	863,75	224	9,58
	T ₁₃ S ₁	14,87	7,92	3,52	863,75	233	9,58
	Moyenne	15,37	7,92	3,57	862,17	206,00	9,28
	Ecart type	0,45	0,01	0,11	1,42	97,10	0,32
Mai	T ₁₅ S ₁	21	8,38	1,2	1028,00	148	11,5

Juin	T ₁₆ S ₁	18,8	8,22	2,22	950,00	354	3,51
	T ₁₇ S ₁	20,9	7,81	2,6	1097,00	193	7,19
	T ₁₈ S ₁	13,7	7,54	1,34	881,00	97	1,33
	Moyenne	18,53	8,05	1,71	989,00	198,00	5,88
	Ecart type	4,19	0,44	0,77	93,75	111,15	4,46
Juillet	T ₁₉ S ₁	12,4	7,69	1,68	725,00	199	3,0
Aout	T ₂₀ S ₁	12,5	7,59	1,84	625,00	227	2,11
Septembre	T ₂₁ S ₁	19,2	7,18	3,41	637,00	27	3,14
	T ₂₂ S ₁	13,9	7,62	1,86	663,00	233	18,2
	T ₂₄ S ₁	12,5	7,18	2,50	621,00	157	28,1
	Moyenne	14,53	7,40	2,40	654,20	161,00	12,89
	Ecart type	3,19	0,25	0,74	42,84	95,76	12,53
Octobre	T ₂₃ S ₄	12,9	7,70	2,01	695,00	197	7,53
Novembre	T ₂₅ S ₁	19,2	7,16	1,62	693,00	148	2,45
	T ₂₆ S ₁	19	7,34	3,81	799,00	223	4,4
	Moyenne	19,10	7,25	2,72	654,20	185,50	2,45
	Ecart type	5,30	2,60	0,86	60,63	58,56	7,64
Décembre	T ₂₇ S ₁	19	7,36	4,38	830,00	473	25,20
	T ₂₈ S ₁	19	7,23	1,60	953,00	179	0,50
	Moyenne	19,00	7,30	2,99	891,50	326,00	12,85
	Ecart type	0,00	0,09	1,97	86,97	207,89	17,47
Janvier	T ₂₉ S ₁	19,1	7,85	6,44	1270,00	139	0,02
	T ₃₀ S ₁	19	7,77	7,20	1340,00	70	0,02
	Moyenne	19,05	7,81	6,82	1305,00	104,50	0,02
	Ecart type	0,07	0,06	0,54	49,50	48,79	0,00
Février	T ₃₁ S ₁	19,4	7,35	6,43	1570	290	6,9
Mars	T ₃₂ S ₁	12,5	7,73	3,99	1570	219	3,03

Tableau IV.2 : Les résultats des paramètres mesurés durant la période d'échantillonnage

Mois	Ech	Chlorure (mg /l)	Dureté totale (° français)	Calcium (° français)	Magnésium (° français)	Sulfate (mg/l)
Février	T ₁ S ₁	40,28	65,93	32,46	33,47	6297,6
Mars	T ₆ S ₁	38,99	51,69	25,45	26,24	8640
	T ₇ S ₁	39,40	57,18	28,15	29,03	6768
Avril	T ₁₀ S ₁	49,63	74,48	36,67	37,81	7872
Mai	T ₁₅ S ₁	68,77	73,27	36,07	37,2	11520
Juin	T ₁₇ S ₁	92 ,17	66,75	32,86	33,89	11904
Juillet	T ₁₉ S ₁	111,32	66,14	32,56	33,58	11328
Aout	T ₂₀ S ₁	146,06	74,28	36,57	37,71	8150,4
Septembre	T ₂₁ S ₁	120,45	85,88	42,28	43,60	12672
	T ₂₂ S ₁	151,02	84,46	41,58	42,88	11040
Octobre	T ₂₄ S ₁	144,64	78,96	38,87	40,09	15840
Novembre	T ₂₆ S ₁	118,41	79,37	39,07	40,3	12864
Décembre	T ₂₈ S ₁	82,96	78,35	38,57	39,78	9984
Janvier	T ₃₀ S ₁	46,797	67,27	33,46	33,81	9379,2
Février	T ₃₁ S ₁	34,03	42,33	20,84	21,49	6422,4

Les précipitations et les températures enregistrées durant la période de notre étude ont été recueillies auprès de la station météorologique de Sétif. Nous présentons les moyennes hebdomadaires de ces derniers dans le tableau IV.3 et la figure IV.1

Tableau IV.3 : Valeurs des précipitations et des températures durant la période d'étude.

Mois	échantillons	T de l'air (°C)	P(mm)
Février	T ₁ S ₁	7,5	0
	T ₂ S ₁	15,1	0
	T ₃ S ₁	20,9	0
Mars	T ₅ S ₁	12	0
	T ₆ S ₁	13,2	0
	T ₇ S ₁	18,8	0
	T ₈ S ₁	14,9	0
	T ₉ S ₁	21,8	5
Avril	T ₁₀ S ₁	21,3	0
	T ₁₁ S ₁	20,7	0
	T ₁₂ S ₁	24	0
	T ₁₃ S ₁	24,9	0
Mai	T ₁₅ S ₁	29,2	0
Juin	T ₁₆ S ₁	26,9	0
	T ₁₇ S ₁	29,5	0
	T ₁₈ S ₁	30,7	0
Juillet	T ₁₉ S ₁	38	0
Août	T ₂₀ S ₁	41	0
September	T ₂₁ S ₁	34,6	0
	T ₂₂ S ₁	33,9	0
Octobre	T ₂₃ S ₁	31,1	0
	T ₂₄ S ₁	28,5	0
Novembre	T ₂₅ S ₁	19,5	0
	T ₂₆ S ₁	13,3	0
Décembre	T ₂₇ S ₁	11,7	0
	T ₂₈ S ₁	12,6	0
Janvier	T ₂₉ S ₁	12,6	0
	T ₃₀ S ₁	8,5	0
Février	T ₃₁ S ₁	12	7

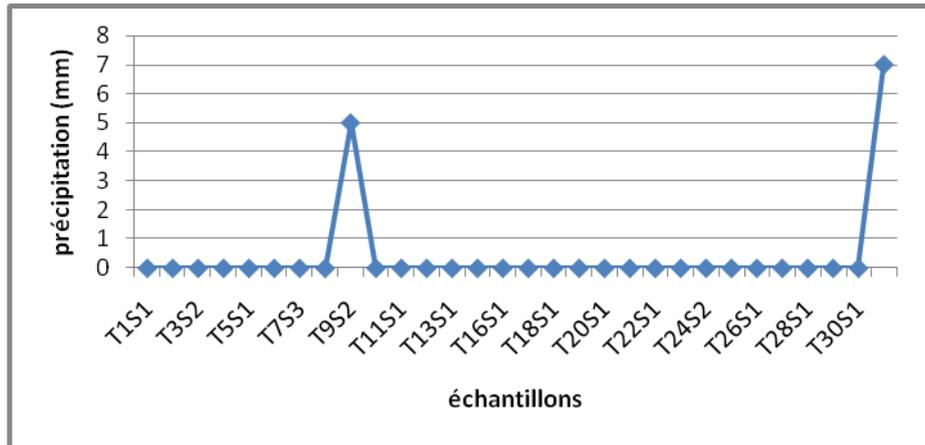


Figure IV.1 : Précipitations moyennes hebdomadaires durant la période d'étude

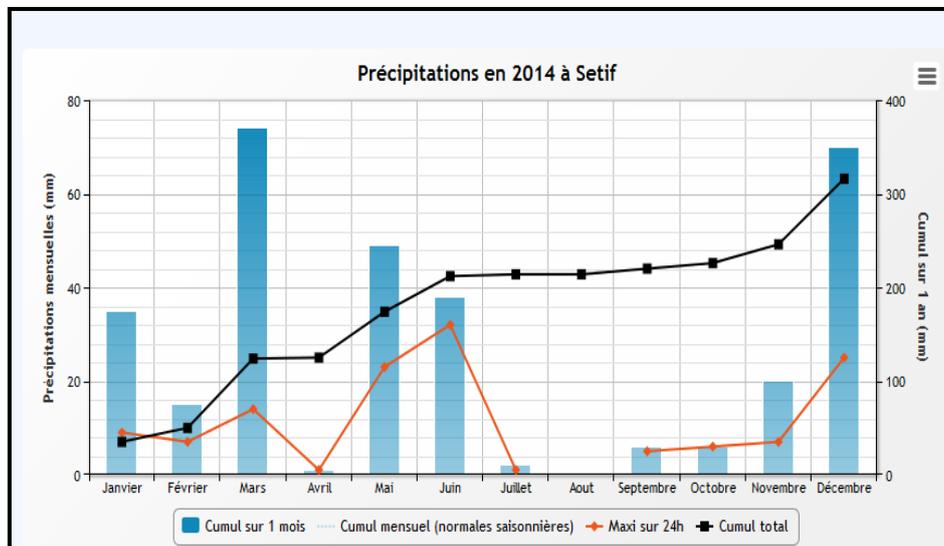


Figure IV.2 : Précipitations en 2014 à Sétif (site internet)

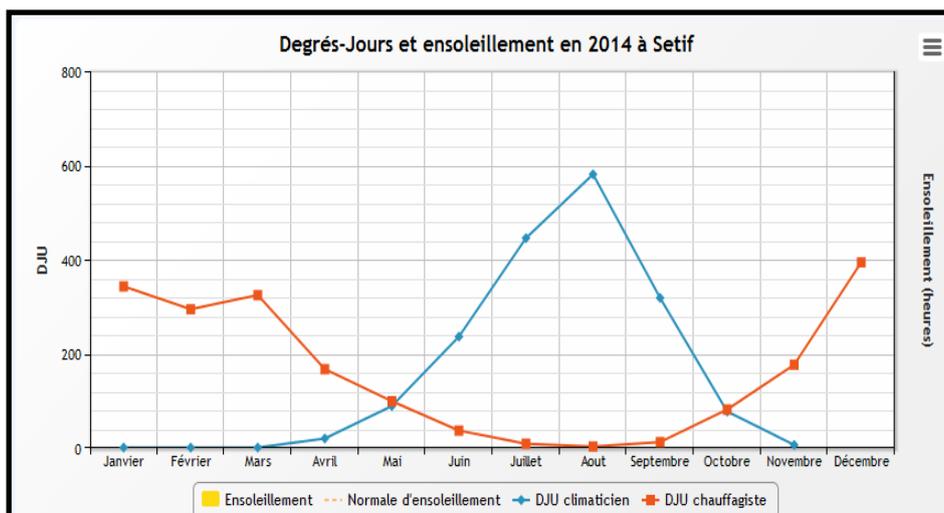


Figure IV.3 : Températures en 2014 à Sétif (site internet)

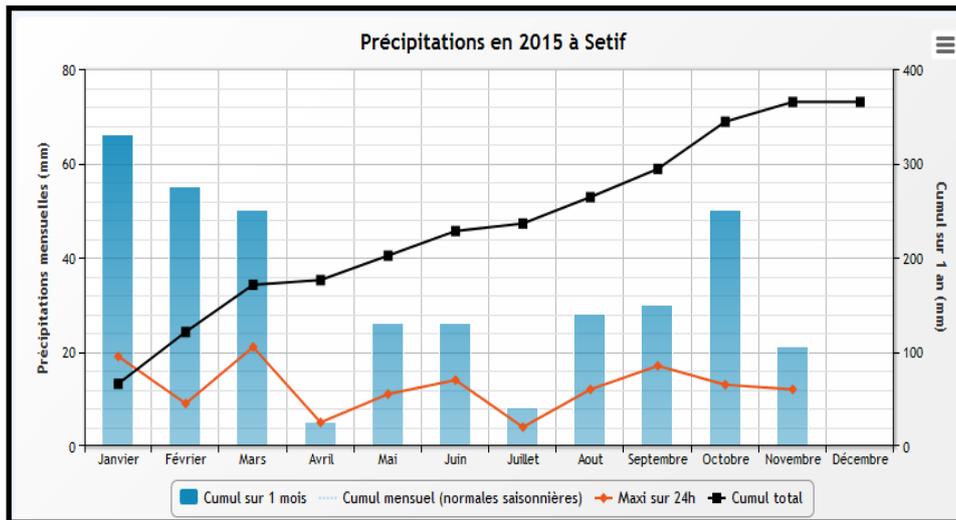


Figure IV.4 : Précipitations en 2015 à Sétif (site internet).

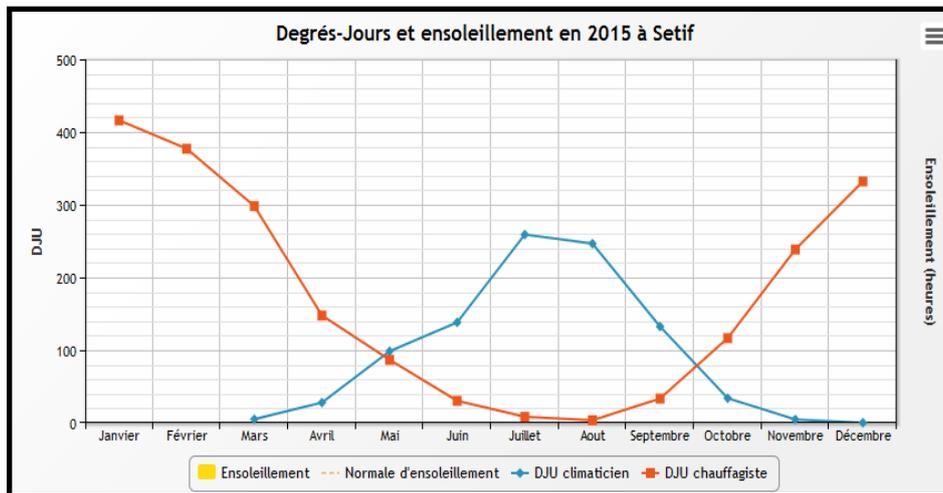


Figure IV.5 : Températures en 2015 à Sétif (site internet).

IV.I.2 Evolution des concentrations en MES avec les autres paramètres

- **La conductivité électrique** : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.6

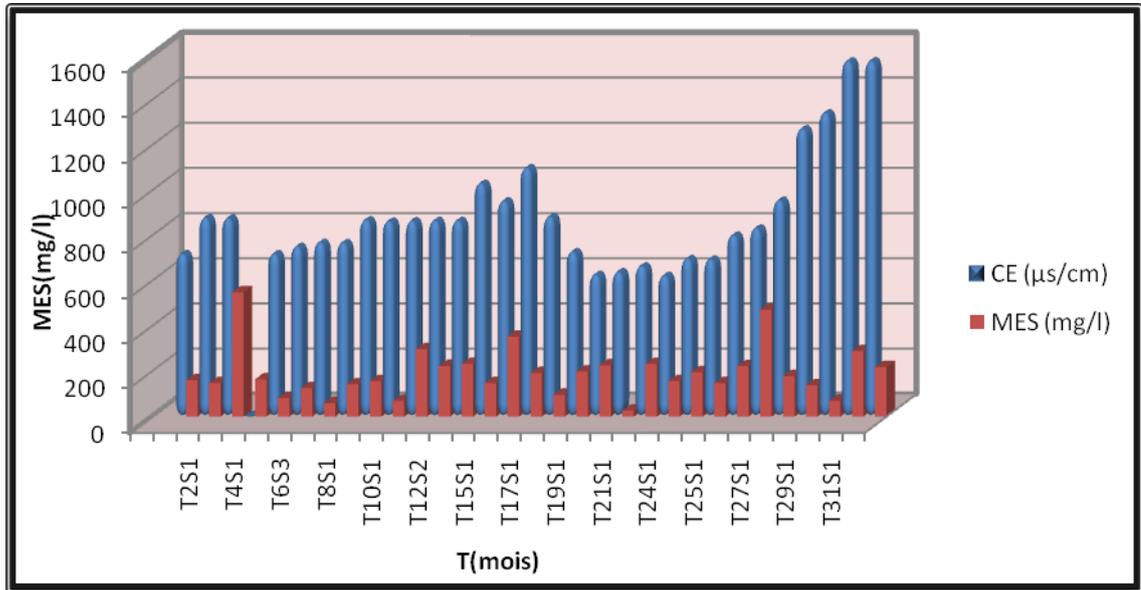


Figure IV.6 : Variation temporelle des MES et de la CE durant la période d'étude.

- **L'oxygène dissous**: les résultats sont illustrés par la figure IV.7.

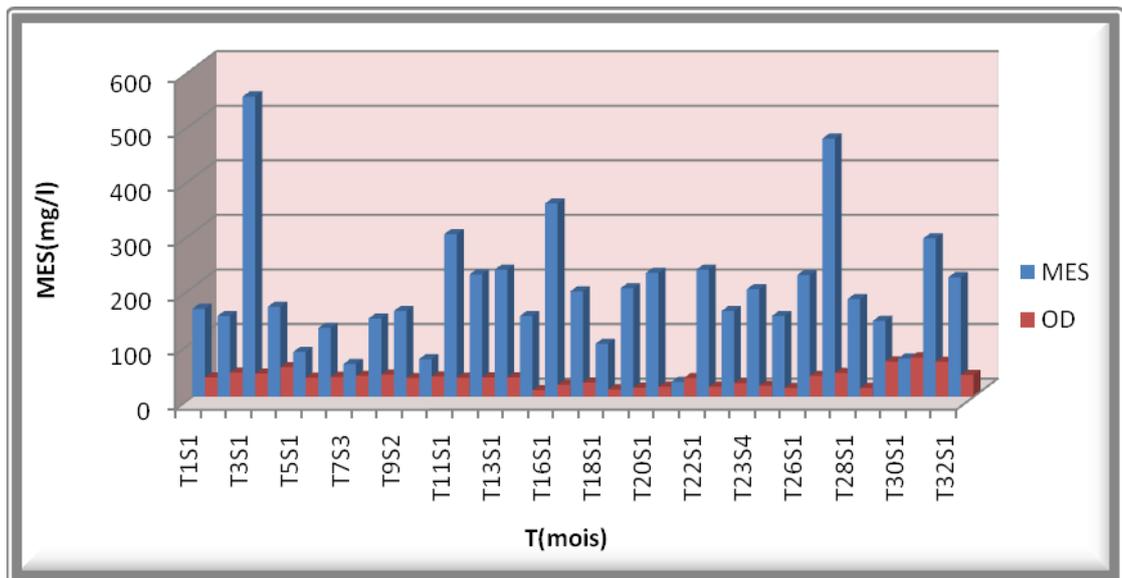


Figure IV.7 : Variation temporelle des MES et de l'OD durant la période d'étude.

Avec la turbidité: les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.8

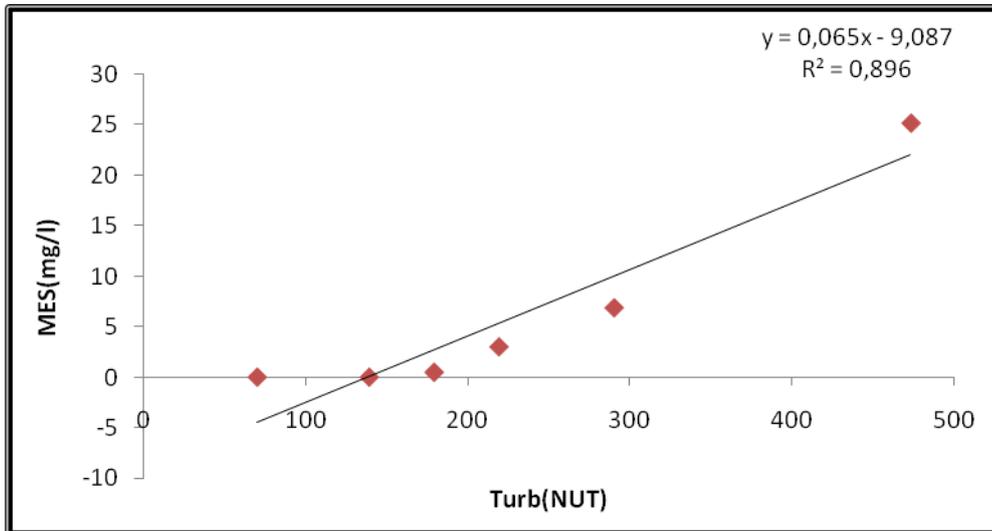


Figure IV.8 : Variation temporelle des MES et de la turbidité mesurés durant la période d'étude.

Avec la turbidité: les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.8

- La dureté totale : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.9

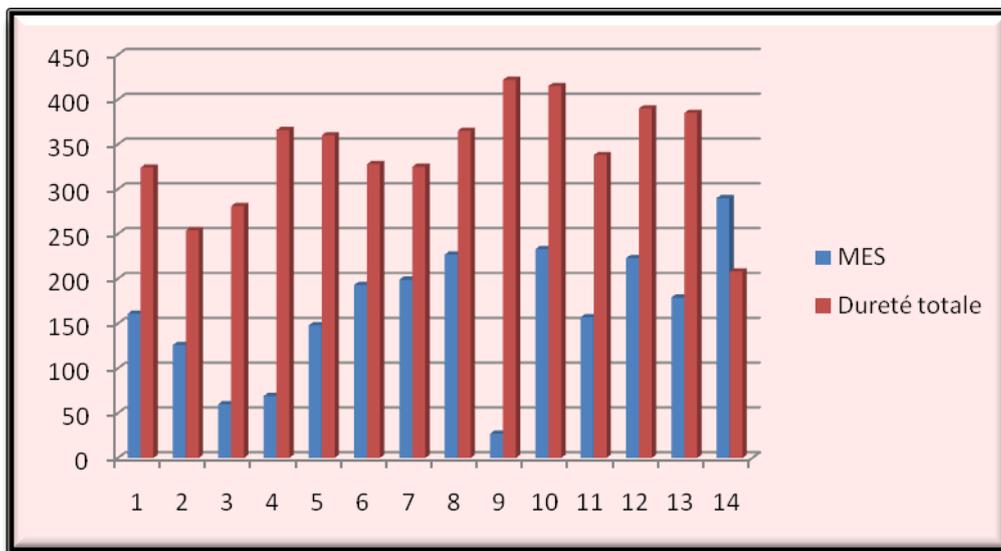


Figure IV.9 : Variation temporelle des MES et de la dureté totale mesurés durant la période d'étude.

- **Le chlorure** : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.10

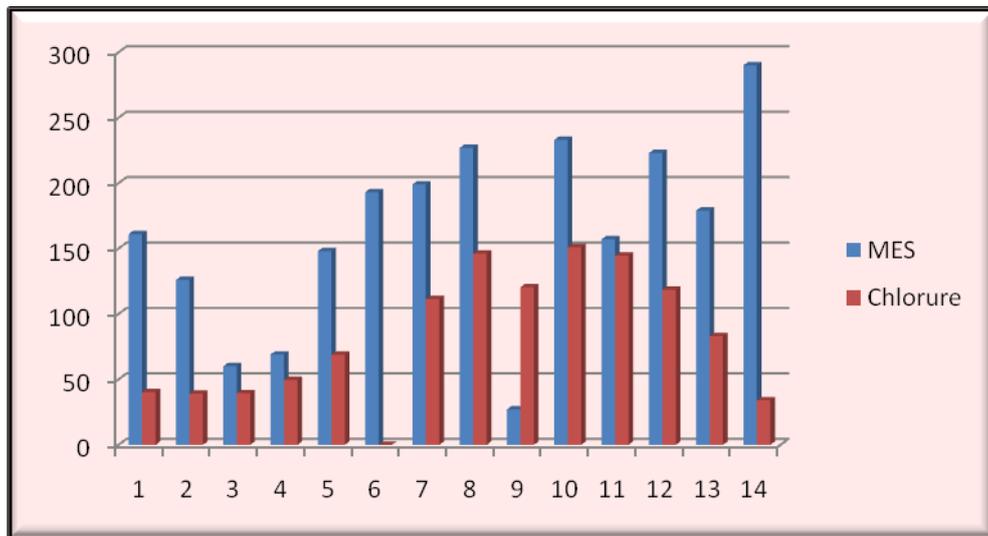


Figure IV.10 : Variation temporelle des MES et des chlorures mesurés durant la période d'étude.

