

Dédicace :

Je dédie ce modeste travail à...

A la mémoire de mon très cher papa HANNACHI MOULOUD.

Je ne saurais exprimer mon grand chagrin en ton absence. J'aurais aimé que tu sois à mes côtés ce jour.

A ma très chère maman

Aucune dédicace ne saurait exprimer mon grand respect, et ma reconnaissance pour les sacrifices que tu as consentis pour mon éducation. J'implore dieu le tout puissant de t'accorder bonne santé et longue vie.

A ma grand-mère

Tes prières m'ont toujours accompagné ainsi que ton encouragement que dieu te prête longue vie.

A mes frères et ma sœur

Amir, Chouaib et Wissem, votre soutien et votre amour fraternel m'ont donné force et encouragement.

A mes chers Enseignants...

A tous mes chers amis

Hannene S, Chaima T, Khawla H, Yassmine B, Imen N, Loubna H, Houda B,

Abderrahmene Z, Smail A, Mouhamed G, Oussama L...

A toutes personnes qui a contribué à la réalisation de ce travail de près ou de loin...

MANEL H.

Remerciement

Je tiens à remercier vivement :

*Ma promotrice Melle.SAHLI pour avoir voulu m'encadrer ainsi
pour ces précieux conseils.*

*A tous les enseignants du département d'Ecologie et Biologie
Végétal pour le savoir qui nous ont transmis.*

*Mes sincères remerciements vont également à
Mme.MEHENNAOUI FZ, qui m'a honorée de présider le jury de ce
mémoire. Quelle trouve ici l'expression de ma reconnaissance !*

*Mes vifs remerciements s'adressent également à Mr.Bazri Kamel,
pour avoir accepté d'examiner mon travail, ainsi pour ses précieux
conseils, sa modestie et son soutien.*

Je salue par cette occasion l'ensemble de notre promotion 2013 – 2014.

*Enfin, je remercie toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont
apporté leur contribution à ce travail. Je leur exprime ici toute ma
reconnaissance et ma gratitude.*

Abstract:

In order to assess the sediment quality of Boumerzoug wadi with respect to a possible metal contamination, we carried out for the compartment sediment a set of physicochemical approaches: parameter physicochemical and proportioning of an element trace metal (lead). This study related to 11 intake points for the compartment sediments selected into cubes places strategic and sampled twice for the period of high waters and low waters. The evaluated metal contamination is rather abundant in the sediments, marked mainly by the contents of Pb higher than the contents considered natural and this is due to the industrial and urban component of constituent waste a danger to the close watery ecosystems.

Key words:

Contamination, Boumerzoug basin, lead, sediments.

Liste des abréviations :

CT : Carbonates

C : Carbone

CE : Conductivité électrique

ETM : Eléments traces métalliques

Pb : Plomb

PF : Perte au feu

Liste des tableaux :

Tableau 1 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement

Tableau 2: Concentrations moyennes des ETM dans les végétaux aquatiques ($\mu\text{g/g}$ poids sec)

Tableau 3 : Concentrations moyennes dans des poissons des eaux intérieures ($\mu\text{g/g}$ poids frais)

Tableau 4 : Mesures physico-chimiques des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Tableau 5 : Classes de qualité des sédiments selon les critères du Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eau (SEQ-Eau).

Liste des figures :

Figure 1 : Zone d'étude et localisation des stations.

Figure 2: Variation spatio-temporelle du pH des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure 3: Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure 4: Variation spatio-temporelle du calcaire total des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure 5: Variation spatio-temporelle de la matière organique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure 6: Variation spatio-temporelle de l'azote des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure 7: Variation spatio-temporelle des teneurs en Pb des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Figure8: Représentation cartographique de la contamination des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug par le plomb.

Remerciements

Dédicace

SOMMAIRE

Liste des abréviations

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction

Chapitre 1 : Synthèse bibliographique

1.1. Généralités sur le Pb.

1.1.1. Identité et propriétés physico-chimiques.

1.1.2. Origine du Pb en milieu aquatique.

1.2.1. Origine naturelle.

1.2.2. Origine anthropique.

1.2. Comportement du Pb dans les écosystèmes aquatiques.

1.2.1. Comportement dans l'eau.

1.2.2. Comportement dans les sédiments.

1.2.3. Comportement vis-à-vis des plantes aquatiques.

1.2.4. Comportement vis-à-vis de la faune aquatique.

Chapitre 2: Matériel et méthodes.

2.1. Présentation de la zone d'étude.

2.2. Choix et localisation des sites de prélèvement.

2.3. Objectif et nature des prélèvements.

2.4. Prélèvement et analyse des sédiments.

- 2.4.1. Mode de prélèvement des sédiments.
- 2.4.2. Préparation des échantillons de sédiments.
- 2.5. Analyse physico-chimiques des sédiments.
 - 2.5.1. Le pH.
 - 2.5.2. La conductivité électrique (CE).
 - 2.5.3. Le calcaire total (CT).
 - 2.5.4. La perte au feu (PF).
 - 2.5.5. L'azote total (N) : méthode Kjeldahl.
 - 2.5.6. Extraction et dosage du Pb.
- 2.6. Traitement des résultats.

Chapitre 3: Résultats et Discussion

- 3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments.
 - 3.1.1. Le pH.
 - 3.1.2. La conductivité électrique (CE).
 - 3.1.3. Le calcaire total (CT).
 - 3.1.4. La perte au feu (PF).
 - 3.1.5. L'azote total (N).
- 3.2. Les teneurs en plomb (Pb).

Conclusion

Perspectives

Références bibliographiques

INTRODUCTION :

La pollution des écosystèmes aquatiques est actuellement l'un des plus grands problèmes, auxquels s'attachent de nombreux pays dans le monde afin de le résoudre, c'est un vrai défi !? En effet, l'eau est la ressource naturelle, à la fois la plus indispensable à toute forme de vie et la plus menacée vu la prolifération des activités humaines le long des cours d'eau.

Les éléments traces métalliques sont des constituants naturels de la croûte terrestre, qui peuvent se concentrer dans le milieu aquatique par plusieurs phénomènes tels que l'érosion et le volcanisme. En effet, Certains écosystèmes sont riches naturellement en éléments traces métalliques. Cependant, d'autres peuvent être affectés suite à l'action anthropique par contamination diffuse ou ponctuelle.

Des quantités importantes en éléments traces métalliques transportés par les eaux de ruissellement peuvent provoquer une contamination des milieux aquatiques. Dans ces milieux, l'eau, les sédiments et les organismes vivants sont des compartiments en perpétuelle relation. En effet, il existe des échanges très importants entre les différentes phases (aqueuse, solide et biotique) du milieu aquatique. Les échanges jouent un rôle important dans la distribution de ces éléments entre ces 3 compartiments.

Le présent travail va porter sur un bassin très important dans le constantinois, il s'agit du bassin Boumerzoug. Plusieurs études relatives à l'évaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques des eaux, des sédiments et des sols des bordures ont été menées sur les cours d'eau de ce bassin notamment en zone urbaine (Sahli, 2002 ; Kerboua, 2003 ; Afri-Mehennaoui et al. 2004 ; Afri-Mehennaoui, 2006 ; Ouahrani et Ghribi , 2007 ; Afri-Mehennaoui et al. 2009 ; Sahli et al. 2011 ; Sahli, 2012 ; Sahli et al. 2012).

Dans le cadre de cette étude nous nous sommes fixés comme objectifs de :

- ✓ Caractériser la matrice sédimentaire par la détermination du pH, de la conductivité électrique, du calcaire total, de la perte au feu et de l'azote,
- ✓ Evaluer le niveau de contamination des sédiments par le plomb,
- ✓ Cartographier la pollution des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug par le plomb.

Le document est articulé en trois chapitres : le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique sur la pollution des écosystèmes aquatiques par les éléments traces métalliques notamment par le plomb. Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude, le matériel utilisé et les méthodes d'analyses appliquées pour la

caractérisation de la phase sédimentaire et la quantification du plomb. Le troisième est consacré à la présentation et la discussion des résultats obtenus. Une conclusion clôturera ce travail.

