

وزارة التعليم العالي و البحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر وتهيئة الساحل
**École Nationale Supérieure des Sciences de la Mer
et de l'Aménagement du Littoral**



Mémoire de Fin d'Études
En vue de l'obtention du Diplôme de Magister en Sciences de la Mer
Option : Gestion et Surveillance du Milieu Marin et Littoral

Thème :

**Les éléments en traces métalliques dans les sédiments
du littoral algérois**

Présenté par : Mr. GHIBOUB Abdelhamid

Soutenu le 12/10/2015 DEVANT le Jury composé de:

M ^{me} HOUMA-BACHARI. F	Professeur (ENSSMAL)	Présidente
Mr. BOULAHIDID. M	Professeur (ENSSMAL)	Promoteur
M ^{lle} LOUANCHI. F	Professeur (ENSSMAL)	Examinatrice
Mme CHERNAI-HAMDI. S	Maitre de conférences A (ENSSMAL)	Examinatrice

Alger 2015

Sommaire

Remerciements

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction.....1

Synthèses bibliographiques.....3

1. Généralités sur les métaux traces et leurs effets dans l'environnement.....	4
2. Paramètres influençant la répartition des contaminants.....	18
2.1. Influence des paramètres physico-chimiques.....	18
2.1.1. Le pH.....	18
2.1.2. Le potentiel d'oxydoréduction.....	18
2.1.3. La capacité d'échange cationique.....	19
2.2. Spéciation des métaux lourds dans les sédiments.....	20
3. Caractéristiques chimiques des sédiments.....	20
3.1. Définition, origine et formation des sédiments.....	20
3.1.1. Origine naturelle.....	20
3.1.2. Origine anthropique.....	20
3.2. Composition granulométrique des sédiments.....	21

Zone d'étude22

1. Description géographique et morphosédimentologique de la zone d'étude.....	23
1.1. La baie de Bouismail.....	24
1.1.1. Morphologie côtière.....	24
1.1.2. Réseau hydrographique.....	25
1.1.2.1. Oued Nador.....	25
1.1.2.2. Oued Mazafran.....	25
1.1.2.3. Oued Béni Messous.....	25
1.1.3. Sédimentologie de la Baie de Bou-Ismaïl.....	26
1.1.4. L'hydrodynamique marine.....	27
1.1.4.1. Les courants généraux.....	27
1.1.4.2. Les courants côtiers.....	27
1.1.4.3. Les houles.....	27
1.1.5. Géomorphologie.....	28
1.1.5.1. Le massif d'Alger.....	28
1.1.5.2. Le Sahel d'Alger.....	28
1.1.6. Les sources potentielles de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl.....	29
1.2. La baie d'Alger.....	30
1.2.1. Morphologie.....	30
1.2.2. Réseau hydrographique.....	30

1.2.3.	Sédimentologie	31
1.2.4.	Facteurs hydrodynamiques	32
1.2.4.1.	Les houles:.....	32
1.2.4.2.	Les courants.....	32
1.2.4.2.1.	Les courants généraux	32
1.2.4.2.2.	Les courants côtiers	33
1.2.5.	Sources de pollution.....	33
1.3.	La baie de Zemmouri.....	34
1.3.1.	Morphologie.....	34
1.3.2.	Réseaux hydrographiques	35
1.3.3.	La sédimentologie	36
1.3.4.	Etude hydrodynamique	37
1.3.4.1.	Les houles.....	37
1.3.4.2.	Les courants.....	38
1.3.4.2.1.	Les courants de dérive littorale.....	38
1.3.4.2.2.	Les courants de retour.....	38
1.3.4.2.3.	Les courants permanents	38
1.3.4.2.4.	Les courants de surface.....	38
1.3.5.	Les sources de pollutions	39
2.	Diagnostic de la région d'étude	39

Matériels & Méthodes	41
1. Plan et stratégie d'échantillonnage	42
1.1. Choix de la matrice sédimentaire	42
1.2. Localisation des stations.....	42
1.3. Travaux en mer.....	44
1.3.1. Prélèvement de sédiments superficiels	44
1.3.2. Conditionnement, stockage, conservation et transport des échantillons	45
1.4. Travaux au laboratoire.....	45
1.4.1. Traitement de sédiments	45
1.4.2. Le protocole expérimental	46
1.4.2.1. Minéralisation à blanc	46
1.4.2.2. Minéralisation des échantillons.....	46
1.4.2.3. Méthode d'analyse	46
1.4.2.4. Les conditions spectrométriques	47
1.4.2.4.1. Limite de détection (L.D.)	47
1.4.2.4.2. Etalonnage	47
1.4.2.4.2.1. Méthodes des standards seuls	47
1.4.2.5. Calcul des concentrations des métaux.....	49
1.4.2.5.1. Calcul du poids corrigé de l'échantillon.....	49
1.4.2.5.2. Détermination de la concentration au niveau du sédiment.....	49
1.4.2.6. Détermination du taux de la matière organique	50
1.4.2.6.1. Mode opératoire.....	50
1.5. Evaluation du niveau de la pollution	51

Résultats & Discussions	52
1. La baie de Bou-Ismaïl	53
1.1. Analyse paramétrique des données	53
1.1.1. Le Cuivre	53
1.1.2. Le Manganèse	53
1.1.3. Le Plomb.....	54
1.1.4. Le Zinc	54
1.2. Distribution spatiale des ETM.....	54
1.2.1. Le Cuivre	54
1.2.2. Le Manganèse	55
1.2.3. Le Plomb.....	55
1.2.4. Le Zinc	56
1.3. Evolution des concentrations des ETM.....	57
1.3.1. Estimation du niveau de contamination des sédiments.....	57
1.3.2. Comparaison des teneurs en ETM/ au d'autres études au niveau de la baie Bou-Ismaïl	58
2. La baie d'Alger.....	59
2.1. Analyse paramétrique des données	59
2.1.1. Le taux de la matière organique.....	59
2.1.2. Les teneurs en ETM	60
2.1.2.1. Le Fer	60
2.1.2.2. Le Cuivre.....	60
2.1.2.3. Le Manganèse	60
2.1.2.4. Le Nickel.....	60
2.1.2.5. Le Plomb	60
2.1.2.6. Le Zinc	61
2.2. Distribution spatiale de la matière organique et les ETM	61
2.2.1. Distribution spatiale de la matière organique	61
2.2.2. Distribution spatiale des ETM	62
2.2.2.1. Le Fer	62
2.2.2.2. Le Cuivre.....	62
2.2.2.3. Le Manganèse	63
2.2.2.4. Le Nickel.....	65
2.2.2.5. Le Plomb	65
2.2.2.6. Le Zinc	67
2.2.3. Evolution des concentrations des ETM	68
2.2.3.1. Comparaison des teneurs en ETM/ au d'autres études au niveau de la Baie d'Alger....	71
3. La baie de Zemmouri	72
3.1. Analyse paramétrique des données	72
3.1.1. Le taux de la matière organique.....	72
3.1.2. Les teneurs en ETM.....	73
3.1.2.1. Le Fer	73
3.1.2.2. Le Manganèse	73
3.1.2.3. Le Nickel.....	73
3.1.2.4. Le Plomb	73

3.1.2.5.	Le Zinc	73
3.2.	Distribution spatiale de la matière organique et les ETM	74
3.2.1.	Distribution spatiale de la matière organique	74
3.2.2.	Distribution spatiale des ETM	75
3.2.2.1.	Le fer	75
3.2.2.2.	Le Manganèse	75
3.2.2.3.	Le Nickel	76
3.2.2.4.	Le Plomb	77
3.2.2.5.	Le Zinc	78
3.2.3.	Evolution des concentrations des ETM	79
3.2.3.1.	Estimation du niveau de contamination des sédiments	79
3.2.3.2.	Comparaison des teneurs en ETM/ autres études (Alger et Bou-Ismaïl).....	80
4.	Applications statistiques.....	82
5.1.	Correlation matière organique-ETM	82
5.2.	Corrélation ETM-ETM.....	83
Conclusion générale		85
Références bibliographies		88

Résumé

La présente étude est pour but d'analyser les Eléments Traces Métalliques (ETM) (Fer, Manganèse, Chrome, Cadmium, Plomb, Nickel, Cobalt, Cuivre et Zinc) dans les sédiments superficiels du littoral Algérois pendant les deux années 2012 et 2014.

Pour réaliser cette étude, vingt neuf (29) échantillons de sédiments ont été prélevés au moyen d'une benne Van veen, permettant de recueillir les sédiments superficiels. Les métaux étudiés ont été analysés par la méthode spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA). La matière organique a été déterminée selon la méthode de perte à feu. Les résultats obtenus ont montré que les teneurs des neufs ETM analysés (Zn, Cu, Mn, Cd, Pb, Co, Cr, Fe et Ni) ne dépassent pas les valeurs moyennes naturelles à l'exception d'une anomalie en Zinc et Cuivre observée au niveau de la station située au port de Bouharoun. Cette anomalie est en grande partie due aux activités portuaires.

Le taux de la matière organique est plus élevé par rapport à la norme en mer méditerranéenne.

Conclusions et applications : Ces résultats pourraient servir de base aux politiques environnementales nationales et autres activités qui visent à protéger les espaces côtiers et exploiter ses ressources marines d'une façon raisonnable, prenant en compte la durabilité de la richesse du pays.

Mots clés: Métaux en Traces Métalliques, sédiment, surveillance, pollution, littoral

Abstract

This study aims to analyze the elements Metallic Traces (ETM) (Iron, Manganese, Chromium, Cadmium, Lead, Nickel, Cobalt, Copper and Zinc) in surface sediments of the coast of Algiers during the two years 2012 and 2014.

For this study, twenty nine (29) sediment samples were collected using a Van veen bucket, to collect surficial sediments. The metals studied were analyzed by the atomic absorption spectrophotometric method (AAS). The organic material was determined according to the heat loss method. The results obtained showed that the contents of the analyzed nine ETM (Zn, Cu, Mn, Cd, Pb, Co, Cr, Fe and Ni) does not exceed the natural average values with the exception of one anomaly Zinc and Copper observed at the station at the port Bouharoun. This anomaly is largely due to port activities.

The rate of organic matter is higher compared to the standard in the Mediterranean Sea.

Conclusions and applications: These results could provide the basis for national environmental policies and other activities to protect coastal areas and exploit its marine resources in a reasonable manner, taking into account the sustainability of the rich paid.

Keywords: Metal Metals in Traces, sediment monitoring, pollution, coastal

Remerciements

Je suis très heureux de pouvoir exprimer ma gratitude à toute personne ayant contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail. Mes plus vifs remerciements s'adressent à :

M^{me} HOUMA-BACHARI. F, Professeur à l'ENSSMAL, qui me fait l'honneur de présider ce jury. Qu'elle trouve dans ces lignes le témoignage de ma respectueuse reconnaissance, je tiens aussi à lui exprimer mes sincères remerciements pour tout aide et soutien qu'elle m'a offert durant toute la période de cette formation de post-graduation;

Mlle LOUANCHI. F, Professeur à l'ENSSMAL, qui me fait l'honneur de juger ce mémoire malgré ses nombreuses occupations, pour ses encouragements et son aide ;

Mme CHERNAI-HAMDI. S, Docteur à l'ENSSMAL, pour avoir accepté d'examiner ce travail. Qu'elle trouve également dans ces lignes le témoignage de ma respectueuse reconnaissance ;

Mr. BOULAHDID. M, Professeur (ENSSMAL), qui a encadré et dirigé cette étude et qui par ses conseils et sa disponibilité m'a initié à la géochimie; il m'a fait bénéficier, de son expérience et de ses connaissances judicieuses. Je suis profondément reconnaissant pour l'intérêt qu'il a porté à ce travail et pour l'empressement qu'il a manifesté à le voir aboutir, puisse-t-il trouver ici la marque de mon profond respect ainsi que mes remerciements les plus sincères.

Ce travail n'aurait pu être réalisé sans l'aide efficace et précieuse de tous ceux qui m'ont aidé. Je tiens à remercier particulièrement Mr. BOUDJELLAL Benyahia, ingénieur au laboratoire de chimie à l'ENSSMAL, pour son assistance technique et scientifique, leur présence, leurs conseils et leurs encouragements.

Mes remerciements vont aussi à Mlle. Azouani Sofia et Mlle Guerfi Lynda du Laboratoire Centrale de l'Environnement (LCE).

A l'ensemble du personnel de l'E.N.S.S.M.A.L, qui m'ont permis de réaliser cette étude dans les meilleures conditions et dans une bonne ambiance.

Je tiens à exprimer toute ma gratitude à mes parents qui m'ont accompagné tout au long de mon parcours, à leurs encouragements et leurs nobles sacrifices.

Que tous mes amis et ceux qui ont contribué de près ou de loin à ma réussite, puissent trouver ici, toute ma reconnaissance et mes plus vifs remercie

Liste des tableaux

Tableau 1: Donnees analytiques en absorption atomique (Perkin Elmer®, Aanalyst 700).	47
Tableau 2: Interpretation de l'état de pollution par L'IC (A.B.R.M.C, 1988).	51
Tableau 3: Normes des ETM dans les sediment (A.B.R.M.C, 1985).	51
Tableau 4: Les valeurs moyennes et extremes des teneurs etm des sediments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (n=11) pour l'annee 2012.....	53
Tableau 5: Comparaison des teneurs ETM avec celles obtenus dans autres etudes anterieures, resultats exprimes en µg/g (du poids sec du sediment).....	58
Tableau 6: Les valeurs moyennes et extremes de la matiere organique et des teneurs en ETM des sediments superficiels da la baie d'Alger. (n=08) (annee 2014).	59
Tableau 7: Les valeurs moyennes et extremes des teneurs en Etm des sediments superficiels de la baie de d'Alger (n=06) (annee 2012).	59
Tableau 8: Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans d'autres etudes anterieures au niveau de la baie d'alger, resultats exprimes en µg/g (du poids sec du sediment).....	71
Tableau 9: Les valeurs moyennes et extremes de la matiere organique et des teneurs en ETM des sediments superficiels de la baie de Zemmouri (n=04) (annee 2014).....	72
Tableau 10: Comparaison des teneurs en etm avec celles obtenues dans la baie d'alger et la baie de Bou-Ismaïl et autres regions algeriennes, resultats exprimes en µg/g (du poids sec du sediment).....	80
Tableau 11: Correlation entre MO-ETM dans le sediment superficiel (baie d'Alger et baie de Zemmouri, 2014).....	83
Tableau 12: Correlation ETM-ETM dans les sediments superficiels dans les trois baies (Alger, Bou-Ismaïl et Zemmouri).....	83

Liste des figures

Figure 1: Cycle biogeochimique des metaux lourds (PNUE, 1986).....	17
Figure 2: Diagramme triangulaire de classification des sediments en fonction de leur texture....	21
Figure 3: Localisation geographique de la zone d'etude.	23
Figure 4: Morphologie cotiere de la baie de Bou-Ismaïl (P.A.C., 2004).....	24
Figure 5: Reseau hydrographique (P.A.C., 2004).....	25
Figure 6: Carte sedimentologique de la baie de Bou-Ismaïl (L.E.M., 1998).....	26
Figure 7: Transit sedimentaire dans la baie de Bou-Ismaïl (L.E.M., 2005).....	28
Figure 8: Carte geomorphologique de la baie de Bou-Ismaïl (L.E.M., 1998).....	29
Figure 9: Points de deversement des rejets dans la baie de Bou-Ismaïl (P.A.C., 2004).....	30
Figure 10: Nature du fond de la baie d'alger (Maouche, 1987).....	32
Figure 11: Schema probable de la dynamique sedimentaire dans la baie d'alger (L.E.M., 1998)....	33
Figure 12: Rejets d'eaux usees dans la baie d'alger (Bakalem, 2004 In Mennad, 2008).	34
Figure 13: Les reseaux hydrographiques de la region.	36
Figure 14: Carte des formations sedimentaires sur le plateau continentale de la baie de zemmouri (Leclaire, 1972).	37
Figure15 : Carte de positionnement des stations de prelevement dans la baie de bou-ismaïl pour l'annee 2012.	43
Figure16 : Carte de positionnement des stations de prelevement dans la baie d'alger pour l'annee 2012 et 2014.	43
Figure17 : Carte de positionnement des stations de prelevement dans la baie de zemmouri pour l'annee 2014.	44
Figure 18: Presentation schematique des differentes etapes de traitement du sediment.	45
Figure 19: Droites d'etalonnage des etm analyses.	48
Figure 20: distribution spatiale du cuivre dans le sediment superficiel cotier de la baie de bou- ismaïl (annee 2012).	54
Figure 21: Distribution spatiale du manganese dans les sediments superficiels cotiers de la baie de bou-ismaïl (annee 2012).	55
Figure 22: Distribution spatiale du plomb dans les sediments superficiels de la baie de bou- ismaïl (annee 2012).	56

Figure 23: Distribution spatiale du zinc dans les sediments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (annee 2012).	56
Figure 24: Repartition des ETM dans les sediments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (annee 2012).	57
Figure 25 : Les indices de contamination (IC) calcules pour evaluer la pollution des sediments par les ETM.	58
Figure 26: Distribution spatiale du taux de la matiere organique dans la baie d'Alger (annee 2014).	61
Figure 27: Distribution spatiale du fer dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	62
Figure 28: Distribution spatiale du cuivre dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	63
Figure 29: Distribution spatiale du cuivre dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2012).	63
Figure 30: Distribution spatiale du manganese dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	64
Figure 31: Distribution spatiale du manganese dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2012).	64
Figure 32: Distribution spatiale du nickel dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	65
Figure 33: Distribution spatiale du plomb dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	66
Figure 34: Distribution spatiale du plomb dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2012).	66
Figure 35: Distribution spatiale du zinc dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2014).	67
Figure 36: Distribution spatiale du zinc dans les sediments superficiels côtiers de la baie d'Alger (annee 2012).	68
Figure 37: Répartition des ETM dans les sediments de la baie d'Alger (annee 2014).	69
Figure 38: Repartition des ETM dans les sediments superficiels de la baie d'Alger.	70
Figure 39: Les indices de contamination (IC) calcules pour evaluer la pollution des sediments par les ETM (baie d'Alger 2012).	70

Figure 40: Les indices de contamination (IC) calcules pour evaluer la pollution des sediments par les ETM analyses (annee 2014).....	71
Figure 41 : Distribution spatiale du taux de la matiere organique dans la baie de Zemmouri (annee 2014).	74
Figure 42: Distribution spatiale du fer dans les sediments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (annee 2014).	75
Figure 43: Distribution spatiale du manganese dans les sediments superficiels cotiers de la baie de Zemmouri (annee 2014).....	76
Figure 44: Distribution spatiale du nickel dans les sediments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (annee 2014).	77
Figure 45: Distribution spatiale du plomb dans les sediments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (annee 2014).	77
Figure 46 : Distribution spatiale du zinc dans les sediments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (annee 2014).	78
Figure 47: Repartition des ETM dans les sediments superficiels de la baie de Zemmouri (annee 2014).....	79
Figure 48: Les indices de contamination (IC) calcules pour evaluer la pollution des sediments par les ETM Analyses (annee 2014).	80

Introduction

Introduction

Le littoral algérien a connu un développement considérable depuis l'indépendance en 1962. Il est caractérisé particulièrement par une croissance très importante des activités urbaines, industrielles et agricoles. L'accroissement de ces activités, parfois immodéré, est à l'origine de pollutions anthropiques de nature très diverses (chimique, physique et microbiologique...etc.). La contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux demeure un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant (Reyms-Keller et al, 1998). Ils sont présents dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique (eau, sédiment et biote) (Langstone et al, 1999). Ces substances, reconnues persistantes et toxiques, notamment les éléments traces métalliques (ETM) non essentiels, ont tendance à s'accumuler dans les zones côtières et estuariennes qui forment des milieux récepteurs importants.