- **Le calcium** : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.11

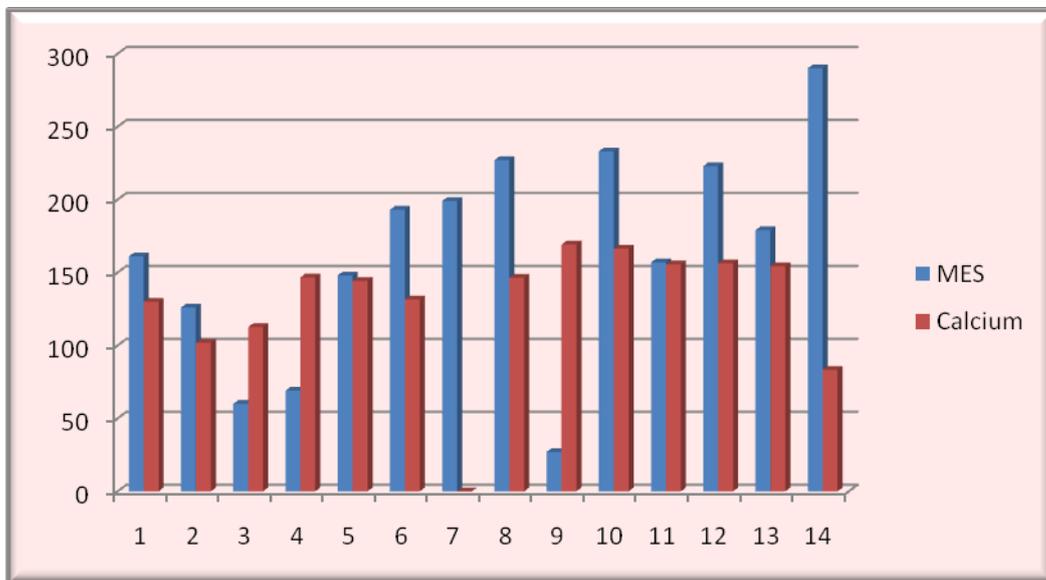


Figure IV.11 : Variation temporelle des MES et du calcium mesurés durant la période d'étude.

- **Le magnésium** : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.12

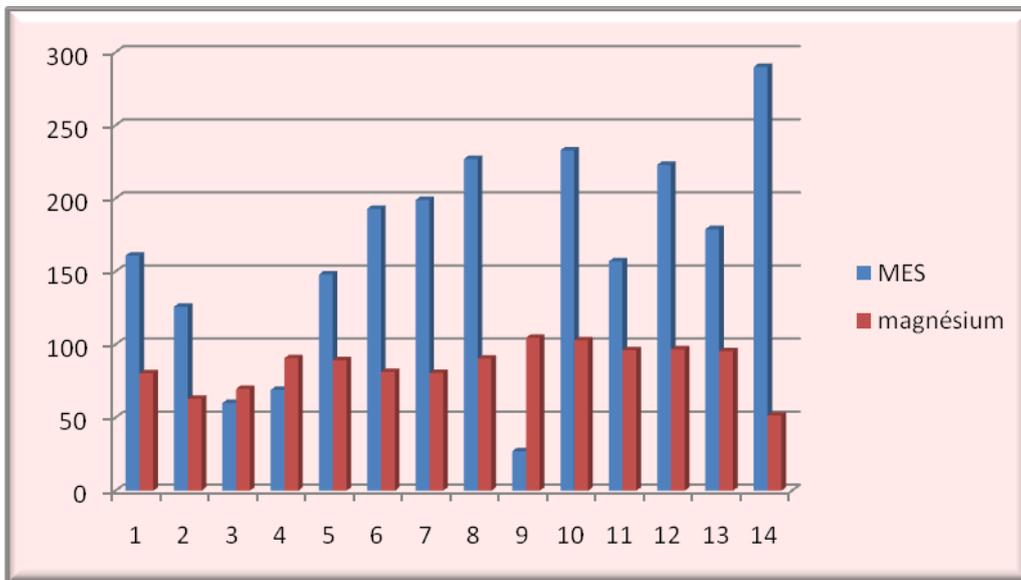


Figure IV.12: Variation temporelle des MES et du magnésium mesurés durant la période d'étude.

- **Le sulfate** : les résultats obtenus sont illustrés par la figure IV.13

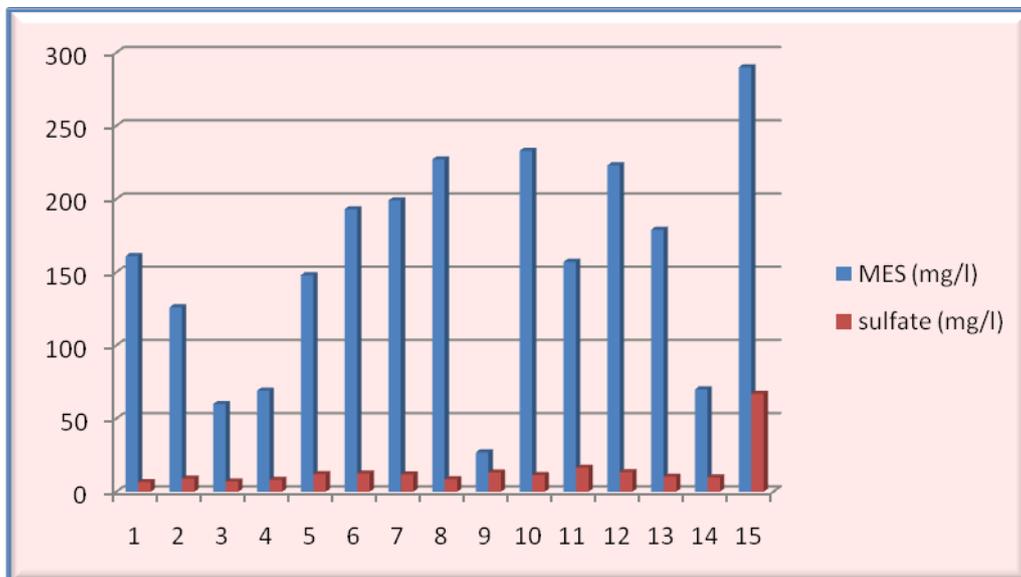


Figure IV.13: Variation temporelle des MES et des sulfates mesurés durant la période d'étude.

IV.I.3. Composition des MES en matière minérale (MM) et organique (MO)

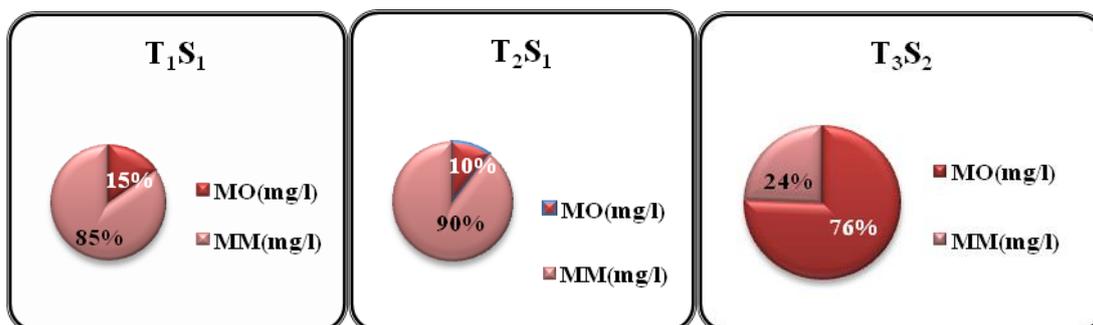
Les résultats de la calcination des MES sont donnés dans le tableau qui suit :

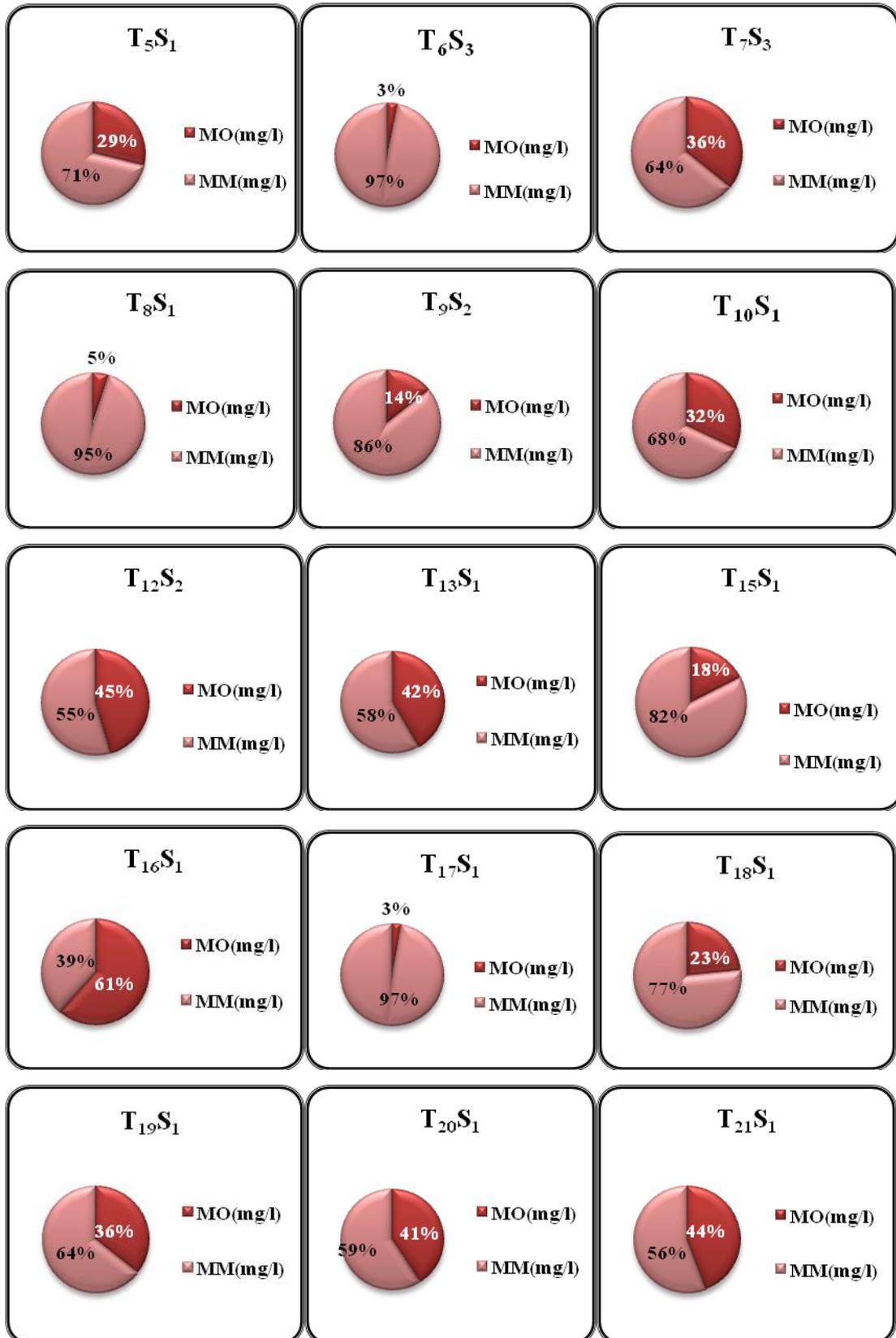
Tableau IV.4 : Moyennes et écarts types de la MM et la MO constituant les MES

Mois	échantillon	MO(mg/l)	MM(mg/l)
Février	T ₁ S ₁	24,9	136,1
	T ₂ S ₁	15,2	132,8
	T ₃ S ₂	415,9	134,1
	Moyenne	152,00	134,33
	Ecart type	228,60	1,66
Mars	T ₅ S ₁	55,7	137,7
	T ₆ S ₃	4	126,7
	T ₇ S ₃	74,5	134,1
	T ₈ S ₁	7	136,3
	T ₉ S ₂	22,4	134,6
	Moyenne	32,00	133,82
	Ecart type	31,95	4,39
Avril	T ₁₀ S ₁	61,6	130,6
	T ₁₂ S ₂	111,9	134,3
	T ₁₃ S ₁	97,2	135,8
	Moyenne	90,23	133,57
	Ecart type	25,86	2,68
Mai	T ₁₅ S ₁	28,2	132,8
Juin	T ₁₆ S ₁	217,7	136,3
	T ₁₇ S ₁	3,8	135,2
	T ₁₈ S ₁	42,6	139,6
	Moyenne	88,03	137,03
	Ecart type	113,96	2,29
Juillet	T ₁₉ S ₁	71,1	127,9
Aout	T ₂₀ S ₁	92,9	134,1
septembre	T ₂₁ S ₁	105,5	132,5
	T ₂₂ S ₁	98,1	134,9
	T ₂₄ S ₁	20,8	136,2

	Moyenne	74,80	134,53
	Ecart type	46,91	1,88
Octobre	T ₂₃ S ₄	68,7	128,3
Novembre	T ₂₅ S ₁	13	135
	T ₂₆ S ₁	90,4	132,6
	Moyenne	51,70	133,80
	Ecart type	54,73	1,70
Décembre	T ₂₇ S ₁	337,8	135 ,2
	T ₂₈ S ₁	44,6	134,4
	Moyenne	191,20	134,80
	Ecart type	207,32	0,57
Janvier	T ₂₉ S ₁	9,9	129,1
	T ₃₀ S ₁	64	134
	Moyenne	36,95	131,55
	Ecart type	72,86	50,83
Février	T ₃₁ S ₁	160,9	129,1
Mars	T ₃₂ S ₁	86,9	132,1

La composition minérale et organique dans la matière en suspension est exprimée en pourcentage et illustrée par la figure suivante :





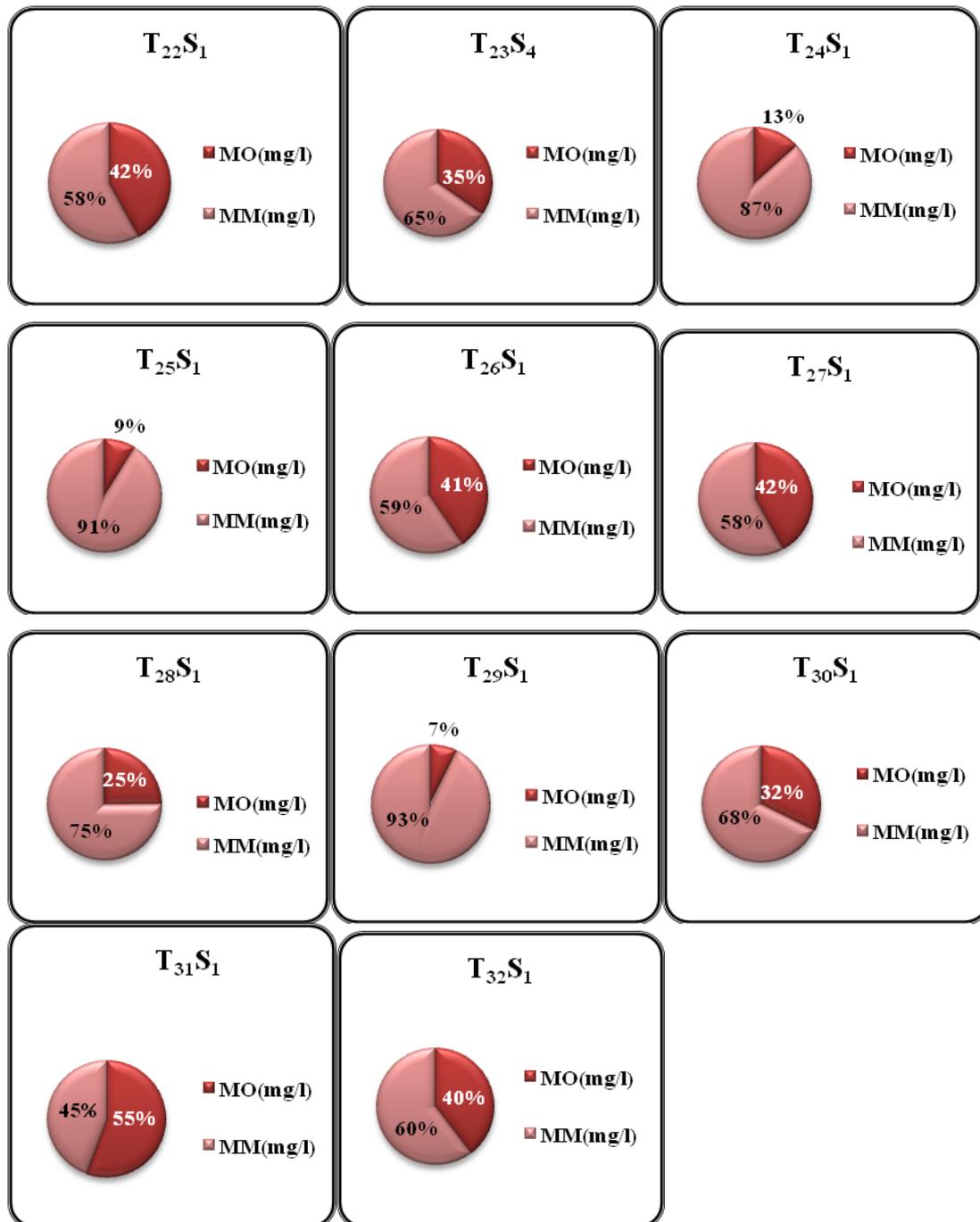


Figure IV.14 : Pourcentage de la MM et de la MO dans les MES des différents échantillons.

IV.I.4. Estimation du bilan particulaire

Afin d'estimer le bilan particulaire dans la partie amont de l'oued Boussellam nous avons considéré le débit liquide moyen du cours d'eau enregistré à la station hydrométrique de Farmatou qui correspond à 44,1 m³/s sur une période de 40 année (Ladjel, M *et al*, 2011)

Les débits solides obtenus ont été calculés à partir de la relation suivante :

$$Q_{s\text{moy}} = [\text{MES}] \cdot Q_{L\text{moy}} \quad \text{en g/s avec :}$$

[MES] : concentration en MES en mg/l.

$Q_{L\text{moy}}$: débit liquide moyen en m³/s.

Tableau IV.5 : Valeurs de débits solides moyens durant la période d'étude

Mois	Echantillons	MES	$Q_{s\text{moy}}$ (g/semaine)
Février	T ₁ S ₁	161	4,29.10 ⁹
	T ₂ S ₁	148	3,95.10 ⁹
	T ₃ S ₁	55,0	1,47.10 ⁹
Mars	T ₅ S ₁	82	2,19.10 ⁹
	T ₆ S ₁	126,0	3,36.10 ⁹
	T ₇ S ₁	60	1,60.10 ⁹
	T ₈ S ₁	143,3	3,82.10 ⁹
	T ₉ S ₂	157	4,19.10 ⁹
Avril	T ₁₀ S ₁	69	1,84.10 ⁹
	T ₁₁ S ₁	298	7,95.10 ⁹
	T ₁₂ S ₁	224	5,97.10 ⁹
	T ₁₃ S ₁	233	6,21.10 ⁹
Mai	T ₁₅ S ₁	148	3,95.10 ⁹
Juin	T ₁₆ S ₁	354	9,44.10 ⁹
	T ₁₇ S ₁	193	5,15.10 ⁹
	T ₁₈ S ₁	97	2,59.10 ⁹
Juillet	T ₁₉ S ₁	199	5,31.10 ⁹
Aout	T ₂₀ S ₁	227	6,05.10 ⁹
Septembre	T ₂₁ S ₁	27	0,72.10 ⁹
	T ₂₂ S ₁	233	6,21.10 ⁹
	T ₂₄ S ₁	157	4,19.10 ⁹
Octobre	T ₂₃ S ₁	197	5,25.10 ⁹
Novembre	T ₂₅ S ₁	148	3,95.10 ⁹
	T ₂₆ S ₁	223	5,95.10 ⁹
Décembre	T ₂₇ S ₁	473	1,26.10 ⁹
	T ₂₈ S ₁	179	4,77.10 ⁹

Janvier	T ₂₉ S ₁	139	3,71.10 ⁹
	T ₃₀ S ₁	70	1,87.10 ⁹
Février	T ₃₁ S ₁	290	7,73.10 ⁹
Mars	T ₃₂ S ₁	219	5,84.10 ⁹

- **Débits solides hebdomadaires** : les débits solides hebdomadaires sont illustrés par l'histogramme suivant :

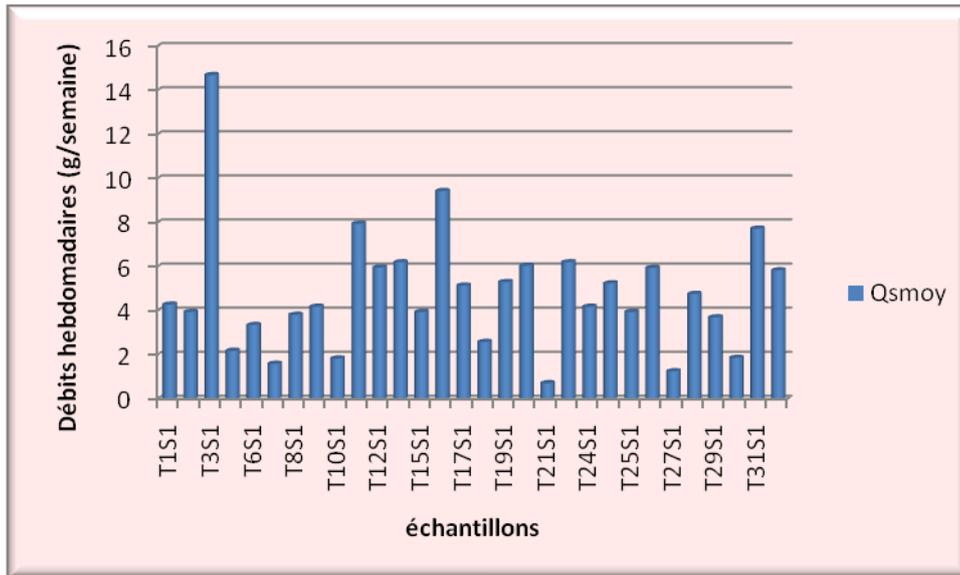


Figure IV.15 : Evolution hebdomadaire des débits solides durant la période d'étude

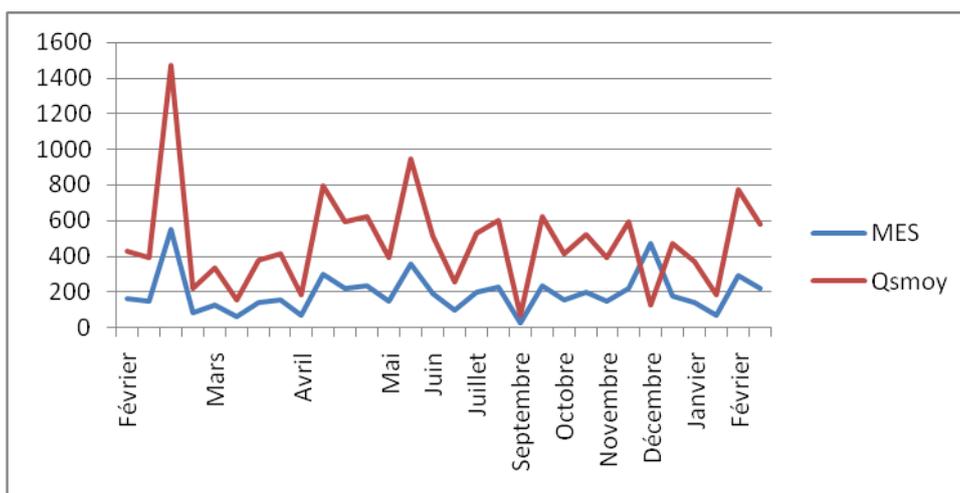


Figure IV.16 : Evolution mensuel des débits solides durant la période d'étude

- Le débit hebdomadaire moyen est estimé à : **5178,12t/semaine**.