Chapitre 1 :

Synthèse bibliographique

1. Généralités sur le Pb :

1.1. Identité et propriétés physico-chimiques :

De nombre atomique 82 et de masse atomique 207.2, le plomb se classe dans le groupe IVb avec le carbone, le silicium, le germanium et l'étain. Sa valence est de (+2) et (+4). Le plomb est un élément ubiquitaire, qui représente 0.002 % de la croûte terrestre (Derrache, 1986). Il est extrait de trois minerais : la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃), et l'anglésite (PbSO₄), (McCulley et al. 1991). Il se présente sous forme de composés organiques (plomb tétraméthyle et plomb tétraéthyle) et inorganiques (sels de plomb). Le plomb est un métal gris bleuté, brillant qui se ternit à l'air (Christensen et Kristiansen, 1994). Il est mou malléable et flexible. Il est relativement sensible à la fatigue mécanique. Le gaz carbonique accroît sa résistance, l'oxygène la diminue. Le plomb est pratiquement sensible à la fatigue thermique. Il a une faible conductivité électrique. Il s'oxyde dès la température ordinaire et il n'est pas attaqué par l'eau en absence d'air. En solution, le plomb forme des ions complexes avec les anions organiques (PbOH⁺, PbNO⁺³,...). Tous les acides faibles, y compris les acides organiques peuvent dissoudre le plomb en présence de l'air. Il donne des alliages avec de nombreux métaux, en particulier avec l'étain, le calcium, l'antimoine, le fer, le cuivre et l'argent.

1.2. Origine du Pb en milieu aquatique :

1.2.1. Origine naturelle :

Les milieux aquatiques contiennent naturellement du plomb qui proviennent directement de l'altération chimique et l'érosion mécanique des roches mères et des matériaux géologiques dont les produits dissous, colloïdaux et particulaires atteignent les eaux de surfaces par ruissellement, érosion ou apports souterrains (Sillanpää, 1972 ; Meybeck, 1998 ; Thévenot et al. 1998).

Cependant, le plomb en surface ne vient pas totalement de la roche mère, puisqu'il peut y avoir cumul entre ce qui vient du sous-sol et ce qui est apporté par l'air, qui peut provenir de très loin (plomb dans les glaces des pôles), (Senat, 2009).

En règle générale, les ETM notamment le plomb sont fixés dans les roches sous deux formes. Il y a d'une part, les oxydes et silicates, peu altérables en climat tempéré. Les oxydes sont libérés de la roche par érosion et transportés tels quels dans les sols et les sédiments. Il y a d'autres part, les sulfures et carbonates, très altérables, qui seront attaqués chimiquement. Les éléments métalliques peuvent changer de support. Une partie soluble sera évacuée avec l'eau,

vers les sols, les sédiments ou la nappe phréatique. Une partie sera piégée dans les argiles et sédiments de ruisseau.

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcanique véhiculées par le vent sont reconnues d'une importance mineure. D'autres processus naturels, comme la dégradation et l'érosion du sol et les feux de forêt, contribuent de façon significative à la libération du plomb mais généralement, ces processus ne conduisent que rarement à des concentrations élevées de plomb dans l'environnement.

1.2.2. Origine anthropique :

L'activité humaine, principale source de plomb en milieu aquatique, a surtout changé la répartition de cet élément, sa forme chimique (spéciation) et ses concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égouts, voitures...). Si une partie du plomb part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres écosystèmes. En général, trois sources principales pouvant conduire à une contamination de l'environnement par le plomb dont la provenance est anthropique :

- L'industrie et les émissions atmosphériques.
- Le lessivage des zones d'épandage et de stockage de déchets industriels et domestiques.
- Extraction des minerais, la métallurgie et la cimenterie.

Les émissions du plomb sont généralement anthropiques qui proviennent d'abord des industries, aux émissions du Pb inorganique dans l'atmosphère suite à la combustion du plomb tétraéthyle utilisé comme additif dans les carburants et aux émissions provenant des industries chimiques, des activités minières, des huiles de vidange, d'imprimeries, etc.

Tableau 1 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement.

(<http://www.fao.org/docrep/005/v3640f/V3640F05.htm>)

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb , Zn, Mn, Ni,
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb , Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb , Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb , Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb , Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn
Engrais	Cd, Hg, Pb , Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb , Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb , Cd

2. Comportement du Pb dans les écosystèmes aquatiques :

2.1. Comportement dans l'eau :

Le plomb est présent dans l'environnement sous des formes chimiques différentes. En effet, dans les eaux naturelles, il se trouve à de faibles concentrations aussi bien dans la phase dissoute que dans la phase particulaire. La phase dissoute renferme le plomb sous forme d'ions hydratés, de complexes inorganiques ou organiques. Ainsi, dans cette phase, le plomb peut être associé à la fraction colloïdale. Dans la phase particulaire, le plomb est lié aux particules depuis l'adsorption jusqu'à la liaison au sein même de la matrice minérale. Les proportions des différentes formes d'un minéral dans un biotope donné dépendent des caractéristiques physico-chimiques de ce biotope (température, dureté, matière organique, cation, anion...), (Le Goff et Bonnomet, 2004).

Le plomb est un élément rare dans l'environnement, l'atmosphère est son principal vecteur vers les écosystèmes aquatiques (Nakhlé, 2003). Les eaux de surface forment un réservoir d'accumulation privilégié pour les composés de plomb organique. Etant donné que le plomb tetraméthyle et le plomb tetraéthyle ne sont pratiquement pas solubles dans l'eau, ils se déposent et s'accumulent dans les sédiments ou sont adsorbés sur des particules en suspension (<http://www.ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/envfr/vol365.htm>).

2.2. Comportement dans les sédiments :

Ankley et al. (1996) admettent que les éléments métalliques dissous dans l'eau interstitielle sont beaucoup plus disponibles que ceux adsorbés sur la phase solide. Par ailleurs, les ETM piégés dans le compartiment sédimentaire ne peuvent pas être considérés comme irréversiblement indisponibles dans la phase aqueuse. En effet, les ETM peuvent être remobilisés par une perturbation physique des couches sédimentaires telle que les l'érosion, opération de dragage... Ensuite, ils peuvent également être désorbés suite à une modification des paramètres physico-chimiques telle que la salinité, dureté, pH,... Enfin, l'effort et l'activité de la micro faune peuvent avoir une influence sur la biodisponibilité des ETM une fois ces derniers sont assimilés. Cependant, les ETM ainsi résorbés redeviennent par la suite biodisponibles via la phase aqueuse où l'équilibre entre les deux phases aqueuse et solide est rarement atteint vis-à-vis des teneurs en ces éléments métalliques.

Le plomb et ses dérivés s'accumulent dans les sédiments des rivières et des lacs à partir des eaux de drainage et par les retombées atmosphériques. Le comportement du plomb dans les sédiments est lui aussi sous la dépendance des propriétés physico-chimiques de ce compartiment. Ainsi, le plomb présente une grande affinité pour les substances humiques et argileuses. Il se lie principalement aux argiles, à l'oxyde de manganèse, aux hydroxydes de fer, à l'aluminium et à la matière organique (Kabata-Pendias, 1986). Le pH, en particulier, joue un rôle important dans la biodisponibilité du plomb.

A pH élevé, le plomb précipite sous forme d'hydroxyde, de phosphates ou de carbonates (Mengel et Kirkby, 1978). Le pH faible par contre augmente le degré de désorption du plomb. Cependant, le plomb étant très immobile plus que le cadmium par exemple il demeure dans les horizons supérieurs et n'est pas absorbé dans les mêmes proportions par les plantes. Ainsi, les sédiments constituent un milieu d'accumulation important pour le plomb également.

2.3. Comportement vis-à-vis des plantes aquatiques :

La biodisponibilité des ETM pour les plantes aquatiques et terrestre est déterminée par la solubilisation, l'adsorption et les réactions de précipitations se déroulant dans les sédiments, ainsi que par leur concentration dans le milieu (Rico et Alvanez, 1997).

La biodisponibilité des ETM permet leur passage à l'intérieur des cellules, on parle alors de bioaccumulation. Elle suit des lois complexes dans lesquelles la forme chimique de l'élément joue un rôle prépondérant. En effet, la plante absorbe ces éléments sous forme ionique,

complexes ou de chélates. La bioaccumulation métallique est le processus d'assimilation et de concentration des ETM dans l'organisme. Pour les plantes aquatiques, la bioaccumulation peut survenir suite à l'exposition aux sédiments ou à l'eau. D'après Kabata-Pendias et Pendias (1986), les bioaccumulations calculées pour différentes plantes sont les suivants :

Cd, B, Br, Cs, Rb >>Zn, Cu, **Pb**>>Mn, Ni, Li>>Fe.