Parmi ces zones côtières, en Algérie, la région algéroise se caractérise par la présence des écosystèmes littoraux vulnérables auxquels est associée une image de patrimoine écologique à préserver. Parallèlement, ces écosystèmes littoraux constituent un pôle économique essentiel avec les nouvelles tendances du pays pour la valorisation des exploitations des ressources marines auxquels s'ajoutent le souci de développement des activités liées à l'urbanisation et au tourisme, ainsi que des aménagements non seulement sur la bande littorale mais aussi sur tous les bassins versants y compris les régions des wilayas de Blida, de Tipaza, de Boumerdes et d'Alger.

Les pressions anthropiques qui s'exercent sur ces zones côtières peuvent être très fortes allant jusqu'au dysfonctionnement de leur écosystème dont les conséquences sont mal connues. Une meilleure connaissance du niveau de contamination chimique de ces écosystèmes s'avère essentielle pour mieux cerner ces pressions anthropiques et évaluer ses évolutions ainsi que les atteintes durables qu'elles représentent pour des écosystèmes aquatiques.

Les sédiments sont souvent étudiés comme réservoirs ou puits de nombreux polluants chimiques (Yao et al, 2009). Ils sont des pièges à micropolluants qui forment une mémoire de la pollution historique des cours d'eau (Boucheseche et al, 2002). C'est pour ces différentes raisons qu'ils ont été étudiés par plusieurs auteurs dans le cadre des recherches sur la qualité des milieux aquatiques (cours d'eau, lagunes, lacs et zones côtières (Chouti Waris et al, 2010).

Dans l'optique de la surveillance continue des zones côtières, le présent travail s'inscrit dans le contexte d'une contribution à une meilleure compréhension de l'évolution de la contamination

des sédiments par les éléments en traces métalliques ETM au niveau du littoral algérois (baie de Bou-Ismaïl, Baie d'Alger et Baie de Zemmouri). Ce travail a été réalisé au niveau du laboratoire de recherche "chimie et pollution marine" de l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral "ENSSMAL" dans le contact du projet MERMEX.

Pour réaliser ce travail, vingt neuf (29) échantillons de sédiments côtiers ont été prélevés à l'aide d'une benne van veen à bord de l'embarcation Baba Arroudj et l'embarcation Récif, s'étalant entre 2012 et 2014 dont Onze (11) prélèvement dans la baie de Bou-Ismaïl en avril 2012; Six (06) prélèvement dans la baie d'Alger en août 2012; huit (08) dans la baie d'Alger en août 2014 et quatre (04) prélèvement dans la baie de Zemmouri en août 2014. Ces échantillons de sédiments ont été prélevés à une profondeur allant de 06 à 40 m.

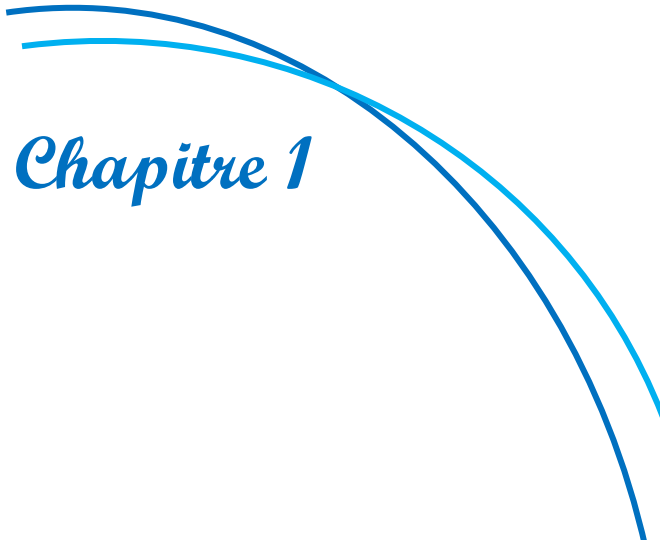
Les paramètres étudiés dans ce travail sont les métaux traces (le Zinc, le Nickel, le Cuivre, le Chrome, le Cadmium, le fer, le Manganèse, le Cobalt et le Plomb) et la matière organique.

Les principaux objectifs de cette étude sont:

- Quantification des éléments traces métalliques (ETM) dans les sédiments et la connaissance de l'évolution et l'état de contamination de cette matrice;
- Estimation de l'évolution des ETM en fonction de présence de la matière organique;

Le présent mémoire est organisé en quatre chapitres :

- Le premier chapitre, « Généralités sur les ETM et les sédiments », constitue un rappel de certaines considérations sur les ETM, leurs caractéristiques physico-chimiques, leurs comportements biogéochimiques dans l'environnement.
- Le chapitre II, « Zone d'étude », décrit le littoral Algérois. Cette description est basée sur la bibliographie disponible et sur certaines observations réalisées sur le terrain.
- Le chapitre III, « Matériels et Méthodes », décrit les travaux réalisés à bord et au laboratoire, notamment les méthodes de prélèvement in situ, le conditionnement et la conservation des échantillons ainsi que l'analyse par spectrophotométrie d'Absorption Atomique;
- Le dernier chapitre, « résultats et discussion », est consacré à la présentation des résultats obtenus, leur analyse et leur discussion.
- Enfin, une « Conclusion Générale », qui fait ressortir les éléments essentiels de ce travail, clôture ce mémoire.



Chapitre 1

Synthèses bibliographiques

1. Généralités sur les métaux traces et leurs effets dans l'environnement

L'objectif principal de ce mémoire est d'étudier l'impact des **métaux** sur l'environnement marin. Ils sont communément appelés métaux lourds, pour désigner les éléments métalliques ayant une densité supérieure à 5 g.cm^{-3} (Alloway et al, 1995, Callender, 2003), et précipitant avec les sulfures. D'autre part, le terme « *métaux lourds* » est souvent étendu pour associer par abus certains métalloïdes comme l'arsenic (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997).

Ils sont connues aussi comme **éléments traces métalliques**, parce qu'ils se trouvent en faibles concentrations dans la croûte terrestre. Toutefois, des facteurs anthropiques comme l'activité industrielle, peuvent générer une augmentation considérable des concentrations en métaux dans l'environnement affectant toutes les matrices naturelles (eaux, sol, air et biotes). Les métaux traces peuvent être concentrés naturellement pour former des gisements à caractère économique.

Ainsi, pour toutes ces raisons, la plupart des scientifiques préfèrent, à l'appellation métaux lourds, l'appellation «**Eléments en Traces Métalliques (ETM)**» ou tout simplement « éléments traces » (Miquel, 2001).

1.1. Rappels généraux sur les métaux lourds

A la différence de la plupart des contaminants organiques, les métaux lourds sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ainsi, normalement ces éléments sont présents à de faibles teneurs (à l'état de traces, moins de 0.1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003). Ces faibles concentrations en métaux traces constituent le fond géochimique d'une zone ou région donnée.

Pour évaluer l'impact d'un métal lourd dans l'environnement, la seule présence n'est pas suffisante. Cet impact est potentiel si le métal donné se trouve à des niveaux des concentrations anormalement élevées par rapport au fond géochimique (Alloway et Ayres, 1997). C'est pourquoi bien connaître le fond géochimique est essentiel pour déterminer la contamination des sédiments par les métaux traces (Runnells et al, 1992).

Une fois que les métaux lourds ont été libérés dans le milieu par des processus naturels (ex. altération) ou anthropiques (ex. activités industrielles) depuis leur source, ils peuvent être transportés par voie éolienne via des aérosols ou par voie aqueuse via l'eau (rejet direct des effluents liquides industrielles sans traitement préalable), les matières en suspension ou les

sédiments de fond des cours d'eau ; leurs concentrations est un paramètre important pour caractériser l'impact, toutefois il est très important de connaître la disponibilité de leur concentrations dans le milieu vis-à-vis des organismes terrestres et aquatiques (Alloway et Ayres, 1997). Cette « disponibilité » d'un élément vis-à-vis des organismes (appelée parfois abusivement « biodisponibilité ») est très contrôlée par la dissolution et la mise en solution à partir des minéraux porteurs, et par la suite par l'adsorption et la précipitation de cet élément par des réactions géochimiques ayant lieu dans les eaux, les sédiments ou les aérosols.

Le degré dans lequel un métal est absorbé ou précipité dépend notamment des ses propriétés intrinsèques (état d'oxydation, rayon atomique, ...etc.), des paramètres physico-chimiques de l'environnement (pH et potentiel d'oxydoréduction), de la nature de l'absorbant (charge dépendant du pH, type de complexes ligands, surface spécifique), des autres métaux (ou d'autres cations majeurs) présents et de leurs concentrations (Alloway et Ayres, 1997 ; Sigg et al, 2000).

En raison de leurs différentes caractéristiques spécifiques, les métaux traces ont été largement utilisés dans l'industrie et les nouvelles technologies (métallurgiques, électroniques ...). En conséquence, leurs sources anthropiques sont assez vastes et leur introduction dans l'environnement est plutôt relativement récent (Challender, 2003).

Parmi les sources anthropiques potentielles de métaux traces, il convient de signaler : l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides appliqués dans la culture des sols, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets médicaux, les déchetteries de villes, les émissions des usines et moteur à explosion, les effluents des égouts et boues d'épuration (Cotran et al, 1990 ; Fergusson, 1990 ; Hong et al, 1994 ; Candelone et al, 1995 ; Du Bray, 1995 ; Alloway et Ayres, 1997 ; Freyssinet et al, 2002 ; Challender, 2003 ; Plumlee et Ziegler, 2003 ; Gavilán García et al, 2004 ; Sukandar et al, 2006). Toutefois, il semble que la source anthropique principale de métaux lourds pour l'environnement est celle produite par l'activité minière et les industries qui y associées. Elle a été aussi identifiée comme un des premiers impacts environnementaux provoqués par l'homme (Nriagu, 1996 ; Larocque et Rasmussen, 1998 ; Leblanc et al, 2000).

1.2. Les effets biochimiques des métaux lourds

Selon leurs effets biochimiques, les métaux lourds sont classés en grandes catégories:

A. Les ETM essentiels : sont nécessaires pour les organismes vivants et considérés comme des micronutriments dont leurs insuffisances ou leurs absences entravent le fonctionnement ou empêchent le développement d'un organisme. On trouve Fe, Mn, Zn et Cu pour les plantes et les animaux. Par ailleurs, Co, Cr et se sont essentiels seulement pour les animaux, alors que Mo est un micronutriment pour les végétaux. Ces éléments constituent des enzymes et protéines qui sont très importantes dans les processus métaboliques des organismes ([Alloway et Ayres, 1997](#));

Toutefois, si ces éléments essentiels se trouvent en fortes concentrations, ils peuvent devenir toxiques pour les organismes ; c'est pour cette raison, les scientifiques ont élaborés des guides pour la qualité des eaux et des sédiments. Ces guides de qualité sont déterminés en fonction d'un organisme ponctuel par exemple : l'homme pour le guide de qualité de l'eau ([O. P. S, 1987](#)). Quand le guide de qualité cherche à avoir un caractère général, les organismes choisis sont les plus simples possibles, en bout de chaîne trophique, comme c'est le cas des guides de qualité des sédiments ([Ingersoll et al, 2000](#)).

B. Les ETM non essentiels: Ces métaux ne sont pas nécessaires pour le développement des êtres vivants et n'assurent aucune fonction métabolique, et généralement ont un seuil de concentration beaucoup plus bas pour devenir toxiques (As, Cd, Pb, U, Hg, Sb, Tl, Et, Pu) ([Freiberg et al, 1979](#) ; [O. P. S., 1987](#) ; [Alloway et Ayres, 1997](#) ; [Ingersoll et al, 2000](#)).

1.3. Caractéristiques générales des ETM

Certaines caractéristiques générales des éléments traces métalliques les plus connus seront détaillées comme suit:

1.3.1. Le Fer (Fe)

Le fer est un élément chimique, de symbole Fe et de numéro atomique 26. Le noyau de l'atome de fer 56 est l'isotope le plus stable de tous les éléments chimiques, car il possède l'énergie de liaison par nucléon la plus élevée ([Mahan, 1987](#)). Le fer est ferromagnétique: les moments magnétiques des atomes s'alignent sous l'influence d'un champ magnétique extérieur et conservent leur nouvelle orientation après la disparition de ce champ ([Mahan, 1987](#)).

Le Fer, à l'air libre en présence d'humidité, se corrode en formant de l'hématite Fe_2O_3 (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). L'hématite étant un matériau poreux, la réaction d'oxydation peut se propager jusqu'au cœur du métal, contrairement, par exemple, à l'aluminium, qui forme une couche fine d'oxyde imperméable. En solution, il présente deux valences principales:

- Fe^{2+} (le fer ferreux) qui présente une pale couleur verte ;
- Fe^{3+} (le fer ferrique) qui possède une couleur rouille caractéristique.

1.3.1.1. L'utilisation du Fe par l'homme et dans les cycles biologiques

Les premières preuves de l'utilisation du fer remontent à environ 4000 av. J.-C., chez les Égyptiens et Sumériens. Quelques objets comme des pointes de lances, des dagues et des ornements étaient forgés de fer provenant de météorites (Mahan, 1987). L'utilisation du fer est largement appliquée sous forme d'acier dans la construction. Mais, le Fe est aussi utilisé dans l'industrie technologique sous forme de fer métallique et d'oxydes depuis des décennies pour fixer des informations analogiques ou numériques sur des supports appropriés (bandes magnétiques, cassettes audio et vidéo, disquettes). Le fer est un des nutriments qu'on retrouve dans les aliments, parce que cet élément est essentiel pour l'homme et les autres organismes notamment dans la composition de l'hémoglobine du sang qui permet aux globules rouges la fixation et le transport de l'oxygène dans le corps humain (Anonyme, 2007). Toutefois, l'Organisation Mondiale de la Santé recommande de ne pas dépasser 0.3 g/l, au delà de cette limite, les systèmes digestifs peuvent être perturbés (O. P. S., 1987).

1.3.2. Le Manganèse (Mn)

Le manganèse est un élément chimique, de symbole Mn et de numéro atomique 25. Ce nom découle des propriétés magnétiques de la pyrolusite, un minéral qui était déjà connu dans l'Antiquité (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). Le manganèse est un métal de transition gris-blanc qui ressemble au fer. C'est un métal dur et fragile, il fond sans difficulté, mais il est facilement oxydé.

Le manganèse n'est ferromagnétique qu'après un traitement spécifique. Le métal et ses ions les plus communs sont paramagnétiques (Mahan, 1987). Les états d'oxydation les plus communs sont +2, +3, +4, +6 et +7, bien que tous les états entre +1 et +7 soient observés. Mn^{2+} est souvent en compétition avec Mg^{2+} dans les systèmes biologiques. Les composés de manganèse où celui-ci est en état +7 sont de puissants agents oxydants (par exemple, le permanganate de potassium KMnO_4 , à la couleur violet sombre bien connue (Mahan, 1987).

1.3.2.1. L'utilisation du Mn par l'homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

Le manganèse est connu depuis la préhistoire. Des peintures de plus de 17000 ans utilisent le dioxyde de manganèse comme pigment. Les Égyptiens et les Romains utilisaient des composés de Manganèse dans la fabrication du verre pour le colorer (Anonyme, 2007). Vers le début du XIXe siècle, des scientifiques commencèrent à étudier l'utilisation du manganèse dans la fabrication de l'acier. Etant donné que c'est un micronutriment il est souvent trouvé dans la composition des engrais (Anonyme, 2007).

L'excès de Mn dans l'eau peut causer la cirrhose du foie chez l'homme. Toutefois l'inhalation est beaucoup plus dangereuse parce qu'elle génère des pneumonies, et si l'exposition est chronique il peut causer des problèmes neurologiques (Plumlee et Ziegler, 2003).

1.3.3. Le Zinc (Zn)

Le zinc est un élément chimique, de symbole Zn et de numéro atomique 30. Le zinc est un métal moyennement réactif qui se combine avec l'oxygène et d'autres non-métaux. Il réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène (Mahan, 1987). L'état d'oxydation unique du zinc est +2 (appelé ion zincique), ainsi la géochimie du zinc est relativement peu complexe et l'on note un comportement chalcophile assez marqué par une association fréquente avec le soufre (Mahan, 1987).

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Lantzy et Mc Kenzie, 1979 ; Phelan et al, 1982 ; Horowitz, 1985). Cependant, Nriagu (1991 ; 1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel.

Le minerai le plus utilisé est le sulfure de zinc appelé blende ou sphalérite (ZnS). Le mot blende, désormais abandonné dans la littérature minéralogique, provient du mot allemand *blenden* : «éblouir, tromper» (Anonyme, 2007). Ce sulfure, le plus répandu dans la lithosphère, cristallise dans le système cubique. Il peut contenir des impuretés métalliques, telles que du fer (blendes foncées) : la marmatite, (Zn, Fe)S, contient jusqu'à 14 % de fer (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). Dans la nature, la sphalérite est associée à d'autres sulfures, comme la galène (sulfure de plomb, PbS). La wurtzite a la même composition chimique mais cristallise dans le système hexagonal :

c'est le polymorphe de haute température de ZnS (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). L'altération des sulfures par oxydation produit la libération de l'ion zincique.

L'oxydation de la sphalérite ne génère théoriquement pas d'acidité (Jennings et al, 2000), cependant, Zn est très souvent substitué par Fe dans les sphalérites. Dans ce cas, leur oxydation, libère de l'acidité (Dold, 1999). D'autres cas de génération d'acidité peuvent provenir des oxydations par des drainages acides.

Le cation libre Zn^{2+} prévaut dans les eaux de surface pour les conditions environnementales de pH au-dessous 8, tandis que l'espèce neutre ZnCO_3 (smithsonite) est abondante dans les eaux à pH supérieur à 8 (Hem, 1972 ; Stumm et Morgan, 1996). Sous l'ancien vocable de calamine, on trouve ce carbonate de zinc (smithsonite) et l'hémimorphite (silicate de zinc, $\text{Zn}_4\text{Si}_2\text{O}_7(\text{OH})_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$).

Les deux minéraux peuvent être associés, et le premier était une des premières sources exploitées pour l'obtention de Zn. En outre, quand les eaux sont acides, Zn va être complexé avec les sulfates (SO_4^{2-}). Si les conditions environnementales sont extrêmes en acidité ou en évapotranspiration, elles peuvent provoquer la précipitation de sels sulfatés (Nordstrom et Alpers, 1999 ; Jambor et al, 2000 ; Swedlund et Webster, 2001 ; Challenger, 2003 ; Hammarstrom et al, 2005).

1.3.3.1. L'utilisation du Zn par l'homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

La principale utilisation du Zinc est la galvanisation des aciers (Anonyme, 2007). La galvanisation consomme 47 % du zinc exploité dans le monde. L'acier galvanisé est utilisé dans l'automobile, la construction, l'électroménager, les équipements industriels, etc. Le laiton (alliage de cuivre et de zinc) et le bronze (alliage de cuivre et d'étain, auquel on ajoute parfois du zinc) consomment 19 % du zinc. Les alliages de zinc, tel le zamac, pour pièces moulées (automobile, équipements ménagers, pièces industrielles,...etc.) représentent 14 % de sa consommation, les produits chimiques, 9 %, et les autres applications (dont les plaques et pièces pour toiture), 11 % (Anonyme, 2007).

Il est aussi utilisé en agriculture (Anonyme, 2007), comme apport d'oligo-élément, essentiellement en zone de sols fortement calcaires. La culture la plus sensible à la carence ou l'insuffisance en zinc est probablement le maïs. Des symptômes d'insuffisance apparaissent aussi

sur la plupart des arbres fruitiers ([Anonyme, 2007](#)). Les apports, préventifs ou curatifs, se font sur le sol ou par pulvérisation foliaire.