- Le débit solide saisonnier : le débit solide moyen saisonnier est estimé à : **62137,54t/saison.**
- Le débit solide annuel : le débit solide moyen annuel est estimé à : **248500,16t/an.**

IV.2.Discussions

IV.2.1. Facteurs responsables de la variation temporelle

On constate une nette variation temporelle pour certains paramètres (MES,CE,OD, TURB, la dureté totale, Ca, Mg, sulfate, et le chlorure) durant la période d'étude ce qui est dû principalement aux variations des taux de précipitation, en plus des rejets urbains et industriels dont le volume est très irrégulier dans le temps.

- Les températures varient en moyenne entre 21 et 19,5 °C. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées durant le mois de Février 2014, ce qui correspond aux variations des températures de l'air.
- Les valeurs du pH sont légèrement basiques et se situent entre 7,16 et 8,38 en général durant toute la période de l'étude ce qui peut s'expliquer par la nature calcaire des terrains traversés, quoique les variations du pH sont également très sensibles à la nature des rejets déversés acides et/ou alcalins, aux précipitations ainsi qu'aux variations photosynthétiques qui génèrent des substances pouvant provoquer des variations de pH (Olias *et al*, 2005 ; Meybeck *et al*.1998).
- Les concentrations en oxygène dissous sont relativement faibles et varient en moyenne entre 1,2 mg/l et 7,2mg/l, mais les valeurs les plus basses ont été enregistrées au mois de mai où la valeur moyenne ne dépasse pas 1,2 mg/l, ce qui correspond à la classe passable d'après les normes de qualité des eaux de surface (Bontoux, 1993). L'oxygène dissous est un élément essentiel pour les êtres vivant aquatiques qui ne peuvent survivre à des taux inférieurs à 3 mg/l (Rodier, 2009). Ceci peut s'expliquer encore par l'important volume des rejets domestiques, agricoles (Elevage animale, eaux usées, décharge ménagère sauvage) et des rejets industriels très chargés en matières organiques dont la biodégradation nécessite une forte consommation d'oxygène dissous.
- La conductivité électrique est assez élevée durant toute la période de notre étude. Elle varie entre 621 et 1570 $\mu\text{s/cm}$ (tableau IV.1) ce qui correspond à la classe passable d'après les normes de qualité des eaux de surface (1000 $\mu\text{s/cm}$) (tableau A). Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées durant les mois février et avril

malgré les taux des précipitations enregistrées qui sont nettement plus importants (figure IV.1), par rapport au mois de mars qui normalement aurait provoqué une diminution de la CE par effet de dilution. On peut déduire alors que ceci est probablement dû à l'augmentation du volume des rejets domestiques et industriels très riches en matières dissoutes (irrégularité du volume des rejets).

- La plupart des particules en suspensions affectent la vie des poissons et des invertébrés qui ont des difficultés de respiration et de reproduction et le métabolisme de la photosynthèse chez les végétaux lorsque la concentration en MES est élevée (Sanchez 2006, Meybeck, 1998). Les concentrations des MES sont très élevées et dépassent de loin les normes relatives aux eaux de surfaces (70 mg/l) (voir tableau A) nous enregistrons des valeurs des plus élevées durant le mois de février où les concentrations des MES ont atteint 473 mg/l et les valeurs les plus basses enregistrées durant le mois de septembre égale à 27 mg/l.
- La turbidité est due à la présence de matières en suspension entraînées dans les eaux (Gregorio, 2007). Les résultats obtenus montrent que la turbidité est légèrement variable pour tous les échantillons durant la période d'analyse, ces valeurs sont comprises entre 0,02 à 28,1 NTU. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées durant les mois de février et d'avril, à cause de l'augmentation des matières en suspension dans le cours d'eau.
- Les valeurs des chlorures varient en moyenne entre 151 et 34 mg/l: les plus faibles valeurs sont enregistrées durant le mois de Février 2015.
- Les valeurs de la dureté totale varient en moyenne entre 422 et 208 mg/l: les plus faibles valeurs sont enregistrées durant le mois de Février 2015.
- Les valeurs du calcium varient en moyenne entre 169 et 83 mg/l: les plus faibles valeurs sont enregistrées durant le mois de Février 2015.
- Les valeurs du magnésium varient en moyenne entre 104 et 51 mg/l: les plus faibles valeurs sont enregistrées durant le mois de Février 2015.
- Les valeurs des sulfates varient en moyenne entre 0,669 et 0,0656 mg/l: les plus élevées valeurs sont enregistrées durant le mois de Février 2015.

IV.2.1.1 Evolution des MES avec les autres paramètres

- **Avec la conductivité électrique**

Nous constatons que lorsque les MES augmentent suite aux précipitations, la

conductivité diminue par effet de dilution (cas du mois mars et avril) (voir figure IV.6). Alors que la diminution des MES ne traduit pas forcément l'augmentation de la conductivité puisque cette dernière est étroitement liée au volume des rejets que reçoit le cours d'eau (cas des mois de février et janvier).

- **Avec l'oxygène dissous**

Une diminution de la concentration de l'oxygène dissous est constatée avec la diminution de la concentration en MES (voir figure IV.7).

Les MES peuvent être minérales (argile et vase) ou organiques (produits de dégradation des végétaux et des animaux), ce qui peut entraîner une élévation de la demande en oxygène (Chang, 2004, Beaupoil *et al*, 1997).

Les MES jouent aussi un rôle dans le transport et l'accumulation des pollutions qui évoquent l'accroissement de l'activité biologique entraînant la dégradation de la matière organique par les microorganismes et l'oxydation des composés chimiques entraînant ainsi une consommation de l'oxygène qui est à l'origine de la baisse de la quantité de ce dernier. La variation de la concentration en oxygène dissout dans l'eau dépend de nombreux processus naturels (respiration, photosynthèse, biodégradation).

- **Avec la turbidité**

Les mesures de la turbidité sont généralement en corrélation avec la quantité des déchets en MES puisque ce sont ces dernières qui sont à l'origine des eaux turbides.

La tendance linéaire entre les valeurs de la turbidité et ceux des matières en suspension lors de la période d'étude a montré une forte augmentation avec un coefficient de corrélation:

$$R^2 = 0,896 \text{ (voir figure IV.8).}$$

La turbidité empêche la propagation de la lumière dont la diminution de son intensité a pour conséquence de limiter et même d'éliminer la végétation. La plupart des eaux superficielles ont une turbidité importante et leur consommation directe est impossible (Rodier, 2009).

- **Avec la dureté totale**

Une augmentation de la dureté totale est constatée avec l'élévation de la

concentration en MES (voir figure IV.9), cependant les valeurs les plus basses des MES ont été enregistrées au mois de février où la valeur moyenne ne dépasse pas 339,6 mg/l, ce qui correspond à la classe acceptable d'après les normes de qualité des eaux de surface (Rodier, 2009).

- **Avec les chlorures :** Une diminution de la concentration des chlorures est constatée avec l'augmentation de la concentration en MES (voir figure IV.10). Les normes européennes indiquent comme limite approximative 350mg /l, donc les valeurs enregistrées sont situées dans les normes (Rodier, 2009).

- **Avec le calcium**

Une diminution du calcium est constatée avec celle de la concentration en MES (voir figure IV.11).

- **Avec le magnésium**

Une augmentation de la concentration des MES est constatée avec la diminution de la concentration du magnésium (voir figure IV.12). Les résultats obtenus sont supérieurs aux normes européennes (15 mg/l) (Rodier, 2009).

- **Avec le sulfate**

Une augmentation de la concentration des MES est constatée avec la diminution de la concentration des sulfates (voir figure IV.13).

IV.I.2.3. Composition des MES en matières minérales (MM) et matières organiques (MO)

Nous constatons que la matière minérale domine dans la composition des MES. Les pourcentages des matières organiques sont relativement faibles et varient en moyenne entre 3 % et 45 % et enregistrées respectivement aux mois de février et mars alors que les valeurs les plus basses ont été enregistrées aux mois de mai et juin où la valeur moyenne ne dépasse pas 3%, tandis que les pourcentages des matières minérales sont très élevés et varient en moyenne entre 45 % et 97 % durant toute la période de notre étude.

IV.2.3. Estimation du bilan particulaire

- **Débits solides moyens :** Ces derniers auraient été plus précis si les débits liquides avaient été mesurés en même temps que les MES.

Le débit maximal est enregistré au cours du mois de février T_3S_1 ($14,7.10^9$ g/semaine) et ce qui s'explique par le fait que les précipitations étaient importantes au cours de ce mois (voir figure IV.15), alors que le débit minimal est enregistré au cours du mois de septembre, $T_{21}S_1$ ($0,72.10^9$ g/semaine, ce qui correspond aux faibles précipitations entraînant une diminution du débit liquide ainsi que la diminution de la concentration des MES dû au phénomène d'érosion.

En utilisant les débits solides moyens par semaine, nous avons déduit les débits mensuels.

Pour le calcul des débits solides nous considérons le même débit liquide.

- **Représentativité du bilan annuel du bassin versant de l'oued Boussellam à l'échelle régionale et globale:** afin de connaître la représentativité du débit solide au niveau du bassin versant de l'oued Boussellam, nous avons calculé le bilan annuel en considérant un même débit solide moyen pour les quatre saisons; qui est estimé à : $248,55.10^3$ t/an.

A l'échelle globale : En comparant ce bilan $248,55.10^3$ t/an à l'échelle globale (voir tableau B) on constate que ce dernier peut être situé parmi les bilans plus ou moins élevés à l'échelle de la planète tels que : les deux bassins versants boliviens Bermejo (390.10^3 t/an) et Espejos ($381,6.10^3$ t/an) et le bassin marocain Al Abid (20.10^3 t/an).

Le bilan annuel du bassin de l'oued Boussellam ne peut être comparé qu'à un bilan d'un bassin versant dont la superficie avoisine celle du l'oued Boussellam 4300 km², c'est le cas d'ailleurs du bassin marocain El Abid, qui est dans le même contexte climatique que l'oued Boussellam un bassin versant de 2635 km².

A l'échelle régionale: En comparant ce bilan $248,55.10^3$ t/an avec le bilan estimé au niveau de sous bassin maritime de l'oued Soummam $21,6.10^3$ t/an (Maane, *et al* .2013), nous constatons que ce dernier se situe parmi les bilans les plus faibles à l'échelle globale.

Pour pouvoir faire une comparaison entre les différents bassins versants nous avons calculé le taux d'érosion spécifique relatif à l'oued Boussellam en tenant compte de

la superficie de tout le bassin versant qui est de 4300 km². Le taux d'érosion spécifique est alors estimé à : 57,80 t/km²/an.

A l'échelle régionale en comparant ce taux avec le sous bassin maritime de l'oued Soummam qui possède une superficie de 9125 km², nous avons constaté que ce taux d'érosion spécifique dans le cas de l'oued Boussellam est de 57,80 t/km²/an.

Et à l'échelle globale (voir tableau B). Nous avons constaté que ce taux compte parmi les taux d'érosion relativement moyens d'après l'étude menée par (Laignel, 2006) (voir tableau B), sur deux bassins français (Andelle et Austreberthe) ; Il considère que ces derniers présentent des taux d'érosion parmi les plus faibles à l'échelle de la planète (21 et 16 t/km²/an respectivement).

IV. II. Résultats et discussions des sédiments

IV.II.1 Détermination du pH

Tableau IV.6: Valeurs de pH des sédiments

Echantillons	E ₁	E ₂	E ₃	E ₄	E ₅	E ₆	E ₇	E ₈	E ₉	E ₁₀	E ₁₁	E ₁₂	E ₁₃
pH	7,94	7,83	7,92	8,38	8,05	7,69	7,59	7,40	7,25	7,70	7,25	7,30	7,81

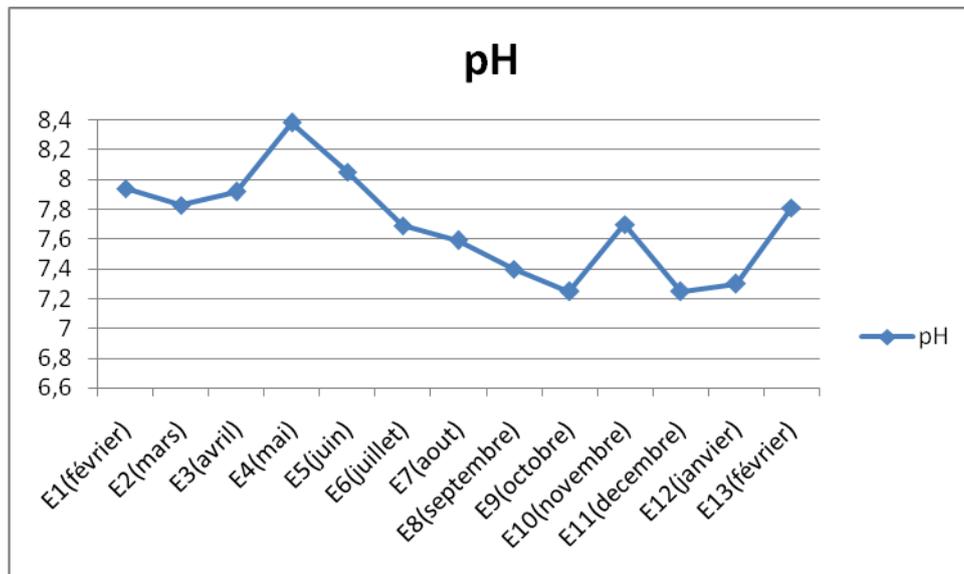


Figure IV.17: Evolution du pH durant la période d'échantillonnage

Les valeurs du pH des sédiments de l'Oued Bousellam sont tous légèrement alcalins avec des valeurs qui varient entre 7,25 et 8,38.

La plupart des eaux des rivières ont leur pH compris entre 6,5 et 8,5 (Sigg *et al.*, 2001). Ces valeurs indiquent un milieu légèrement basique (Devallois, 2009).

Analyse des métaux

IV.II.2 Granulométrie

Les sédiments présentent des teneurs en sable fin variant entre 11,47% et 53,16%, et du limons avec des teneurs comprises entre 46,81% et 88,3%.

Le diagramme ternaire montre un faciès sableux-silteux (figure IV.18).

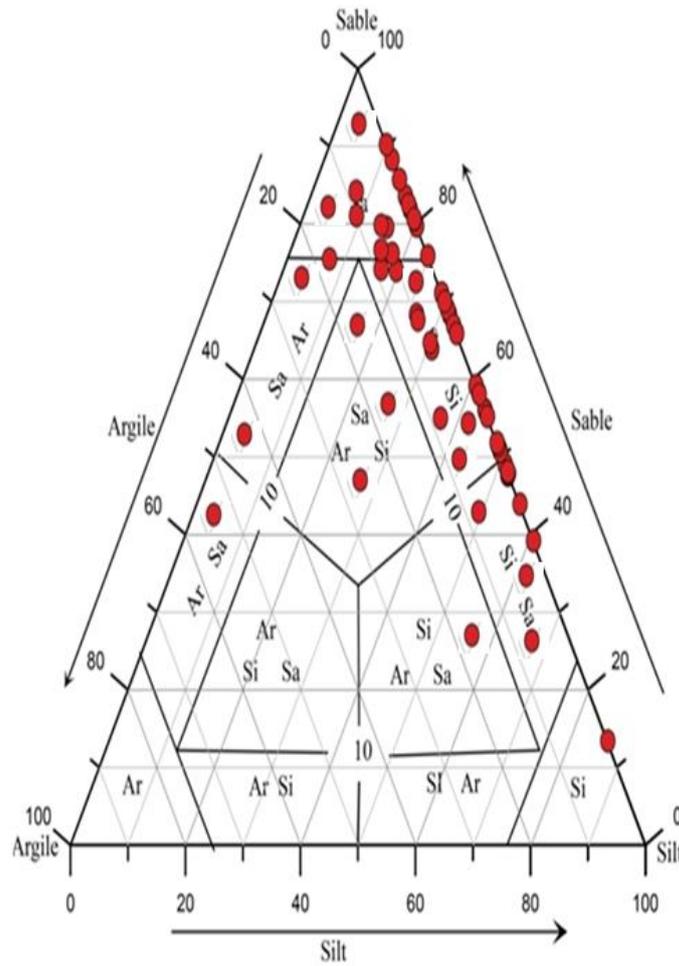


Figure IV.18 : Diagramme ternaire de la granulométrie des sédiments fins

IV.II.3 Minéralogie

L'analyse minéralogique des sédiments superficiels par diffraction aux rayons X montre la présence du quartz de teneur de 28,35% à 68,17%, la calcite des teneurs variant de 20,68% et 48,63%, du pyrophyllite à 28,35%, et de silicium oxyde de 48,63% (figure IV.18).

Ces teneurs montrent, dans l'ensemble, que l'association des minéraux argileux calcite-quartz est presque invariable dans les sédiments.

Le quartz est le minéral dominant. Il aurait pour origines l'érosion des formations géologiques et des apports fluviaux terrigènes.

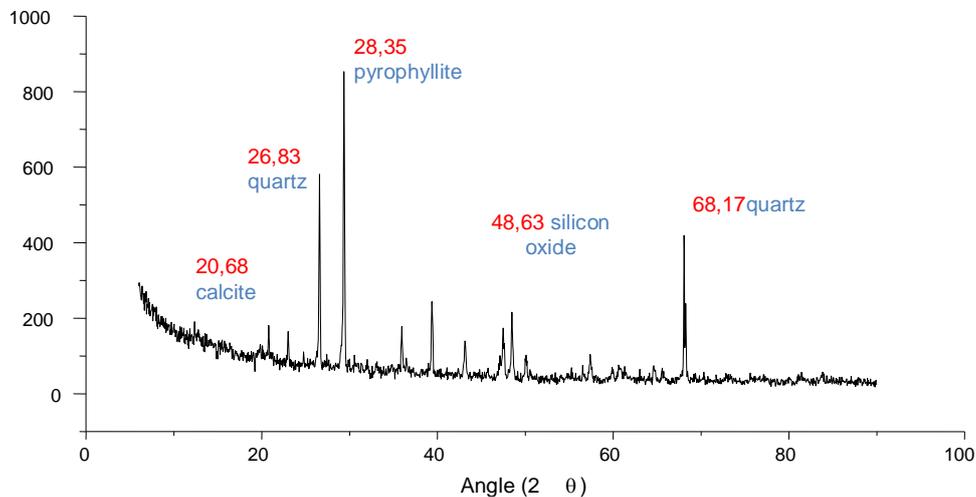


Figure IV.19: Diffractogramme DRX des sédiments

IV.II.4 Métaux

Les résultats des teneurs en ETM (tableau IV.7) révèlent la présence du Cu, Fe, Zn, et du Pb.

L'ordre d'abondance des éléments présents est le suivant : Fe > Zn > Cu > Pb.

Avec des teneurs comprises entre 46 mg /kg à 292mg/kg pour le fer, de 42mk/kg à 114mg/kg pour le zinc, de 23,2mg/kg à 76,4mg/kg pour le cuivre, et de 0,48mg/kg à 3,72mg/kg pour le plomb.

Tableau IV.7: Teneurs en métaux lourds

Echantillons	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)
E1(février)	31,2	109,2	82	2,88
E2(mars)	34	46	78	1,64
E3(avril)	76,4	70,8	74	1,48
E4(mai)	36,4	69,2	42	1,12
E5(juin)	32,4	87,2	46	0,48
E6(juillet)	33,6	94,4	54,4	0,6
E7(aout)	34,8	286	114	1,8
E8(septembre)	44,8	286	77,6	3,72
E9(octobre)	35,6	284	78	3,48
E10(novembre)	34,8	284	85,2	3
E11(décembre)	32,8	112	66,8	1
E12(janvier)	30,4	100,4	78	1,8
E13(février)	23,2	292	74	0,6
Maximum	76,4	292	114	3,72
Minimum	23,2	46	42	0,48
Moyenne	49,8	169	78	2,1

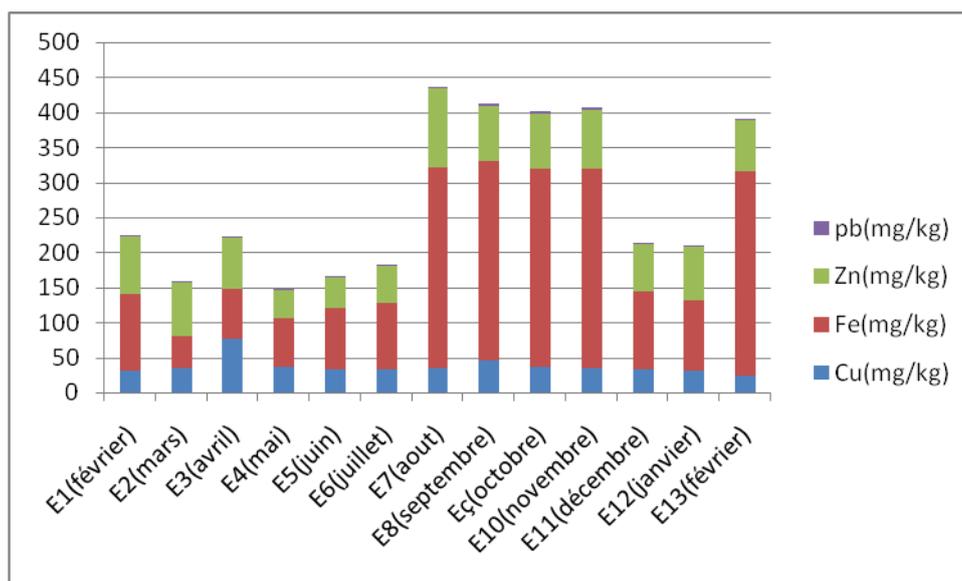


Figure IV.20: Teneurs en métaux

IV.II.4.a Facteurs et indice « geoaccumulation »

Tableau IV.8 : Valeurs des facteurs de contamination

Facteurs de contamination	Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)
FC(E ₁)	1,107	0,00306	0,84	0,133
FC(E ₂)	1,206	0,00129	0,799	0,075
FC(E ₃)	2,712	0,0019	0,758	0,068
FC(E ₄)	1,292	0,0019	0,43	0,051
FC(E ₅)	1,150	0,0024	0,47	0,022
FC(E ₆)	1,171	0,0026	0,557	0,027
FC(E ₇)	1,235	0,008	1,168	0,083
FC(E ₈)	1,59	0,008	0,795	0,171
FC(E ₉)	1,263	0,0079	0,799	0,160
FC(E ₁₀)	1,235	0,0079	0,873	0,138
FC(E ₁₁)	1,164	0,0031	0,684	0,046
FC(E ₁₂)	1,079	0,0028	0,799	0,083
FC(E ₁₃)	0,823	0,0081	0,758	0,027
Degrés de contamination(DC)	17,027	0,00570	9,73	1,084
ICP	1,258	0,0037	0,725	0,068

Les sédiments ont des facteurs de contamination supérieurs à 1 pour le cuivre et le zinc reflétant une contamination modéré, par contre pour le fer et le plomb les enrichissements de ces éléments sont faibles ; avec des facteurs de contamination ne dépassant pas le seuil de la première classe, indiquant ainsi une contamination faible.

L'analyse des résultats (figure IV.21) révèle une contamination dominante par le cuivre, cette valeur critique peut provenir des activités agricoles et des rejets domestiques.

Pour le plomb, le fer, et le zinc leur degré de contamination est inférieur à 6 ce qui indique une faible contamination.

Pour l'indice de charge polluée, on constate que les sédiments sont non pollués pour le fer, zinc, et plomb (ICP < 1), mais il confirme la pollution par l'élément cuivre

(ICP>1).