La plante peut aussi absorber les ETM par la partie aérienne (feuille) et puis les transporter vers d'autres organes végétaux y compris les racines ou l'excès de ces éléments peut être stocké. Ainsi, l'adsorption du cadmium par les végétaux peut se faire par voie transfoliaire, mais c'est surtout par voie racinaire qu'elle a lieu, quoique cet élément soit considéré inutile pour les plantes. Les mécanismes en sont passifs mais aussi actifs puisque la fixation augmente en présence d'engrais azotés (Van Hook et al, 1976).

L'absorption du plomb se fait à partir des sédiments d'une manière passive par les racines où il s'accumule. La plante peut aussi absorber le plomb dissous par les feuilles et les tiges. Le plomb existe donc naturellement dans les plantes, mais il n'est pourtant pas démontré qu'il joue un rôle essentiel dans leur métabolisme (Broyer et al.1992).

La disponibilité du plomb, ainsi que son absorption par les plantes dépendent des caractéristiques physico-chimiques du milieu à savoir : la forme chimique de l'élément, le pH, la présence des ions Ca et Mg et les matières en suspension.

Le pH et le potentiel d'oxydoréduction sont les variables les plus importantes qui déterminent l'accumulation du plomb dans les plantes (Swaine, 1986). Ainsi, l'augmentation du pH et de la teneur en matière organique permettent de réduire l'absorption du plomb chez les plantes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992) ; Cependant, la décomposition ultérieure des matières organiques peut de nouveau libérer le plomb.

Tableau 2: Concentrations moyennes des ETM dans les végétaux aquatiques ($\mu\text{g/g}$ poids sec)

Emplacement	Hg	Cd	Pb	Cu	Zn	Mn	Fe	Références
Eaux intérieures Basse-Volta, Ghana (Ceratophyllum)	0,37	0,99	17,4	12,2	45,4	3332	2579	Biney, 1991

Eaux côtières Accra, Ghana (Ulvafasciatus)	<0,10	<0,2	8,3	6,9	24,8		163	Environ, Management Associates, 1989
--	-------	------	-----	-----	------	--	-----	---

2.4. Comportement vis-à-vis de la faune aquatique :

Comme pour les plantes, la faune des milieux aquatiques est exposée elle aussi à un phénomène de bioaccumulation métallique. Ce dernier peut être considéré comme un processus physiologique normal (Martoja et Martoja, 1984 in Sahli, 2002), non associé systématiquement à la notion d'écotoxicité.

En effet, la bioaccumulation des ETM dans la faune aquatique est la résultante de phénomène de bioconcentration et de biomagnification. La bioconcentration d'une substance par un organisme peut se définir comme la prise directe de cette substance dans le milieu environnant par des voies autre que l'ingestion et l'assimilation alors que la biomagnification fait intervenir la notion de chaîne trophique. Il s'agit de la prise directe d'une substance par un organisme à partir de sa nourriture. Lorsqu'il y a biomagnification d'un polluant, les niveaux trophiques élevés présentent toujours des teneurs en contaminants largement supérieures à celles des bas niveaux (Martoja et Martoja, 1995).

Bien que les sels de plomb soient peu solubles, ce métal pose également problème pour la faune aquatique à cause de son accumulation dans tous les organes et tissus des organismes aquatiques. Le plomb est aisément soluble et biodisponible dans un milieu acide contenant peu de matière organique et de sédiments en suspension et où les concentrations de sels de calcium, de fer, de manganèse, de zinc et de cadmium sont faibles (Eisler, 1988).

Les invertébrés aquatiques, y compris les escargots, les amphipodes et les insectes, peuvent accumuler des quantités importantes de plomb, correspondant parfois entre 1000 et 900 fois la concentration dans la colonne d'eau environnante (Spehar et al. 1978).

Tableau 3 : Concentrations moyennes dans des poissons des eaux intérieures ($\mu\text{g/g}$ poids frais)

Emplacement	Hg	Cd	Pb	As	Cu	Zn	Mn	Fe	Références
Poisson Bassin de Kpong, Ghana	0,053	<0,10	0,43		0,36	5,6	0,63	3,8	Biney, 1991
Mollusques <i>Macrobrachium</i> sp.									
Basse-Volta, Ghana	0,04	<0,10	4,36		11,0	16,1			Biney, 1991
<i>Egeria radiata</i>									
Basse-Volta, Ghana	0,05	<0,10	1,37		4,5	20,2			Biney, 1991

Chapitre 2:

Matériel et méthodes

2.1. Présentation de la zone d'étude :

Le bassin de l'oued Boumerzoug présente quatre paysages morphologiques différents :

- Le massif calcaire du Djebel Oum Settas, formé d'un ensemble lithologique très dur. Le calcaire massif disposé en bancs épais, constitue la majeure partie de ce Djebel et donne un relief vigoureux à très fortes pentes allant de 28 à 50%.
- Le plateau d'Ain El Bey situé sur une altitude de 700 m et sur des pentes très faibles (0 à 4%).
- Les collines situées au Sud forment <<un espace fragile>> situées sur une pente moyenne de 12 à 18%.
- Et enfin les vallées, dont les plus importantes sont : la vallée de Boumerzoug, la vallée du Berda, la vallée du Tarif et les terrasses alluviales étagées.

Ce cours d'eau naît de la confluence de deux oueds : oued el Kleb et oued Meleh à quelques 25 km au Sud de Constantine, reçoit sur son parcours différents oueds dont les plus importants sont l'oued Hamimime à environ 9km de Constantine, et à l'entrée de celle-ci l'oued des chiens qui draine les eaux ruisselant sur le versant Sud du djebel El Ouahch ainsi que celles venant de la région de Meridj.

L'oued Boumerzoug draine les eaux d'un bassin versant de 1626 km, ce bassin va des sommets de Djbel El Ouahch au Nord, aux collines de Ain Abid à l'Est, celles de Ain Kercha et Ain M'lila au Sud et Sud-Ouest, enfin celles de Guerrah à l'Ouest. Prenant sa naissance à la source de Fourchi (région d'Ain M'lila), l'oued Boumerzoug coule avec un débit moyen de $0.3\text{m}^3/\text{s}$ sur une topographie plane et interrompue par de nombreux méandres convexo-concaves, raison pour laquelle l'oued coule difficilement dans sa vallée (Mehennaoui-Afri, 1998).

2.2. Choix et localisation des sites de prélèvement :

Les éléments qui ont déterminé le choix des stations sont principalement :

- La morphologie des cours d'eaux : les stations doivent être accessibles (situées au niveau des ponts), et mettre en évidence l'influence des principaux affluents.
- La situation des sources de pollution : il était important de distinguer les effets dus aux effluents urbain et industriels, et d'avoir un point de référence à l'amont des foyers de pollution et un point à l'aval.

Ces deux éléments ont motivé le choix de 11 stations de prélèvements :

➤ **Station 1 : (35°50'57.92"N / 6°32'34.51"E).**

Sur l'oued El Melah, cette station est située en amont de la commune d'Ain M'Lila, on y accède par la route secondaire menant vers Fourchi en allons vers Batna sur la nationale (RN3). Cette station rend compte de la qualité d'oued El Melah avant que ce dernier ne reçoive les rejets urbains de la commune d'Ain M'lila et les rejets industriels du CCS (cabine sahariennes), de la Ste Khentouche (transformation de pierre de marbre) et de l'entreprise de réparation des engins militaires.

➤ **Station 2 : (35°52'46.89"N / 6°30'11.29"E).**

Sur l'oued El Melah, cette station est située en aval de la commune d'Ain M'lila. On y accède par la route secondaire menant vers El Roknia en allant vers Batna sur la nationale (RN3). Elle permet par rapport à la précédente de mettre en évidence l'impact des rejets industriels et urbains de la commune d'Ain M'lila sur les eaux d'oued El Kleb.

➤ **Station 3 : (35°55'35.81"N / 6°42'24.46"E).**

Sur oued El Kleb, cette station est située en amont de la commune d'ouled Rahmoune et de la confluence El Kleb-Boumerzoug. Cette station rend compte de la qualité des eaux d'oued El Kleb avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Boumerzoug.