Le zinc est présent dans plusieurs centaines d'enzymes, et participe aux échanges oxygène-gaz carbonique par les globules rouges. Le zinc semble également intervenir dans les processus immunologiques ([Anonyme, 2007](#)). L'apport de cet oligo-élément diminue significativement la survenue de certaines infections (essentiellement pneumonie et diarrhée) chez les enfants des pays en voie de développement ([Black, 2003](#)), ce qui peut se traduire en terme de gain d'espérance de vie ([Bhutta et al, 1999](#)).

Cependant, comme tout oligo-élément, l'incorporation du Zn en quantité trop importante peut entraîner un phénomène de toxicité. En effet, le caractère phytotoxique de Zn a été montré par de nombreuses études qui ont souligné une diminution de la production de biomasse dans des sols amendés avec des boues riches en Zn ([Giordano et al, 1975](#) ; [Hinesly et al, 1977](#) ; [Koomen et al, 1990](#) ; [Chang et al, 1992](#)). Même si les végétaux arrivent à se développer sur sols pollués en Zn, les végétaux ayant poussé dans des sites contaminés présentent des concentrations importantes, certaines dépassant des normes internationales de qualité alimentaire ([Liu et al, 2005](#)).

Le zinc possède également un effet toxique chez les animaux et chez l'homme, dans les poissons la dose létale est comprise entre 0,5 et 5 mg/l en Zn ([Moore et Ramamoorthy, 1984](#)). Les troubles physiologiques humains causés par ce type d'intoxications dans un cas primaire, vont comprendre des nausées et des troubles du système gastro-intestinal, et seront suivis de complications dans le système respiratoire ainsi que par des affections cutanées ([Yong et al, 1993](#)). Enfin, Zn est soupçonné être cancérigène pour l'homme ([Emsley, 1991](#) ; [Yong et al, 1993](#)).

1.3.4. Le Cadmium (Cd)

Le cadmium est un élément chimique de symbole Cd et de numéro atomique 48 ([Mahan, 1987](#)). Le cadmium fut découvert en 1808 par Magnus Martin af Pontin, mais c'est en 1817 que l'allemand Friedrich Stromeyer le prépara pour la première fois ([Mahan, 1987](#)). Le nom de Cadmium vient du latin *cadmia*, « calamine », ancien nom donné au carbonate de zinc – le cadmium était extrait de ce minerai aux environs de la ville de Thèbes, qui fut fondée par Cadmos, et dont la citadelle porte le nom de *kadmeia*, en français Cadmée ([Anonyme, 2007](#)). Le cadmium est un métal blanc, mou et malléable. Il ternit au contact de l'air ([Callender, 2003](#)).

Le cadmium n'existe pas à l'état natif. Son minéral, la greenockite est très rare et inexploité (Hurlbut Jr. et Klein, 1982 ; Wedepohl, 1995). Le cadmium est présent dans presque tous les minerais de zinc (la teneur en cadmium varie de 0.01 à 0.05%). Le cadmium est également présent dans des minerais de plomb et de cuivre, ainsi que dans des phosphates naturels (Hurlbut Jr. et Klein, 1982).

Dans les eaux naturelles l'ion Cd^{2+} prédomine au-dessous de pH 8, CdCO_3 est prédominant entre les pH de 8 à 10 (Hem, 1972). Dans sa spéciation, il est généralement considéré comme dissous, seules les rivières très riches en matières en suspension ou des eaux proches du fond des rivières, peuvent présenter du Cd adsorbé à la fraction solide (Li et al, 1984). L'adsorption du Cd dans la fraction solide est considérée comme étant un enjeu majeur pour expliquer la concentration de cet élément dans les eaux naturelles (Lum, 1987).

1.3.4.1. L'utilisation du Cd par l'homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

Le cadmium a de multiples utilisations : notamment dans les écrans de télévision, les barres de contrôles des réacteurs nucléaires, les colorants (émail, glaçure). Il entre dans la composition de nombreux alliages à bas point de fusion (soudures, brasures) et sert à la fabrication de certaines batteries d'accumulateurs (Anonyme, 2007). Mais ses principales utilisations sont celles de ces composés qui concernent les revêtements anticorrosion (appliqué sur l'acier par cadmiage, le cadmium protège contre la corrosion, en particulier saline) ou encore la fabrication de pigments de couleurs (jaune et rouge). Sa toxicité est connue depuis les années 50. Très toxique sous toutes ses formes (métal, vapeur, sels, composés organiques), le cadmium est l'un des rares éléments n'ayant aucune fonction connue dans le corps humain ou chez l'animal. Il faut éviter son contact avec des aliments. Chez l'Homme, il provoque notamment des problèmes rénaux et l'augmentation de la tension (Plumlee et Ziegler, 2003). Les effets toxiques du Cd ne sont pas seulement pour l'homme, mais aussi pour les végétaux et les animaux (Benito et al, 1999).

1.3.5. Le Cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29. Métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante, le seul métal pur ayant une meilleure conductivité électrique est l'argent (Hurlbut Jr. et Klein, 1982 ; Mahan, 1987). Sa couleur rougeâtre le diffère au même titre que l'or par la couleur

généralement grise des métaux. Le cuivre est un des rares métaux qui existe à l'état natif. L'occurrence du cuivre natif est cependant assez faible (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). Cu est moyennement abondant dans la croûte terrestre pour être un métal lourd (Wedepohl, 1995) ; on le trouve le plus fréquemment sous forme de sulfure ou de sulfosel (Hurlbut Jr. et Klein, 1982).

Les modèles chimiques pour les eaux naturelles montrent que Cu reste à l'état d'ion $^{2+}$ jusqu'à un pH de 6 unités. Pour la plupart des eaux neutres, $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$ et CuCO_3 sont également importants (Millero, 1975), le second est plus important entre pH 7 et 8. Ensuite, à pH au-dessus de 8 le complexe de dihydroxide de cuivre (2+) prédomine. Le cuivre forme aussi plusieurs complexes avec des ligands organiques (Callender, 2003).

Dans le cycle sédimentaire, Cu est associé aux minéraux argileux, et spécialement associé au carbone et manganèse. En conditions acides, Cu est plus soluble que dans les milieux tamponnés. La malachite précipite dès que le pH est supérieur à 7 (Garrels et Christ, 1965). Toutefois, dans un milieu réducteur la phase minérale prédominante est le sulfure cuivreux ou chalcosine (Cu_2S).

1.3.5.1. L'utilisation du Cu par l'homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

Le cuivre pourrait bien être le premier métal à avoir été utilisé, étant donné que des pièces datant de 8700 avant J.-C. ont été trouvées. En 2004, la production mondiale de cuivre était de 16.015 millions de tonnes. Les principaux producteurs sont le Chili (37.3%), les États-Unis (8%, dont 62 % en Arizona), le Pérou (7.1%) et l'Indonésie (5.7%). En Europe, le principal producteur est la Pologne avec 585 000 t/an (Anonyme, 2007).

Ses vertus bactéricides et antifongiques et sa ductilité ont aussi, comme pour le plomb (qui est lui bien plus toxique), justifié son utilisation dans les canalisations d'eau et dans certains pays pour les toitures et gouttières. Sa résistance à la corrosion et sa toxicité empêchant la prolifération et la fixation d'algues et d'organismes marins a encouragé ses usages dans la marine, sous forme de cuivre ou plus souvent de laiton (clous, hublots, serrures, charnières, etc.). Les sels de cuivre, comme le sulfate ou l'oxychlorure, présentent des propriétés fongicides mises à profit pour la viticulture et l'agriculture (Anonyme, 2007).

Le cuivre, à très faible dose est un oligo-élément indispensable à la vie (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997). Il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et

remplace même le fer pour le transport de l'oxygène chez une espèce d'arthropode, le limule, dont le sang est bleu (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997). Chez l'homme et les mammifères, régulés par le foie, le cuivre intervient dans la fonction immunitaire et contre le stress oxydant, son manque cause le syndrome de Menke (Plumlee et Ziegler, 2003). Le cuivre est aussi, à dose plus élevée et sous ses formes oxydées, un puissant poison pour l'Homme, causant la maladie de Wilson (Plumlee et Ziegler, 2003). Le cuivre contamine les eaux environnantes à des doses et concentrations infimes (10 µg/ l) (Leckie et Davis, 1975) pour de nombreux organismes : algues, mousses, microorganismes marins, champignons microscopiques (Fergusson, 1990 ; Alloway et Ayres, 1997).

1.3.6. Le Plomb (Pb)

Le plomb est un élément chimique de la famille des cristallogènes, de symbole Pb et de numéro atomique 82. Le plomb est un produit naturel de la désintégration de l'uranium (Mahan, 1987). Le Pb natif est rare, et dû à son caractère chalcophile il est associé au gisement de sulfures ; on l'extrait de sa source minérale principale, la galène (PbS) qui en contient 86.6% en poids, mais aussi des minerais associés aux Zn (la sphalérite), à l'argent et le plus abondamment au cuivre (Hurlbut Jr. et Klein, 1982). D'autres variétés communes sont la cérusite (PbCO₃) et l'anglésite (PbSO₄). La stabilité de ces minéraux est régie par les conditions environnementales.

Le plomb a deux états d'oxydation 2+ et 4+. L'état tétravalent est un très fort oxydant, mais il n'est pas fréquent dans l'environnement, en revanche l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003). L'ion Pb²⁺ en solution dans les eaux naturelles va être complexé par les carbonates, parce que ces eaux se trouvent en général dans un domaine de pH entre 6 à 8 unités (Hem, 1976). Toutefois dans les eaux acides, Pb sera associé aux sulfates, alors que pour des pH élevés (>8) Pb se trouvera sous forme complexe avec des hydroxydes. Cependant, la spéciation peut varier de manière importante en fonction des concentrations en chlore et phosphore (Nriagu, 1974).

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4% des émissions totales et se font essentiellement sous forme inorganique (Nriagu, 1978 ; 1979). Les émissions de cet élément sont donc notamment liées à des activités anthropiques, l'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentant environ 80% des émissions de Pb dans l'environnement (Nriagu, 1979 ; Fergusson, 1990 ; Nriagu, 1991 ; Bouchereau, 1992 ; Nriagu, 1996).

1.3.6.1. L'utilisation du Pb par l'homme dans les cycles biologiques et sa toxicité

L'homme utilise le plomb depuis plus de 7000 ans en raison de sa grande diffusion, sa facilité d'extraction, sa grande malléabilité et son bas point de fusion. Il était utilisé lors de l'âge du bronze avec l'antimoine et l'arsenic. Très facile à fondre et mettre en forme, il a notamment été utilisé pour la plomberie dans l'Antiquité. Au Moyen Âge, les alchimistes croyaient que le plomb était le métal le plus ancien et l'associaient à la planète Saturne.

Actuellement plusieurs applications de ce métal sont encore trouvées, bien que beaucoup d'applications historiques du plomb sont maintenant proscrites en raison de sa toxicité lorsqu'il est absorbé par les organismes vivants (Fergusson, 1990 ; Anonyme, 2007). En alliage avec l'étain et l'antimoine il était utilisé pour la fabrication des caractères d'imprimerie (Anonyme, 2007). Le plomb avec l'arsenic et l'antimoine sont utilisés encore dans la fabrication de munitions de guerre ou de chasse (Anonyme, 2007).

Le plomb est aussi utilisé dans l'industrie du verre et il est d'une grande utilité pour construire des protections pour atténuer les rayons X. Les accumulateurs électriques sont devenus la principale utilisation du plomb (Fergusson, 1990 ; Anonyme, 2007). En 2004, les batteries au plomb, destinées à l'automobile ou à l'industrie, représentent 72 % de la consommation de plomb. Les pigments et autres composés chimiques représentent 12 % de la consommation (Anonyme, 2007). A la différence d'As et Zn, le Pb n'est pas un oligo-élément et il possède un caractère toxique bien connu (Nriagu, 1978). Les formes organiques et inorganiques du Pb ont des effets toxiques chez l'homme.

Cependant, la toxicité des espèces organiques est beaucoup plus grande que celle des espèces inorganiques, son passage privilégié chez l'homme est par la chaîne alimentaire (Grandjean, 1984).

L'Organisation Mondiale de la Santé signale aussi le risque grave produit par la forme de Pb inorganique introduite dans l'homme par la voie de la consommation de l'eau (O. P. S., 1987). Les effets pathologiques d'une intoxication au Pb sont nombreux et peuvent être séparés en deux catégories : effets physiologiques et neurologiques (Fergusson, 1990 ; Plumlee et Ziegler, 2003). Les premiers produisent une augmentation de la tension artérielle et l'apparition de dommages vasculaires et intestinaux, ainsi que des troubles au niveau des reins (néphropathie

saturnine). Chez l'enfant le plomb peut remplacer Ca dans les os, ce qui est facilement détectable à travers les radiographies. Enfin, des cas de stérilité ont été aussi détectés quand l'exposition a été prolongée au Pb (Goyer et Clarkson, 2001). Finalement chez la femme quand elle est enceinte, le Pb peut entraîner de très sérieux problèmes pour le fœtus (Goyer, 1990).

Les troubles neurologiques sont des affections des systèmes central et périphérique, les symptômes le plus fréquents sont les pertes de mémoire et des perturbations des fonctions cognitives et comportementales, ces troubles sont la conséquence des changements produits dans le cerveau par l'empoisonnement au Pb. Les enfants sont plus affectés par ces effets du Pb que les adultes (Fergusson, 1990 ; Goyer, 1990 ; Goyer et Clarkson, 2001 ; Plumlee et Ziegler, 2003).

1.3.7. Le chrome

Le chrome, est utilisé sous forme de chromite (FeOCrO_2) dans l'industrie métallurgique et dans l'industrie chimique. On le trouve également sous la forme de ferrochrome, utilisé pour la production d'aciers inoxydables et d'alliage divers. Le chrome est également employé comme pigment pour la peinture, le caoutchouc, le papier, l'encre d'imprimerie, ou encre pour le tonnage des peaux.

Réalisé industriellement depuis 1920, le chrome est utilisé pour donner un aspect décoratif et assurer une bonne résistance à la corrosion (Fustec et al, 2000).

1.4. Cycle biogéochimique des ETM

Le cycle biogéochimique est le cheminement d'une substance donnée par divers processus (Physique, chimique et biologique) à travers les principaux réservoirs (géosphères) : biosphère, atmosphère, hydrosphère ... Les métaux sont transportés vers le milieu marin par voie éolienne, ruissellement, action volcanique et à partir des rejets industriels. Leur déroulement s'effectue en deux grandes étapes. Une première consisterait en un piégeage des polluants métalliques par les particules en suspension, la biomasse marine et le sédiment en fonction des conditions physico-chimiques du milieu marin et cela par (figure. 01) :

- **Précipitations** : Certains métaux vont se lier à la matière organique, d'autres vont précipiter. Toutes ces formes vont finir par se déposer sur le fond.

- **Absorption et adsorption :** Les métaux présentent la particularité d'être adsorbés non seulement sur la surface des particules, tels que les oxydes de fer et de manganèse (Mance, 1988 in Dojildo et Best, 1993), mais aussi absorbés par les particules elles mêmes (Pinel et Astruc, 1985 in Dojildo et Best , 1993). L'adsorption de métaux conduit à leurs concentrations sur le fond, qui peut être aussi l'œuvre de processus biologiques. En effet, Lowman et al. 1971 in Aouameur, 1990 ont démontré que 90% du transport vertical des métaux est effectué sous forme de boulettes fécales, de dépouilles de crustacés en mue, d'animaux et de plantes mortes.
- **Sédimentation :** La sédimentation est un processus qui permet la réduction de la pollution métallique dans l'eau. Ce processus dépend essentiellement de la dimension des particules minérales, ainsi que de l'agitation, qui favorise la collision et donc une sédimentation plus importante.

Une deuxième étape inverse à la première consisterait à un rélargage de ces polluants par désorption ou sorption, phénomène inverse à l'adsorption, par diffusion ou propagation dans le milieu marin, par redissolution ou remise en solution des produits précipités par décomposition et re-minéralisation des matières organiques et parfois même par une redistribution, par le biais des organismes marins. Les activités des organismes marins dans le sédiment expliquent la bioturbation. Elle se produit dans une profondeur qui peut atteindre un mètre dans le sédiment. Mais, elle est plus importante dans les dix premiers centimètres (Libes, 1992) et qui tend à homogénéiser les concentrations en contaminants dans le sédiment (Cossa et Lassus, 1989). Donc, c'est la zone qui est périodiquement oxygénée où se réalisent les réactions d'oxydation. En dessous, c'est la zone d'anoxie ou zone de réduction où il n'y a pas de vie aérobie.

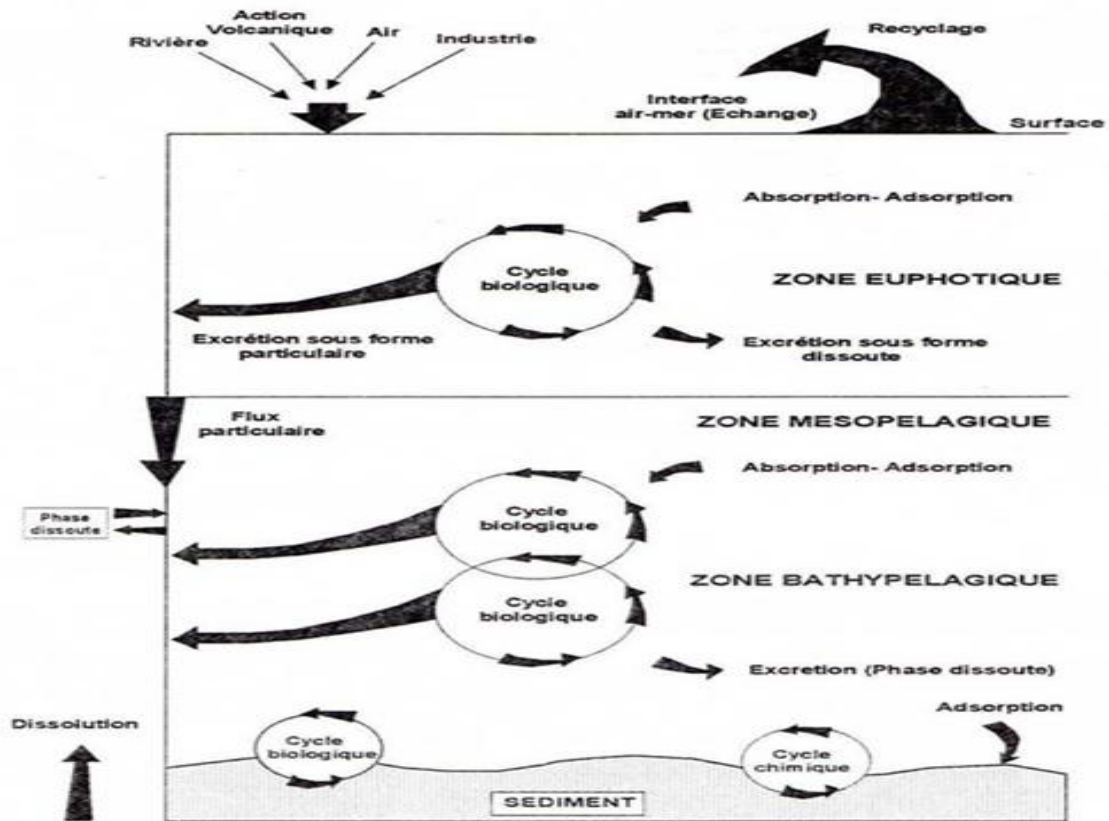


Figure 1: Cycle biogéochimique des Métaux lourds (PNUE, 1986)

1.5. Interactions entre les ETM et les sédiments

Le sédiment est un milieu complexe qui possède de multiples possibilités d'association avec les contaminants. En effet, les métaux apportés dans les rivières s'adsorbent sur les particules, le processus de sédimentation transfère rapidement les métaux de l'eau au sédiment. Selon les mécanismes d'accumulation des métaux dans les sédiments, on peut distinguer cinq fractions aux propriétés différentes selon (Lin 1998 ; Tessier-1979 ; Salomons 1980) : 1) échangeable; 2) lié aux carbonates; 3) lié aux oxydes de fer et de manganèse; 4) lié à la matière organique et aux sulfures; et 5) les métaux résiduels. Ainsi, dans le milieu aquatique, les métaux sont sujets à la précipitation, la complexation, l'adsorption et la solubilisation, et cela dépend des propriétés physiques et chimiques du milieu (Silva 2002). Les métaux dans les sédiments ne sont pas fixés d'une manière permanente, le changement de pH et du potentiel redox, la teneur en matière organique (Zoumis 2001 ; Gäbler 1997 ; Tack 1996), la teneur en argiles, la teneur en eau (Gäbler 1997) les sulfures (Zoumis 2001 ; Tack 1996) modifient leur spéciation et par conséquent, leur mobilité. Les contaminants associés aux particules peuvent donc retourner dans la phase aqueuse sous l'effet de processus physique (diffusion) ou chimique (désorption).