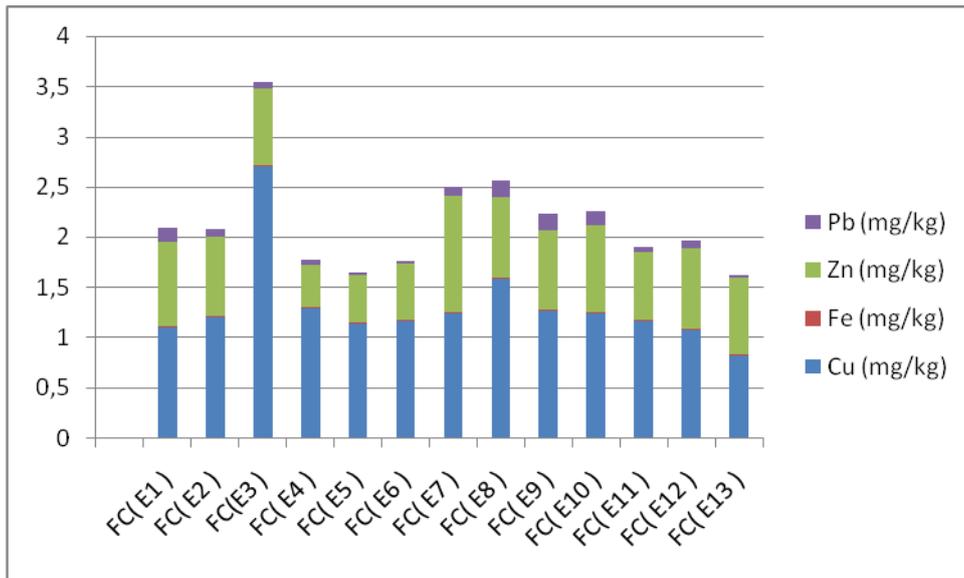


Figure IV.21:Facteurs de contamination

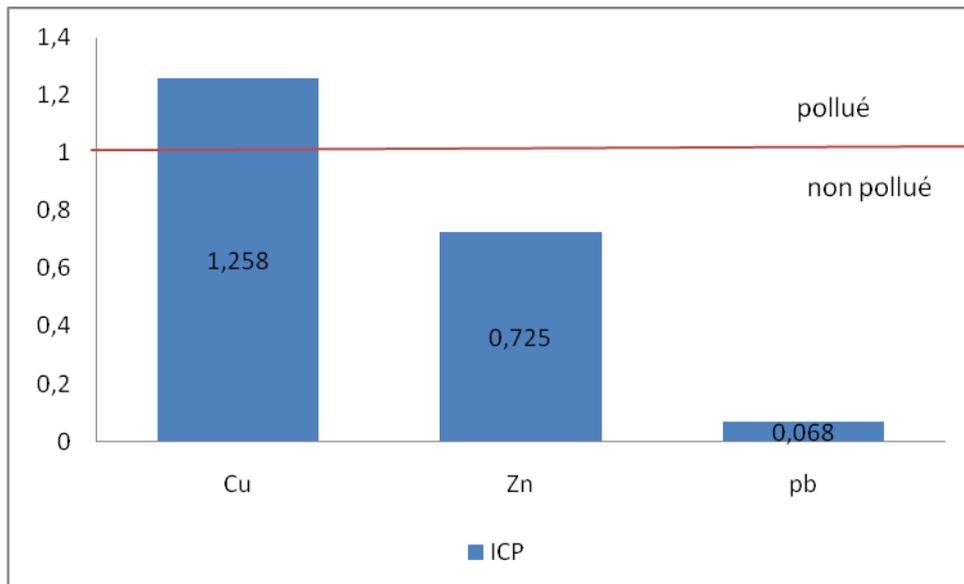


Figure IV.22 : Valeur de l'indice ICP des métaux

Le calcul du facteur d'enrichissement confirme un enrichissement en cuivre et zinc avec des valeurs supérieures à 50 donc on enregistre une pollution sévère à extrêmement sévère (tableau IV.9).

Concernant le plomb, on a enregistré des valeurs inférieures à 50 sauf le mois de Mars on a enregistré une valeur de 59,42 supérieure à 50 ce qui indique une pollution sévère, cela est dû probablement au trafic routier (figure IV.22).

Tableau IV.9 : Valeurs des Facteurs d'enrichissement

FE	Cu	Fe	Zn	Pb
FE (E ₁)	361,66	1	275,06	43,95
FE (E ₂)	935,608	1	621,11	59,42
FE(E ₃)	1365,94	1	382,85	34,839
FE (E ₄)	665,837	1	222,32	26,97
FE (E ₅)	470,32	1	193,23	9,17
FE(E ₆)	450,54	1	211,08	10,593
FE(E ₇)	154,023	1	146,007	10,489
FE(E ₈)	198,28	1	99,387	21,678
FE(E ₉)	158,67	1	100,6	20,42
FE (E ₁₀)	155,107	1	109,89	17,605
FE(E ₁₁)	370,70	1	218,47	14,88
FE(E ₁₂)	383,27	1	284,57	29,88
FE(E ₁₃)	100,57	1	92,829	3,42
Maximale	1365,94	1	621,11	59,42
Minimale	100,57	1	92,829	9,174
moyenne	733,255	1	356,96	34,297

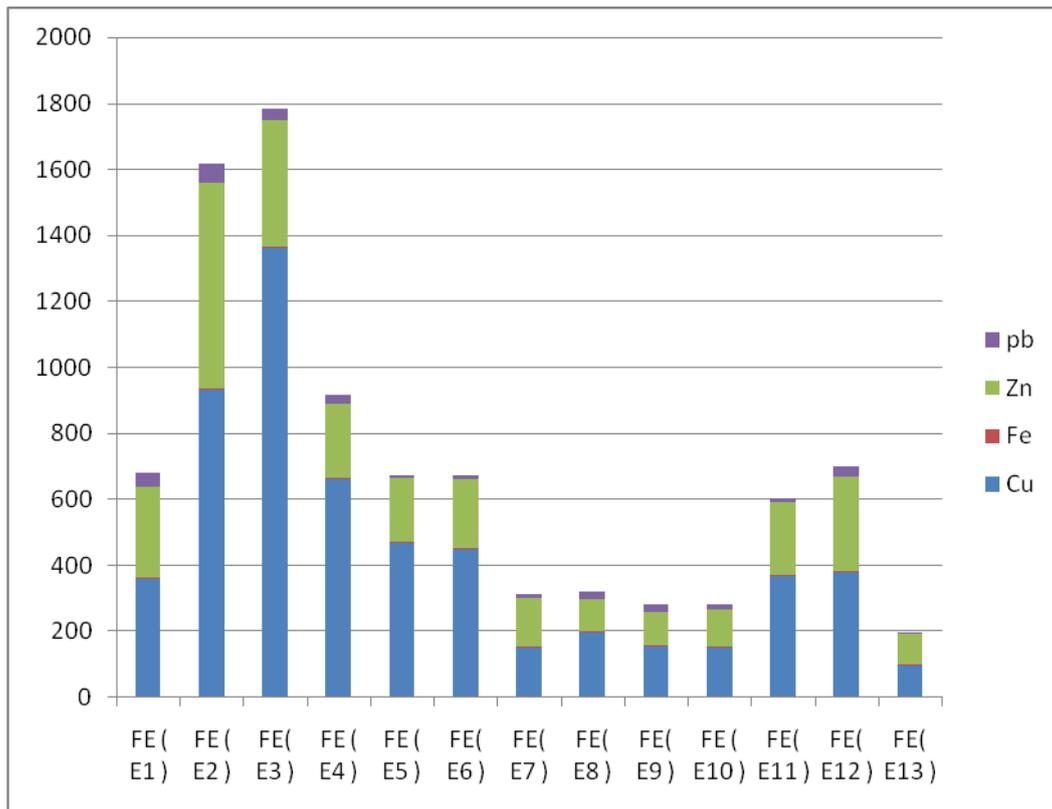


Figure IV.23 : Facteurs d'enrichissement

Le calcul des Igeo a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments par les ETM. Les moyennes sont données dans le tableau IV.10 ; les résultats révèlent une pollution modérée par le Pb, une forte pollution par le fer et une pollution extrême par le cuivre et le zinc (figure IV.24).

Tableau IV.10: Indice geoaccumulation

Echantillons	Igeo Cu	Igeo Fe	IgeoPb	Igeo Zn
E1	8,538	3,186	2,737	7,454
E2	8,662	1,939	1,925	7,382
E3	9,831	2,561	1,954	7,306
E4	8,761	2,528	1,374	6,489
E5	8,593	2,861	0,152	6,620
E6	8,645	2,976	0,474	6,862
E7	8,696	4,575	2,059	7,929
E8	9,060	4,575	3,106	7,374
E9	8,729	4,565	3,010	7,382
E10	8,696	4,565	2,796	7,509
E11	8,610	3,223	1,211	7,158
E12	8,501	3,065	2,059	7,382
E13	8,111	1,939	0,474	7,306
minimum	8,111	1,939	0,152	6,489
Maximum	9,831	4,575	3,106	7,929
moyenne	8,971	3,257	1,629	7,209

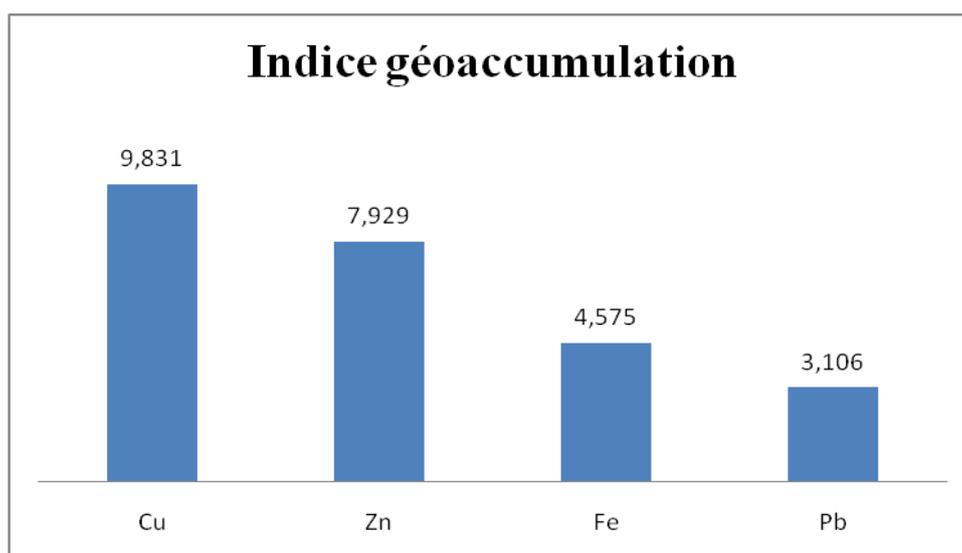
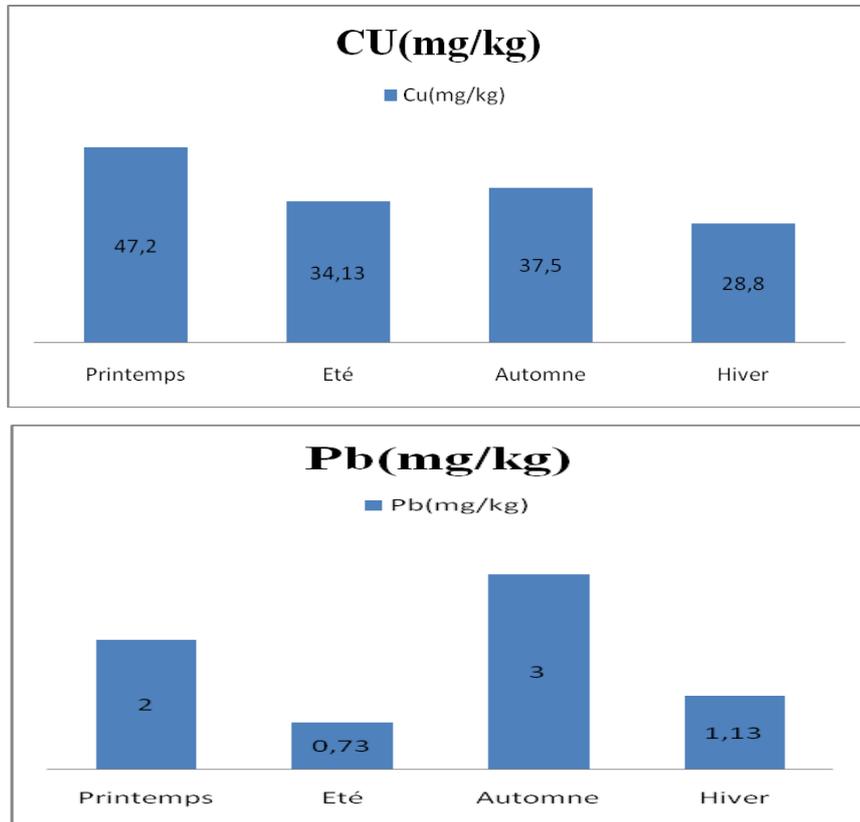


Figure IV.24 : Valeurs maximales des indices « geoaccumulation »

IV.II.4.b Evaluation des teneurs des métaux et les indices mesurés par saison

Les résultats des teneurs en ETM révèlent la présence du Cu, Fe, Zn, et Pb. L'ordre d'abondance des éléments est le suivant : Fe > Zn > Cu > Pb. Avec les teneurs comprises entre 46 mg /kg (printemps) à 292mg/kg(hiver) pour le fer, de 42mg/kg (printemps) à 114mg/kg(été) pour le zinc, de 23,2mg/kg (hiver)à 76,4mg/kg (printemps) pour le cuivre, et de 0,48mg/kg(été) à 3,72mg/kg(automne) pour le plomb.

D'après les normes françaises le cuivre dépasse les normes 76,4mg/kg > 26mg/kg, le Zn 114mg/kg > 88mg/kg, par contre le fer et le plomb sont en dessous des normes respectivement égaux à : 292mg/kg < 2000mg/kg, et 3,72mg/kg < 22mg/kg (Ouali *et al*, 2008, Bendjama *et al*, 2011)(tableau 1 annexe)(figure IV.25).



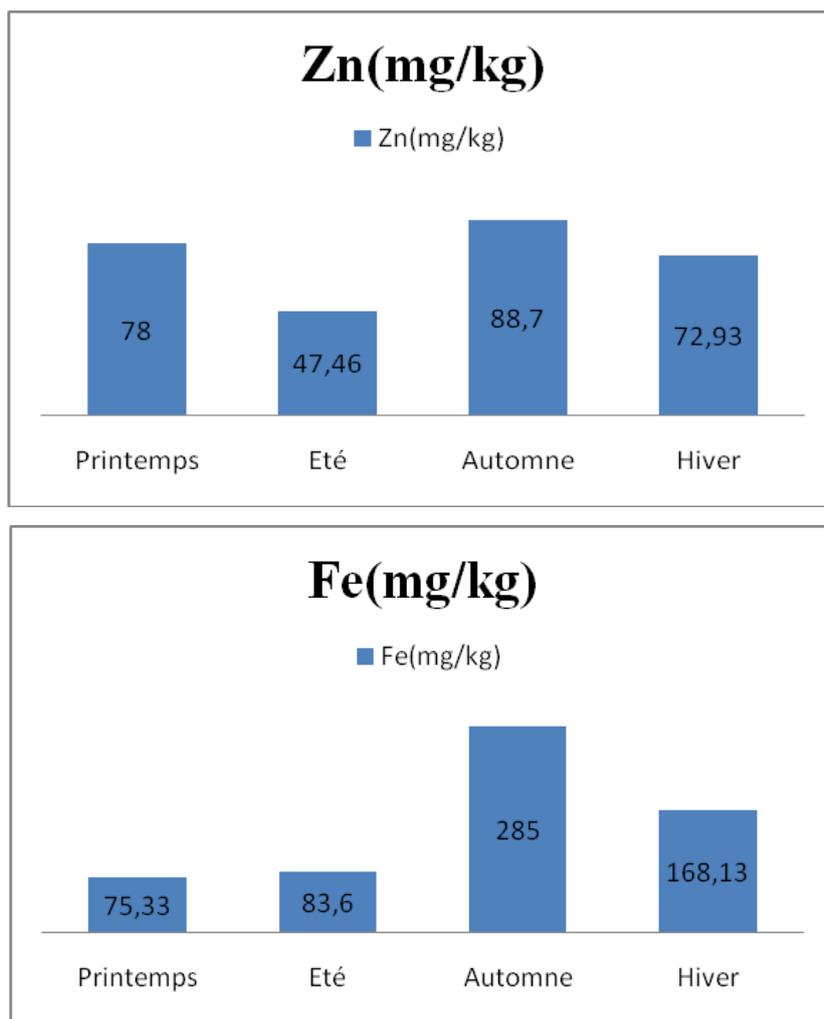


Figure IV.25 :Distribution temporelle des concentrations de Cu, Fe, Zn, Pb dans les sédiments

IV.II.4.1 : Facteurs et indices geoaccumulation

Les sédiments ont des facteurs de contamination inférieurs à 1 pour le Fe, Zn, et le Pb ce qui confirme une contamination faible, par contre l'analyse des résultats (figure IV.26) révèle une contamination dominante par le cuivre, cette valeur critique des facteurs de contamination, peut provenir des activités agricoles et des rejets domestiques.

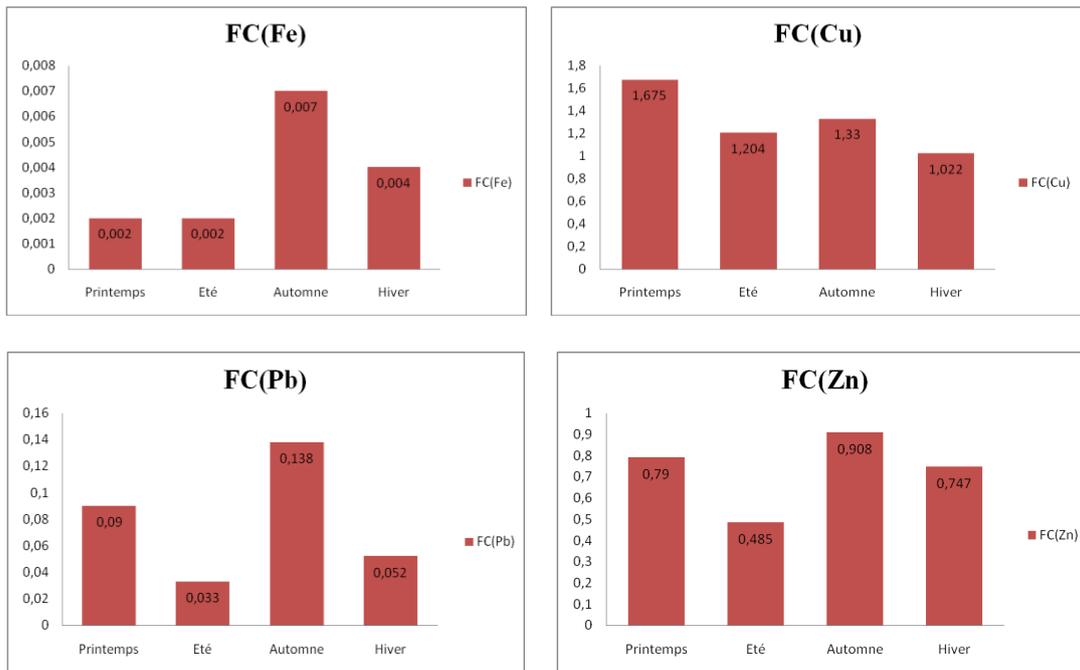


Figure IV.26: Facteurs de contamination par saison

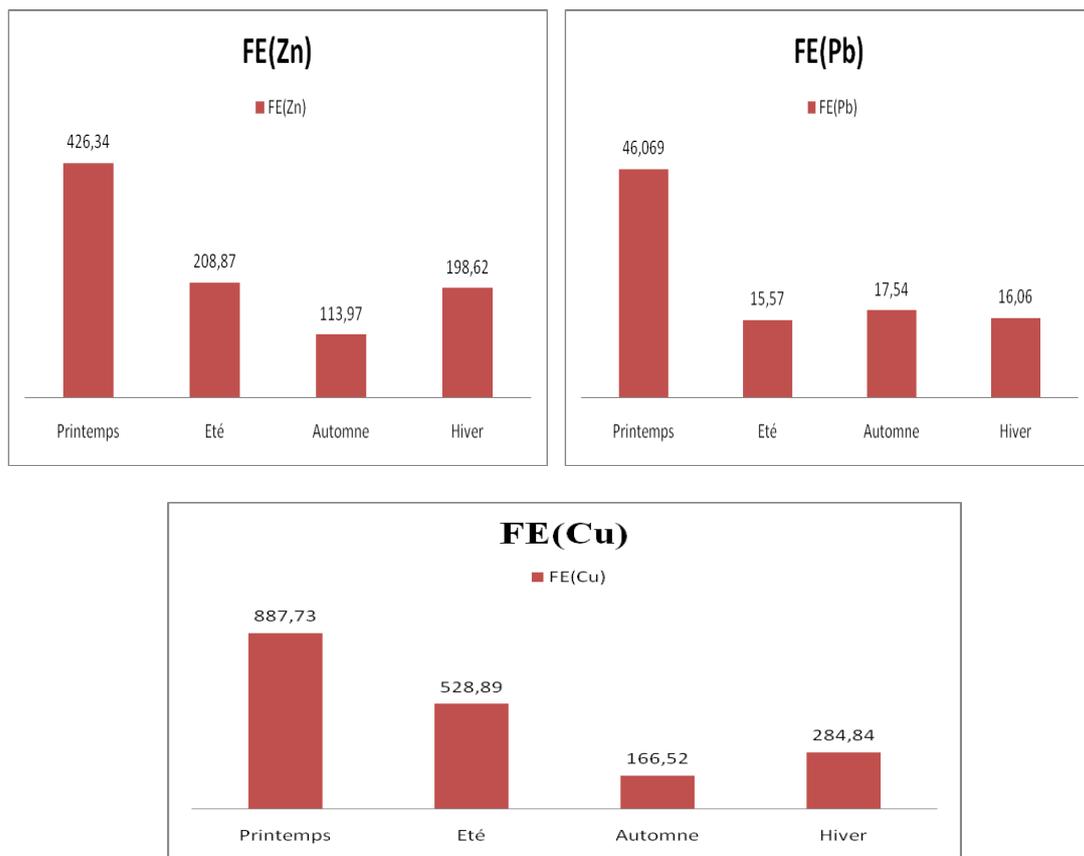


Figure IV.27: Facteurs d'enrichissement par saison

Le calcul du facteur d'enrichissement confirme un enrichissement en cuivre et en zinc avec des valeurs supérieures à 50 enregistrées au printemps et des valeurs minimales enregistrées en automne donc on constate une pollution sévère en automne et extrêmement sévère au printemps.

Concernant le plomb, nous avons enregistré des valeurs inférieures à 50 avec une valeur maximale au printemps et une minimale en été, ce qui signifie une pollution sévère qui est dû au trafic routier.

La figure suivante (figure IV. 27) montre l'évolution du facteur de geoaccumulation par saison.