➤ **Station 4 : (35°57'35.25"N / 6°37'04.26"E).**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la commune d'ouled Rahmoune et en aval de la confluence El Melah-El Kleb-Boumerzoug. Cette station permet de mettre en évidence l'impact des rejets urbains de la commune d'oued Rahmoune et rend compte de la situation après le mélange des eaux des trois Oueds.

➤ **Station 5 : (35°57'36.23"N / 6°51'33.31"E).**

Sur oued Berda, cette station est située en amont de la commune de Bounouara au pied d'une carrière sur la route reliant les communes El Khroub-Ain Abid. On y accède par la nationale (RN20). Cette station traduit la qualité des eaux avant que l'oued ne reçoive pas les rejets urbains et industriels de la région notamment ceux de NAFTAL et de la SNTA.

➤ **Station 6 : (35°58'41.08"N / 6°43'11.74"E).**

Sur l'oued Berda, cette station est située en aval de la commune de Bounouara, de NAFTAL, de la zone industrielle d'Ibn Badis et en amont de la confluence Berda-Boumerzoug. Cette station rend compte de l'impact des rejets industriels et urbains sur la cité.

➤ **Station 7 : (35°59'15.18"N / 6°37'39.86"E).**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la commune d'El Khroub et en amont de la confluence Boumerzoug-Hamimime. Cette station traduit la qualité des eaux de l'oued Boumerzoug soumis aux rejets industriels et urbains d'El-Khroub.

➤ **Station 8 : (36°14'26"50"N / 6°54'20.14"E).**

Sur l'oued Hamimime, cette station est située en amont du complexe Sonacome (PMA, PMO) on y accède au niveau du pont de l'autoroute Constantine-El Khroub. Elle traduit la qualité des eaux avant que l'oued ne reçoive les rejets industriels dudit complexe.

➤ **Station 9 : (36°12'11.01"N / 6°50'34.36"E).**

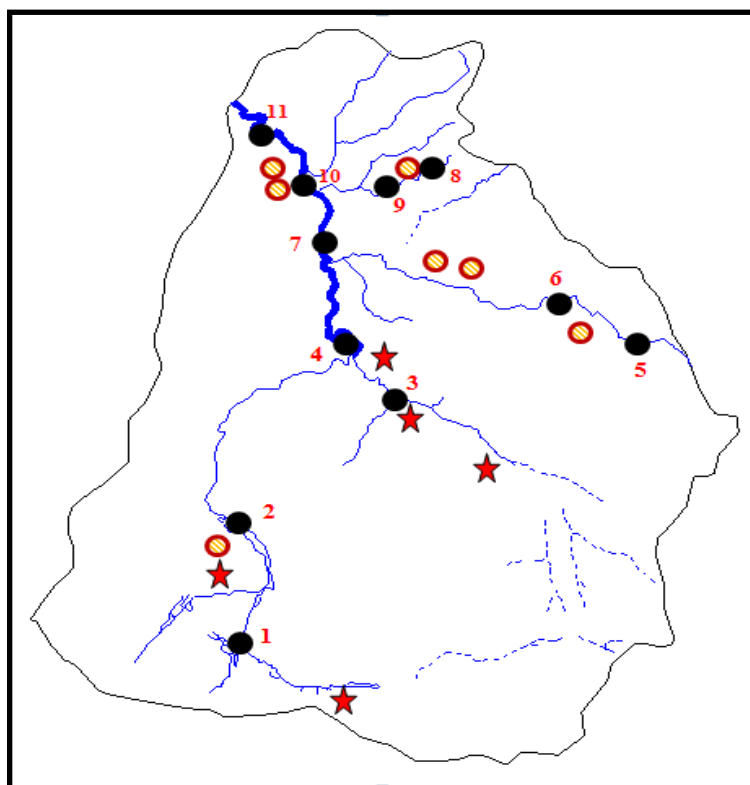
Sur l'oued Hamimime, cette station est située en aval du complexe Sonacome(PMA, PMO) et en amont de la confluence Hamimime-Boumerzoug. Elle permet, par rapport à la précédente, de mettre en évidence un éventuel impact du complexe.

➤ **Station 10 : (36°15'17.99"N / 6°40'48.22"E).**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la confluence Hamimime-Boumerzoug et en amont de la zone industrielle Boumerzoug. Elle rend compte de la situation après le mélange des eaux des deux oueds.

➤ **Station 11 : (36°19'46.54"N / 6°38'19.59"E).**

Sur l'oued Boumerzoug, cette station est située en aval de la zone industrielle Boumerzoug et en amont de la confluence Boumerzoug-Rhumel. Le point de prélèvement se localise au niveau du stade Chahid Hamlaoui (Ex. 17juin). Cette station rend compte de l'impact de la zone industrielle sur la qualité des eaux de l'oued Boumerzoug avant que ce dernier ne se jette dans l'oued Rhumel.



Légende :

- ★ Industries
- Points de prélèvement
- ⊗ Agglomérations

Figure 1 : Zone d'étude et localisation des stations

2.3. Objectif et nature des prélèvements :

L'objectif de cette étude est la mise en évidence d'une éventuelle contamination des sédiments des oueds de Boumerzoug par le Pb provenant des rejets industriels et urbains.

Trois répliques dans trois points différents ont été prélevés sur les onze sites. Ces trois prélèvements ont fait l'objet d'un échantillon moyen de sédiment représentatif de chaque station. Tout le matériel (pots et flacons de conservation) utilisé pour les échantillons de sédiments destinés au dosage du Pb est préalablement traité. Il est trempé et laissé séjourner pendant 24 heures dans de l'acide nitrique (HNO_3 5N). Il est ensuite rincé à l'eau bidistillée

ou pure (Rodier, 1984). Cette précaution est nécessaire pour éviter toute contamination éventuelle des échantillons.

2.4. Prélèvement et analyse des sédiments :

2.4.1. Mode de prélèvement des sédiments :

A travers cette étude, nous nous intéressons essentiellement à révéler une contamination par le Pb relativement récente du sédiment. L'échantillonnage des sédiments doit par conséquent répondre à cet objectif ; pour cela nous prélevons les sédiments fins fraîchement déposés en surface (env.5 cm) sur les berges et les endroits où le courant est faible après le retrait des eaux.

Les échantillons (environ 200 à 500g de sédiments humides) sont collectés dans des pots en polyéthylène, en plusieurs endroits autour de chaque point de prélèvement afin d'être représentatif des microhabitats.

2.4.2. Préparation des échantillons de sédiments :

Dès le retour au laboratoire, les sédiments prélevés sont transvasés dans des cristallisoirs pour les sécher dans une étuve à une température allant de 80 à 110°C pendant 48 heures.

Après refroidissement complet, ils sont broyés dans un mortier en agate afin de les réduire en particules fines et ils sont tamisés avec des tamis de 63µm en toile de nylon pour ceux destinés au dosage du plomb et avec des tamis de mailles de 2mm pour ceux destinés aux différentes analyses physico-chimiques.

2.5. Analyse physico-chimiques des sédiments :

2.5.1. Le pH :

Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 20g de sédiments secs. Après un mélange de deux minutes sur agitateur magnétique, on laisse décanter pendant trente minutes. La mesure du pH est effectuée sur le surnageant à l'aide d'un pH mètre électrométrique (modèle WTW HI 8014), (Rodier, 1984).

2.5.2. La conductivité électrique (CE) :

La conductivité électrique est un paramètre qui traduit la concentration des sels solubles dans un échantillon. Dans un bécher, 50 ml d'eau distillée sont ajoutés à 10 g de sédiments secs

broyés et tamisés à 2mm (rapport 1/5). Après agitation pendant une heure et un temps de repos d'environ 30 minutes, l'échantillon est centrifugé pendant 2 minutes à 2000 tours/minute. La mesure de la conductivité électrique s'effectue sur le surnageant, obtenu après centrifugation, à l'aide d'un conductimètre modèle (WTW HI 801). Les valeurs sont exprimées en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

2.5.3. Le calcaire total (CT) :

Le principe de dosage du calcaire total est basé sur la mesure du CO_2 dégagé du calcaire (CaCO_3) se trouvant dans 0,5g de terre fine neutralisée par 5 ml d'acide chlorhydrique (HCl). Le dispositif réactionnel est appelé calcimètre de Bernard ou procédé gazométrique, il est composé d'une burette pour la mesure du volume du CO_2 dégagé, d'un tube à essai pour le HCl et d'un Erlenmeyer contenant le sol.