Les organismes vivants modifient également les caractéristiques physiques et chimiques du milieu (biodégradation, bioturbation...), ils accumulent les contaminants à partir des phases aqueuses et particulaires par adsorption (Bonnet 2000).

2. Paramètres influençant la répartition des contaminants

Les facteurs qui contrôlent la répartition des métaux lourds dans les sédiments sont de nature physico-chimique, tels que le pH, le potentiel redox, la capacité d'échange cationique, la salinité et la température. Ils dépendent fortement de constituants du sédiment : particules inorganiques, matière organique, sulfures, oxyde de fer et de manganèse et carbonates.

2.1. Influence des paramètres physico-chimiques

2.1.1. Le pH

Dans les sédiments, le pH est contrôlé par les activités biologiques et dépend de la capacité tampon du système : carbonates (Bonnet, 2000), les ions échangeables, les argiles et les hydroxydes d'Aluminium (Tack, 1996). L'oxydation des sulfures en sulfates entraîne une réduction du pH (Tack, 1997), qui est proportionnelle au pouvoir tampon (Peltola, 2002). La dénitrification (réduction des nitrates en azote) entraîne également une diminution du pH (Bonnet 2000).

Les métaux et les métalloïdes sous forme d'oxyanions voient leur concentration augmenter dans les phases aqueuses quand le pH augmente (Bonnet 2000). A l'inverse, la solubilité des métaux cationiques dans les solides augmente avec la diminution du pH (Kedziorek 1996).

Cependant, il a été démontré que la présence de substances humiques (substance complexante) pouvait changer significativement cette dernière tendance (Kedziorek 1996), les métaux cationiques se comportent alors comme des anions (Bonnet, 2000).

2.1.2. Le potentiel d'oxydoréduction

Le potentiel d'oxydoréduction ou potentiel redox (Eh en millivolts) mesure l'aptitude à l'oxydation ou à la réduction d'une solution et permet de déterminer les possibilités de mise en solution ou de précipitation de divers composés minéraux dans les sédiments. La dégradation de la matière organique par les bactéries entraîne une diminution du potentiel redox et une augmentation des conditions réductrices dans le sédiment (Bonnet, 2000).

Les travaux d'aménagements côtiers entraînent un changement du potentiel redox qui conduit entre autre à l'oxydation des sulfures et de la matière organique entraînant ainsi une diminution du pH et la mobilisation des métaux qui ont été adsorbés ou complexés (Zoumis, 2001 ; Law, 1998).

Une corrélation a été démontrée entre la lixivabilité des métaux lourds et le rapport sulfures/sulfates, la relation entre les deux est inversement proportionnelle. Le changement dans le rapport sulfures/sulfates du sédiment est une bonne indication des conditions redox du sédiment, une diminution de ce rapport indique une oxydation du milieu (Stephens, 2001).

Différentes études concernant la géochimie des métaux lourds dans les sédiments dragués et déposés sur terre, ont montré que les changements de paramètres tels que le pH et le redox en même temps influencent la mobilité des métaux lourds. En effet, la solubilité du Cd, Cu, Pb et Zn en fonction du pH augmente fortement dans l'environnement oxydant comparé à un environnement réducteur (Tack, 1996).

L'oxydoréduction du sédiment, ne change rien dans le comportement des carbonates de calcium, si ce n'est la réaction avec les petites quantités d'acide qui peuvent se former lors de l'oxydation du sédiment (oxydation des sulfures) (Tack, 1996).

Dans le milieu réducteur, les oxydes de Fe et de Mn se réduisent et se dissolvent. Cela s'accompagne par un départ des métaux adsorbés, qui vont rapidement s'adsorber sur d'autres composants du sédiment tels que la matière organique, l'argile et surtout les sulfures (Tack, 1998).

2.1.3. La capacité d'échange cationique

La réactivité des particules est d'autant plus importante que leur capacité d'échange cationique (CEC) et leur surface spécifique sont importantes. La capacité d'échange cationique de la fraction solide est fonction de l'importance et de la distribution des charges dans sa structure, des cations adsorbés et de la nature des cations remplaçant. La surface spécifique est inversement proportionnelle aux diamètres des particules (Bonnet 2000). La teneur en argiles et en matière organique procurent aux sédiments la capacité d'échange cationique.

2.2. Spéciation des métaux lourds dans les sédiments

Le terme spéciation fait référence aux formes spécifiques dans lesquelles un élément chimique se trouve dans une matrice (niveaux d'oxydation, forme organométalliques...).

L'importance de la spéciation repose sur le fait que l'évaluation de la concentration totale n'est pas suffisante pour déterminer l'impact environnemental d'un métal. En effet, l'utilisation de la concentration totale comme critère d'évaluation des effets potentiels des sédiments contaminés sous-entend que toutes les formes d'un élément ont un même impact sur l'environnement, ce qui n'est pas réellement le cas ([Tessier 1979](#); [Quevauviller 1997](#)).

3. Caractéristiques chimiques des sédiments

3.1. Définition, origine et formation des sédiments

Le nom vase est la définition générale d'une large famille de sédiments fins, argileux, plus ou moins organiques, pouvant atteindre des teneurs en eau très supérieures à la limite de liquidité. Les vases contiennent une phase minérale dont la granulométrie s'étale des sables aux argiles et aux colloïdes, une phase organique et une phase liquide. Les particules solides qui constituent les sédiments peuvent être d'origine naturelle ou anthropique ([AEAP 2000](#)) :

3.1.1. Origine naturelle

Les particules peuvent être soit endogènes ou exogènes au cours d'eau. Les particules endogènes sont constituées principalement de matière organiques des organismes aquatiques appartenant aux règnes animal ou végétal (plancton, plantes, algues,...); les particules exogènes sont principalement des particules minérales provenant d'une part de l'érosion éolienne des sols et d'autre part de l'érosion hydrique du bassin versant et des phénomènes de ruissellement. Les particules exogènes peuvent également être de nature organique.

3.1.2. Origine anthropique

Les particules peuvent être de nature organique ou minérale et proviennent des activités industrielles, urbaines et agricoles.

3.2. Composition granulométrique des sédiments

Selon les régions géographiques, les sédiments peuvent avoir des granulométries très différentes. On distingue les argiles de taille inférieure à 2 μm , les limons de 2 à 50 μm et les sables de 50 μm à 2 mm. Les sédiments peuvent alors être typés selon la teneur respective de ces trois composés en utilisant, par exemple, un système de coordonnées triangulaires (figure 02) (Bonnet 2000).

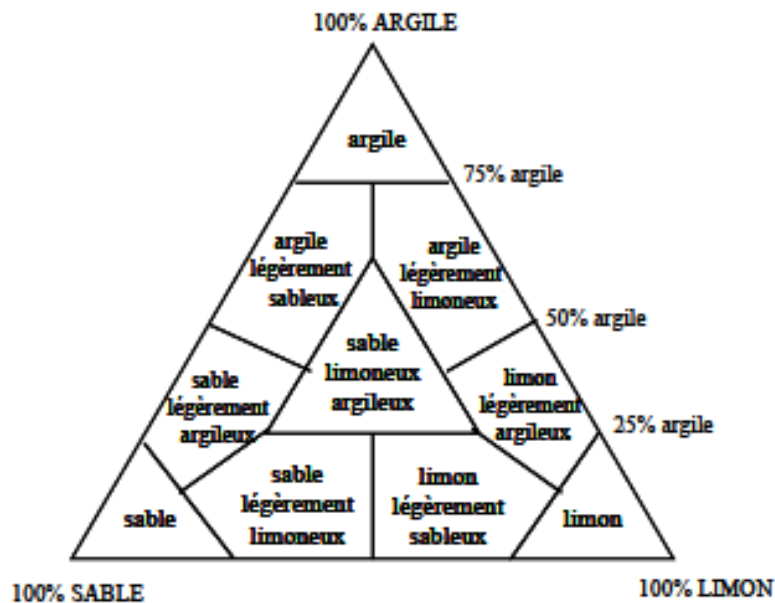
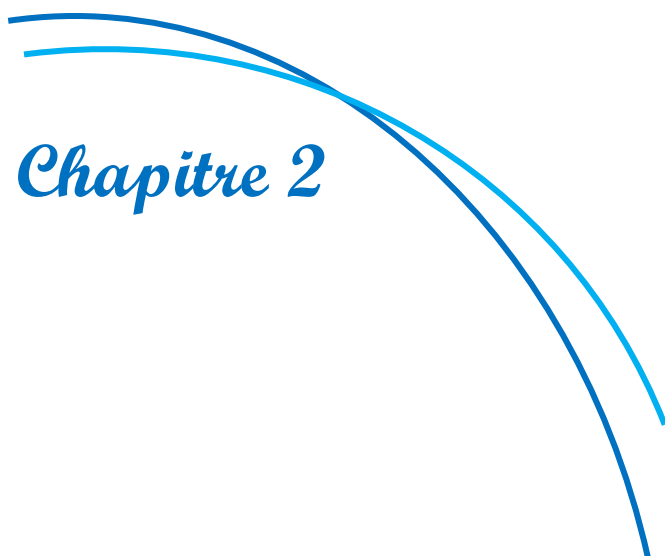


Figure 2: Diagramme triangulaire de classification des sédiments en fonction de leur texture.



Chapitre 2

Zone d'étude

1. Description géographique et morphosédimentologique de la zone d'étude

La zone d'étude correspond au littoral algérois qui se situe dans la partie centrale du littoral algérien. Elle est constituée des baies de Zemmouri, d'Alger et de Bou-Ismaïl, faisant partie de la façade maritime des wilayas de Boumerdes, d'Alger et de Tipaza. Elle est délimitée à l'Est par le cap Djinet et à l'Ouest par le cap du Mont Chenoua. Cette zone comporte les unités urbaine et industrielles les plus importantes de la côte algérienne (**Fig. 03**). La présentation et la description de la zone d'étude est par baie :

- **La baie de Bou Ismail** avec une superficie de 509 Km², un linéaire côtier de plus de 60 km et une ouverture de l'ordre de 48 Km, elle est orientée du sud Est au nord Est. Elle est limitée à l'Est par le promontoire de Ras-Acrata et à l'Ouest par le cap du Mont Chenoua.
- **La baie d'Alger** se situe dans la partie centrale de la côte algérienne. d'une forme semi-circulaire, elle s'inscrit en creux dans la pleine de la Mitidja. Elle est délimitée à l'Ouest par la pointe Pescade et à l'Est le cap Matifou. Cette baie s'étend sur un linéaire côtier d'environ 31 Km.

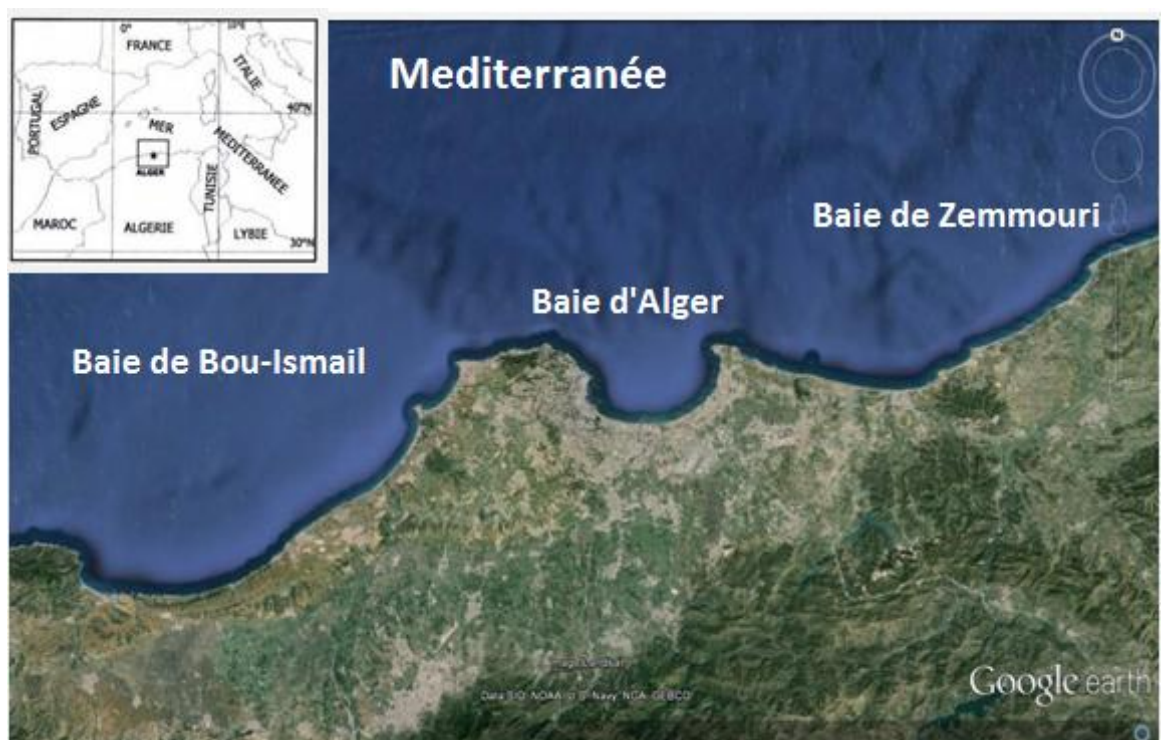
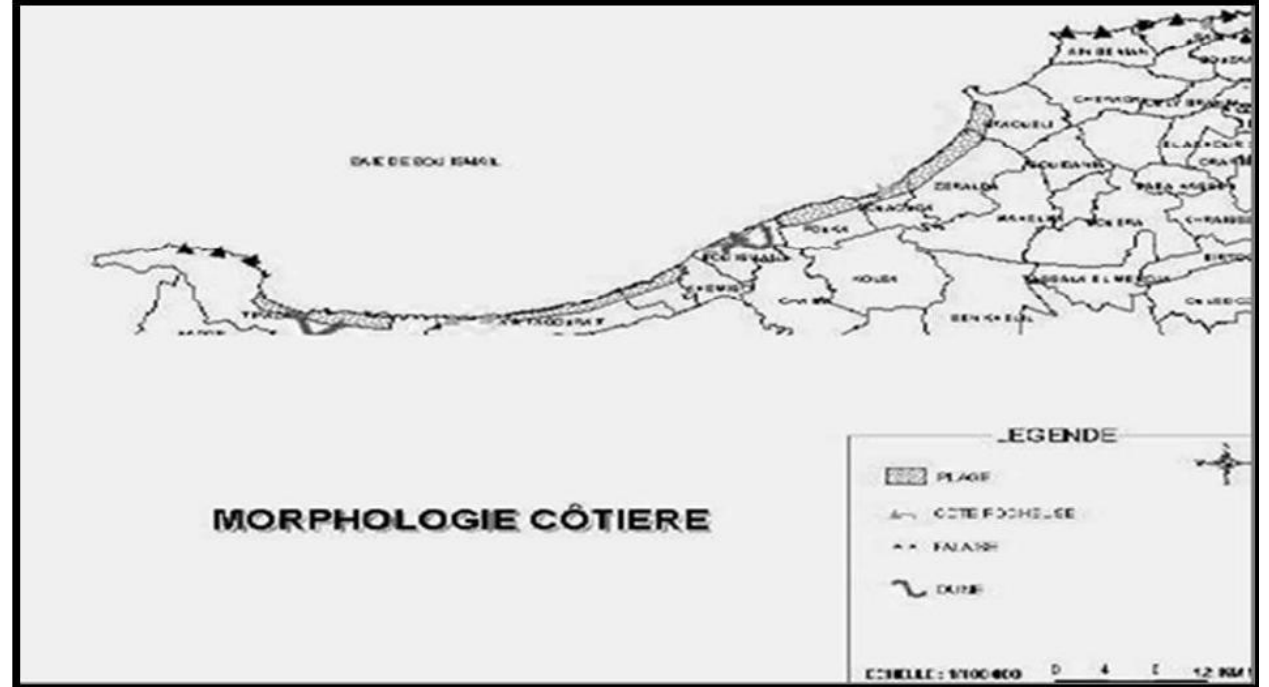


Figure 3: Localisation géographique de la zone d'étude.



1.1.2. Réseau hydrographique

La baie de Bou-Ismaïl est le réceptacle finale des différents particules dissoutes ou particulières très importantes d'origine terrigènes de trois oueds (**Fig. 05**), à savoir:

1.1.2.1. Oued Nador

Il possède un bassin versant d'une superficie de 200 à 300 Km² (**Braik, 1989**). Son débit liquide est de 28 millions m³/an (0,89 m³/s), débouchant entre Djbel Chenoua et Tipaza (**A.N.R.H, 2003**).

1.1.2.2. Oued Mazafran

Il est à l'origine d'un bassin versant de 1850 km² (**Braik, 1989**). Son débit liquide est de l'ordre de 43,8 millions m³/an. Ces apports dépendent étroitement du régime hydrologique saisonnier avec une moyenne de 17,38 % du débit liquide en été et une moyenne de 82,61 % du débit liquide dans la saison hivernale.

1.1.2.3. Oued Béni Messous

Il se situe entre El Djamila et club des Pins, avec un débit relativement faible par rapport aux débits des autres oueds débouchant dans la baie. Il est estimé à 0,245 m³/s. (**A.N.R.H, 2003**).