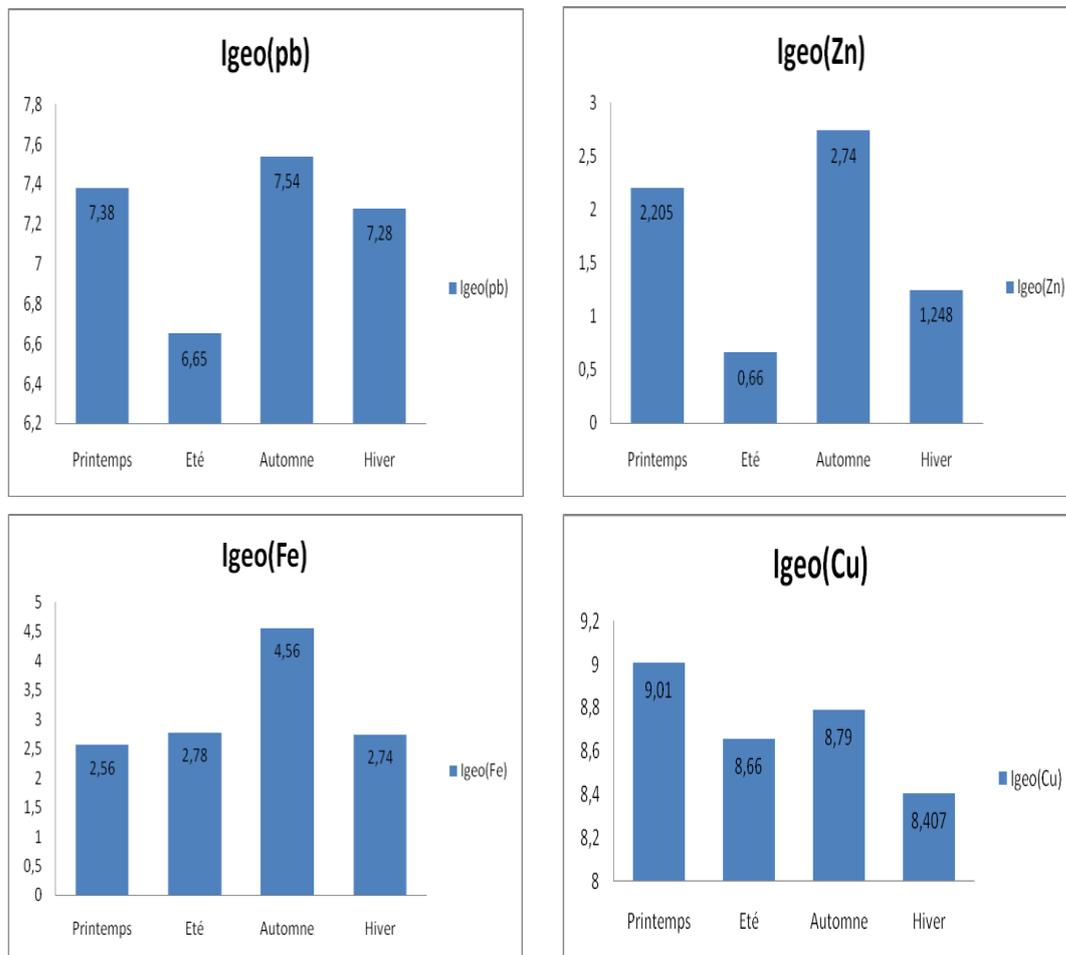


Figure IV.28 : l'indice geoaccumulation par saison

Le calcul des Igeo a permis d'estimer l'importance de la contamination des sédiments par les ETM. Les moyennes sont données dans le tableau (4) voir annexe ; nous avons mesuré une valeur maximale au printemps égale à 9,01 et une autre minimale en hiver égale à 8,407 pour le cuivre.

Pour le fer, la valeur maximale est enregistrée en automne est égale à 4,56 et une autre

minimale en printemps égale à 2,56.

Pour le Zn la valeur maximale est mesurée en automne égale à 2,74 et une autre minimale en été égale à 0,66 ;

Pour le Pb, la valeur maximale est enregistrée en automne égale à 7,54 et la valeur minimale en été égale à 6,65. Par conséquent, les résultats révèlent une forte pollution par le cuivre, le fer, et le plomb, ainsi qu'une pollution modérée provoquée par le zinc (figure IV.28).

IV.II.4.c Comparaison de nos résultats avec la littérature

Pour situer le degré de contamination en métaux lourds de l'oued Boussellam de la ville de Sétif, nous avons comparé nos résultats à ceux obtenus pour d'autres estuaires maghrébins (tableau IV.11). Nous avons sélectionné différents estuaires où l'impact anthropique est avéré.

Tableau IV.11: comparaison des concentrations métalliques des sédiments de l'Oued Boussellam avec d'autres rivières dans le Maghreb en mg/kg

Cours d'eau	Cu	Fe	Pb	Zn	Références
(IAEA-405) Monaco	47,7	37,4	74,8	279	Coquery et al (2000)
Estuaire-Tafna (Algérie)	7,57-42,97	0,0106-0,015,38	5,8-52,73	50,2-338,73	Fellah.A, (2010)
Oued Hassar (Maroc)	165,4-326,6	1700-2500	15,03-148,2	458,02-1768,9	Fouad et al(2013)
Siliana (Tunisie)	8-100	12253-40248	280-23256	2346-35536	Mseddi et al(2014)
Oued Hassar (Maroc)	8,47-5969,17	3,08-207,69	2,7-96,96	2,1-491,96	Nahli et al(2016)
Bassin versant Tfna(Algérie)	6,2-51,8	8000-17600	9,7-537,50	20,6-237,2	Benabdelkader et al(2018)
Oued Chélif(Algérie)	13-98,9	27700-46600	14,2-40,8	59,3-226	Benkaddour (2018)
Oued Boussellam (Algérie)	23,2-76,4	46-292	0,48-3,72	42-114	Présente étude

Les sédiments d'Oued Boussellam ont fait l'objet d'une comparaison avec d'autres rivières dans le Maghreb. Nous avons noté que la teneur de l'élément Cu, dépasse la norme 3 fois, et pour le fer, elle est de 7 fois plus que la norme, par contre pour le plomb et le zinc elles sont inférieures aux normes respectives (tableau IV.11). Cela peut s'expliquer par la présence des activités anthropiques intenses (industrielles, urbaines et agricoles) dans la région de l'oued Boussellam qui ont provoqué l'augmentation des concentrations des éléments traces dans les sédiments.

Discussion des résultats

Dans les écosystèmes aquatiques 99% des éléments traces métalliques de la phase dissoute sont retenus par les sédiments en raison de l'affinité des ETM pour la phase particulaire (Singh *et al.*, 2005), et surtout pour les particules fines telles que les argiles (Tessier *et al.*, 1979).

Dans un milieu semi-aride tout particulièrement, les crues intenses favorisent la mise en suspension, la remobilisation et le transport des ETM adsorbés dans les sédiments (Martínez-Santos *et al.*, 2015). Avec un couvert végétal dégradé et une activité humaine intense favorisent l'érosion et le transfert des matériaux vers les mers et les océans. La géomorphologie des rivières peut contribuer à la sédimentation et donc aux stockages des ETM.

La contamination est favorisée par les conditions physico- chimiques du milieu. En effet, le pH alcalin des eaux favorise la précipitation des ETM et limite leur libération dans les eaux, ce qui induit un enrichissement intense en ETM des sédiments.

Généralement, la présence d'une pollution locale permanente ou occasionnelle (unités industrielles, rejets domestiques et activités agricoles) ou d'une pollution diffuse (dépôts atmosphériques, essence récente et ancienne, exploitation des déchets miniers, incinérateurs et usines), a été démontrée.

Les concentrations en métaux les plus élevées sont relevées durant la saison automnale pour la plupart des éléments analysés ; certains montrent, toutefois, pour la teneur du cuivre la plus élevée en période printanière (figure IV.25).

Cuivre

Nous notons pour le cuivre que toutes les teneurs enregistrées supérieures à celles de la teneur de référence (**47, 7 mg/kg**). (Turekian et Wedepohl, 1961 in

Förstner et Wittmann, 1979)(tableau D).

Une concentration maximale de l'ordre de (76,4 mg/kg) est relevée en Avril. Cela est expliqué par le lessivage des sols par les eaux de pluie qui pourraient contribuer cependant à l'explication de la concentration maximale enregistrée.

Fer

Dans cette étude les teneurs en fer sont trouvées en quantités importantes, mais ne dépassent pas la valeur moyenne de référence (**37,4 g/kg**). Les variations mensuelles du fer dans les sédiments s'expriment par des variations semblables au niveau des points de prélèvement.

Les teneurs élevées sont observées au mois d'août, septembre, octobre, et novembre 2014 et une valeur maximale en mois de février 2015 de 292mg/kg). Les concentrations élevées sont dues à la nature du fond géochimique de la région (Benest et Elmi, 1978).

Plomb

Selon la (figure IV.25), les teneurs en plomb ne dépassent en aucun cas la valeur de référence estimée à (**74,8 mg/kg**).

Les concentrations les plus élevées du plomb sont relevées durant l'automne avec une teneur maximale de 3,72mg/kg. Ces concentrations semblent être liées en grande partie par le trafic routier qui contribue au dépôt du plomb dans les sédiments par les retombés atmosphériques (Maanan, 2003). En effet, le plomb utilisé comme antidétonant dans les carburants des moteurs des véhicules, est libéré directement dans l'atmosphère par les pots d'échappement. La contamination est directe par les retombées atmosphériques ou indirecte après lessivage des routes par les eaux pluviales (Conor, 1980; Goody *et al.*, 1995; El Morhit, 2008), sans négliger l'apport du déversement des eaux usées et des rejets industriels (Xintaras. 1992; Santos Bermejo *et al.*, 2002; Ramessur et Ramjeawon, 2002; Abollino *et al.*, 2002; Banat et Howari, 2003).

Les faibles concentrations du plomb enregistrées juste après les pluies à partir du mois de décembre avec un minimum de 0,48mg/kg pourraient s'expliquer certainement par les phénomènes de dilution, et aux phénomènes de lixiviation au niveau de la décharge sauvage située au bord de l'estuaire, le trafic routier et le lessivage des terres agricoles voisines.

Zinc

D'après la figure (IV.25), nous notons pour le zinc, une teneur maximale de 114mg/kg relevée le mois d'août, période d'étiage, et ne dépasse pas la teneur moyenne de référence qui est de l'ordre de **(279 mg/kg)**, et la valeur la plus faible est enregistrée en mai avec une valeur de 42mg/kg.

Les premières pluies entraînent les métaux par lessivage des sols qui favorisent leur accumulation, puis les eaux apportées par les pluies suivantes contiennent moins de métaux à lessiver. Elles sont donc peu chargées en métaux et leur arrivée dans l'oued provoque une dilution des teneurs en métaux.

D'autre part les activités agricoles basées sur l'usage massif des fertilisants et des pesticides contribuent aussi à cette situation, sachant que les fongicides sont riches en zinc et en fer. Cet enrichissement en zinc est aussi à mettre en relation avec les apports d'eaux usées de la ville de Sétif, car le zinc est l'un des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain (Bennasser *et al.*, 2000).

En effet, le zinc forme 44 à 47% des piles et, 12 à 13% des produits ferreux protégés par, le zinc contre la corrosion, 11 à 13% des caoutchoucs, 8 à 9% des papiers-carton, etc. (Philibert *et al.*, 2002). D'autre part, les sols cultivés peuvent aussi contribuer dans l'apport en zinc, puisque les fertilisants utilisés sont responsables de cet apport. D'ailleurs, Mermut *et al.*, (1996) ont montré que les fertilisants à base d'azote et de phosphate peuvent contenir jusqu'à 83,3 mg / kg du zinc de fertilisants.

IV.II.5 Analyse en composantes principales(ACP)

Dans le but d'établir une relation entre les différents paramètres et pour mieux évaluer l'effet des activités anthropiques sur la qualité des eaux de surface, un traitement statistique ACP a été appliqué à l'ensemble des paramètres.

Nous avons utilisé 17 variables : pH, teneurs en métaux : Cu, Zn, Fe, et Pb, leurs facteurs de contaminations, facteurs d'enrichissement et les indices géoaccumulation.

L'analyse du plan factoriel F1 et F2 montre que plus de 71,60% sont exprimés ; l'axe F1 possède une variance de 43,60% est exprimé par l'Igeo (Pb), Igeo(Zn), et l'Igeo(Fe).

L'axe F2 a une variance de 28% et constitué par les variables : pH, FE(Zn), FE(Cu) et FE (Pb) (figure. IV.30).

Les axes factoriels obtenus par le traitement statistique des données montrent une bonne répartition des paramètres étudiés, puisque le taux d'inertie cumulé autour des deux premiers axes atteint 100% (tableau IV.12).

La projection des variables sur le plan factoriel (1*2) montre que l'axe principal F1 présente 43,60% de variance totale, cet axe est caractérisé dans le sens positif par la variance de FE(FE) et des indices geoaccumulation du Pb, du Fe, et du Zn et dans le sens négatif F1 exprime la variance du pH.

A la lumière de ces résultats, l'axe F1 définit une pollution métallique dans le sens positif.

L'axe F2 exprime 28% de variation totale, il indique un enrichissement en cuivre et zinc.

La projection des éléments d'observation sur le plan factoriel (1*2) (figure. IV.29) montre l'existence de groupe1 (E1, E12) les mois les plus touchés par la pollution métallique et la période d'enrichissement des sédiments par le fer, le zinc et le cuivre.

Groupe 2(aout, septembre, octobre, novembre) les mois les moins touchés par la pollution

Groupe3 (E4, E5, E6, E11) les mois les plus éloignés de la pollution.

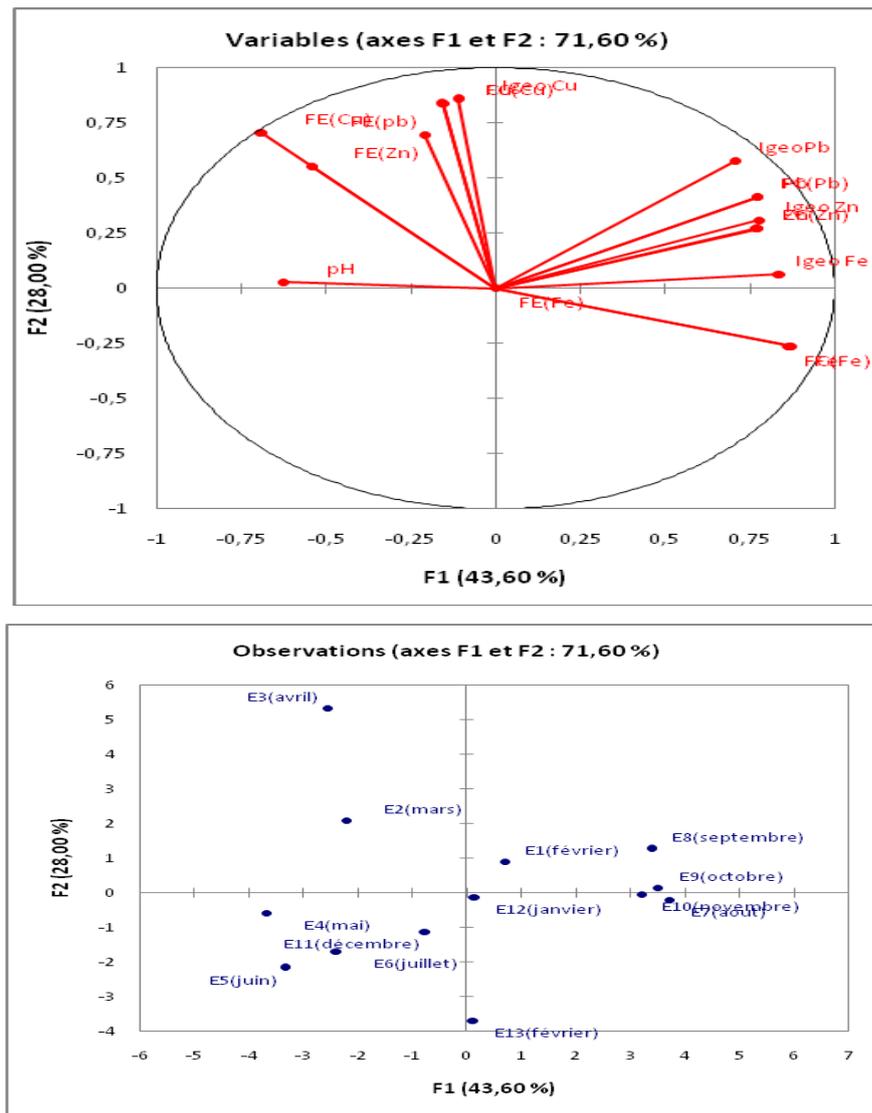


Figure IV.29 : Projection des paramètres selon le plan F1*F2

Tableau IV.12: Valeur propre

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Valeur propre	6,9768	4,4795	2,0162	1,4183	0,6996	0,2867	0,0899	0,0233	0,0064	0,0026	0,0006	0,0002
Variabilité (%)	43,6048	27,9969	12,6010	8,8646	4,3727	1,7919	0,5617	0,1454	0,0402	0,0164	0,0036	0,0010
% cumulé	43,6048	71,6017	84,2027	93,0673	97,4400	99,2318	99,7935	99,9388	99,9791	99,9954	99,9990	100,0

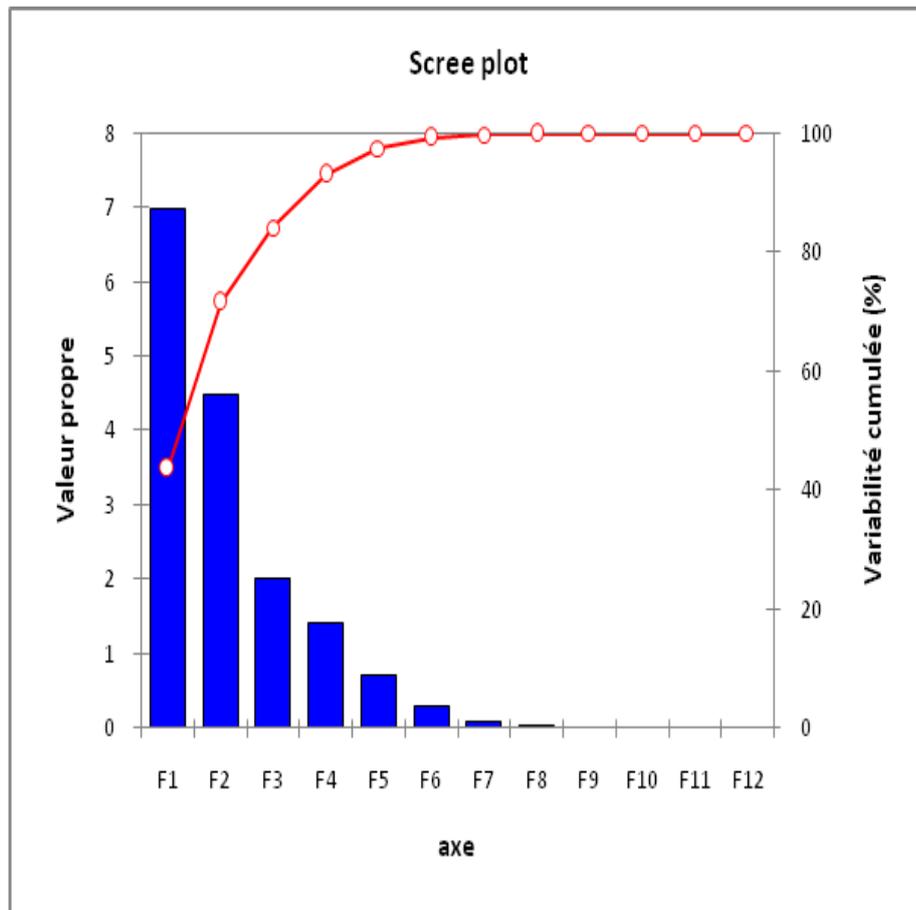


Tableau IV.13 : Cosinus carré des variables

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
pH	0,3932	0,0008	0,0046	0,0073	0,5654	0,0285	0,0000	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Cu	0,0245	0,6987	0,2317	0,0407	0,0001	0,0022	0,0018	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Fe	0,7549	0,0697	0,0630	0,0177	0,0408	0,0446	0,0089	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
Zn	0,5997	0,0735	0,1161	0,1915	0,0067	0,0116	0,0004	0,0000	0,0002	0,0002	0,0000	0,0000
Pb	0,5931	0,1705	0,0000	0,2288	0,0019	0,0026	0,0002	0,0028	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000
FE(Cu)	0,4745	0,4950	0,0000	0,0188	0,0004	0,0032	0,0038	0,0018	0,0020	0,0005	0,0000	0,0000
FE(Fe)	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
FE(Zn)	0,2949	0,3062	0,3539	0,0034	0,0040	0,0026	0,0341	0,0006	0,0000	0,0002	0,0001	0,0000
FE(pb)	0,0434	0,4830	0,3628	0,0976	0,0072	0,0049	0,0001	0,0001	0,0006	0,0000	0,0002	0,0000
FC(Cu)	0,0235	0,7020	0,2296	0,0404	0,0000	0,0023	0,0019	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0001
FC(Fe)	0,7605	0,0695	0,0601	0,0170	0,0405	0,0431	0,0091	0,0002	0,0000	0,0000	0,0000	0,0000
FC(Zn)	0,6000	0,0736	0,1161	0,1912	0,0067	0,0115	0,0004	0,0001	0,0002	0,0002	0,0000	0,0000
FC(Pb)	0,5939	0,1710	0,0000	0,2277	0,0018	0,0023	0,0003	0,0029	0,0000	0,0001	0,0000	0,0000
Igeo Cu	0,0117	0,7331	0,2377	0,0086	0,0022	0,0024	0,0022	0,0000	0,0018	0,0002	0,0000	0,0000
Igeo Fe	0,7046	0,0042	0,0970	0,0300	0,0202	0,1246	0,0192	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000	0,0000
IgeoPb	0,5011	0,3341	0,0126	0,1344	0,0015	0,0000	0,0036	0,0123	0,0000	0,0003	0,0000	0,0000
Igeo Zn	0,6033	0,0947	0,1311	0,1633	0,0001	0,0002	0,0038	0,0017	0,0011	0,0008	0,0001	0,0000

Les valeurs en gras correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand

L'examen de la qualité de la représentation des points par le biais du cosinus carré de l'angle qu'ils forment avec le plan de projection permet d'éviter des erreurs d'interprétation. Aussi, les contributions relatives des points à la formation des axes permettent de définir les points les plus contributifs et qui donnent un sens aux axes (Tableau IV.15).

La première composante principale est très corrélée positivement avec Fe, FC (Fe) et Igeo (Fe) et négativement avec FE (Cu). C'est un axe de teneur en Fe essentiellement, les échantillons ayant une faible teneur en Fe se retrouvent du côté négatif de l'axe (E1, E2, E3, E4, E5 et E6) et ceux affichant les fortes teneurs du côté positif (E7, E8, E9 et E10). La deuxième composante principale bien corrélée avec les variables relatives au cuivre et au plomb structure les échantillons en allant des plus pauvres en ces deux éléments (E13) du côté négatif aux plus riches du côté positif (E3). L'opposition de ces deux groupes de variables est le trait dominant des données.

Cette structuration permet de reconnaître sur le plan factoriel formé par les deux premières composantes principales essentiellement 4 groupes d'individus (Figure IV.31):

- Groupe 1 : E7, E8, E9 et E10
- Groupe 2 : E2 et E3
- Groupe 3 : E4, E5 et E6
- Groupe 4 : E13

Les échantillons E1, E11 et E12 situés vers l'origine des axes présentent des valeurs aléatoires pour les variables considérées.

Les résultats de L'ACP se superposent à ceux de la CAH avec néanmoins des regroupements entre les groupes 1 et 4 de l'ACP, entre le groupe 2 et les échantillons de l'origine des axes (E1, E11 et E12) ainsi qu'une subdivision du groupe 3 en 2 sous groupes formés chacun d'un échantillon (Voir les groupes en traits discontinus sur le plan factoriel de l'ACP et le dendrogramme de la CAH donné par la figure IV.32).