2.5.4. La perte au feu (PF) :

La teneur en matière organique des sédiments est évaluée par la perte de 1 g de sédiments secs avant et après calcination à 525°C dans un four à moufle par une montée progressive de la température (Rodier, 1984).

2.5.5. L'azote total (N) : méthode Kjeldahl

L'azote total a été déterminé selon la méthode Kjeldahl par digestion, distillation et titration. La teneur en azote Kjeldahl (N) est exprimée en milligrammes par gramme de matière sèche.

2.5.6. Extraction et dosage du Pb:

Nous avons opté pour l'extraction par digestion humide à l'eau régale (mélange de trois parts d'acide chlorhydrique HCL concentré (12N), et d'une part d'acide nitrique HNO_3 concentré (15N)) dans un four micro-onde (modèle speedwave MWS-2. BERGHOF B). La technique est inspirée de la norme NF-ISO 11466 (1995) appliquée au four micro-onde. La digestion à chaud a été effectuée en deux étapes (1^{ère} étape : temps 15 mn, T° : 150°C , puissance : 80% ; 2^{ème} étape : temps 15 mn, T° : 100°C , puissance : 40%).

Après la digestion, le résidu est filtré sur papier filtre sans cendre (Whatman 540), le volume est ajusté à 50 ml avec de l'eau désionisée. Les extraits sont conservés à 4°C dans des flacons en polypropylène (préalablement traités à l'acide nitrique 5%) jusqu'au dosage. Le dosage du

plomb a été effectué par Spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. A Analyst 100.

2.6. Traitement des résultats :

Dans un premier temps différents graphiques sont réalisés permettant de mieux visualiser les mesures effectuées et donc de les commenter aisément.

Les teneurs en plomb sont comparées aux valeurs naturelles et aux concentrations de références.

Dans un deuxième temps, nous avons calculé les moyennes et les écartypes et réalisé une analyse de la variance à un facteur afin de faire ressortir l'effet station et l'effet période de prélèvement (hautes eaux, basses eaux). (Statistica version 10.0)

Chapitre 3:

Résultats et Discussion

3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments :

Les statistiques descriptives des paramètres définissant la physico-chimie des sédiments des 11 sites de prélèvement sont récapitulées dans le tableau 5. Sont indiqués : le minimum, la moyenne, le maximum et l'écart type.

Tableau 4 : Mesures physico-chimiques des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

		<i>pH</i>	<i>CE (μS/cm)</i>	<i>CT(%)</i>	<i>PF (%)</i>	<i>N(%)</i>
Hautes eaux	Minimum	7,23	169	11,52	0,67	0,014
	Maximum	7,99	850	49,19	3,8	0,07
	Moyenne	7,66	400,36	33,47	1,41	0,03
	Ecartype	0,2	232,75	12,05	0,83	0,028
Basses eaux	Minimum	7,53	185	12,85	0,13	0,014
	Maximum	8,3	1323	46,92	4,7	0,196
	Moyenne	8,01	701,36	31,22	2,72	0,05
	Ecartype	0,26	365,39	10,67	1,63	0,063

3.1.1. Le pH :

Les sédiments des oueds du bassin Boumerzoug ont un pH variant de 7.23 à 8.3. D'après Andrade (1991) le pH des sédiments est légèrement basique tendant vers la neutralité, ce qui correspond aux valeurs obtenues dans nos échantillons. Cela est dû à la nature géologique calcaire du lit du bassin des oueds du bassin Boumerzoug.

Le pH des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (Fig.2) présente pendant la période des hautes eaux un minimum de 7.23 à la station (St1) et un maximum de 7.99 à la station (St4).

Pendant la période des basses eaux, le minimum est de 7.53 à la station (St11) et le maximum est de 8.3 à la station (St6). La moyenne du pH en basses eaux est de 8.0, elle est supérieure à celle des hautes eaux qui est de 7.66.

Nos résultats obtenus concordent avec ceux de Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré des pH de l'ordre de (7,4 – 8,2) et (7,4 – 8,17) respectivement en zone urbaine.

On remarque une variation du pH d'une station à l'autre, la valeur minimale est de 7.23 à la station (St1) pendant la période des hautes eaux et la valeur maximale est de 8.3 à la station (St6) pendant la période des basses eaux. Cependant, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet station significatif ($p=0.94$). Contrairement à la variation dans l'espace, l'effet période

de prélèvement est très significatif ($p=0.004$). Les élévations plus ou moins marquées du pH de la saison des hautes eaux à la saison des basses eaux peuvent être attribuées à une perturbation passagère suite à des rejets industriels et/ou urbains. Le pH conditionne un grand nombre d'équilibre physico-chimique à savoir les équilibres ioniques des ETM en augmentant ou en diminuant leur toxicité. La toxicité de certains ETM notamment le plomb décroît avec l'augmentation du pH, simultanément à d'autres paramètres telle que la matière organique (Lock et al. 2000).

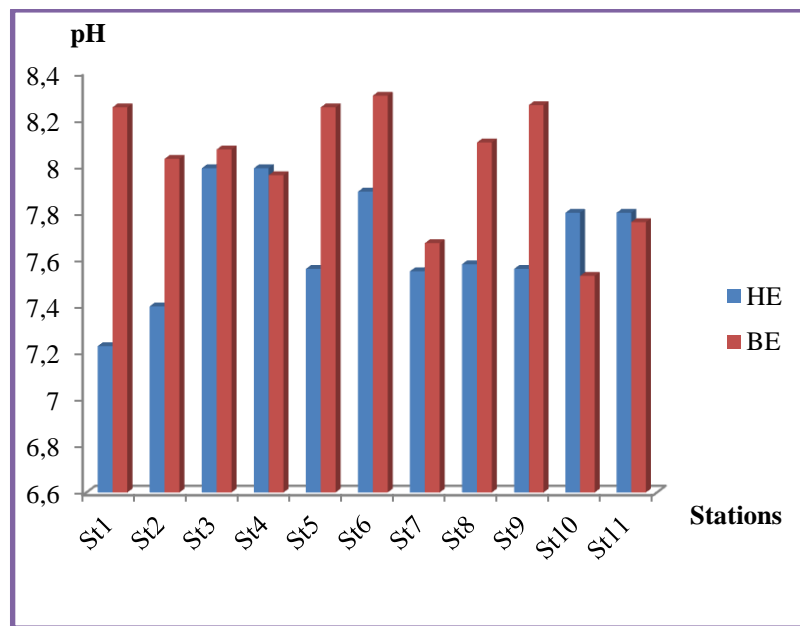


Figure 2: Variation spatio-temporelle du pH des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

3.1.2. La conductivité électrique (CE) :

On remarque une variation de la CE d'une station à l'autre, la valeur minimale est de $169\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St11) et la valeur maximale est de $1323\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St7).

La conductivité électrique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (Fig.3) présente pendant la période des hautes eaux un minimum de $169\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St11) et un maximum de $850\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St2) avec une moyenne de $400\mu\text{S}/\text{m}$.

Pendant la période des basses eaux, le minimum est de $185\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St9) et le maximum est de $1323\mu\text{S}/\text{cm}$ à la station (St7) avec une moyenne de $701\mu\text{S}/\text{m}$.

La moyenne de la CE pendant la période des basses eaux est de $701.36\mu\text{S}/\text{cm}$, elle est supérieure à celle de la période des hautes eaux qui est de $400.36\mu\text{S}/\text{cm}$. L'analyse de la

variance a révélé un effet station non significatif ($p=0.75$) et un effet saison significatif ($p=0.032$).

La conductivité électrique des eaux de Boumerzoug traduit une minéralisation très forte à excessive selon la classification de Nisbet et Verneaux (1970) ($C.E > 1000 \mu S/cm$) au niveau des stations (St7) et (St10) pour la période des basses eaux. Ceci peut être expliqué par la présence de sols salés et de Sebkhass dans la région d'Ain Mlila au sud du bassin Boumerzoug, ainsi que les rejets urbains et industriels d'El Khroub et de toute la zone sud de la ville de Constantine.