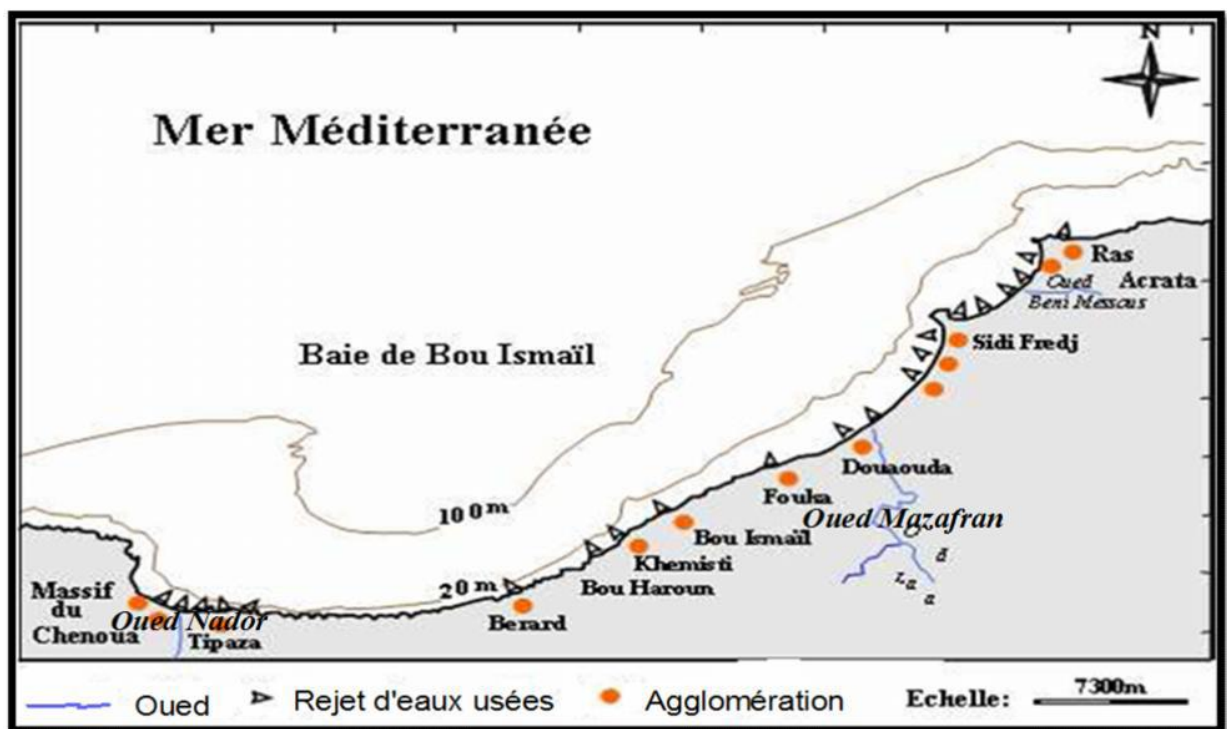


Figure 5: Réseau hydrographique (**P.A.C., 2004**)

1.1.3. Sédimentologie de la Baie de Bou-Ismaïl

D'après des études réalisées par le **L.E.M en 1998**, les sédiments marins de la baie de Bou-Ismaïl ont une grande diversité sédimentaire des fonds, ce qui a permis d'identifier neuf faciès, à savoir: les sables fins; les sables fins envasés; les vases sableuses; les sables graveleux; les graviers envasés; les sables grossiers et fins graviers; les vases pures; le faciès rocheux (**Fig. 06**). Les sables grossiers caractérisent la baie près des embouchures des trois oueds à environ 25 m de profondeur et les sables moyens apparaissent au niveau de khmisti jusqu'à Tipaza. Une bande de sable fin apparaît au large de Sidi-Fredj et Palm Beach à moins de 2 m de profondeur et tapisse le fond de 15 m à 25 m tout le long de la baie. Parallèlement à ces faciès, les sables fins vaseux longent la côte entre 25 à 40 m de profondeur.

D'après une étude réalisée par **Dagorne en 1973**, deux régions apparaissent: la région orientale et la région occidentale avec des caractéristiques sédimentologiques différents, tel que les vases pures sont très développées dans la région occidentale et forment ainsi une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés sont trouvés dans la région orientale.

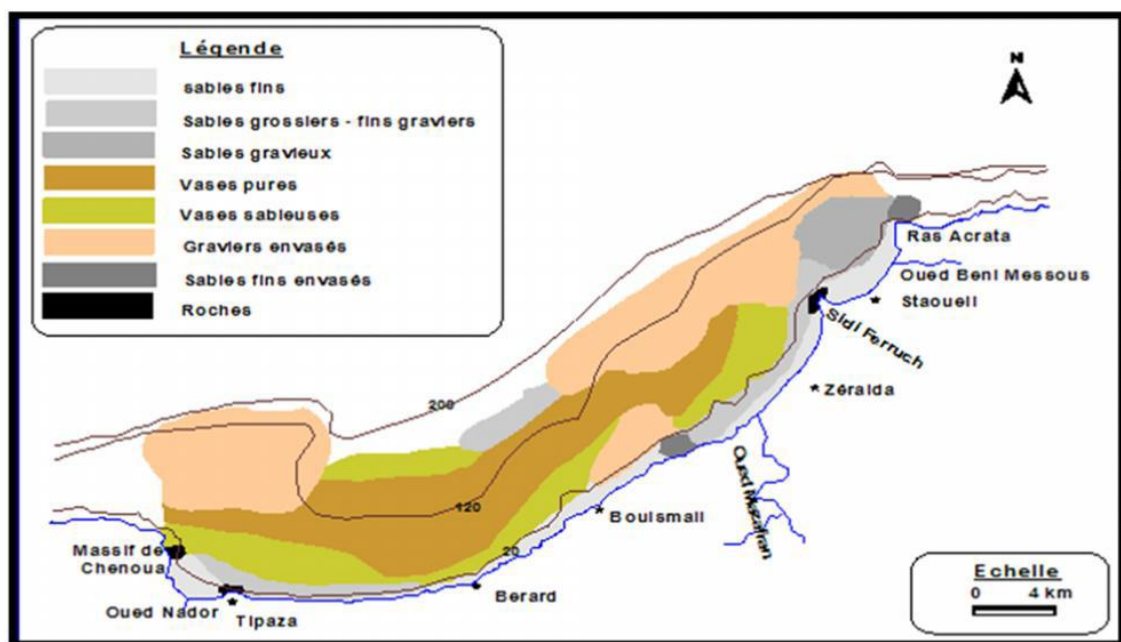


Figure 6: Carte sédimentologique de la baie de Bou-Ismaïl (**L.E.M., 1998**).

1.1.4. L'hydrodynamique marine

Vu l'importance et la participation des facteurs hydrodynamiques dans la morphologie côtière et le rôle primordiale du vent dans le transport des sédiments, il est essentiel de mettre l'accent sur ces phénomènes pour mieux comprendre la dispersion et la répartition des polluants dans cette région d'étude (Guilcher, 1972), (Moulin et Clausse, 1978). Plusieurs types de courants ont été signalés par les chercheurs, à savoir:

1.1.4.1. Les courants généraux

Un courant général dénommé "Courant Algérien", résultant d'un écoulement d'eau atlantique, traverse le détroit de Gibraltar et passe de la méditerranée occidentale vers la méditerranée orientale (Millot, 1993).

1.1.4.2. Les courants côtiers

Se sont des courants induits par la houle au large ou à la côte, ils agissent sur la sédimentation actuelle (Caulet, 1972):

- **Les Courants d'entraînements:** Ces courants participent d'une façon active dans la sédimentation actuelle;
- **Le courant de retour:** Il participe activement à l'érosion côtière de la zone d'étude.

1.1.4.3. Les houles

Les houles de la région sont de direction Ouest et Nord-Ouest. Elles engendrent des courants de retour dès leurs arrivées perpendiculairement à la côte. Ces courants prennent avec eux les sédiments côtiers vers le large. Les houles estivales sont de direction Nord-Est, et entraînent une dérive littorale de l'Est vers le Sud-Ouest, dès leurs arrivées tangentielllement à la côte.

Lorsque la houle arrive à la côte avec une incidence oblique, elle donne naissance à un courant de dérive littoral (L.E.M., 2005). Ce courant parallèle au rivage, qui se manifeste dans la zone de déferlement des vagues, joue un rôle essentiel dans le déplacement des sédiments le long de la côte et dans l'alimentation des plages en sable et en galets.

Dans la baie de Bou-Ismaïl l'orientation des courants côtiers résulte de l'effet combiné des houles dominantes et de l'orientation de la côte (Fig. 07) (L.E.M., 2005).

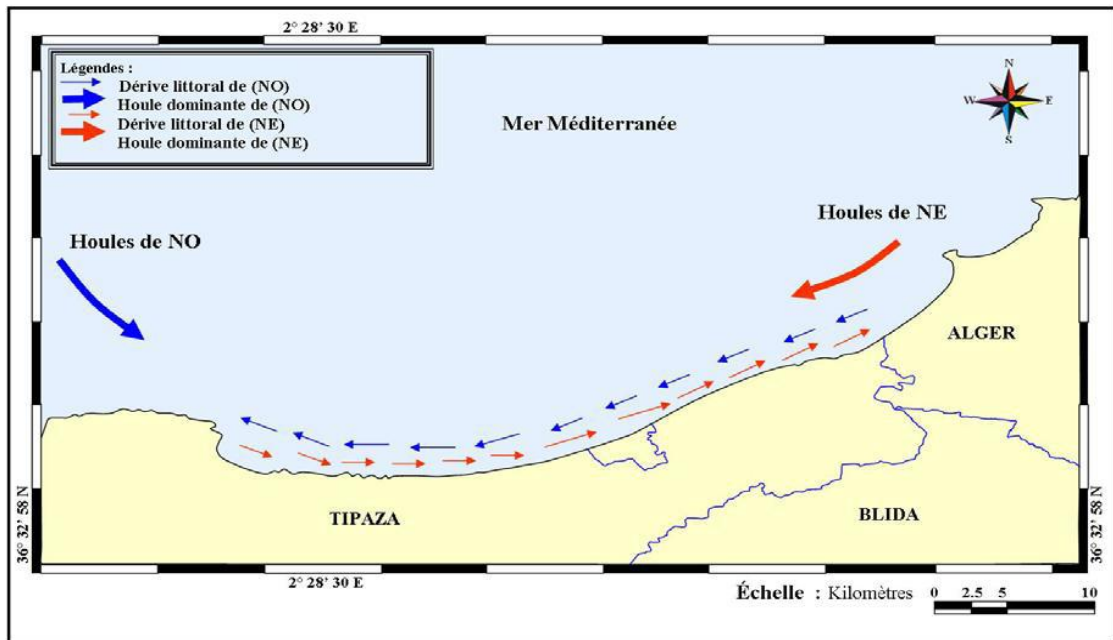


Figure 7: Transit sédimentaire dans la baie de Bou-Ismaïl (L.E.M., 2005).

1.1.5. Géomorphologie

1.1.5.1. Le massif d'Alger

Il s'étend sur une longueur de 20 km suivant un axe Est-Ouest, sa largeur maximale est de 6 km, il est orienté vers le Nord. Ce relief est constitué de roches cristallophylliennes (gneiss, micaschistes, schistes). Sa topographie est très accidentée et son sommet qui culmine à 407m constitue le point le plus haut de la région. Les piémonts Nord et Est de ce massif formant la côte abrupte et déchiquetée est comprise entre Ain Benian et le port d'Alger. Ce massif côtier réapparaît à l'Est au cap de Tamanfoust.

1.1.5.2. Le Sahel d'Alger

Le Sahel d'Alger, anticlinal orienté Est-Ouest, à une largeur maximale de 6 km et s'étend sur une longueur de 20 km. Il comprend toute la zone située entre l'atlas au Sud et la mer Méditerranée au Nord et entre le mont de Chenoua à l'Ouest et le massif de Bouzeréa à l'Est.

Il représente tous les petits reliefs qui s'étendent entre le massif d'Alger au Nord et les rives gauches d'Oued El-Harrach au Sud et au Sud-Est et à droite de l'Oued Mazafran au Sud-ouest (**Fig. 08**). On y distingue:

— La plaine de la Mitidja :

Elle est allongée suivant un axe général Ouest-Sud-Ouest et Est-Nord-Est, limitée au Nord par le Sahel d'Alger et au Sud par l'Atlas de Blida. Cette plaine est couverte de dépôts Quaternaires

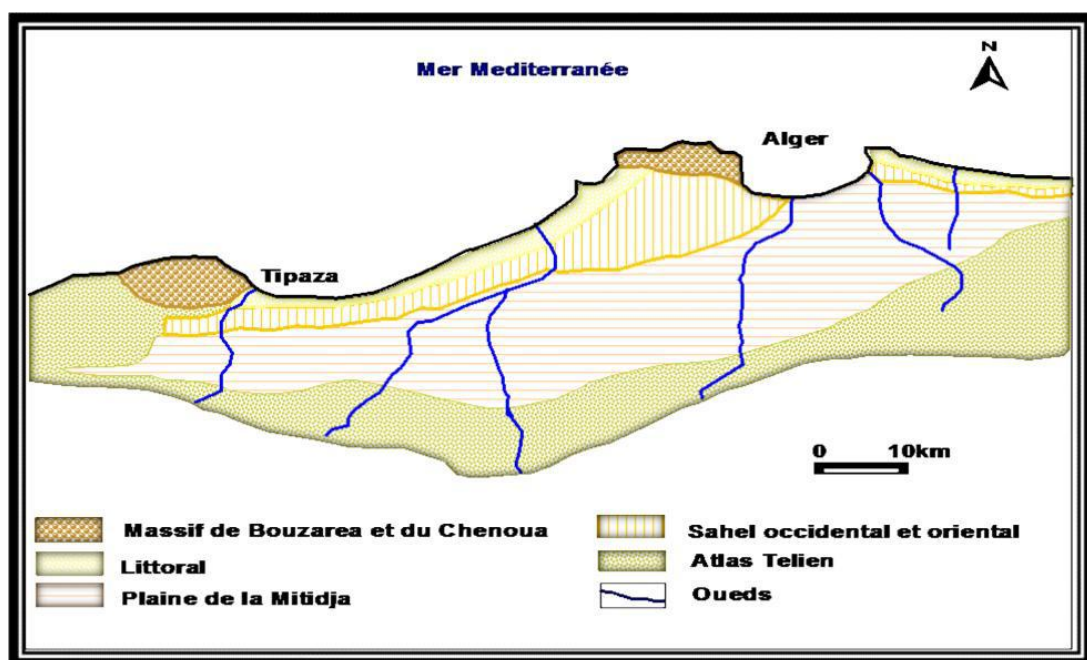
continentaux d'argile et de graviers altérés. Elle est parcourue par l'Oued El-Harrach et l'Oued El-Hamiz.

— Le cordon littoral dunaire

Il s'agit d'une petite barrière sablo-gréseuse allongée parallèlement au rivage et des développements entre la rive droite de Oued El-Harrach et Bordj-El-Bahri.

— Le massif de Chenoua

Il culmine à 905 m d'altitude, témoin d'une activité tectonique ancienne qui se maintient. Une importance épaisseur du Lumachelle se démarque sur le versant oriental (Saoudi, 1985).



1.1.6. Les sources potentielles de pollution dans la baie de Bou-Ismaïl

La région de Bou-Ismaïl est une zone à vocation touristique et agricole. Sa frange côtière est soumise principalement aux rejets de différents types (Fig. 9), à savoir:

- **Rejets urbains:** sont à l'origine des rejets domestiques des villes et des complexes touristiques qui se déversent directement dans le milieu naturel sans aucun traitement préalable dans la plupart des cas s'accroissant en période estivale;
- **Rejets industriels:** Ces rejets du, d'une part, aux effluents liquides industriels depuis la création d'une zone d'activité industrielle à Bou Ismaïl et à Kolea en 1996, et d'autre part

aux eaux usées véhiculées par les oueds qui traversent les centres urbains et qui se déversent en mer, drainant les eaux de ruissellement des terres agricoles (L.E.M., 1998).

Dans cette baie, quelques travaux d'aménagements côtiers ont été réalisés pour freiner l'érosion de la côte, ce qui a engendré de notables dégâts sur les écosystèmes marins et les paysage.

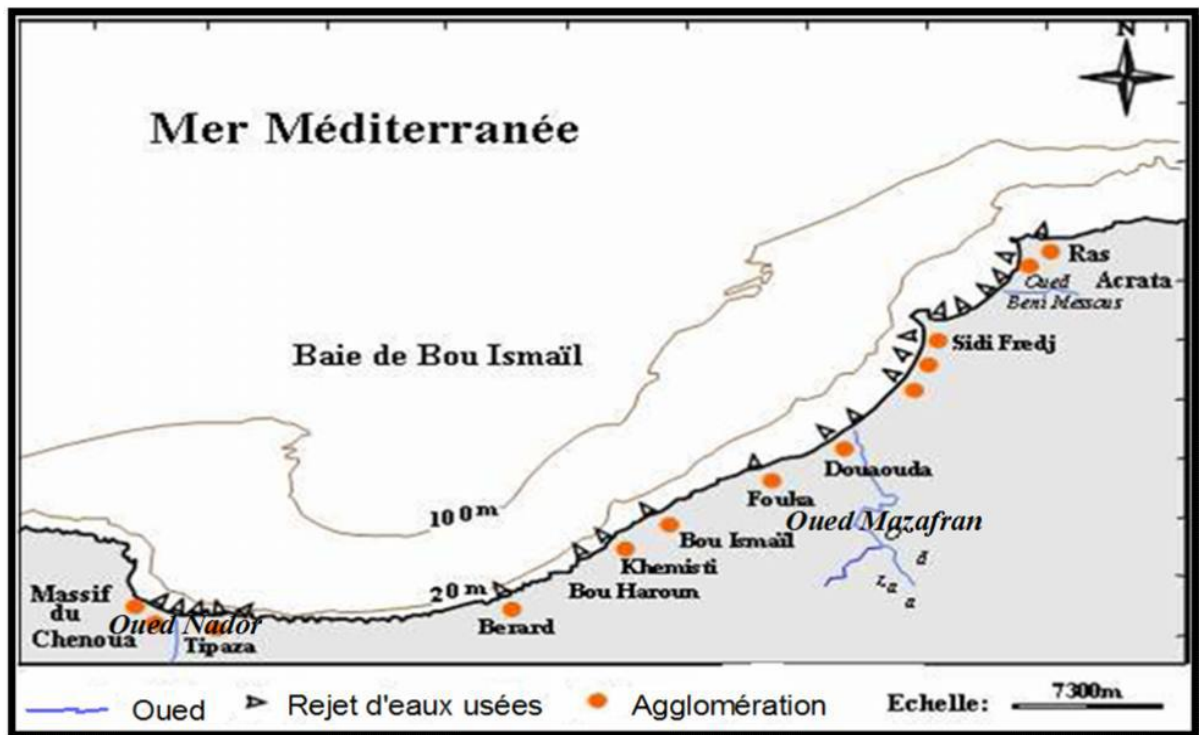


Figure 9: Points de déversement des rejets dans la baie de Bou-Ismaïl (P.A.C., 2004).

1.2. La baie d'Alger

1.2.1. Morphologie

La morphologie de la côte se conforme à la distribution des unités géologiques continentales. Avec un rivage s'étend sur environ 31 Km dont 22 de côte basse constituées de dunes et de trottoirs à algues construits en dalle comme à l'Est de Bordj El Kiffane (Maouche, 1987).

1.2.2. Réseau hydrographique

La baie d'Alger est alimentée par deux principaux oueds : Oued El Harrach et oued Hamiz, tous les deux prennent leurs sources dans l'atlas Blidéen avant de traverser la plaine de la Mitidja. Leur débit est très irrégulier. En effet, ils sont caractérisés par un long étiage de six mois et des crues d'hiver et de printemps soudaines et fortes.

1.2.3. Sédimentologie

A partir de la répartition actuelle des sédiments superficiels de la baie d'Alger établie par **Leclaire en 1972, Caulet en 1972 et Maouche en 1987**, la distribution des sédiments superficiels peut être résumée en quatre principaux faciès qui se relèvent de la côte vers le large (**Fig. 10**) :

- Les sables et sablons calcaro-siliceux de la frange littorale ;
- Les vases silico-calcaires à silico-argileuses à illite et à quartz ;
- Les sables et graviers calcaires reliques en bordure du plateau ;
- Les boues à foraminifères du talus supérieur.

Dans les sédiments pélitiques qui recouvrent la baie, les argiles représentent 40 à 50 % des dépôts avec une association illite, kaolinite où l'illite prédomine. Elle est toujours de type ouvert et peut représenter jusqu'à 60 % de l'association (**Leclaire, 1972**).