Tableau IV.14: Matrice des valeurs propres

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12
Valeur propre	6,98	4,48	2,02	1,42	0,70	0,29	0,09	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00
Variabilité (%)	43,60	28,00	12,60	8,86	4,37	1,79	0,56	0,15	0,04	0,02	0,00	0,00
% cumulé	43,60	71,60	84,20	93,07	97,44	99,23	99,79	99,94	99,98	100,00	100,00	100,00

Tableau IV.15: Points explicatifs de l'axe 1. L'axe 2 s'explique par la seule opposition de E3 à E13.

samples	particulars	Cosinus ²	Relative Contribution
E4	-3,67	0,73	14,86
E5	-3,31	0,63	12,10
E7	+3,73	0,66	15,37
E8	+3,40	0,67	12,74
E9	+3,51	0,82	13,57
E10	+3,22	0,91	11,40

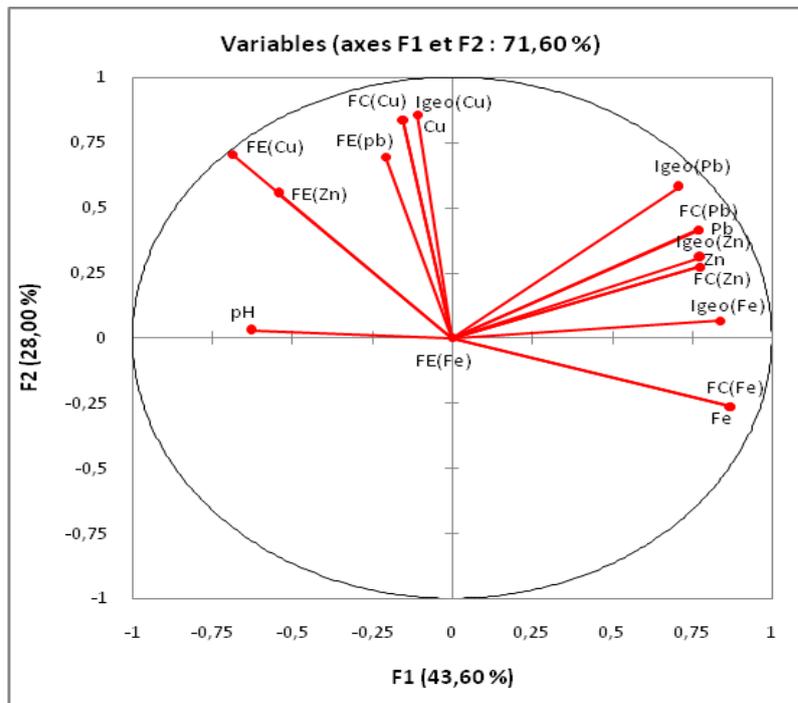


Figure IV.30 : Plan factoriel F1xF2 des variables.

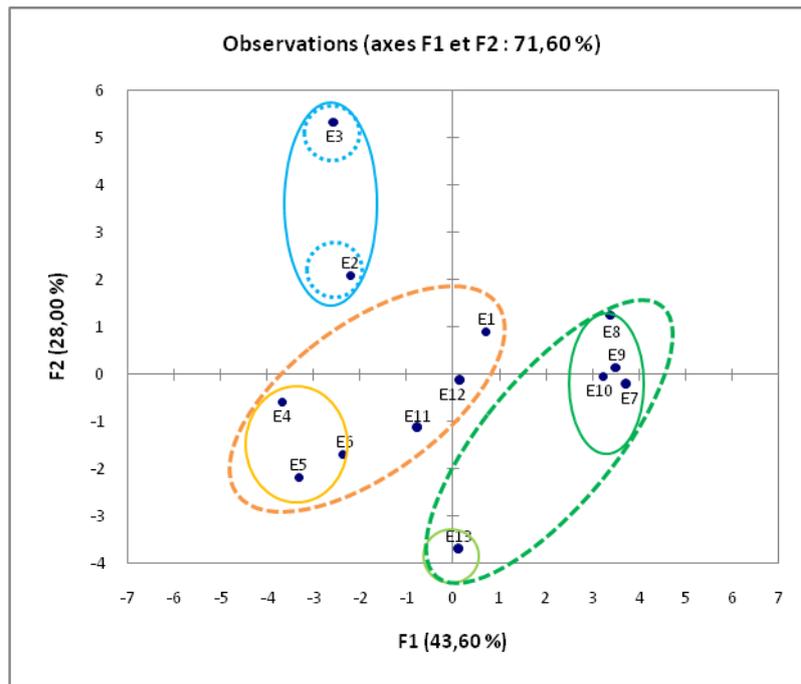


Figure IV.31 : Plan factoriel F1xF2 des individus (échantillons).

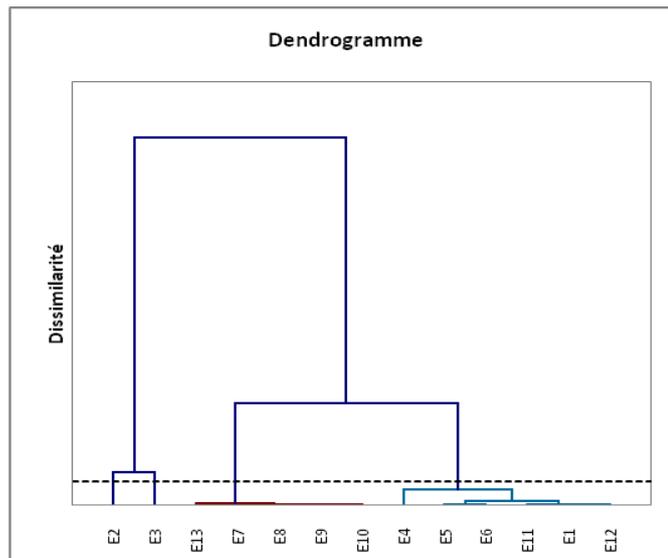


Figure IV.32 : Dendrogramme de structure des individus (échantillons) selon la CAH.

Le suivi de l'évolution des quatre éléments en traces métalliques (Fe, Zn, Cu, Pb) dans les sédiments montre que leur teneurs subissent une croissance selon l'ordre suivant: Fe>Zn>Cu> Pb. Cet enrichissement en ETM serait lié à l'effet, encore persistant, des apports en eaux usées brutes d'origines domestique et industrielle.

Les indices de contamination (Igeo, FC, DC) révèlent une forte contamination par le cuivre et le fer, ce qui permet de constater que les sédiments sont extrêmement pollués.

L'approche statistique nous confirme l'importance de la contamination des sédiments par les éléments métalliques et indique qu'ils sont issus de sources similaires. Ceci reflète clairement la signature d'apports anthropiques traduisant des pollutions agricoles par les eaux de ruissellement et l'érosion des terrains ainsi que les déversements des eaux domestiques.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion générale

Ce travail de thèse avait pour objectif d'étudier et d'évaluer la qualité physico-chimique des eaux et des sédiments, le niveau de contamination des sédiments par les ETM (Cu, Fe, Zn, Pb) d'oued Boussellam.

Pour cela, des démarches d'échantillonnage et analytique ont été mises en place pour obtenir les résultats les plus représentatifs possibles sur l'état des lieux au niveau des compartiments naturels (eau et sédiments) d'oued Boussellam. À l'issue de cette étude, les principales conclusions peuvent être résumées ainsi :

✚ Nous constatons une nette variation temporelle pour certains paramètres (MES, CE, OD, la dureté, le sulfate, magnésium, calcium et le chlorure) durant la période d'étude, qui est dû principalement aux variations des taux de précipitation (facteur naturel) en plus des rejets urbains et industriels dont le volume est très irrégulier dans le temps (facteur anthropique).

✚ La qualité des eaux de l'Oued Boussellam est nettement dégradée, vue que les concentrations des MES sont très élevées et dépassent de loin les normes relatives aux eaux de surfaces (>100 mg/l) et ont atteint **473** et **139 mg/l** respectivement durant le mois de décembre et janvier, en plus d'une charge en matières dissoutes exprimées par des CE assez élevées comprise entre **621** et **1570 µs/cm**. Les concentrations en oxygène dissout sont relativement faibles situées entre **7,2** et **1,2** et elle ne dépasse pas les 3,7 mg/l au mois d'avril.

✚ D'après la composition des MES nous remarquons que ces dernières sont principalement d'origine minérale 97% ce qui est certainement dû au phénomène d'érosion en plus des rejets domestiques et industrielles. La fraction organique est de l'ordre de 3%.

✚ Le bilan particulaire annuel est estimé à **248,55.10³t/an**, ceci nous a permis de déterminer le taux d'érosion spécifique du bassin versant de l'oued Boussellam (**57,80 t/ km²/an**), qui compte parmi les taux d'érosion relativement moyens à l'échelle de la planète.

L'évaluation de la contamination des sédiments par les ETM montre que :

- L'analyse granulométrique a montré que les sédiments sont à caractères sableux silteux.
- Les données temporelles des teneurs en ETM des sédiments montrent l'ordre d'abondance suivant : Fe > Zn > Cu > Pb, avec des teneurs moyennes en fer comprises

entre 46 mg /kg en saison printanière et 292 mg/kg en saison hivernale. Les teneurs moyennes en cuivre varient entre 42 mg/kg (printemps) et 114 mg/kg (été) ; pour le zinc entre 23,2 mg/kg (hiver) et 76,4 mg/kg (printemps) et entre 0,48 mg/kg (été) et 3,72mg/kg (automne) pour le plomb.

Les sédiments étudiés présentent des facteurs de contamination inférieur à 1 pour le Fe, Zn et le Pb ce qui montre une faible contamination , par contre pour le cuivre on note une importante contamination, ce qui est probablement dû aux rejets industriels et agricoles riches en engrais à base de cuivre (facteur anthropique) et aux faibles précipitations en période d'été qui entraînent une faible dilution des ions métalliques qui favorise leurs stockage dans la phase sédimentaire (facteur naturel).

Pour l'indice de charge polluée, on constate que les sédiments sont non pollués par le fer, le zinc et le plomb ($PLI < 1$), mais il confirme la pollution par l'élément cuivre ($PLI > 1$).

Les valeurs (>50) du facteur d'enrichissement obtenues confirment un enrichissement en cuivre et en zinc enregistrées au printemps, ce qui correspond à une pollution sévère et même extrêmement sévère par ces deux métaux.

Concernant le plomb, on a enregistré des valeurs inférieurs à 50 avec une valeur maximale au printemps, ce qui correspond à une pollution sévère, qui est probablement dû au trafic routier du moment que le site d'étude est situé à la proximité d'une autoroute.

Concernant l'Igeo, nous constatons que les sédiments étudiés sont modérément pollués et même fortement pollués pour le zinc et le fer respectivement, alors que pour le cuivre et le plomb ils sont extrêmement pollués.

On peut établir l'ordre croissant des facteurs d'enrichissement mesuré dans les sédiments: **Cu > Zn > Pb.**

Cet enrichissement correspond probablement à des apports anthropiques (activités agricoles utilisant les fertilisants comme les sulfates du cuivre, les engrais phosphatés, la pollution automobile, la décharge sauvage non contrôlée chargée en matières plastiques, et autres sources de divers métaux lourds.

Généralement, si les éléments métalliques sont inclus dans la structure de silicates ou de phosphates très insolubles, leur mobilité à long terme sera faible. Par contre, s'ils sont adsorbés à la surface de constituants organiques ou minéraux, leur mobilité à court ou moyen terme dépendra étroitement des conditions physico-chimiques.

➤ L'approche statistique nous confirme l'importance de la contamination des

sédiments par les éléments métalliques.

Il s'avère donc nécessaire d'évaluer la toxicité des métaux par des études qui vont prendre en compte leur biodisponibilité.

➤ Les résultats obtenus au niveau des eaux, sédiments révèlent que l'eau de surface est le premier vecteur de contamination par les métaux lourds, ensuite avec le temps ces éléments métalliques ne restent pas dans l'eau superficielle, ils sont transférés dans les sédiments superficiels où ils sont en partie métabolisés par les organismes aquatiques vivants et mis en circulation dans les chaînes alimentaires.

➤ Les milieux aquatiques sont très sensibles aux éléments traces par la co-existence de deux phénomènes de bio-accumulation et de bio-amplification, car ces éléments se concentrent au fur et à mesure des absorptions par les consommateurs successifs de la chaîne alimentaire (eau, plancton, poissons herbivores, poissons carnivores, homme).

En effet, cette pollution métallique est préoccupante du fait qu'il est pratiquement impossible de récupérer aisément ces métaux une fois disséminés dans la nature.

En conclusion, les sédiments de l'Oued Boussellam s'avèrent des sédiments sévèrement pollués.

Enfin pour cette étude, il serait judicieux et intéressant de :

➤ Approfondir ce travail en étudiant les différents mécanismes qui peuvent être impliqués dans la fixation des ions métalliques par échange cation : que l'adsorption, la complexation et la précipitation.

➤ Penser à mettre en place un réseau de surveillance des écosystèmes (aquatiques et terrestres) par le dosage des métaux lourds et l'utilisation d'organismes bioindicateurs (lichens, invertébrés et vertébrés ...).

➤ L'aménagement du cours d'eau de l'oued Boussellam.

➤ L'installation des stations d'épuration au niveau des unités industrielles.

➤ L'interdiction des décharges publiques à proximité de l'oued.

➤ La sensibilisation des riverains afin de faire retrouver à cette magnifique rivière ses critères naturels.

➤ Enfin, nous espérons que cette étude sera poursuivie et servira de référence dans le futur.

***RÉFÉRENCES
BIBLIOGRAPHIQUES***

Références bibliographiques

- Abdul rida A., 1992.** Bio surveillance de la contamination du sol : apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques aux éléments traces. Thèses doct.Sci et techn., Univ.MontpellierII,France,232p.
- Abollino M., Aceto M., Malandrino E., Mentasti C., Sar-Zianini and Barberis R., 2002.** Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. Environ. Poll.. 119, pp 117-193.
- Acevedo-Figueroa D., Jiménez B.D., Rodriguez-Sierra C.J., 2005.** Trace metals in sediments of two estuarine lagoons from Puerto Rico. Environmental Pollution 141, 336-342.
- Adler E., 2001.** Boues d'épuration et métaux lourds : éléments d'information.Hexagone Env. **36** :27-29.
- AFEE.1978.** Micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales, le zinc, le cadmium. Rapport n°4.
- AFNOR Qualité de l'eau., 2001.** Analyses organoleptiques - Mesures physico-chimiques Paramètres globaux- Composés organiques ; 6^{ème} Edition tome 2, pp : 412-413.
- Alloway., 1992.** Heavy metals in soil. *B.J. Alloway Eds.*, 339 p.
- Alloway BJ.1995.** The mobilisation of trace elements in soils. Proceedings of contaminated soils, 3ed Internationalconference on biogeochemistry of trace elements, Paris, France, 15-19 May 1995. Les colloques, n°85, INRA : Paris, p.133-145.
- Al Shukri R., Serpaud B., Matejka G., Caullet C., 1992.** Pollution métallique des sédiments d'un cours d'eau en aval d'un rejet industriel. Environ.Technol 13(2), 141-150.
- André B., Lascombe C., 1987.** Comparaison de deux traceurs de la pollution métallique des cours d'eau: Les sédiments et les bryophytes. Science de l'eau 6,225-247.
- Armitage, P.D., Bowes, M.J., Vincent, H.M., 2007.** Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: the River Nent (Cumbria, UK) after 28 years. River Res. Appl. 23, 997-1015.
- Baize D., Girard MC., 1995.** Référentiel pédologique. INRA. Ed, Paris. 332p.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, pp. 408.
- Banat K. M., Howari F.M., 2003.** Pollution load of Pb, Zn, and Cd and mineralogy of recent sediment S of Jordan River/Jordan. Environmental international 28, 581-

586.

Beupoil, C., BORNENS, P., 1997. Oxygène dissous et toxicité de l'ammoniaque en zones estuariennes : seuils d'acceptabilité. Rapport de synthèse, Biotecmer - AELB, 49 p.

Belamie R., Phelippot S., Lintignat D., 1982. Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés organochlorés. XVII^e journée de l'hydraulique, Nantes, 14-16 sept. Rapport n° 16.

Belzile, N., Lecomte, P., Tessier, A., 1989. Testing readsorption of Trace elements during partial chemical extractions of bottom sediments. Environmental Science and Technology. 23, 1015-1020.

Benabdelkader, M., 2019. Sources et transferts des éléments majeurs et traces dans le bassin versant de la Tafna (Algérie) : approches géochimiques et hydrochimiques. Thèses doct., Univ.Toulouse, France, 284p.

Benest M., Elmi S., 1978. Précisions stratigraphiques sur le jurassique inférieur et moyen de la partie méridionale des monts de Tlemcen (Algérie). Compte Rendu de la Société Géologie France 8, 295-296.

Bennasser L.M., Fekhaoui M. & Mameli O., 2000. Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. Ann. Chimica, 90, 637-644.

Bernard AM., 1995. Effect of heavy metals in the environnement on human health. Proceedings of contaminated soils, 3^{ed} Internationalconference on biogeochemistry of trace elements, Paris, France, 21-34.15-19 May 1995. Les colloques, n°85, INRA : Paris, p.133-145.

Birch G., 2003. A scheme for assessing human impacts on coastal aquatic environments using sediments. In: Woodcoffe, C.D., Furness, R.A. (Eds), coastal GIS 2003. Wollongong University Papers in Center for Maritime Policy, 14, Australia.<http://www.ozestuaries.org/indicators/DEF_sediment-scheme.html>.

Boisson Neault Y, 2009. Etats des eaux www.BOISSONEAULT.CA1.8IiVi9.296-2682.

Bontoux, J ., 1993. Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usée et eau de boisson. Nouvelle Ed. Cebedoc, 170 p.

Boon, D.Y., Soltanpour, P.N., 1992. Lead, cadmium and zinc contamination of Aspen garden soils and vegetation. J. Environ. Qual., 21, 82–86.

Borovic AS., 1990. Characterizations of metal ions biological systems. In Heavy Metal Tolerance in Plants :Evolutionary Aspects, Shaw AJ(ed.).CRC Press :Boca Raton, FL ;3-5.

Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K., 2002. Bassin Rhône –

Méditerranée – Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et écotoxicologie : notion de base. Lyon, Agence de l'Eau Rhône – Méditerranée - Corse, 83 pp.

Bouguerne A., 2016. Relation pluie-débit et concentration des polluants dans les oueds Bousselam et Rhumel. Est Algérien. Thèses doct., Univ. Batna2, Algérie, 248p.

Bourg A.C.M., 1988. Metal in aquatic and terrestrial systems : sorption, speciation, and mobilisation. *Chemistry and biology of solid waste*, Salmons W., Forstener U. Eds., Springer Verlag. p. 3-30, 1988.

Bourrelier, P.H., Berthelin, J., 1998. Contamination des sols par les Eléments en trace: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, pp. 440.

Bravard, J.-P. et Petit, F., 2000. Les cours d'eau-dynamique du système fluvial. 2^{ème} édition, Armand Colin, Paris, 222p.

Brerma S., 2014. Estimation de la charge particulaire dans le tronçon amont de l'Oued Bousselam, mémoire master ; chimie physique. 50p, université El Bez Sétif.

Brooks, D.B., 2007. Fresh water in the Middle East and North Africa. In: Lipchin, C., et al. (Eds.), *Integrated Water Resources Management and Security in the Middle East*. Springer, pp. 33-64.

Brunet B., 1993. Les mots de la géographie, dictionnaire critique, *Collection Dynamiques des territoires*, 3^{ème} Edition, RECLUS, 518p.

Campbell P. G. C., Tessier A., 1988. Current status of metal speciation studies. Lewis Publishers.

Centre d'information topographique., 2004. Norme et catalogue de la Base de données Géospatiale (BDG). Ressources naturelles Canada, Géomatique Canada, Sherbrooke, pp : 50. www.rncan.gc.ca.

Chaguar M., 2013. Analyse et spéciation des métaux dans un oued en zone Minière cas de l'Oued Essouk, Thèse de doctorat, Université de Constantine I, Algérie, 133p.

Chamayou H. and Legros J.-P., 1989. Les bases physiques, chimiques et minéralogiques de la science du sol. Paris : *Presses universitaires de France Agence de coopération culturelle et technique*. 593p.

Chang, H., 2004. Spatial and temporal variations of water quality in the Han river and its tributaries, Seoul, Korea, 1993-2002. *Water, Air and soil Pollution*, vol (161), 267-284 p.

Chardy., 1970. Ecologie des Crustacés Pécararides des fonds rocheux de Banyuls-sur-Mer. Amphipodes, Isopodes, Tanaïdes, Cumacés, infra et cirralittoraux. Vie

Milieu, vol XXI, fasc. 3-B : 675-727.

Clevenger, T.E., 1990. Use of sequential extraction to evaluate the metals in mining wastes. *Water, Air and Soil Pollution*, 50, 241-254.

Coic Y et Tendille C., 1971. Causes connues des variations quantitatives des oligoéléments dans les végétaux. In « Oligoéléments et nutrition ». Ed : CNRS, XIX, Paris, B97-B131

Coic Y et Coppenet M., 1989. Les oligoéléments en agriculture et élevage. INRA, Paris. 114p.

Conor R., 1980. Metals contamination of food. Applied sciences publishers (Ed), London, 290 p.

Coquery M., Azemard S., de Mora S. J., 2000. Report on the World-wide Intercomparison Exercise for the Determination of Trace Elements and Methylmercury in Estuarine Sediment IAEA-405, IAEA/AL/127 (IAEA/MEL/70), IAEA, Monaco.

Cornu, S., Clozel, B., 2000. Extractions séquentielles et spéciation des éléments trace métalliques dans les sols naturels. Analyse critique. In: Etude et Gestion des sols, vol 7, 3rd ed. 179-189.

Coulerly P., 1997. Comportement des métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse ; Doc. Génie rural. EPF. Lausanne ; Suisse. 137p + Annexes.

De Villers J, Squilbin M, Yourassowsky C, Dutrieux S, Onclinx F, Squilbin M, Thirion A., 2005. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface. Rapport Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement, 16p.

Denayer De Smet S., 1974. Cycle biologique annuel et distribution du plomb dans une pessière et d'une hêtraie sur même roche mère. *Bull.Soc.r. Bot.*, **107** : 115-125.

Desaules A et Studer K., 1993. Réseau National d'Observation des Sols(NABO). Présentation du réseau et premiers résultats. Période 1986-1991. Office Fédéral de l'Environnement des Forêts et des Paysages. Berne. 177p.

Devallois V., 2009. Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux, Thèse de doctorat, Académie d'Aix-Marseille, Université de Provence, 304p.

Di Benedetto., 1997. Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation ; les métaux lourds. Dossier SAM 1997. Ecole Nationale Supérieure des mines de Sainte Etienne, p. 49.

Drever J.I.,1988. The geochemistry of natural waters, Prentice Hall, Inc. 437 p.

Duchaufour P., 1970. Précis de Pédologie. *Paris : Masson 3^{ème} éd.*, 482 p.

El Morhit M., Fekhaoui M., Serghini A., El Blidi S., El Abidi A., Bennaakam R., Yahyaoui A., Jbilou M., 2008. Impact de l'aménagement hydraulique sur la qualité des eaux et des sédiments de l'estuaire du Loukkos (côte atlantique, Maroc) Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Terre, n°30, 39-47.

Ettler, V., Mihaljevic, M., Sebek, O., Grygar, T., 2007b. Assessment of single extractions for the determination of mobile forms of metals in highly polluted soils and sediments- Analytical and thermodynamic approaches. *Analytica Chimica Acta*, 602, 131–140.

Fellah,A.,2010. Contribution a l'étude des polluants métalliques dans l'eau et les sédiments de l'estuaire de la tafna (Rachgoun, wilaya d'ain temouchent), mémoire de magister université de Tlemcen ;147p.

Fischesser B et Dupuis-Tate M F., 2003. Rivières et Paysages. Éditions de la Martinière, Paris, 343p.

Fouad S., 2013. Diagnostic de la qualité physico-chimique et microbiologique du cours d'eau de l'Oued Hassar (Nord Est de Casablanca): Impacts et risques sanitaires liés aux eaux usées de Médiouna. Thèse de doctorat, Université Hassan II, Casablanca, 140 p.