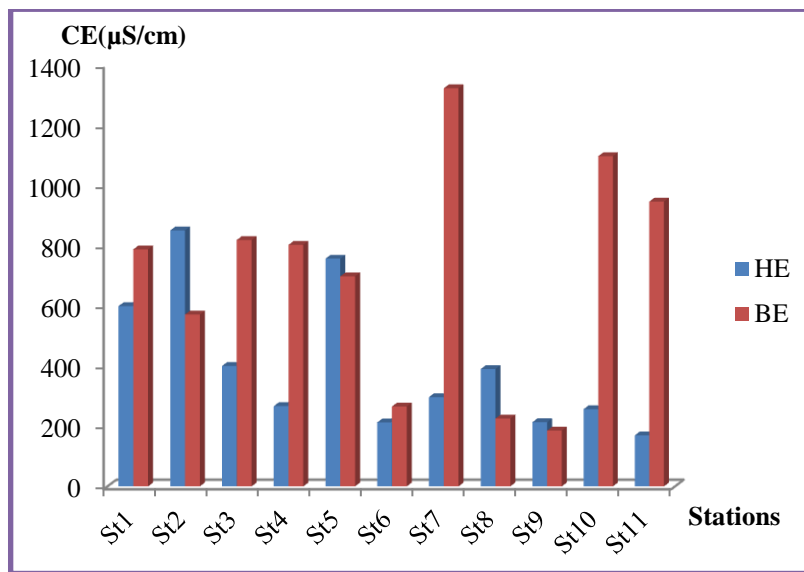


Figure 3: Variation spatio-temporelle de la conductivité électrique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

3.1.3. Le calcaire total (CT) :

Le calcaire total des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (Fig.4) présente pendant la période des hautes eaux un minimum de 11.52% à la station (St9) et un maximum de 49.19% à la station (St4) et une moyenne de 33,47%.

Pendant la période des basses eaux, le minimum est de 12.85% à la station (St9) et le maximum est de 46.92% à la station (St6) et une moyenne de 33,22%.

Une telle variabilité a été vérifiée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station très significatif pour ($p=0.0049$).

Par ailleurs et contrairement aux variations spatiales, les fluctuations saisonnières ne sont pas significatives ($p= 0.64$).

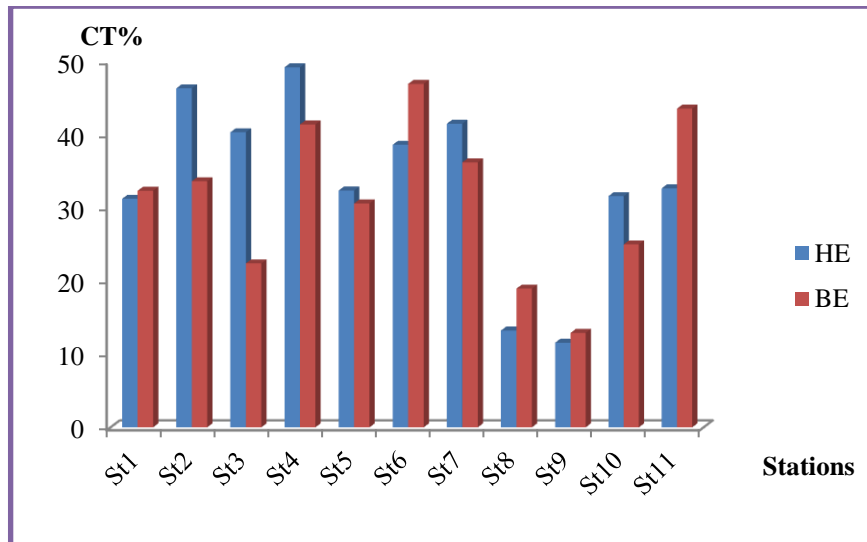


Figure 4: Variation spatio-temporelle du calcaire total des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

3.1.4. La perte au feu (PF) :

La matière organique est la source d'énergie carbonée, de phosphore et d'azote après minéralisation ANGELI(1980).

Les eaux de surfaces renferment naturellement des matières organiques constituées de produits de décomposition d'origine animale ou végétale, élaborées sous l'influence des micro-organismes.

La matière organique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (Fig.5) présente pendant la période des hautes eaux un minimum de 0.67% à la station (St11) et un maximum de 3.8% à la station (St2) et une moyenne de 2,72%.

Pendant la période des basses eaux, le minimum est de 0.13% à la station (St8) et le maximum est de 4.7% à la station (St2) et une moyenne de 1,41%.

L'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet station significatif pour ($p=0.39$). Par ailleurs et contrairement aux variations spatiales, les fluctuations saisonnières sont très significatives ($p=0.027$).

On remarque une variation de la teneur en matière organique d'une station à l'autre, la valeur minimale est de 0.13% à la station (St8) pendant la période des basses eaux et la valeur maximale est de 4.7% à la station (St2) pendant la même période.

Les sédiments des oueds du bassin Boumerzoug semblent chargés en matière organique. Meybeck et al. (1998) qualifient de très forte la proportion de 10% de matière organique dans les sédiments. Cette charge relativement forte en matière organique peut être expliquée par les conditions de la décomposition des matières végétales ou animales (Température, pH,...), qui changent d'une station à l'autre.

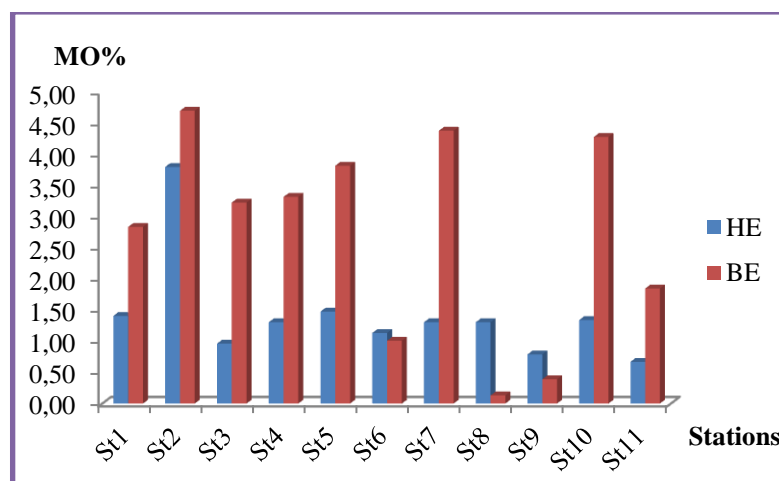


Figure 5: Variation spatio-temporelle de la matière organique des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

3.1.5. L'azote total (N) : (N Kjeldahl)

L'azote des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (Fig.7) présente pendant la période des hautes eaux un minimum de 0.014% à la station (St11) et un maximum de 0.07% à la station (St5) avec une moyenne de 0,03%.

Pendant la période des basses eaux, le minimum est de 0.014% à la station (St4) et le maximum est de 0.196% à la station (St5) et une moyenne de 0,053%.

L'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet station significatif pour ($p=0.14$). L'effet saison est également non significatif pour ($p=0.13$).

On remarque une variation de la teneur en azote total d'une station à l'autre, la valeur minimale est de 0.014% à la station (St4) pendant la période des basses eaux et la valeur maximale est de 0.196% à la station (St5) pendant la même période.

Dans les eaux superficielles, l'azote peut avoir pour origine : la matière organique végétale des cours d'eaux, la matière organique animale ou humaine, les rejets industriels (engrais, textiles) (Rodier et al. 2005).