A partir de la composition globale des dépôts, de façon générale, on distingue trois types de faciès (**Maouche (1987)**):

- **Faciès sableux** : se limitant à la bordure littorale (entre -10 m et -35 m) ; les sables fins étant représentés dans l'ensemble des dépôts pélitiques, les sables moyens à la limite du secteur littoral de la bordure rocheuse occidentale et les sables grossiers prédominants dans le secteur Est, mélangés au faciès pélitique;
- **Faciès carbonatés** : localisés dans la bordure Ouest jusqu'à -35 et -50 m et à des profondeurs plus importantes à l'Est au droit du cap Matifou.
- **Faciès pélitiques** : en baie d'Alger, 70 % des dépôts superficiels constituent les faciès vaso-sableux à vaseux. La fraction pélitique représente 10 % des dépôts à 10 m de profondeur, 50 % dès la profondeur de - 25 m et 75 à 95 % à la profondeur de - 30 m et - 50 m, à proximité des oueds.

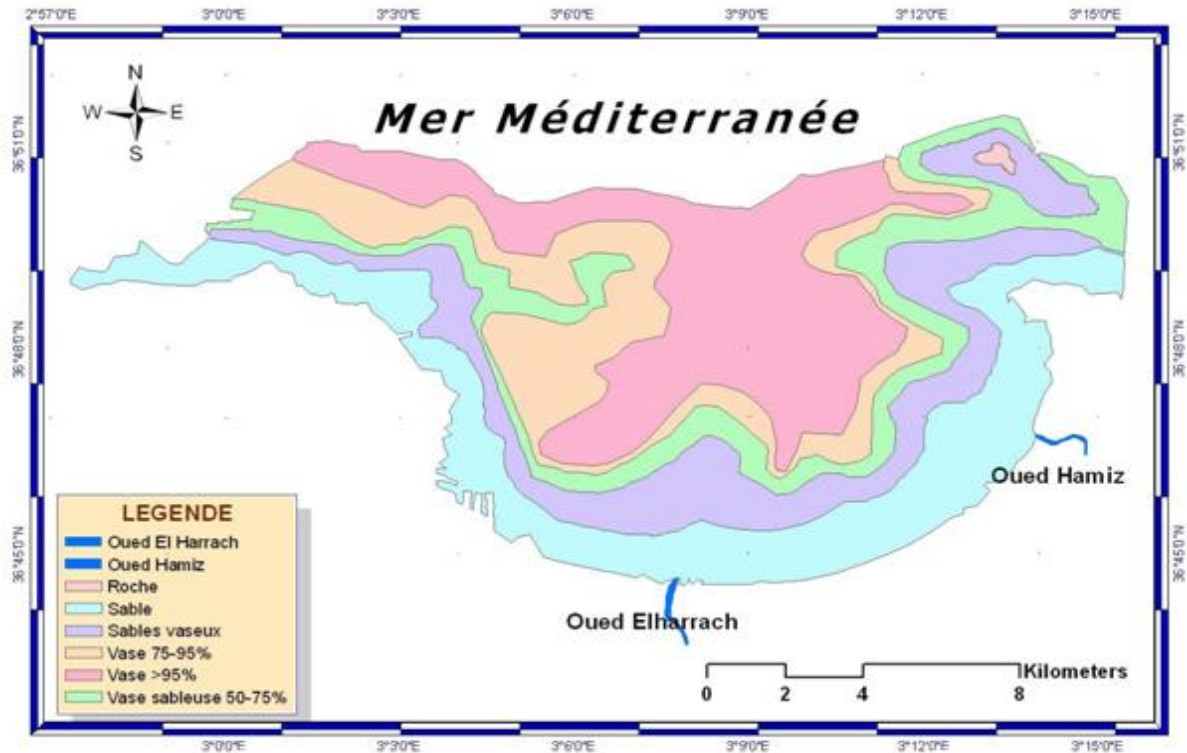


Figure 10: Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987).

1.2.4. Facteurs hydrodynamiques

1.2.4.1. Les houles:

Selon Leclaire (1972), il existe deux types de houle dans la baie d'Alger:

- Les houles d'hiver, ce sont les plus dominantes et de direction **WNW** avec une période de 8 à 9 secondes. Des périodes supérieures à 10 s, pouvant atteindre 13s, sont relevées lors de grandes tempêtes;
- Les houles d'été de direction **NNE** se caractérisent par une période moyenne plus faible, 6 à 7 s et des amplitudes moins élevées de 0,5 à 1 m.

1.2.4.2. Les courants

Dans la baie d'Alger, il existe deux types de courants (Fig. 11) :

1.2.4.2.1. Les courants généraux

Un courant général dénommé '*Courant Algérien*' résultant d'un écoulement d'eau atlantique pénètre en méditerranée par le détroit de Gibraltar, longe les côtes espagnoles, longe les côtes algériennes pour traverser le bassin occidental et progresser vers le bassin oriental (Millot et al, 1993). En passant au large de la baie d'Alger, il induit des contres courants qui sont à l'origine des résurgences côtières en plein centre de la baie (Boulaïdid et al, 2003).

1.2.4.2.2. Les courants côtiers

Se sont des courants induits par la houle au large ou à la côte, agissent sur la sédimentation actuelle (Caulet, 1972).

- **Les courants de retour:** Dans cette baie, ces courants sont responsables de la dispersion d'une partie des sédiments côtiers vers le large;
- **Les courants de dérive littorale:** Ces courants, avec leurs énergies au niveau de la zone de déferlement, permettent la remise en suspension et le transit des particules sédimentaires le long de la côte et assurent le transport latéral et la dispersion des sédiments.

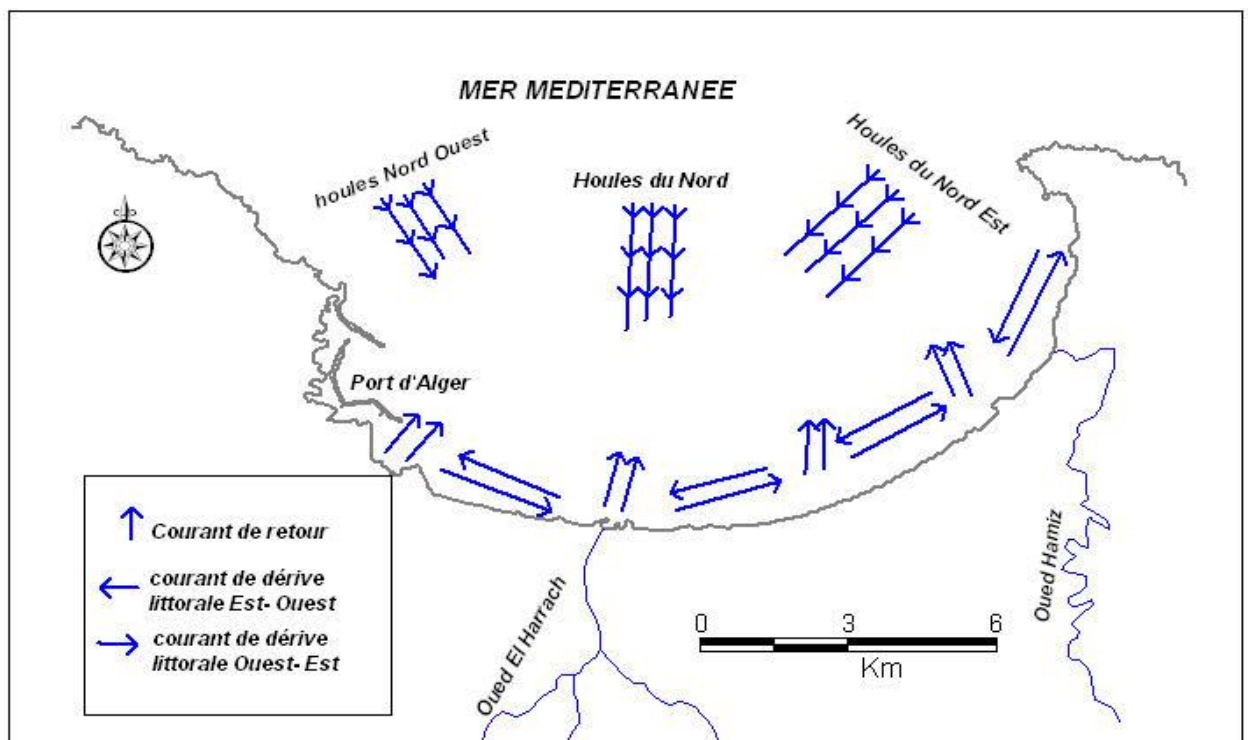


Figure 11: Schéma probable de la dynamique sédimentaire dans la baie d'Alger (L.E.M., 1998).

1.2.5. Sources de pollution

La baie d'Alger reçoit les rejets urbains, industriels et portuaires de l'agglomération algéroise et des communes environnantes (Fig.12). En effet, le grand Alger forme l'une des plus grandes unités urbaines et industrielles du pays. Celle-ci déverse ses eaux usées urbaines et industrielles directement (émissaires urbains) ou indirectement (oued El-Harrach et le port d'Alger).

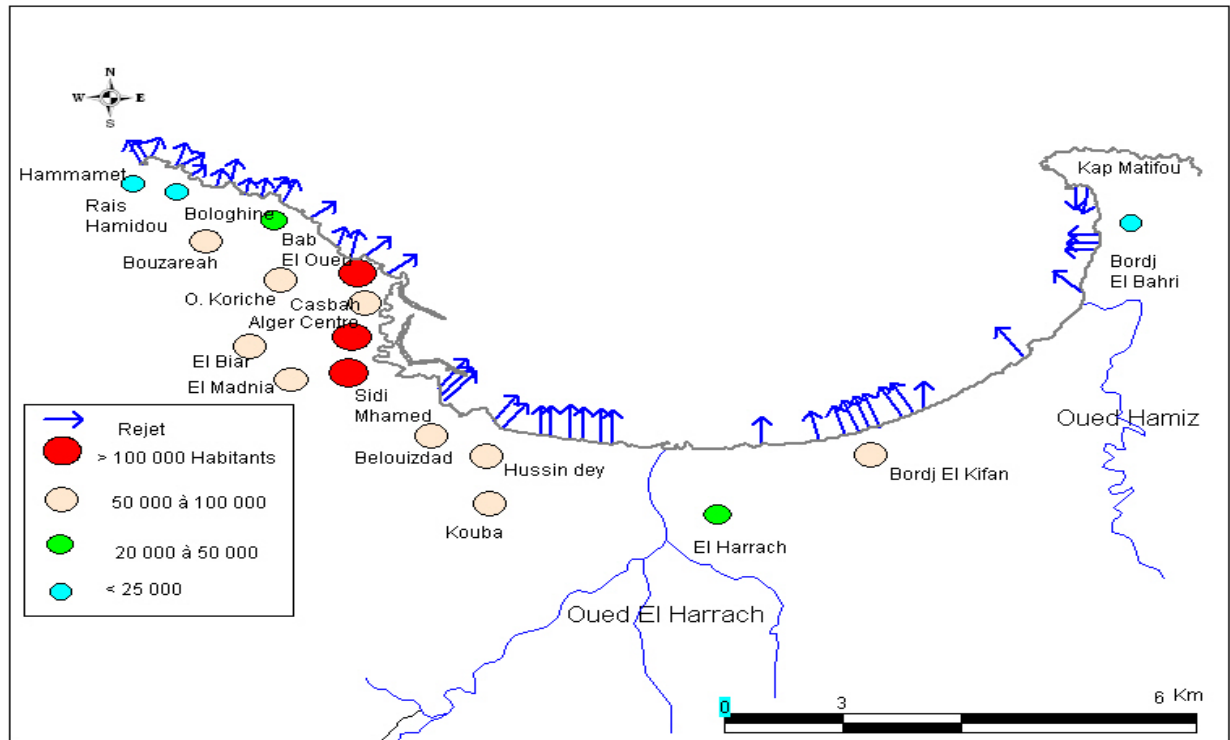


Figure 12: Rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger (Bakalem, 2004 in Mennad, 2008).

1.3. La baie de Zemmouri

1.3.1. Morphologie

La baie de Zemmouri fait partie de la plaine littorale de la basse Kabylie qui est une zone que partagent en deux parties égales les petits massifs de Thénia. C'est une baie largement ouverte et donc touchée par des houles de toutes directions. Elle est caractérisée par des plages composant tout le littoral et des falaises formant seulement 05% de la côte (P.A.C., 1997).

La morphologie du plateau continental est liée à la tectonique et à la structure continentale, c'est le prolongement du relief terrestre sous la mer.

Cette baie est caractérisée par l'étroitesse de son plateau continental qui est de 15 km (Leclaire, 1972) en face de la zone basse d'Isser. Il se rétrécit au niveau du mont de Thénia avec une largeur ne dépasse pas les 03 km. Une succession de dunes sous marines atteignant la zone de cap Blanc et le rocher Noir. Sous l'effet de la houle, ces sédiments forment de grands amas dunaires sous marins qu'on retrouve seulement au niveau de Cap Djinet et à Cap blanc.

1.3.2. Réseaux hydrographiques

Le territoire de la willaya de Boumerdes est parcouru par un important réseau hydrographique, représenté par plusieurs Oueds qui sont (Oued Réghaia, Oued Boudouaou, Oued Corso, Oued Tataég, Oued Isser et Oued Sebaou) (**Fig. 13**). Ces oueds perpendiculaires à la côte, contournent plusieurs obstacles pour se diriger vers la mer. Les plus importants prennent naissance dans l'Atlas. Les débits de ces oueds, bien qu'importants en saison humide, sont en général secs en été à l'exception de l'oued Isser et l'oued Sebaou.

Les oueds déversant dans la baie d'étude proviennent de deux types de réseaux : réseaux Ouest et le réseau Est ([E.N.E.T, 1985](#)):

- **Le réseau Ouest**, correspond aux oueds qui longent le coté ouest de la baie de Cap Matifou jusqu'à la ville de Boumerdes, ces oueds sont:
 - **Oued Réghaia** se situe dans une cluse, une retenue d'eau se trouve à son niveau (lac Réghaia);
 - **Oued Boudouaou** se situe dans une cluse alluviale, une retenue d'eau prévue à son niveau (barrage de Keddara);
 - **Oued Corso** se situe entre Boudouaou et Boumerdes, peu important par rapport aux autres Oueds;
 - **Oued Boumerdes** se situe à l'Est de la ville urbaine de Boumerdes, s'écoule vers la mer en drainant avec lui Oued Bay Salah et Cherfa.
- **Le réseau Est**, le quel s'étend jusqu'à Cap Djinet est constitué principalement par l'Oued Isser, qui est relativement le plus important. Il prend naissance dans les monts de Tellerie dans un assez large bassin versant alluviale. Il convient d'ajouter à ce réseau Est, un autre apport qui contribue dans l'alimentation, malgré qu'il est situé endors de la baie, qui est l'Oued Sebaou, son importance vient après l'Oued Isser. Il provient de la chaîne orientale de Djurdjura et coule d'Est en Ouest entre le massif de grande Kabylie et la chaîne côtière de la Kabylie, offrant une attraction touristique pour le site qu'il traverse.

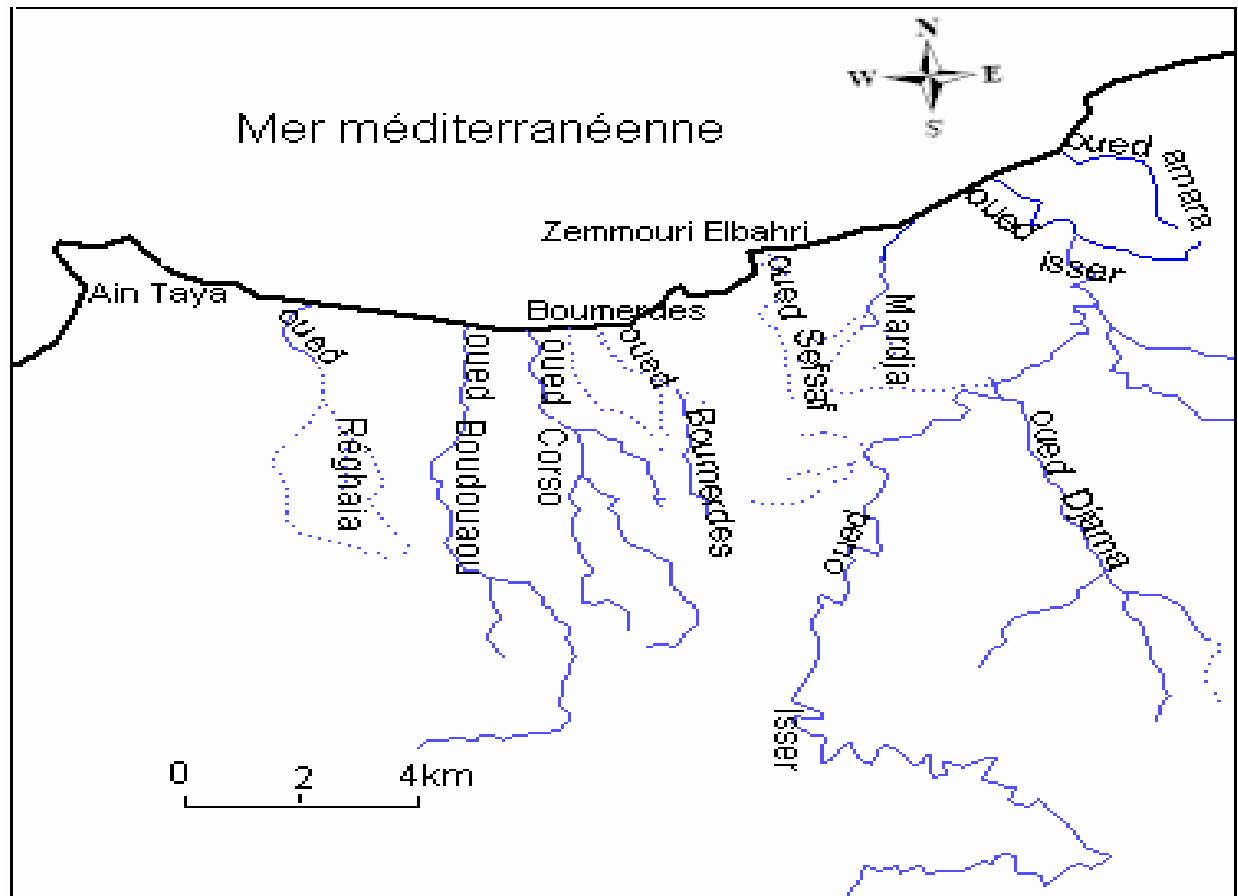


Figure 13: Les réseaux hydrographiques de la région.

1.3.3. La sédimentologie

L'étude sédimentologique montre une répartition uniforme des sédiments superficiels (Leclaire, 1972) (Fig. 14):

- **Sédiments calcaires:** Des îles Sanjas à Ile Aguéli, le substratum affleure en plusieurs points et constitue autant de fond vifs sur le quel se développent différentes espèces dont leur débris calcaires s'accumulent sur place ou à proximité formant des sables et graviers calcaires, il en est de même sur la bordure rocheuse du cap Matifou;
- **Sédiments siliceux:** Aux bords de Cap Matifou jusqu'à Cap Djinet un important système sablonneux se développe occupant les premières profondeurs du plateau (-20m de profondeur) quasiment ininterrompu, à l'exception de la partie Est de la baie, entre l'oued Isser et Cap Djinet où ce système diminue pour apparaitre à -10m de profondeur. Au delà de ce système ce sont les boues silico-argileuses qui se déposent composées de 50% de sablons siliceux, 30% d'argiles et 20% de calcaires.

- **Sédiments argileux:** Les boues argilo-siliceuses recouvrent le rebord et le début de la pente continentale de 40% à 50% d'argiles. Cette fraction de sédiment est formée de quelques quartzs et de débris végétaux et animaux.