Förstner U., Wittmann G..T.W., 1979. Metal pollution in the Aquatic Environment.Springer- Verlag, Berlin.

Förstner U., Wittmann G.T.W., 1981. Metal pollution in the aquatic environment. 2nd edition. Berlin, Springer, 486 p.

Förstner U.,1985. Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil", Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P., CEC, Elsevier Applied Science publishers, 1-30.

Gagnon, H., 1974. La photographie aérienne - son interprétation dans les études de l'environnement et du ménagement du territoire, Editions HRW, Montréal, 278p.

Gao Y., Nelson E.D., Field M.P., Ding Q., Li H., Sherrell R.M., Gigliotti C.L., Van Ry D.A., Glenn T.R., Eisenreich S.J., 2002. Characterization of atmospheric trace elements onPM2.5 particulate matter over the New York-New Jersey harbor estuary. *Atmospheric Environment* 36, 1077-1086.

Gao X., Chen-Tung Arthur Chen., 2012. Heavy metal pollution status in surface sediments of the coastal Bohai Bay. *Water Research*. 46 (6), p 1901–1911.

Gaujons D., 1995. La pollution des milieux aquatiques, aide mémoire, 2^{ème} édition,(édition technique et documentation Lavosier), 16-19p.

Gleyzes, C., Tellierr, S., Astruc, M., 2002. Fractionation studies of traces elements in contaminated soils and sediments: review of sequential extraction procedures. *Trends in Analytical Chemistry*, 21, 451- 467.

Godin P., 1983. Les sources de pollution: essais de quantification des risqué dus aux éléments traces; Sc.Sol., **2**, 73-87.

Goody D.C., Shand P., Kinniburgh D.G., Vanriemedij K., 1995. Field-based partition coefficients for trace éléments in soil solutions. *Europ. J. Soil Sci.*, **46**, 265-285.

Gregorio, C., Pierre-Marie. B., 2007. Traitement et épuration des eaux industrielles polluées: Procédés, Presses Univ. Franche-Comté, 356 p.

Grupe M and Kuntze H., 1988. To the investigation on the heavy metal availability litogen and anthropogen belasteter Standorte. I. Cd und Cu, *Z. Pflanzenernaehr. Bodenkd*, 151-319.

Gunou C., 2008. Mobilité des éléments traces métalliques dans les sédiments - couplage et comparaison des approches chimique et microbiologique, Thèse de Doctorat, Université Paris 12 – Val De Marne, 314p.

Gupta, S.K., Aten, C., 1993. Comparison and evaluation of extraction media and their suitability in a simple model to predict the biological relevance of heavy metal concentrations in contaminated soils. *International Journal of Environmental and Analytical Chemistry*, **51**, 25-46.

Hakanson L., 1980. Ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water Research*, **14**, 5, 975–1001.

Harmens H., 2007. Norris David A., Koerber Georgia R., Buse A., Steinnes E., Rühling Å. Temporal trends in the concentration of arsenic, chromium, copper, iron, nickel, vanadium and zinc in mosses across Europe between 1990 and 2000. *Atmospheric Environment*. **41**(31), p 6673–6687.

Hass, A., Fine, P., 2010. Sequential selective extraction procedures for the study of heavy metals in soils, sediments, and waste materials - a critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **40**, 365–399.

He, M. C., 2007. Distribution and phytoavailability of antimony at an antimony mining and smelting area, Hunan, China. *Environ. Geochem. Health*, **29**, 209–219.

Hetland, S., Martinsen I., Radzuk B., Thomassen Y., 1991. Species analysis of inorganic compounds in workroom air by atomic spectroscopy. *Anal. Sci.*, **7**, 1029-1032.

Hocquard C., 2005. Les enjeux des nouveaux matériaux métalliques. Ressources minérales et développement durable, Géosciences, BRGM, N° 1, pp : 7.

Hodsgon J.F., Linndsay W.L. and Trierweller J.F., 1966. Micronutrient cation complexing in soil solution.II. Complexing of zinc and copper in displacing solution from calcareous soils . *Soil sci; soc. Am; proc*, **30**, 723-726.

Impens R. 1974-1980. Présence de plomb dans l'environnement. *Annales de*

Gembloux, **80**: 173-185.

Impens R., Delcarte E., Mathy P. et plert T., 1979. Voies de transfert d'éléments traces non essentiels dans le système Sol Air plante; Bull. Soci. Belge de Pédologie; Grand, pp. 311-323.

Joane., 2007. Géographie de l'Algérie .Ed. Hachett et Cie. Paris, 237 p.

Juste, C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. Science du Sol. 26, 103-112.

Juste C., Solda P., 1988. Influence de l'addition de différentes matières fertilisantes sur la biodisponibilité du cadmium, du manganèse, du nickel et du zinc contenus dans un sol sableux amendé par des boues de station d'épuration, *Agronomie*, No. 8, pp. 897-904.

Juste C., 1994. Matières organiques et comportement des éléments traces dans le sol; Actes 4^{ème} journée de l'analyse de terre; GEMAS. Ed. Frontières. 5-15.

Juste C., 1995. Les micropolluants métalliques dans les boues résiduares des stations d'épuration urbaines. Convention ADEME-INRA, ADEME ed., 209p.

Kapata- Pendas A. and pendias H., 1986. Trace elements in Soil land Plants, 6nd Ed. CRC Press, inc, USA 1-315.

Kapata- Pendas A. and Pendas H., 1992. Trace elements in Soil land Plants, 6nd Ed. CRC Press Ed., Boca Raton, NW, USA: 360-380.

Kebiche M., Adjal.F., Benabid CH., 2001. L'utilisation de la végétation comme bioindicateur de la pollution fluorée dans la région de Sétif(Algérie) Ann.Géo., N°617, Arnand Colin, 90-101p.

Kheboian, C., Bauer, C.F., 1987. Accuracy of selective extraction procedures for metal speciation in model aquatic sediments. Anal. Chem., 59, 1417-1423.

Kim G., Scudlark J.R., Church T.M., 2000. Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake and Delaware Bays. Atmospheric Environment, 34, 3437-3444.

Kribi S., 2005. Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. Thèse de Doctorat, Université de Lyon, 220p.

Ladjel M., Goptshenko Evguenie Demitritvish., Ovtsharouk V Anatolivna., 2011. Analyse régionale des paramètres statistiques des débits maxima des crues pluviales.

Laignel, B., Dupuis, E., Durand, E., Dupont, J., Hauchard, E., Massei,N., C. R. Geoscience 338., 2006. Erosion balancein the wathersheds of the western Paris basin by hight-frequency monitoring of discharge and suspended sediment in surface water .CR Geosciences, vol(338), 556-564 p.

Lebourg, A., Sterckeman T., Ciesielski, H., Proix, N., 1996. Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, 16, 201-215.

Le Goff F, Bonnomet V., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau - biodisponibilité et modèles BLM, Rapport technique Direction des Risques Chroniques Unité «Evaluation des Risques Ecotoxicologiques », Paris, 85p.

Lehner, B., Döll, P., Alcamo, J., Henrichs, T., Kaspar, F., 2006. Estimating the impact of global change on flood and drought risks in Europe: a continental, integrated analysis. *Clim. Chang.* 75, 273–299.

Levesque.L., 1979. Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales Fer, Aluminium, Manganèse, Molybdène, Vanadium, Titane ; p 78-101 Rapport n°2. AFEE.Paris.

Li L.Y. and Li R.S., 2000. The role clay minerals and the effect of H⁺ ions on removal of heavy metal (Pb²⁺) from contaminated soils. *Can. Geotech.*, No. 37, p. 267–307.

Limani Y., 2008. Effet de l'extension urbaine sur les systèmes de production agricoles et l'écosystème prairial à Oued Boussellam-sétif. Mémoire de magister en développement durable, option: production végétale. Faculté des sciences, département d'agronomie, Université Ferhat Abbas, Sétif, Algérie, 254p.

Loska, K., Danuta, W., 2003. Application of principal component analysis for the estimation of source of heavy metal contamination in surface sediments from the Rybnik Reservoir. *Chemosphere* 51, 723–733.

Maanan M., 2003. Etude sédimentologique du remplissage de la lagune de Sidi Moussa (Côte atlantique marocaine) caractérisations granulométrique, minéralogique et géochimique. Thèse de doctorat, Université Chouaib Doukkali .Faculté Des Sciences– El Jadida (Maroc).

Maane, S., Djadda, S., Bessouh, A., Laignel, B., 2013. Estimation du transport solide en suspension à l'estuaire du bassin versant de la Soummam. Séminaire international « Eaux, Matériaux et Environnement SINEME 2013 », Sidi B el Abbas Algérie, p 29.

Martínez-Santos, M., Probst, A., García-García, J., 2015. Influence of anthropogenic inputs and a high-magnitude flood event on metal contamination pattern in surface bottom sediments from the Deba River urban catchment. *Science of the Total Environment*. 514, 10–25.

Matthiessen P., Reed J., Johnson M., 1999. Sources and Potential effects of Cooper and Zinc Concentrations in the Estuarine Waters of Essex and Suffolk, United Kingdom. *Marine Pollutin Bukketin*. Vol. : 38, pp. 908-920.

McLaughlin, M.J., Zarcinas, B.A., Stevens, D.P., Cook, N., 2000. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 1661-1700.

Meers, E., Samsonb, R., Tack, FMG., Ruttens, A., Vandegheuchte, M., Vangronsveld, J., Verloo, M.G., 2007b. Phytoavailability assessment of heavy metals in soils by single extractions and accumulation by *Phaseolus vulgaris*. *Environmental and Experimental Botany* 60, 385–396.

Mermut A.R., Jain J.C., Song L., Kerrich R., Kozak L., Jana. S., 1996. Trace element concentrations of select soils and fertilizers in Saskatchewan, Canada. *Environ. Qual.* 25, 845-853.

Meybeck, M. Demarsily, G., 1998. La seine en son bassin : Fonctionnement écologique d'un système fluvial antropisé, édition Elsevier, 749 p.

Meyer k., 1991. La pollution des sols en Suisse. Rapport thématique du programme national de recherché "Sol"; Liebefeld-Berne.

Miquel, M., 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport N°261.(2001/2002). Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques; pp 94-329.

Morel R.,1996. Les sols cultivés, *Lavoisier 2^e édition*, 389p. Mulchi, C., Adamu, C.A., Bell, P.F., Chaney, R.L., (1992) Residual heavy metal concentrations in sludge amended coastal plain soils. II: Predicting metal concentrations in tobacco from soil test information. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 23, 1053-1069.

Mouvet C., 1986. Métaux lourds et mousses aquatiques, synthèse méthodologique. Rapport du Laboratoire d'Ecologie. Agence de l'eau Rhin-Meuse et Rhone-Méditerranée Corse., Université de Metz (France).

Mseddi H., 2014, Evaluation de la contamination des sédiments des oueds Rémir et Siliana par les rejets miniers d'El Akhouat (Bassin versant de Siliana, Nord-Ouest de la Tunisie). *Geo-Eco-Trop*, **38**, 2:305-316.

Müller G. 1981. Die Schwermetallbelastung der sedimente des Neckars und seiner Nebenflusse: eine Bestandsaufnahme. *Chemiker Zeitung*, 105, 157–164.

NA 6361, ISO 9280. Les norms algériennes pour sulfate; 1999.

NA 752. Les norms algériennes pour la dureté totale; 1999.

NA 6362, ISO 9297. Les norms algériennes pour le chlorure; 1999.

Nahli.A et al ., 2016. Etude de la contamination métallique des sédiments de surface de l'Oued Hassar après installation de la station d'épuration (StEp) de Médiouna (Casablanca, Maroc), *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de la Vie*, 2016, n° 38.

NA 6345. Les normes algériennes pour détermination des matières en suspension dans l'eau.

Navarre J.L., Ronneau C. et Priest P., 1980. Deposition of heavy elements an belgian agricultural soils. *Water Air Soil Pollut.*, **14**: 207-213.

NF ISO 15799 (X31-603),2004. Qualité des sols – Lignes directrices relatives à la caractérisation écotoxicologique des sols et des matériaux du sol.

N'guessan Y., 2008. Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne, Thèse de Doctorat, Université de Toulouse, 253 p.

Newman, M.C., & Jagoe, C.H., 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. *Bioavailability: physical, chemical and biological interactions.* J. M. Heamelinck, P. F. Landrum, H. L. Bergman and W. H. Benson. Boca Raton, USA, Lewis Publishers.

Nriagu J.O., 1978. Lead in soils, sediments and terrestrial rocks; in : the biogeochemistry of lead in the environment. Nriagu ed. Elsevier/North Biomedical. Press; Amsterdam.

Olias, M., Ceron, J.C., Morale, F., Ruiz, F., 2005. Water quality of the Guadamar river after the Aznazcollar spill, Spain .*Chemosphere*, vol (62) 213-255 p.

Olivares-Rieumont, S., Rosa, D., Lima, L., Graham, D.W., Alessandro, K.D., Borroto, J., Martínez, F., Sánchez, J., 2005. Assessment of heavy metal levels in Almendares River sediments – Havana City, Cuba. *Water Res.* 39, 3945–3953

Othoniel C., 2006. La croissance du biofilm photosynthétique - un indicateur du statut trophique des rivières, Thèse de Doctorat, Université Bordeaux 1, 303p.

Paga P., 2009. Distribution des contaminants métalliques en zones côtières, soumises à des apports d'eau d'assainissement, Master 2, Université de sud Toulon Val, 63p.

Philibert J., Vignes A., Bréchet Y., Combrade P., 2002. Métallurgie du minerai au matériau. Dunod éditeur , Paris,1177 p.

Pickering W.F., 1986. Matal ion speciation – Soil and sediments. *Ore Geology Reviews.* Vol. 1, pp. 83-146.

Pitter P., 1999. Hydrochemie, *VSCHT 3^e édition*, 568 p.

Plassard F., Winiarski T., Petit-Ramel M., 2000. Retention and distribution of three heavy metals in carbonated soil : comparison between batch and unsaturated column studies. *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 42, No. 2-4, pp. 99-111.

Pueyo, M., López-Sánchez, J.F., Rauret, G., 2004. Assessment of CaCl₂, NaNO₃

and NH_4NO_3 extraction procedures for the study of Cd, Cu, Pb and Zn extractability in contaminated soils. *Analytica Chimica Acta*, 504, 217–226.

Quevauviller, P.H., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.F., Rubio, R., Ure, A., Muntau, H., 1997. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) follow a three-step sequential extraction procedure, *The Science of the Total Environment*, 205, 223-234.

Ramessur R., T., Ramjeawon T., 2002. Determination of lead, chromium and zinc in sediments from an urbanized river in Mauritius. *Environmental international* 28, 315-324.

Robbe D., 1981. Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. Rapp.Rech Min. Urbanisme logement, transport. Paris (France). 104, 83-88.

Robert M., 1996. Le sol : Interface dans l'environnement, ressource pour le développement. *Paris : Masson*. 244 p.

Robert M. et Juste C., 1999. Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol – dans *Spéciation des métaux dans le sol*. Club CRIN « Environnement ».

Rodier.J., Bernard L., Nicolet M et Collectif., 2009. L'analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduelles, eaux de mer. 9^{ème} édition Dunod, Paris, 4-817p.

Rousseaux P., 1998. Heavy metals in household refuse. Origins, chemical forms, contents. ANDRED, Angers, France, 123p. + annexes.

Rudnick, R.L., Gao, S., 2003. Composition of the continental crust. In: Holland, H.D., Turekian, K.K. (Eds.), *Treatise on Geochemistry*, vol. 3. Elsevier, Amsterdam, Netherlands, pp. 1–64.

Rudy N., 2005. Caractérisation et quantification des transferts dus aux petites rivières côtières méditerranéennes, Thèse de Doctorat, Université du sud Toulon Var, 198p.

Sahli L., El Hadeif M., El Okki F. et al., 2014. Utilisation d'indices pour l'évaluation de la qualité des sédiments : Cas Du Bassin Boumerzoug (Algérie). *European Scientific Journal*, 10, 35, 1857–7881.

Salghi.R; 2005. Différent filière de traitement des eaux. Cours, Eco.Nat.Sci.app.D'Agadir. Univ.IBN ZOHR,5-8p.

Salomons, W., Forstner, U., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments II. Evaluation of environmental impact, *Environ Technol. Lett.*, 1, 506-510.

Santos Bermejo J. C., Beltran R., Gomez Ariza J.L., 2002. Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain). *Environmental International* 29, 69-77.

Santos Bermejo, J.C., Beltrán, R., Gómez Ariza, J.L., 2003. Spatial variations

of heavy metals contamination in sediments from Odiel River (Southwest Spain). *Environ. Int.* 29, 69–77.

Sanchez, E., Colmenarejo, M.F., Vicens, J., Rubio, A., Garcia M.G., Traviesol, Borjar., 2006. Use of the water quality index and dissolved oxygen deficit as simple indicators of watersheds pollution, Spain. *Ecological indicators*, vo (17), 315-328 p.

Savornin, J., 1920. Etude géologique de la région du Hodna et du plateau Sétifien, *Bull. Serv. Carte Géol. Algérie*, 2eme série, Fasc.7 p.329-342. Alger.

Schröter, D., Cramer, W., Leemans, R., Prentice, I.C., Araújo, M.B., Arnell, N.W., Bondeau, A., Bugmann, H., Carter, T.R., Gracia, C.A., De La Vega-Leinert, A.C., Erhard, M., Ewert, F., Glendining, M., House, J.I., Kankaanpää, S., Klein, R.J.T., Lavorel, S., Lindner, M., Metzger, M.J., Meyer, J., Mitchell, T.D., Reginster, I., Rounsevell, M., Sabaté, S., Sitch, S., Smith, B., Smith, J., Smith, P., Sykes, M.T., Thonicke, K., Thuiller, W., Tuck, G., Zaehle, S., Zierl, B., 2005. Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe. *Science* 310, 1333–1337

Shaw D.M., 1964. Les métaux lourds; In CD-Rom: *Encyclopedate Universalis* 1995.

Shmidt, G., Arndt, D., 2018. Annual Global Analysis for 2018. 4th warmest for globe.

Sigg L., Stumm W., Behra P., 1992. *Chimie des milieux aquatiques. Chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement.* Edition MASSON, Paris, 391p.

Sigg L., 1992. STUMM W., BEHRA PH. *Chimie des milieux aquatiques. Masson : Paris.* 567 p.

Sigg, L., Behra, P. and Stumm, W., 2001. *Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement.* Dunod, Paris, 567 pp.

Sin, S.N., Chua, H., Lo, W., Ng, L.M., 2001. Assessment of heavy metal cations in sediments of Shing Mun River, Hong Kong. *Environ. Int.* 26, 297–301.

Singh, K.P., Malik, A., Sinha, S., Singh, V.K., Murthy, R.C., 2005. Estimation of source of heavy metal contamination in sediments of Gomti River (India) using principal component analysis. *Water Air Soil Pollut.* 166, 321–341.

Sirven J B., 2006. Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser, Thèse de Doctorat, Université Bordeaux 1, pp : 252.

Site internet. Climatologie de l'année 2014 et 2015 à Sétif - Infoclimat.htm(visité le 16/02/2016).

Solomon, S., Qin, D., Manning, M., 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Working Group I Contribution to the Fourth Assessment Report of the IPCC.* Cambridge University Press

Soulier A., 1995. Les formes solides du fer dans un sols hydromorphes, approche géochimique, micromorphologique et minéralogique. *Thèse de l'École Supérieure Agronomique de Rennes.*

Sparks D.L., 1995. Environmental soil chemistry. *New York : Academic Press.* 267 p.

Sposito G., 1989. The chemistry of soil, *New York : Oxford University Press Inc.,* 277 p.

Steelink C., 1985. Elemental Characteristics of Humique Substances, *Humic Substances in Soil, Sediment, and Water,* p.457-476.

Stevenson F.J., 1994. Humus Chemistry – Genesis, composition, Reactions. John Wiley & sons, INC., new York, 2nd edition, 496 p.

Stumm W. et Morgan J., 1996. Aquatic chemistry – Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters, *John Wiley & Sons, Inc.,* 1022 p.

Subramaniam K., Vithayaveroj V., YIacoumi S., Tsouris C., 2003. Copper uptake by silicia and iron oxide under high surface coverage conditions : surface charge and sorption equilibrium modeling. *Colloid and Interface Science.* Vol. 268, pp. 12-22.

Suresh, G., Ramasamy, V., Meenakshisundaram, V., Venkatachalapathy, R., Pon- nusamy, V., 2011. Influence of mineralogical and heavy metal composition on natural radionuclide contents in the river sediments. *Appl. Radiat. Isot.* 69, 1466–1474.

Tardy Y.,1980. Géochimie des interactions entre les eaux, les minéraux et les roches. *Tarbes : Editions Eléments.* 239 p.

Tessier A., Campbell, P.G.C., Bisson, M., 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal. Chem,* 51, 844-851.

Tessier A., Campbell P.G.C., Carignau R., 1990. Influence du pH sur la spéciation et la biodisponibilité des métaux, *T.S.M. l'eau 2,* 69-73.

Thomas R. & Meybeck M. 1992. In Chapman D. Eds. *The use of particulate material. Water Quality Assessments.* Chapman & Hall Ltd. London, 121–170.

Tipping E., Rieuwerts, J., Panb, G., Ashmorec, M.R., Loftsa, S., Hillc, M.T.R., Faragob, M.E., Thornton, I., 2003. The solid–solution partitioning of heavy metals (Cu, Zn, Cd, Pb) in upland soils of England and Wales. *Environmental Pollution,* 125, 213- 225.

Truche C., 2010. Caractérisation et quantification des minéraux argileux dans les sols expansifs par spectroscopie infrarouge aux échelles du laboratoire et du terrain, *Thèse de Doctorat, Université Toulouse 3 Paul Sabatien,* 229p.

Turekian K.K., Wedepohl K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of Earth's crust. *Bull. Geol. Soc. AM.* 72, 175-192.

Van Bladel R., Halen H., Cloos P., 1993. Calcium-zinc and calcium-cadmium exchange in suspension of various types of clays. *Clay Mineral.* Vol. 28, pp. 33-38.

Verniers, G., 1995. Aménagement écologique des berges des cours d'eau - techniques de stabilisation. Presses Universitaires de Namur, Belgique, 77p.

Vila, J.M., 1977. Carte géologique de l'Algérie 1:50,000 92, Bousselam / Ministère de l'industrie et de l'énergie, Direction des mines et de la géologie, Service de la carte géologique de l'Algérie ; SONATRACH, Division hydrocarbures, Direction exploration ; explorations et tracés géologiques effectués par J. Glaçon-- [et al.] ; Service géologique de l'Algérie.

Vinogradov., 1959. Les métaux lourds. In CD-Rom: Encyclopedae Universalis 1995.

Vogt W P., 1993. Dictionary of statistics and methodology. Kindle edition p177- 201.

Volle M., 1985. Analyse des données, (3^{ème} édition). Collection « économie et statistiques avancées ». *Economica*, 108- 129

Wang D.G., Yang M., Jia H.L., Zhou L., Li, Y.F., 2008. Levels, distributions and profiles of polychlorinated biphenyls in surface soils of Dalian, China. *Chemosphere* 73, 38–42.

Who., 2004. Guidelines for drinking-water quality, 3rd Edition – Chemical fact Sheets.

Wu J., West L.J., Stewart D.I., 2002. Effect of Humic substances on Cu(II) solubility in kaolin-sand soil. *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 94, No. 3, pp. 223-238.

Xintaras C., 1992. Impact of lead contaminated soil on public health. US Department of Health and Human Services, Agency for toxic substances and Disease Registry, Atlanta, Georgia, USA. In Analysis Paper.

Xu Y., Sun Q., Yi L., Yin X., Wang A., Li Y., Chen J., 2014. The source of natural and anthropogenic heavy metals in the sediments of the Minjiang River Estuary (SE China): Implications for historical pollution. *Science of The Total Environment.* 493(15), p 729–736.