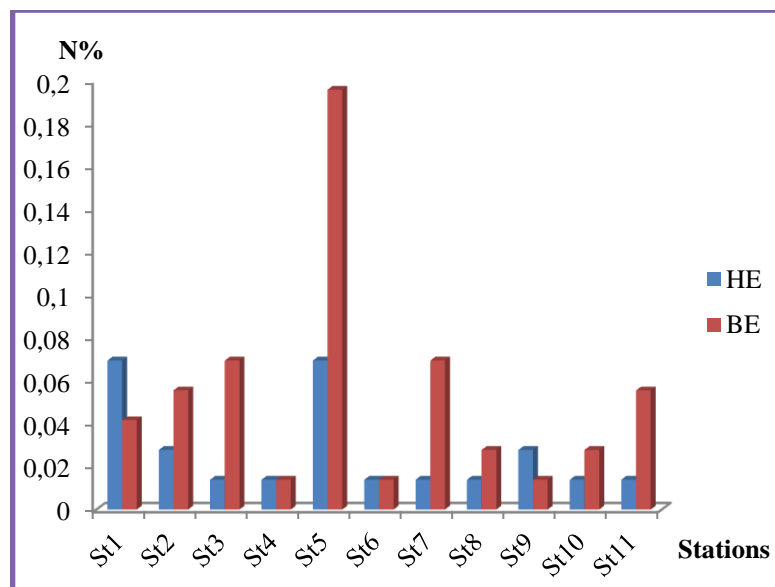


Figure 6: Variation spatio-temporelle de l'azote des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

3.2. Les teneurs en plomb (Pb):

Les teneurs en plomb des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug (fig.11) présentent pendant la période des hautes eaux (hiver) un minimum de $55\mu\text{g/g}$ à la station (St4) et un maximum de $133.4\mu\text{g/g}$ à la station (St2).

Pendant la période des basses eaux (été), le minimum est de $44.5\mu\text{g/g}$ à la station (St5) et le maximum est de $111.2\mu\text{g/g}$ à la station (St2). Une telle variabilité a été vérifiée par l'analyse de la variance qui a révélé un effet station très significatif pour ($p=0.02$).

La moyenne du Pb pendant la période des basses eaux est de $69.3\mu\text{g/g}$, elle est inférieure à celle de la période des hautes eaux qui est de $72.7\mu\text{g/g}$. Contrairement à l'effet station, l'analyse de la variance n'a pas révélé d'effet période de prélèvement significatif ($p=0.61$).

On remarque une variation du plomb d'une station à l'autre, la valeur minimale est de $44.44\mu\text{g/g}$ à la station (St2) pendant la période des basses eaux et la valeur maximale est de $133.4\mu\text{g/g}$ à la station (St2) pendant la période des hautes eaux.

Les sédiments des stations situées à proximité des rejets industriels et urbains enregistrent les teneurs les plus élevées en plomb. Ouahrani et Gheribi (2007) ont enregistré une concentration moyenne en plomb de l'ordre de $(50,82 \pm 7,53 \mu\text{g/g})$ pour les sols des bordures de l'oued Rhumel en zone urbaine. Les transferts du plomb des sols jusqu'aux eaux de surface s'effectuent par ruissellement qui s'accroît durant la saison humide.

Les teneurs en plomb traduisent une contamination évidente. En effet, les teneurs en plomb dans les sédiments des oueds Boumerzoug pendant les deux saisons (HE-BE) dépassent dans certains cas la concentration considérée comme naturelle qui est de l'ordre de $40\mu\text{g/g}$ (Thomas et Meybeck, 1992).

Par ailleurs, il apparaît que ces teneurs sont proches de celles enregistrées par Sahli (2002) et Afri-Mehennaoui et al. (2004). Ces auteurs ont enregistré respectivement des concentrations de l'ordre de $(62,5 - 206\mu\text{g/g})$ et $(86,12\pm 32\mu\text{g/g})$ pour l'oued Rhumel et ses affluents l'oued Boumerzoug et l'oued Hamimime en zone urbaine.

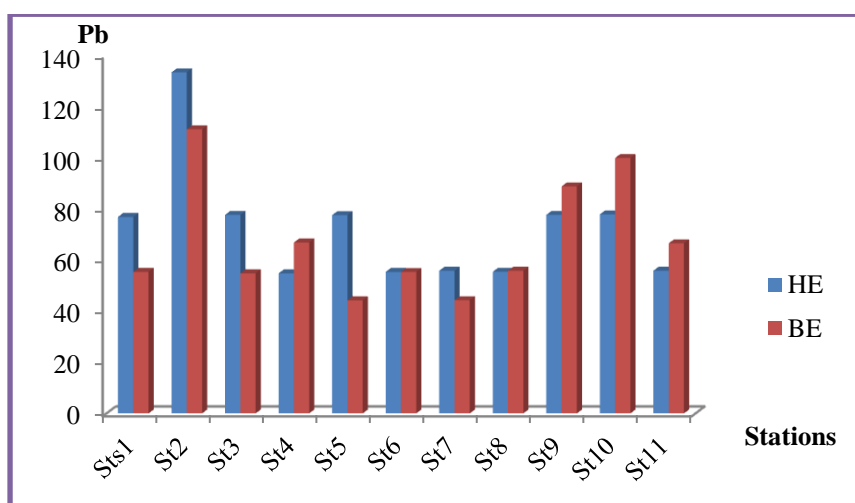


Figure 7: Variation spatio-temporelle des teneurs en Pb des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug. (HE : hautes eaux, BE : basses eaux).

Par ailleurs, nous avons tenté de cartographier la contamination des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug par le plomb sur la base des critères du Système d'évaluation de la qualité des sédiments (SEQ-Eau) (tab.5).

Tableau 5 : Classes de qualité des sédiments selon les critères du Système d'Evaluation de la Qualité des Eaux des cours d'eaux (SEQ-Eau).

Plomb ($\mu\text{g/g}$)	Classes de qualité			
	Très bonne	Bonne	Moyenne	Mauvaise
	≤ 3.5	3.5-35	35-120	> 120

Des cartes de qualité et de la contamination des sédiments par le plomb ont été établies pour les deux périodes de prélèvements (hautes eaux/basses eaux). Ces cartes permettent de réaliser

une typologie de la contamination métallique des sédiments au niveau des oueds du bassin Boumerzoug (Figures a et b). Les points représentés sur les cartes tiennent compte de la valeur du métal mesurée. La couleur donnée à la station est celle de la classe de qualité (tab.5).

Globalement, aucune station n'apparaît en très bonne qualité, on remarque la dominance de la classe de qualité moyenne (couleur jaune) aussi bien pour la période des hautes eaux que pour la période des basses eaux. On remarque aussi, un pic extrêmement important pendant la période des hautes eaux. Il s'agit de la station (St2) dont les eaux reçoivent les eaux usées d'origine industrielle et urbaine de la commune d'Ain Mlila. Cette station est d'une qualité mauvaise ; le seuil rouge du SEQ-Eau est dépassé.