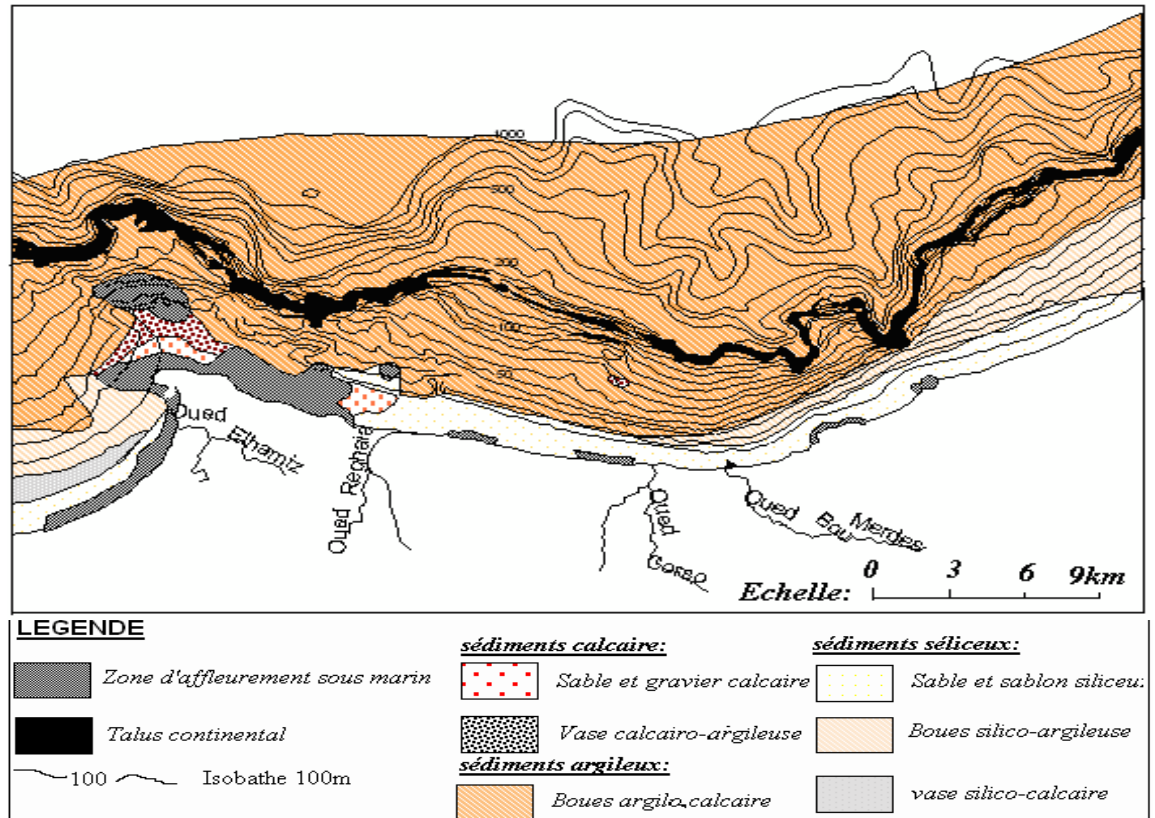


Figure 14: Carte des formations sédimentaires sur le plateau continental de la baie de Zemmouri (Leclaire, 1972).

1.3.4. Etude hydrodynamique

1.3.4.1. Les houles

L'étude de la houle est très importante vu son influence sur les courants et son impact sur tout aménagement littoral. La baie de Zemmouri est soumise à l'action des houles de deux directions principales de vent: les houles du NE et celles du NW. Celles-ci sont les plus actives sur les cotes de la baie (L.E.M, 1998). Celles du nord-est sont les plus fréquentes surtout en période estivale.

1.3.4.2. Les courants

1.3.4.2.1. Les courants de dérive littorale

Dans le cas général des houles de petite et moyenne amplitude, ces courants ne sont notables que dans la zone de déferlement. Ils assurent donc le transport latéral (dérive latérale) et la dispersion des sables et des graviers de la frange littorale (fond de -10m). Les houles de fortes amplitudes peuvent agir jusqu'à des fonds de -40m à -60m.

Le courant de dérive littorale est la résultante au rivage de tous les mouvements d'eau dirigés vers la terre et qui sont obliques. Ils ont donc une direction à la ligne de rivage et ils sont d'autant plus importants que l'angle d'incidence est plus grand.

Au regard de la morphologie inclinée de la côte de notre zone d'étude, la dérive littorale Nord-Est et Est est plus active, elle est à l'origine d'énormes transports littoraux acheminés depuis l'oued Sebaou vers l'ouest pour former les plages de Zemmouri et de Cap Blanc.

1.3.4.2.2. Les courants de retour

Ces courants de retours participent activement à l'érosion côtière de la zone d'étude depuis la construction du port de cap Djinet.

1.3.4.2.3. Les courants permanents

Du courant atlantique dirigé de l'Ouest vers l'Est se détache une branche secondaire qui s'incurve vers le fond de la baie et semble donner naissance à un contre courant qui longe la cote, il remonte ensuite vers le Nord pour rejoindre le courant atlantique ([Leclaire, 1972](#)).

1.3.4.2.4. Les courants de surface

Ces différents courants n'agissent pas séparément, ils se combinent entre eux augmentant ou diminuant, selon le cas, leur vitesse, ainsi le courant permanent peut être perturbé en surface de dérive littorale par le vent de terre, les eaux littorales sont entraînées vers le large. Contrairement au courants de dérive littorale et aux contre courants atlantiques qui conditionnent toute la dynamique littorale, les courants dus au vent n'ont un rôle que dans la dispersion des particules fines en suspension ([LEM, 1989](#)).

Les courants de surface près de Zemmouri ont une direction vers l'Est, avec une gamme de vitesse de 0,35 m/s au maximum et une vitesse de 0,10 m/s au minimum. Par contre, les courants près de la côte, ont une direction sud-ouest à l'ouest. A cet effet, on peut conclure qu'il y a trois types de courants de surfaces selon la région, à savoir:

- **Courant côtier Ouest:** ils longent la côte d'Ouest vers l'Est, ils se diffractent au niveau de quelques caps, (Cap Matifou), et sont dominants en période hivernale et automnale;
- **Courant est et Nord Est:** inversement aux courant Ouest, ils longent la côte de l'est vers l'Ouest et apparaissent surtout en été;
- **Résultante annuelle:** les courants côtiers dominants sont de l'Est vers l'Ouest à partir de Cap Djinet jusqu'à Boumerdes où la dominance est de sens contraire, créant un courant de retour.

Ces courants de surfaces ont un rôle déterminant dans l'orientation des embouchures des cours d'eau. On trouve que l'Oued Isser est orienté vers l'ouest, l'Oued Réghaia vers l'Est et l'Oued Sebaou vers l'Est.

1.3.5. Les sources de pollutions

La baie de Zemmouri avec sa vacation touristique, reçoit les rejets industriels à partir des réseaux hydrographiques (Oued Isser et Oued Sebou), et à des points de rejets urbains des villes avoisinantes. Cette baie a connu dans les dernières années, un phénomène d'érosion remarquable depuis la réalisation du port de pêche de Cap Djinet. Ce qui a engendré une perturbation de la composition granulométrique de la région.

2. Diagnostic de la région d'étude

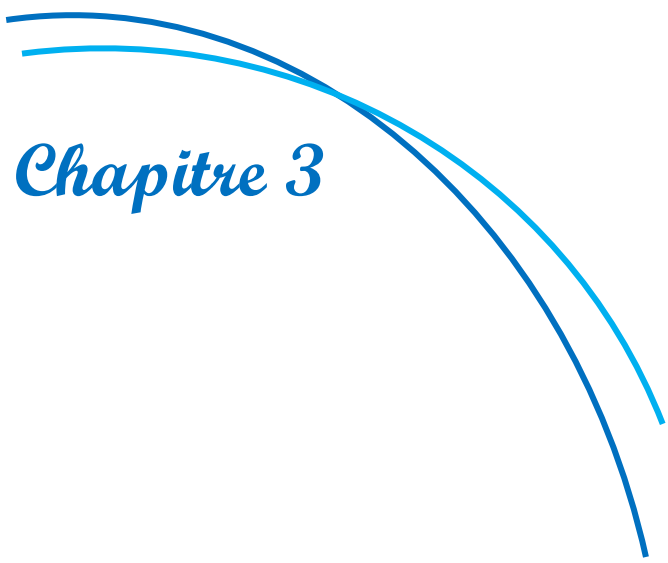
Le littoral algérien proprement dit se caractérise par une population qui voisine les 12.000.000 d'habitants (avec une densité de 245 hab/km²), soit près de 33 % environ de la population nationale sur un territoire représentant à peine 1,9 % de la superficie totale du pays.

L'industrie algérienne s'est également polarisée sur la frange littorale, plus de 51% des unités industrielles sont localisées sur la côte et plus particulièrement dans la zone côtière Algéroise où 25% des unités industrielles du pays sont implantées. Les infrastructures étatiques (routes, voies ferrées, ports et aéroports) ont été réalisées pour l'essentiel sur la frange littorale.

Cette tendance à la littoralisation a eu plusieurs effets néfastes sur le plan écologique et socioéconomique. Ainsi on constate que:

- Les systèmes d'épuration des eaux usées sont inadéquats et insuffisants, les niveaux de pollution marine augmentent de jour en jour, particulièrement dans les zones côtières adjacentes aux grandes villes ou voisines des complexes industriels et touristiques. Pour l'essentiel, les effluents liquides (rejets urbains et industriels) sont déversés dans les oueds et les réseaux d'assainissement sans aucun traitement préalable. Dans ce cas, ce sont les infiltrations qui menacent gravement les nappes aquifères et les milieux récepteurs. Le littoral algérois est la zone côtière la plus affectée par la pollution hydrique et détritique en vertu de sa position géographique;
- La déforestation dans les zones telliennes liée surtout aux incendies et à l'extension anarchique de l'urbanisation ce qui a engendré l'érosion des terres fertiles et leurs conséquences sur l'environnement et l'économie du pays;
- Le phénomène de la littoralisation a engendré d'autres effets et facteurs : pression sur les ressources, problèmes de gestion urbaine, dégradation et/ou la disparition des dunes marines, pertes considérables du foncier agricole générées par le développement urbain et économique, érosion côtière et accélération du recul du trait de côte, la déforestation dans les zones telliennes ce qui aura comme impact l'accélération de l'érosion;
- La vulnérabilité du littoral algérois en raison des risques naturels importants doit conditionner tous travaux de recherche, de surveillance et d'aménagement.

Devant cette situation de fragilité et de dégradation continue de cet espace stratégiques du territoire nationale, une surveillance environnementale rigoureuse est primordiale pour mieux prévenir les risques et menaces.



Chapitre 3

Matériels & Méthodes

1. Plan et stratégie d'échantillonnage

1.1. Choix de la matrice sédimentaire

La contamination des écosystèmes aquatiques par les métaux demeure un sérieux problème d'environnement de plus en plus inquiétant (Reyms-Keller et al, 1998). Ils sont présents dans tous les compartiments de l'écosystème aquatique (eau, sédiment, faune et flore) (Langstone, 1999). Les sédiments sont donc souvent étudiés comme réservoirs ou puits de nombreux polluants chimiques (Yao et al, 2009). Ils sont des pièges à micropolluants, ils donnent une indication de la pollution historique du milieu (Bouchesieche et al, 2002). C'est pour ces différentes raisons qu'ils ont été étudiés par plusieurs auteurs dans le cadre de la surveillance et suivi de la qualité du milieu aquatique.

1.2. Localisation des stations

Pour répondre à la problématique de la présente étude, un plan d'échantillonnage a été élaboré, prenant en compte les points suivants:

- Les objectifs de l'étude;
- La disponibilité des moyens de prélèvement et d'analyse;
- Les caractéristiques granulométriques et bathymétriques du site;
- Les facteurs hydrodynamiques et conditions climatiques (vents dominants, la température,...etc.);
- Les pressions anthropiques (rejets urbains, industriels et agricoles,...etc.);
- La disponibilité de la documentation.

Après avoir étudié tous les points cités supra, vingt neuf (29) points de prélèvement de sédiments superficiels ont été choisis, réparties sur les trois baies de la zone d'étude de la façon suivante :

- Onze (11) stations dans la baie de Bou Ismail (Fig. 15);
- Quatorze (14) stations dans la baie d'Alger (Fig. 16);
- Quatre (04) stations dans la baie de Zemmouri (Fig. 17).



Figure15 : Carte de positionnement des stations de prélèvement dans la baie de Bou-Ismaïl pour l'année 2012.

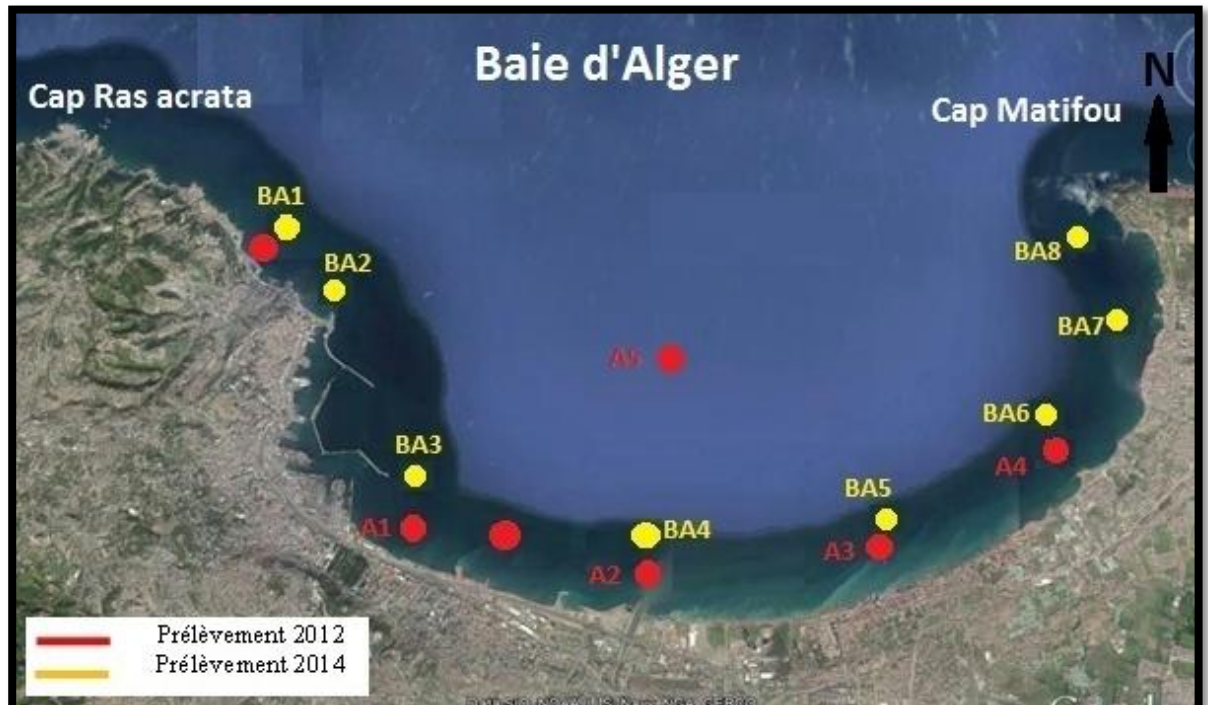


Figure16 : Carte de positionnement des stations de prélèvement dans la baie d'Alger pour l'année 2012 et 2014.

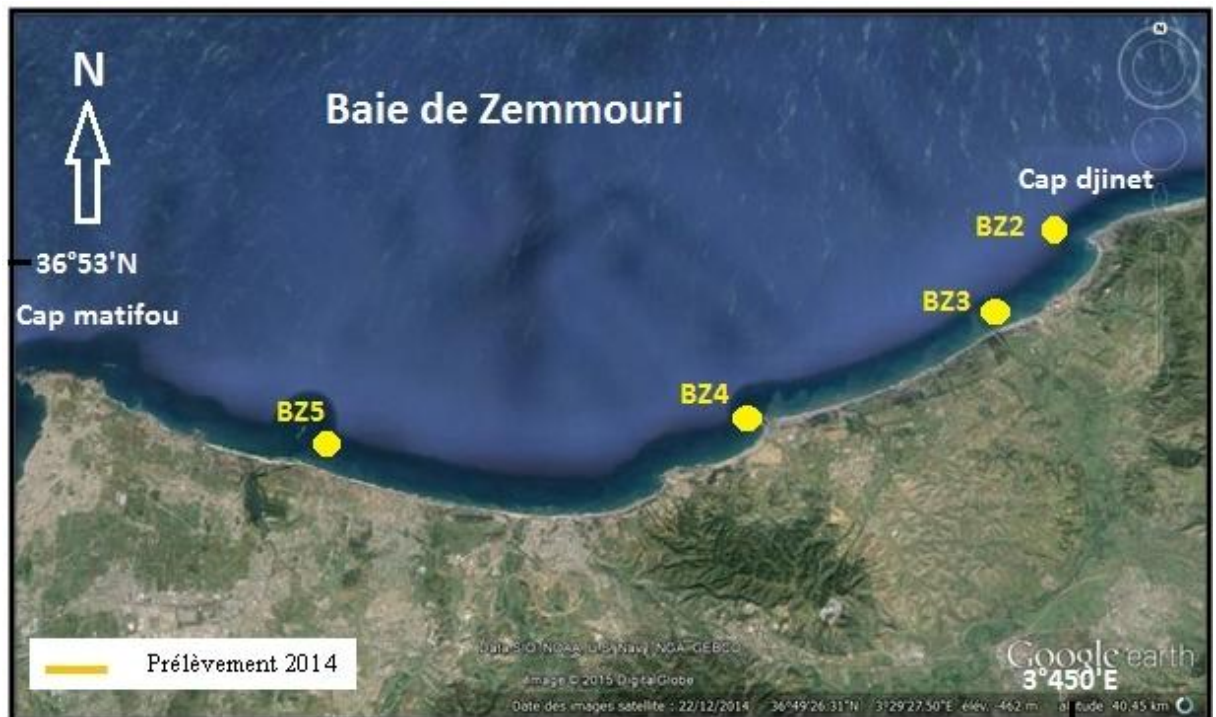


Figure17 : Carte de positionnement des stations de prélèvement dans la baie de Zemmouri pour l'année 2014.

1.3. Travaux en mer

1.3.1. Prélèvement de sédiments superficiels

Vingt neuf (29) prélèvements du sédiment superficiel ont été effectués au moyen d'une benne preneuse de type Van Veen (en acier inoxydable) dans des zones à bathymétrie comprise entre 05 et 40 m, à bord des petits navires (Baba Arroudj) de l'ESSMAL et de l'association Récif. Pour assurer un suivi adéquat de la qualité de sédiment, ces prélèvements ont été étalés en deux périodes différents, dont (17) échantillons en 2012 et (12) échantillons en 2014.

Les échantillons prélevés sont destinés à l'analyse des métaux traces et à la détermination du pourcentage de la matière organique.

Lors de prélèvement des échantillons, quelques données ont été enregistrées, tels que le positionnement géographique (par Differential Global Positioning System (DGPS)), la profondeur (par un Echosondeur) et la date (Tab. 01 et 02, Annexes).

1.3.2. Conditionnement, stockage, conservation et transport des échantillons

Les échantillons de sédiments marins, dans l'attente d'être traités au laboratoire, sont stockés dans des sachets sac en plastique étiquetés, et maintenus à une température de -04°C dans une glacière pour éviter toute sorte de contamination et perte de données analytiques. Par la suite, ces échantillons ont été transportés vers le laboratoire dans le plus bref délai pour l'analyse.