Yazdanpanah, M., Hayati, D., Hochrainer-Stigler, S., Zamani, G. H., 2014. Understanding farmers' intention and behavior regarding water conservation in the Middle-East and North Africa: A case study in Iran, *Journal of Environmental Management* 135:63-72.

Zhang, H., Davison, B., 1995. Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution. *Environ. Sci. Technol.*, 67, 3391– 400.

Zimmerli b., Bosshard E., und Knutti R. 1989. Vorkommen und gesundheitliche
bewertung toxischer spurenelemente in der nahrung, Mitt. Gbeite Lebensm. Hyg. **80**,
490-518.

Zouaoui, L., 2003. Projet de réhabilitations de l'Oued Boussellam, Laboratoire santé et
environnement des hautes plaines Sétifiennes, Faculté de médecine, Université Ferhat
Abbas-Sétif-.Algérie.

ANNEXES

Annexe 1 : Quelques définitions

Adsorption: fixation d'un gaz, d'un solide, d'un liquide d'un organisme vivant à la surface d'un élément solide.

Amont : Du côté de la montagne. Quand on parle d'un cours d'eau, l'amont est dans le sens où on monte; c'est vers la source. Nous remontons la rivière à contre courant, nous allons en amont, vers sa source.

Anthropique : Qui se rapporte à l'homme et aux activités humaines (industrie, agriculture, rejets, etc.).

Aval : Du côté de la vallée. L'aval est le sens où on dévale, c'est donc vers son embouchure (endroit où le fleuve déverse ses eaux dans la mer). En allant vers l'aval, je suis le courant de l'eau en descendant vers la vallée.

Bassin versant: étendue géographique couvrant la zone où toutes les eaux de pluie se jettent dans un cours d'eau.

Benthique: Qui est relatif aux fonds marins ou lacustres. Qualifie les organismes d'un écosystème aquatique vivants au contact du sol ou à sa proximité immédiate.

Bioaccumulation: Capacité des organismes à absorber et concentrer des substances chimiques dans tout ou une partie de leur organisme. Elle se produit quand les organismes emmagasinent des composants chimiques plus rapidement qu'ils ne peuvent les décomposer ou les excréter.

Biomasse: Quantité de matière végétale et animale présente dans un écosystème donné.

Biosphère: Système complexe constitué de l'association à la surface de la Terre de milieux présentant des caractéristiques physico-chimiques uniques (océans, atmosphères, lithosphère) et l'ensemble des êtres vivants.

Biodiversité: diversité des organismes vivants.

Biogéochimique: relatif à la biogéochimie est la branche de la chimie étudiant les interactions chimiques entre les êtres vivants et les constituants de l'écorce terrestre.

Capacité d'échange ionique : Somme des ions échangeables (incluant H⁺). Elle détermine la faculté d'un sédiment à retenir des cations ou des anions par échange ionique et est exprimée en milliéquivalent (meg)/100g de matériaux. La capacité d'échange cationique (CEC) est de loin supérieure à la capacité d'échange anionique.

Complexe (ou composé de coordination ou complexe métallique) : Structure

(molécule ou ion) formée à partir d'un atome ou d'un ion central, et des atomes ou des molécules qui l'entourent. Le nombre de liaisons formées par l'atome central est le **nombre de coordination**. Le ligand **monodenté** se fixe à l'atome central par une position, lorsque qu'il se fixe à l'atome central par deux (ou plusieurs) positions, on parle de ligand **bidenté** (ou **polydenté**). Les complexes formés avec des ligands polydentés sont appelés des **chélates**.

Conductivité : Grandeur caractérisant l'aptitude à laisser les charges électriques se déplacer librement, à permettre le courant électrique (exprimée en Siemens/mètre)

Contaminant/polluant : un composé chimique est « classé » comme contaminant s'il est présent dans l'environnement sans provoquer d'effets toxiques pour l'écosystème, il devient un polluant dès qu'il est toxique pour le milieu où il se trouve.

Crue : augmentation importante du débit d'un cours d'eau essentiellement liée aux précipitations ou à la fonte des neiges.

Disponibilité : Libération potentielle ou maximale d'un constituant pouvant survenir dans un environnement naturel. C'est un terme qui dépend de la spéciation.

Dispersion : Déplacements des particules dans le temps et l'espace sous l'effet des différences de vitesse de l'écoulement.

Eau interstitielle : Eau qui occupe les interstices entre les grains d'un sédiment.

Ecosystème : système écologique de base comprenant un milieu naturel particulier et les organismes qui y vivent.

Effluent: Rejet d'eau industrielle, polluée ou non, dans l'environnement.

Éléments à l'état de traces: Élément chimique dont la concentration en masse dans une phase solide est inférieure ou égale à 100 mg/kg (Sposito, 1989).

Embouchure : endroit où un cours d'eau se déverse dans la mer ou dans un autre cours d'eau.

Erosion : ensemble des facteurs agissant ou voisinage de la surface terrestre et modelant son relief.

Etiage/crue : Niveau des basses/ hautes eaux /ou bien période de l'année où le débit des cours d'eau est le plus faible (sous nos climats, cette période se situe en été et en automne).

Eutrophisation: Enrichissement des eaux en substances nutritives (azote, phosphore..) qui aboutit généralement à des modifications du milieu telles que la production accrue d'algues, parfois toxiques, et d'autres plantes aquatiques. Ceci peut entraîner des nuisances pour tous les usagers de ces milieux. Cette surcharge en

nutriments peut induire de faibles concentrations ou l'absence d'oxygène dissous ; des conditions réductrices avec de fortes concentrations en sulfure d'hydrogène (H₂S) dans les eaux profondes et dans les sédiments ; des modifications dans la biodiversité. Un milieu *eutrophe/oligotrophe* est un milieu riche/pauvre en éléments nutritifs.

Granulométrie : étude des dimensions des granulats des diverses compositions (sables, aérosols...).

Hydrographique : relatif à l'hydrographie. L'hydrographie est la science décrivant les eaux continentales de surface et les eaux marines.

Hydrologique: relatif à l'hydrologie. L'hydrologie est la science qui étudie les propriétés physiques, mécaniques, chimiques des eaux continentales et marines.

Liaison chimique : En chimie, une liaison chimique est un lien entre atomes voisins. Les principaux types de liaisons chimiques sont : *liaison ionique, liaison covalente, liaison métallique, liaison hydrogène, liaison de van der Waals*.

Une *liaison ionique* est une liaison causée par le transfert d'un ou de plusieurs électrons de valence (de la couche électronique externe) entre un atome (donneur) et un autre atome (receveur). La liaison ionique peut se décrire simplement par l'interaction électrostatique (attraction coulombienne de charges électriques opposées) entre des ions.

Une *liaison covalente* est une liaison chimique dans laquelle chacun des atomes liés met en commun un ou plusieurs électrons de ses couches externes. C'est ce qui produit l'attraction mutuelle entre atomes. La liaison covalente implique, généralement, le partage équitable d'une seule paire d'électrons, chaque atome fournissant un électron ; la paire d'électrons étant délocalisée entre les deux atomes. La liaison covalente donne naissance aux espèces moléculaires.

La liaison covalente, la liaison ionique et la liaison métallique sont des liaisons de fortes énergies (énergie comprise entre 10² et 10³ kJ/mol), contrairement aux liaisons hydrogène ou de van der Waals qui sont plutôt de faibles énergies (énergie comprise entre 1 et 50 kJ/mol).

On parle de *liaison hydrogène* quand la charge partielle positive d'un atome peut attirer la charge partielle négative d'un autre atome dans une autre molécule. Cette liaison est bien plus faible que les précédentes, mais néanmoins réelle. Cette liaison porte le nom de liaison hydrogène car la charge partielle positive est portée par un atome d'hydrogène. C'est le cas quand l'hydrogène est lié à un atome d'oxygène, d'azote, ou de chlore ou à d'autres atomes électronégatifs. Une *liaison de van der*

Waals est une liaison de faible intensité provenant de forces d'attraction dipôle-dipôle entre 2 entités moléculaires (ou entre groupes d'une même entité moléculaire), faibles, et décroît très vite avec la distance. La liaison de Van der Waals est à l'origine de la cohésion dans les cristaux moléculaires et du comportement réel d'un gaz parfait.

Limons : Terme désignant une fraction granulométrique dont les dimensions sont intermédiaires entre les sables et les argiles (diamètres compris entre 2 et 50 µm).

Lixiviation : Mise en solution d'une substance ou d'un élément causée par l'infiltration et la percolation d'un fluide dans un milieu solide (déchet, résidu, sol, etc.). Le lixiviat est la solution issue de ce processus.

Métal/élément métallique : Élément chimique conducteur. Les métaux forment 80% des éléments de la classification périodique. La plupart des éléments de la classification périodique de Mendeleïev sont des métaux (voire des métalloïdes) sauf les gaz rares et H, B, C, N, O, F, P, S, Cl, Br, I et At. Les métalloïdes sont les éléments Si, Ge, As, Se, Sb et Te tandis que les métaux regroupent les éléments du « bloc s » (groupe Ia et IIa, métaux alcalins (cations monovalents) et métaux alcalino-terreux (cations divalents)), ceux du « bloc p » (groupes IIIb à IVb) et les métaux de transition.

H																	He	
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne	
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar	
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr	
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe	
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn	
Fr	Ra	Ac																
			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu		
			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr		

Non métaux
Métalloïdes
Métaux: alcalins, alcalino-terreux, métaux de transition, autres métaux, lanthanides, actinides

Figure A: Tableau périodique : les métaux et les non-métaux (Atkins 2001)

On parle généralement de « **métaux lourds** » pour les éléments métalliques naturels,

caractérisée par une densité supérieure à 5. Quarante et un métaux correspondent à cette définition générale auxquels il faut ajouter cinq métalloïdes (Chiffolleau et al, 2001). A l'inverse, les « **métaux légers** » sont les éléments métalliques de densité inférieure à 4, ce sont principalement Al, Ba, Be, Ca, Cs, Li, Mg, Rb, Sc, Na, Sr, K (Sigg *et al.* 2001).

Les **métalloïdes** sont des éléments chimiques semi-métalliques, c'est-à-dire dont les propriétés physiques et chimiques sont intermédiaires entre celles d'un métal et d'un non-métal. La principale différenciation entre métalloïde et métal est que les métalloïdes sont des semi-conducteurs alors que les métaux sont conducteurs. Quelques exemples de métalloïdes : l'arsenic (As), l'antimoine (Sb), le tellure (Te), le sélénium (Se) et le polonium (Po).

Réaction d'oxydoréduction et potentiel redox : Une réaction d'oxydoréduction (on utilise parfois l'abréviation *redox*) est une transformation de la matière à l'échelle atomique par déplacement d'électrons. C'est une réaction chimique s'accompagnant d'un courant électrique. Dans une oxydoréduction, l'élément qui perd un ou des électron(s) est appelé **réducteur**, et l'élément qui gagne des électron(s) est appelé **oxydant**. Le réducteur s'oxyde (réaction d'**oxydation**), l'oxydant se réduit (réaction de **réduction**). Pour Antoine Lavoisier, les réactions d'oxydation ou de réduction mettent nécessairement en jeu l'oxygène. C'est pourquoi dans certains cas, l'oxygène est considéré pour tenir compte de ces réactions. Ainsi une oxydation est vue comme un gain d'oxygène, une réduction comme une perte d'oxygène.

Le **potentiel d'oxydoréduction**, ou potentiel redox, est le paramètre caractérisant les couples d'oxydoréduction pour prévoir la réactivité des espèces chimiques entre elles. Il exprime l'activité des électrons libres. E_h correspond à la différence de potentiel entre une électrode de platine et une électrode standard à hydrogène ; c'est une grandeur empirique exprimée en millivolt.

Rétention : Capacité d'un milieu à retenir une molécule et à empêcher son transport à l'intérieur de la matrice solide ou vers l'extérieur (Blanchard, 2000).

Ruissellement : Partie des précipitations atmosphériques (pluie, neige) qui s'écoule à la surface du sol et des versants.

Saumâtres : Toutes les eaux autres que l'eau douce et l'eau de mer, en général, eau légèrement salée.

Sédiments : Ensemble constitué par la réunion de particules plus ou moins grosses de fragments de roches ou de restes organiques produits par l'érosion, qui sont entraînés

vers les hydrosystèmes et déposés au fond de l'eau. Ce sont des compartiments hétérogènes dont les capacités pour fixer et libérer dans l'eau des polluants varient en fonction des caractéristiques hydrodynamiques, physiques et chimiques du milieu. Il existe plusieurs sortes de sédiments : les *sédiments lithogènes*, c'est-à-dire transportés et dispersés dans l'océan comme particules détritiques ; les *sédiments biogènes*, c'est-à-dire produits par les organismes ou formés par accumulation de fragments de squelettes ; les *sédiments hydrogènes*, c'est-à-dire formés quand les particules entrent en contact avec la solution et les *sédiments terrigènes* qui correspondent aux sables, argiles, silt....(Schulz and Zabel, 2000). Dans notre étude, ce sont surtout ces derniers qui nous concernent. Un *sédiment lacustre* est un sédiment reposant sur le fond d'un lac.

La **sédimentation** est l'ensemble des processus par lesquels les particules physiques (organiques ou minérales) en suspension et en transit cessent de se déplacer et se déposent, devenant ainsi des sédiments.

Solubilité dans l'eau : Concentration d'une substance se dissolvant dans l'eau lorsque l'eau et la substance sont en équilibre. Cette propriété indique la tendance à la mobilisation de la substance.

Sorption : Terme général qui est utilisé pour désigner tout processus à l'interface conduisant à un changement de phase (solide-liquide) du soluté ou à la transformation d'une surface de par la présence du soluté ou de son environnement (Sigg et al., 2001). D'une manière générale, la sorption peut être définie comme la réaction faisant intervenir un ion en solution avec un groupe fonctionnel à la surface d'un solide (Audry, 2003). Les phénomènes de sorption-désorption sont essentiels car ils englobent tous les mécanismes d'interaction solide-liquide. Dans le domaine de l'hydrogéologie, le terme sorption est souvent employé comme synonyme de celui d'adsorption. Afin de considérer et de distinguer les différents processus physico-chimiques, le terme général de sorption sera employé ici pour désigner tous les processus à la surface (adsorption, absorption, échange ionique, précipitation de surface, coprécipitation). L'adsorption sera considérée comme un de ces processus de sorption.

Spéciation : Distinction entre les différentes formes chimiques possibles (espèces) d'un élément. La spéciation est à la base de la compréhension du devenir des métaux dans les milieux aquatiques (Sigg et al., 2001). C'est la distribution des espèces chimiques d'un élément donné dans un système (Audry, 2003). La spéciation d'un

élément dépend de sa concentration et de la chimie de la solution (pH, Eh, complexants, minéraux, etc.). La toxicité d'un polluant vis-à-vis des organismes vivants peut fortement dépendre de sa spéciation.

Surface spécifique : Surface réactive du minéral accessible aux solutés pour s'adsorber. Elle est exprimée par unité de masse du solide ($\text{cm}^2 \cdot \text{g}^{-1}$).

Turbidité : trouble lié à la présence de particules fines en suspension dans l'eau.

Annexe 2

Tableau A : Grille de la qualité générale des eaux de surface (BONTOU, 1993)

Classe Paramètre	1A	1B	2	3	4
	Excellente	Bonne	Passable	Médiocre	Hors classe
T(c°)	<20	20-22	22-25	25-30	>30
pH	>6,5-<8,5	6,5-8,5	6-9	5,5-9,5	<5,5->9,5
OD (mg/l)	<7	5-7	3-5	<3	<3
MES (mg/l)	<30	<30	<30	30-70	>70
CE (µS/cm)	<400	400-750	750-1500	1500-3000	>3000

Tableau B : Tableau comparatif des taux d'érosion pour quelques exemples de petites bassins versants (surface ~1000 km²) situés dans différentes localités du Globe (LAIGNEL, B., 2006).

Etudes	location	Bilan annuel Transport Solide t/an	Superficie du bassin en Km ²	Taux d'érosion spécifique (t/Km ² /an)
<i>BINDA et al., 1989., W.S.C, 1995</i>	Annapolis, Canada	0,4.10 ³	54	7,5
<i>GUYOT, 1993</i>	Bermejo, Bolivia	390. 10 ³	480	814
<i>GUYOT, 1993</i>	Elvira, Bolivia	26,6. 10 ³	64	416
<i>GUYOT, 1993</i>	Espejos, Bolivia	381,6. 10 ³	203	1880
<i>DEDP (1996.1997)</i>	Huai Mea Ya, Thailand	8,4. 10 ³	84,8	99,5
<i>DEDP (1996.1997)</i>	Khlong Mala, Thailand	3,4. 10 ³	188	186

<i>DEDP</i> (1996.1997)	Khlong sok, Thailand	107. 10^3	892	120
<i>DEDP</i> (1996.1997)	Nam Mae Pai, Thailand	30,8. 10^3	396	83,5
MEYBECK et al., 1999	Mélarchez, Turbutary of the Grand Mori	0,8. 10^3	7	120
NASSEL et al., 1996	Orne (France)	63. 10^3	268	23
CHIRIFI et al.,	Al Abid (Maroc)	200. 10^3	2635	75
LAIGNEL, 2006	Andelle, western Paris Basin (France)	14. 10^3	710	21
LAIGNEL, 2006	Austreberthe, western Paris Basin (France)	3,3. 10^3	208	16

Tableau C : Les fiches techniques de quelque unité qui polluee l'oued Boussellam.

Unité	Activité	Capacité production	Matières premières	Produits chimiques utilisés	Consommation en eau (m ³ /j)	Rejets liquides (m ³ /j)
Revêtement de sol	Tubes d'irrigation	200 T/j	PEBD, plastifiant, stabilisants et lubrifiants	Plastifiant à base de Dop, stabilisant à base de Ba, Cd, Zn et Pb, lubrifiant à base d'acide stéarique	17 m ³ /j pour besoin domestiques. 5 m ³ /j appoint pour circuit de refroidissement	8m ³ /j rejet domestiques.5 m ³ /j rejets du circuit de refroidissement
E.N.P.E.C	des piles et accumulateurs	70.000 piles/j, 1.400 accu /j	Plomb, bioxyde de manganèse, acide sulfurique, zinc	amidon de mais, Antimoine, étain, farine	48 m ³ /j pour besoins domestiques, 308m ³ /j appoints pour circuit de refroidissement et 144 m ³ /j besoins industriels	200 m ³ /j contaminées par les acides et les métaux lourds
ERIAD complexe Lahmar Cherif Sétif	semoule et dérivés (pates et couscous).	300 T/J de blé dur.	Blé dure, blé tendre.	huile de maintenance et pesticides	300 m ³ /j besoins industries. 15 m ³ /j besoins pour le refroidissement	300 m ³ /j besoins industriels. 30 m ³ /j besoins domestiques.
O.RE.LAIT Mezloug	lait et du yaourt	160.000 L/J et 250.00 pots de yaourts par jour	Poudre de lait, Matières grasses	Lait lactosérum	100 m ³ /j pour besoins domestiques. 400 m ³ /j pour refroidissement et nettoyage. 1000 m ³ /j pour les besoins industriels	80 m ³ /j rejet domestique 400 m ³ /j rejet de refroidissement et nettoyage

**Tableau D: Teneurs naturelles en métaux traces dans les sédiments, exprimées
en (mg/kg)**

Cd	Co	Cr	Cu	Fe*	Hg	Mn	Ni	Pb	Ti*	V	Zn	Références
0,3	-	90	45	47200	0,4	850	68	20	4600	130	95	Sédiments vaseux Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et
0,02	-	35	15	-	0,03	390	2	7	-	20	16	Sédiments sableux Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et
0,035	-	11	4	-	0,04	1100	20	9	-	20	20	Sédiments carbonatés Turekian et Wedepohl, 1961 in Förstner et
-	-	100	100	48000	-	1050	90	150	5600	170	350	Suspensions d'estuaires non pollués Martin et Meyberck,
0,73	13,7	84	47,7	37400	0,81	495	32,5	74,8	-	95	279	sédiments estuariens (IAEA-405) Coquery et al., 2000

- *Fe et *Ti : (g/kg)

Les tableaux ci- dessous montrent les valeurs des teneurs en ETM par saison et les indices calculés (FC, Igeo, FE, et PLI) :

Tableau 1: Teneurs des métaux lourds par saison

Saison/élément	Cu(mg/kg)	Fe(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Pb(mg/kg)
Printemps	47,2± 25,32	75,33±31,84	78±4	2±0,76
Eté	34,13±2,05	83,6±12,97	47,46±6,32	0,73±0,34
Automne	37,5±4,88	285±1,15	88,7±17,22	3±0 ,85
Hiver	28,8±4,99	168,13±107,42	72,93±5,67	1,13±0,61

Tableau 2: Valeurs des facteurs de contamination par saison

Saison/FC	Cu	Fe	Zn	Pb
Printemps	1,675	0,002	0,79	0,09
Eté	1,204	0,002	0,485	0,033
Automne	1,33	0,007	0,908	0,138
Hiver	1,022	0,004	0,747	0,052
moyenne	1,30	0,004	0,73	0,078
Ecart type	0,27	0,0027	0,17	0,046
PLI	1,258	0,0037	0,725	0,068

Tableau 3: Valeurs des facteurs d'enrichissement par saison

Saison/FE	Cu	Fe	Zn	Pb
Printemps	887,73	1	426,34	46,069
Eté	528,89	1	208,87	15,57
Automne	166,52	1	113,97	17,54
Hiver	284,84	1	198,62	16,06
moyenne	467	1	236,95	23,81
Ecart type	318,49	0	133,22	14,86

Tableau 4: Valeurs des Indices "Geoaccumulation" par saison

Saison/Igeo	Cu	Fe	Zn	Pb
Printemps	9,010	2,56	2,205	7,38
Eté	8,66	2,78	0,66	6,65
Automne	8,79	4,56	2,74	7,54
Hiver	8,407	2,74	1,248	7,28
moyenne	8,71	3,16	1,71	7,21
Ecart type	0,25	0,94	0,93	0,38

Annexe 3

Conversion de (mg/l) en (mg/kg):

Métal (mg/kg) = Conc(mg/l)*V d'échantillon(l)/ masse d'échantillon (kg)

Avec Volume d'échantillon V = 10ml et sa masse m= 0,5g.

Tableau : valeurs des échantillons des teneurs des métaux en mg/l

Echantillon	Cu(mg/l)	Fe(mg/l)	Zn(mg/l)	Pb(mg/l)
E₁	0,78	2,73	2,05	0,072
E₂	0,85	1,15	1,95	0,041
E₃	1,91	1,77	1,85	0,037
E₄	0,91	1,73	1,05	0,028
E₅	0,81	2,18	1,15	0,012
E₆	0,84	2,36	1,36	0,015
E₇	0,87	7,15	2,85	0,045
E₈	1,12	7,15	1,94	0,093
E₉	0,89	7,1	1,95	0,087
E₁₀	0,87	7,1	2,13	0,075
E₁₁	0,82	2,80	1,67	0,025
E₁₂	0,76	2,51	1,95	0,045
E₁₃	0,58	7,3	1,85	0,015

- **Spectrophotomètre de flamme (pye unicam)**
- **Gaz acétylène : solution étalon de chaque élément :**
 Cu : longueur d'onde = 324,8nm
 Fe : longueur d'onde = 248,3nm
 Zn : longueur d'onde = 213,9nm
 Pb : longueur d'onde = 217nm.

Les valeurs de référence :

1) L'indice géoaccumulation (Igeo) :

Les valeurs de Bn en (µg/l)

Cu	Pb	Zn	Fe
1,4	7,2	+3,1 (la dureté < 24) +7,8 (la dureté >24)	200

Avec: $\log_2 = (\ln(x)) / (\ln 2)$

2) Facteur d'enrichissement :

Valeurs de référence

Cu (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)
28,17	35630	97,52	21,63