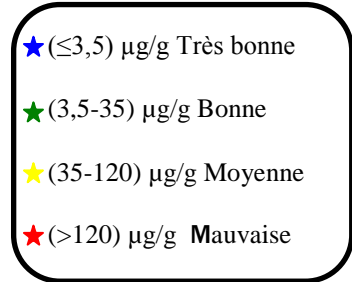
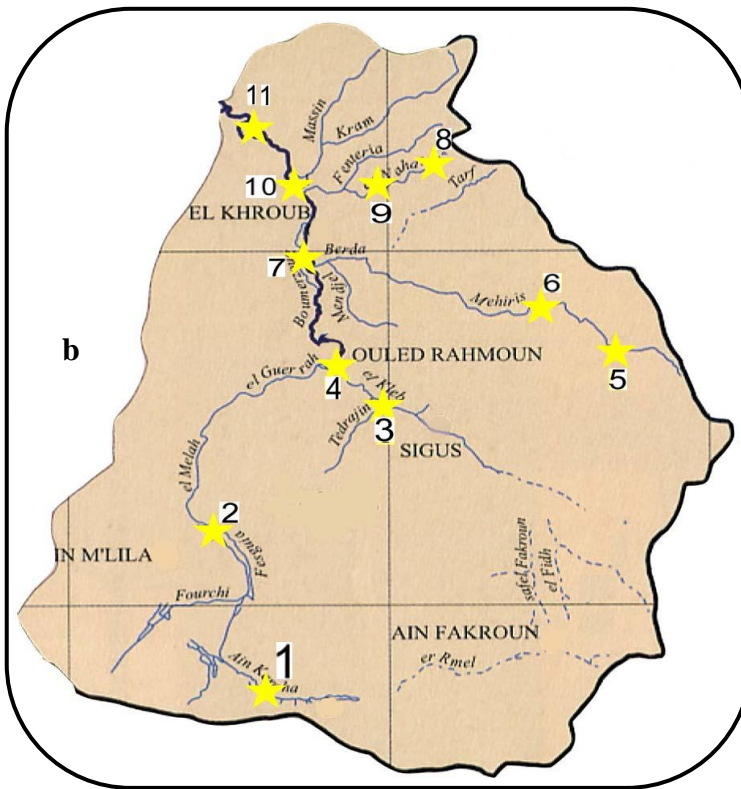
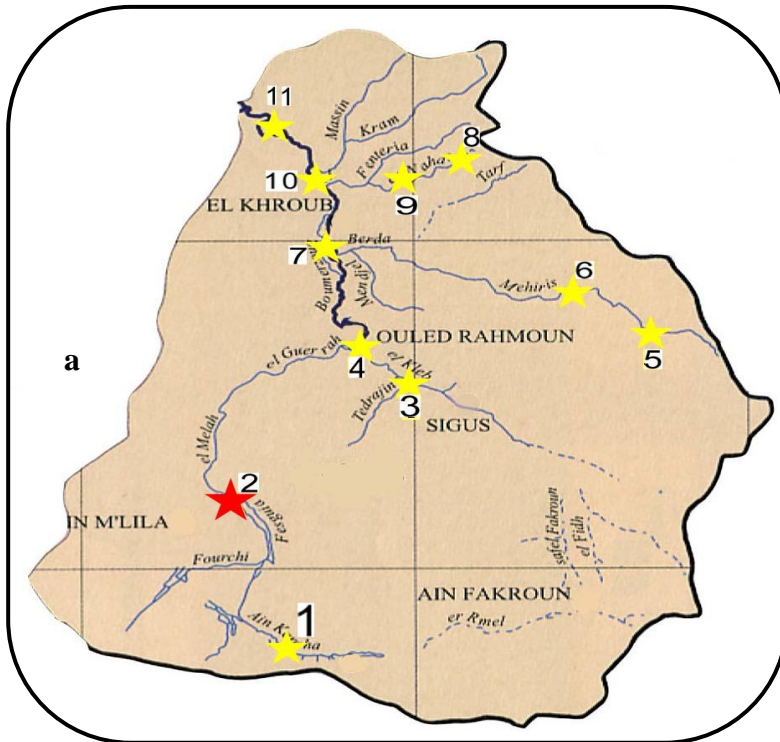


Figure 8: Représentation cartographique de la contamination des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug par le plomb

Conclusion :

Cette étude avait pour objet d'évaluer la qualité physico-chimique et le niveau de contamination par le plomb des sédiments des oueds du bassin Boumerzoug soumis aux rejets industriels, agricoles et urbains.

Malgré la législation en matière de protection de l'environnement, les rejets industriels et urbains continuent à être la principale source de perturbation des milieux aquatiques. En effet, les paramètres analysés, ont révélé des cas de perturbation et d'altération qui ont été traduites par une nette évolution des paramètres physico-chimiques :

- ✓ Un pH légèrement basique tendant vers la neutralité variant de 7.23 à 8.3.
- ✓ Une CE globalement élevée souvent attribué aux rejets industriels et urbains.
- ✓ Pour le taux du calcaire total, nous pouvons dire que nos stations de prélèvement se caractérisent par un taux important, ce qui peut impliquer un très bon état de dilution et par conséquent une régression de la biodisponibilité et donc une diminution de sa toxicité.
- ✓ D'une manière générale, la matière organique joue un rôle d'un fixateur de plomb.
- ✓ Le dosage du plomb dans les sédiments reflète un enrichissement qui peut avoir comme origine l'activité anthropique (rejets industriels, urbains et agricoles).
- ✓ L'évaluation de la qualité des sédiments sur la base des critères du SEQ-Eau a permis d'établir des cartes de qualité traduisant une typologie de la contamination métallique des sédiments au niveau des oueds du bassin Boumerzoug. La classe de qualité moyenne est prédominante aussi bien pour la période des basses eaux que pour celle des hautes eaux.

Comme perspective à notre travail, il serait intéressant de :

- ✓ D'étudier d'autres éléments traces métalliques.
- ✓ Déterminer le fond géochimique de la zone d'étude.
- ✓ Quantifier les teneurs en polluants organiques tels que PCB, HAP...

Références bibliographiques :

Angeli N., 1980. Interactions entre la qualité des eaux et les éléments de son plancton, 97-146. In : PESSON P. ; Pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques. Ed. GAUTHIER – VILLARS, Paris, 345 pp.

Andrade M L, Marcet P and Montero M J., 1997. Origin and spacial and vertical distribution of Cadmium and Chromium in sediment cores in Vigo Ria (Spain). In Contaminated soils. Third International Conference on the Biogeochemistry of trace elements. R. PROST. Ed., INRA, CD-ROM, Paris.

Adedayo S.O. 1990. Characterisation of leachate from selected refuse dumps in Ibaan, Nigeria. M.Sc. Thesis, Department of Chemistry, University of Ibadan, Nigeria.

Ankley G, T., Di Toro D. M. et al., 1996. Technical basis and proposal for deriving assessment 6 (6): 945-963.

Baize, 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Ed. Inra. Versailles, 408p.

Biney C.A. 1991. A baseline study of trace metal in marine organisms from Ghana, West Africa. In: "Coastal Zone '91" Longbeach California. ASCE: 1155-1167. Basic data on heavy metals in marine bioindicators, mainly bivalves.

Bremond et Vuichard., 1973. Les paramètres de la qualité de l'eau. Ed. La documentation française. Paris, 173pp.

Christensen J M et Kristiansen C., 1994. Lead in handbook on metals in clinical and analytical chemistry. Ed. SHG.Seiller, A. Sigel and H. Sigel. Marcel Dekken, Inc., New York, Basel, Hong Kong. 283-297.

Cosson E P., 1987. Influence des pratiques agricoles sur la contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux lourds : approche écotoxicologique. Thèse de doctorat en Sciences naturelles. Université de Paris Sud. 276 P.

Kabata-Pendias et Pendias A. et Pendis H., 1992. Trace elements in soil and plants, 2nd Eds CRCpresse, 365p.

Kabata-Pendias A et Pendias H., 1986. Trace elements in soils and plants. 6^{ème} édition.

Marjota M et Marjota R., 1995. La bioaccumulation des métaux, processus physiologique normal et conséquences de la pollution. Le courrier du CNRS, **54**, 32-37.

Mc Culley F. and Gilman I. 1991. Literature review: geochemical fate and transport of anthropogenic lead released to the soil environment. Prepared for the Lead Industries Association, Washington, D.C. 39 p.

Meybeck M., 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated by the river Seine basin. Hydrobiologia, 373-374, 1-20.

Mehennaoui-AfriFZ., 1998. Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'Oued Kébir-Rhumel et de ses principaux affluents. Thèse de Magister en Ecologie. Université de Constantine. 238P.

MengelDr K & KirkbyE A., 1978. Principals of plant nutrition. Ed. International potosh institute, Switzeland, 1-593.

NakhléK. F., 2003. Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises : Apport et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (Eponges, bivalves et Gastéropodes). Thèse de doctorat. Interactions toxiques dans les écosystèmes aquatiques. Université Paris 7. 246p.

Rico M I et Alvarez TM., 1997. Effet of soil properties on potential bioavailability to crops of iron and manganese. Second Mediterranean Bassin Conference on Analytical Chemistry, Rabat, Maracco.

Rodier., 1984. Analyse de l'eau : eau naturelle, eau résiduelle, eau de mer. Ed. DUNOD BORDAS. Paris. 7^{ème} Ed. 1365p.

SAHLI L., 2002. Evaluation du niveau de contamination par le Cadmium, le Chrome, le Plomb et le Manganèse dans les sédiments, les macro invertébrés et une plante aquatique (*Roripa nasturium aquaticum*) dans l'Oued Rhumel et son affluent l'Oued Boumerzoug en zone urbaine. Thèse de magister en écologie. Univ. De Constantine, 19pp.

SEQ-Eau. Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau., 2003. Version 2. Agences de l'Eau/Min. Envir. Développement durable, Paris, 106p.

Wasserman J.C., Dumon J.C. et Wasserman M.A.N., 1995. Effet à long terme de la minéralisation des zostères sur les concentrations en métaux des sédiments. In contaminatedsoils. Ed. INRA, PARIS 1985. Les colloques, n:85).

<http://www.ces.iisc.ernet.in/energy/HC270799/HDL/ENV/envfr/vol365.htm> (consulté le 17 mars 2014).