1.4. Travaux au laboratoire

1.4.1. Traitement de sédiments

Selon le protocole de l'**A.I.E.A., 1998**, et après toute une série de rinçage et nettoyage des instruments, les échantillons sont congelés à -18°C , pesés et par la suite passés au lyophilisateur de type CHRIST-Beta 1- 8 pendant 48 heures sous vide (10^{-1} mbar) et à très basse température (-50°C à -60°C). Les échantillons de sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en agate jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. Cette dernière est récupérée dans des piluliers en verre et stockée dans un dessiccateur.

Pour assurer une meilleure représentativité des échantillons, une homogénéisation du sédiment broyé a été faite par agitation manuelle pendant quelques minutes (Fig. 18).

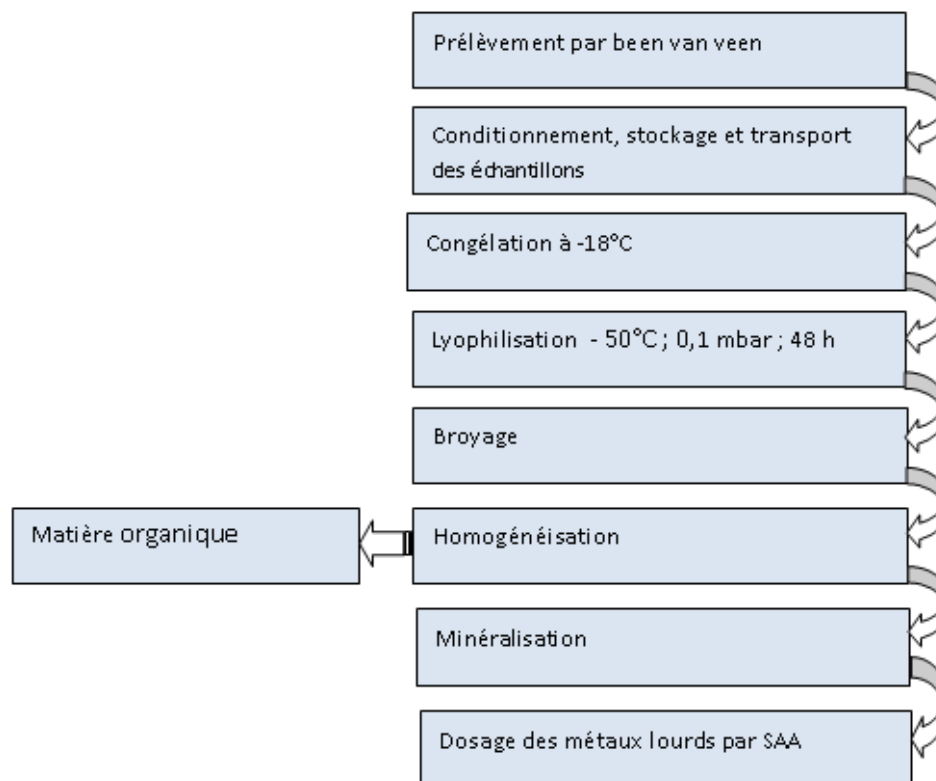


Figure 18: Présentation schématique des différentes étapes de traitement du sédiment.

1.4.2. Le protocole expérimental

1.4.2.1. Minéralisation à blanc

Avant d'utiliser les godets, on procède à une minéralisation à blanc. On met dans chaque godet à téflon 4 ml d'acide nitrique 69%. On ferme hermétiquement les godets. On laisse digérer pendant toute la nuit. Puis on réchauffe sur une plaque chauffante à 120 °C pendant 2h30min. On laisse refroidir les échantillons avant d'ouvrir la soupape de sécurité doucement, puis on ouvre les godets et on rince à l'eau bi distillée et on sèche dans l'étuve.

1.4.2.2. Minéralisation des échantillons

Selon le protocole décrit par [l'AIEA \(1998\)](#), la minéralisation a lieu sous hotte aspirante dans un godet en téflon. On pèse environ 0.5 g de sédiment lyophilisé. On y ajoute 2 ml d'eau régale (HNO_3 : HCl , 1 :3 V/V) puis on ferme hermétiquement les godets. Afin d'éviter un début de réaction trop brusque, les échantillons doivent être laissés à une température ambiante pendant une nuit puis on les met sur une plaque chauffante à 120°C pendant 2h30min. Après avoir laissé refroidir ces échantillons, on ouvre la soupape de sécurité doucement et les godets et on transfère les échantillons dans les tubes en polypropylène de 50 ml. On rince les godets avec l'eau distillée au moins 3 fois en récupérant les rinçages des godets et on ajuste jusqu'au trait de jauge de 50 ml avec l'eau distillée.

La solution obtenue doit être agitée. Elle est ensuite conservée au réfrigérateur à + 4°C jusqu'au moment du dosage afin d'éviter toute perte et contamination ([AIEA, 2001](#)). A chaque série de 12 échantillons nous intégrons un blanc (2 ml d'eau régale).

1.4.2.3. Méthode d'analyse

La spectrophotométrie d'absorption atomique est une technique d'analyse quantitative, fondée sur le phénomène d'absorption de radiations lumineuses par des atomes libres. Elle est largement appliquée ([Forstner et Salomons, 1980](#)), simple et très documentée ([AIEA, 2001](#)), bien adaptée ([Boust, 1981](#)) et recommandée pour l'analyse des métaux lourds ([Asso, 1982](#)).

Les éléments métalliques adsorbés sur les sédiments marins sont analysés par SAA selon les protocoles expérimentaux décrits ([AIEA, 2001](#)). Les analyses des métaux traces dans le sédiment

de la présente étude ont été réalisées par un spectrophotomètre d'absorption atomique de type Perkin Elmer® AAnalyst 700, au Laboratoire Régional Centre (LRC) de l'ONEDD.

1.4.2.4. Les conditions spectrométriques

1.4.2.4.1. Limite de détection (L.D.)

La limite de détection est définie par la plus petite valeur de concentration mesurable, c'est-à-dire donnant une absorbance égale à deux fois la variation du bruit de fond de la solution d'analyse (Pinta, 1979 et Perkin-Elmer, 1982).

En Spectrophotométrie d'Absorption Atomique, la littérature scientifique contient un ensemble de travaux concernant le seuil de détection dans la solution d'analyse, la sensibilité, le domaine des concentrations dosables et le type de flamme à utiliser. Dans notre cas, on a limité aux conditions expérimentales réalisés et validés par le laboratoire régional centre de l'ONEDD et qui sont cités dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1: Données analytiques en absorption atomique (Perkin Elmer®, AAnalyst 700).

Paramètres	Méthodes d'analyse	Unité	Valeurs limites	Domaine réalisé au laboratoire	Limite de quantification
Pb	AAS Flamme	µg/g	0.5	0.5-7	0.2
Ni	AAS Flamme	µg/g	0.3	0.3-2	0.2
Cu	AAS Flamme	µg/g	0.5	0.5-5	0.1
Zn	AAS Flamme	µg/g	0.3	0.3-20	0.03
Cd	AAS Flamme	µg/g	0.2	0.2-2	0.03
Cr	AAS Flamme	µg/g	0.5	0.5-5	0.2
Fe	AAS Flamme	µg/g	/	1-7	0.2
Co	AAS Flamme	µg/g	/	0.2-3	0.2
Mn	AAS Flamme	µg/g	/	0.5-5	0.03

1.4.2.4.2. Etalonnage

1.4.2.4.2.1. Méthodes des standards seuls

Pour tous les métaux étudiés, nous avons utilisé des solutions standards. La calibration du spectrophotomètre est réalisée à partir de quatre solutions (S0, S1, S2, S3) de concentrations croissantes, seul S0 est toujours le même.

Les absorbances de ces solutions standards sont mesurées, ce qui permet de tracer la courbe d'étalonnage (absorbance est fonction de la concentration), pour les faibles concentrations, c'est-à-dire pour les faibles absorbances, la courbe est quasi linéaire, donc de la forme :

$$Y = aX + b$$

Où :

Y : Densité optique (DO)

X : Concentration du métal à analyser

a : Pente de la courbe

b : Ordonnée à l'origine.

A l'aide de la droite d'étalonnage, les concentrations inconnues en métaux des échantillons de sédiments marins ont été déterminées (Fig.19).

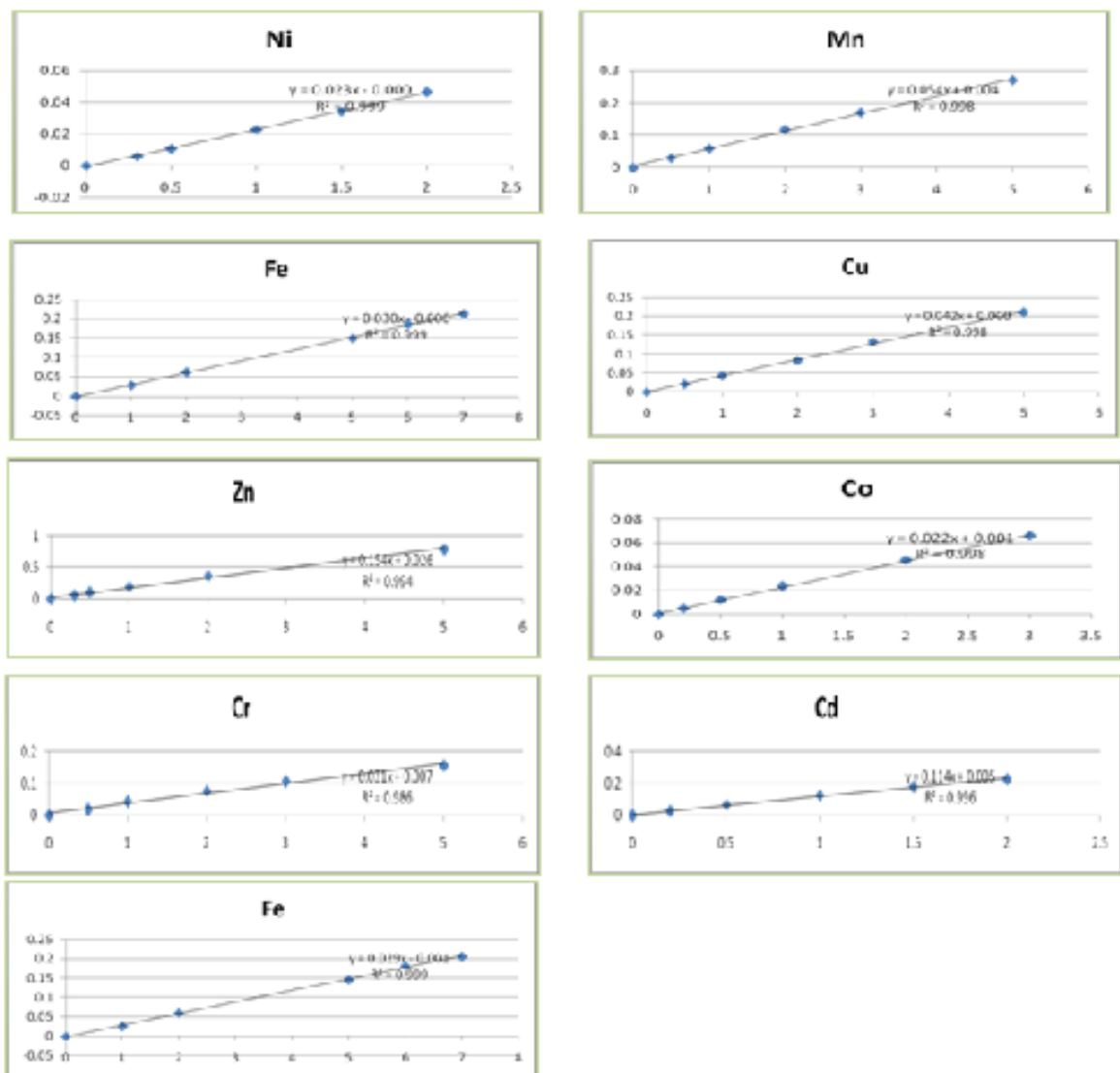


Figure 19: Droites d'étalonnage des ETM analysés.

1.4.2.5. Calcul des concentrations des métaux

La concentration du métal dans l'échantillon minéralisé est obtenue à partir de la droite d'étalonnage par une régression linéaire aux moindres carrés.

1.4.2.5.1. Calcul du poids corrigé de l'échantillon

Le sédiment après sa lyophilisation piège un certain nombre de particules d'eau dû à la période qui sépare la lyophilisation et l'analyse. Par conséquent, les poids pesés ne sont pas les vrais poids secs, pour cela on passe par le calcul de taux d'humidité afin de pouvoir corriger ces poids et avoir les poids secs réels. Le calcul se fait par l'application de la formule suivante (AIEA, 2001):

$$A(\%) = \left(\frac{P2 - P1}{P1} \right) \times 100$$

Où

A : Taux d'humidité (%).

P1 : Poids de la coupelle vide + le poids de l'échantillon dans la coupelle (g).

P2 : Poids de l'échantillon dans la coupelle après 24 heures à 105 °C (g).

A la fin, les poids secs corrigés sont obtenus comme suit :

$$Pc (g) = P - \left(\frac{A(\%)}{100} \times P \right)$$

Où :

Pc : Poids de l'échantillon corrigé (g).

P : Poids de l'échantillon pesé pour la minéralisation (g).

A : Taux d'humidité (%).

1.4.2.5.2. Détermination de la concentration au niveau du sédiment

Dans le sédiment la concentration de l'élément métallique est calculée selon la formule suivante :

$$C = (Cc \times Fd - Cb) \times V/Pc$$

Où

C : Concentration du métal dans la matrice sédimentaire (µg/g);

Cc : Concentration du métal présent dans l'analyte (µg/ml);

Cb : Concentration du métal dans le blanc de la procédure ($\mu\text{g/ml}$);

V : Volume de la solution finale après minéralisation (50 ml);

Pc : Poids sec corrigé de l'échantillon de sédiments minéralisé (g);

Fd : Facteur de dilution.

1.4.2.6. Détermination du taux de la matière organique

L'une des méthodes d'évaluation de la teneur de la matière organique dans le sédiment, est la perte au feu (Castel et al, 1990 et Rodier, 1996).

L'évaluation de la matière organique se fait par la méthode de perte au feu; le principe de la méthode repose sur l'incinération des échantillons de sédiment séché ou lyophilisé dans un four à moufle à 600°C pendant 2heures afin de bruler toute la matière organique.

1.4.2.6.1. Mode opératoire

- Décongeler le sédiment;
- Lyophiliser le sédiment pendant 48 heures sous vide (10-1 bar) et à très basse température (-50°C à -60°C);
- Peser des échantillons de sédiment lyophilisé dans des creusets avec une balance de précision pour obtenir le poids (P1);
- Mettre les échantillons pesés au four à moufle à 600°C pendant 2 heures;
- On effectue une deuxième pesée (P2) qui est le poids du sédiment calciné;
- La différence du poids entre P1 et P2 représente le poids de la matière organique contenu dans le sédiment.

$$\text{MO(g)} = \text{P1} - \text{P2}$$

Ce taux est exprimé par la formule suivante :

$$\text{MO(\%)} = ((\text{P1} - \text{P2})/\text{P1}) \times 100$$

1.5. Evaluation du niveau de la pollution

Dans la présente étude, l'évaluation du niveau de pollution des sédiments est menée par le calcul de l'indice de contamination qui est le rapport entre la teneur en métal observée et celle considérée comme référence (A.B.R.M.C, 1988), soit :

$$IC = \text{Teneur observée} / \text{Teneur de référence}$$

L'interprétation de l'état de pollution par l'IC est faite comme suit :

Tableau 2: Interprétation de l'état de pollution par l'IC (A.B.R.M.C, 1988).

IC	Observations
IC < 3	Les sédiments correspondants sont considérés comme normaux.
3 < IC < 10	L'indice de contamination caractérise des sédiments pollués.
10 < IC	Les sédiments correspondants présentent des risques pour les écosystèmes marins.

Vu la grande hétérogénéité géochimique et lithologique des sédiments, l'évaluation du niveau de contamination par IC est en fonction de la connaissance parfaite des teneurs de référence. (Belamie et Phelippot, 1982).

Dans la présente étude, les normes des ETM dans les sédiments élaborées par A.B.R.M.C en 1985 sont considérées comme valeurs de références citées ci-dessous :

Tableau 3: Normes des ETM dans les sédiment (A.B.R.M.C, 1985).

Métal	Concentration en µg/g de poids sec de Sédiment
Cuivre	26
Zinc	88
Mn	400
Cr	60
Fe	20000
Plomb	22
Cadmium	0.6
Nikel	/
Cobalt	/

Chapitre 4

Résultats & Discussion

Dans la présente étude, les résultats obtenus seront présentés par baie, et pour mieux visualiser et interpréter ces résultats et répondre aux objectifs visés, une méthodologie semble adéquate a été adoptée en incluant l'analyse paramétriques des données sous forme de valeurs numériques (min., max., moy., et écart type), la distribution spatiale des ETM et la matière organique sur le long de la côte algéroise et l'étude de l'évolution spatiotemporelle de ces paramètres afin de connaître l'état de contamination des sédiments en comparant avec des normes [A.B.R.M.C., 1988](#) et des valeurs trouvées dans littérature.

1. La baie de Bou-Ismaïl

1.1. Analyse paramétrique des données

Les teneurs en ETM (Cu, Mn, Pb et Zn) dans les sédiments superficiels prélevés en 2012 au niveau de la baie de Bou-Ismaïl sont résumées dans le tableau ci-dessous sous forme de valeurs moyennes et extrêmes.

Tableau 4: Les valeurs moyennes et extrêmes des teneurs ETM des sédiments superficiels de la Baie de Bou-Ismaïl (n=11) pour l'année 2012.

Baie Bou Ismaïl	2012	Paramètre	Cu	Mn	Pb	Zn
		Unité	µg/g			
		Max.	86.00	383	36.8	484
		Min.	6.00	151	32.4	29
		Moy.	22.69	262.77	34.60	128.23
		Ecartype	22.01	107.06	7.00	124.50

1.1.1. Le Cuivre

Les teneurs en Cuivre dans les sédiments superficiels (Tab. 05) varient entre un minimum de 06 µg/g révélé dans les stations B7 et B11 se situées successivement au niveau du port de Tipaza et en face à Bou-Ismaïl et un maximum de 86 µg/g dans la station B8 au niveau du port de Bouharoun, avec une moyenne de 22.69 µg/g et un écart type de l'ordre de 22.01 µg/g.

1.1.2. Le Manganèse

Les teneurs en Manganèse dans les sédiments superficiels (Tab. 05) varient entre un minimum de 151 µg/g révélé dans la station B8 situé au port de Bouharoun et un maximum de 383 µg/g au niveau de la station B5 situé directement en face Oued Nador, avec une moyenne de (262.77±107.06 µg/g). Cet écart type important de 107.6 montre que les concentrations en Manganèse manifestent une grande variation.

1.1.3. Le Plomb

Les teneurs en Plomb dans les sédiments superficiels (Tab. 05) varient dans un intervalle assez étroit (32.40-36.8 $\mu\text{g/g}$) avec un écart type faible d'ordre 07 ce qui montre que les concentrations en plomb ne montrent pas une grande variation d'une station à l'autre.

1.1.4. Le Zinc

Les teneurs en Zinc dans les sédiments superficiels (Tab. 05) varient dans une large gamme entre un minimum de 29 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station B7 située au port de Tipaza et un maximum de **484** $\mu\text{g/g}$ dans la station B7 situé au port de Bouharoun, avec une moyenne de 128.23 $\mu\text{g/g}$ et un écart type important de 124.50 montrant une grande variation entre les concentrations trouvées au niveau de toutes les stations de la zone côtière de la baie de Bou-Ismaïl.

1.2. Distribution spatiale des ETM

1.2.1. Le Cuivre

Les teneurs en Cuivre sont faibles, sur l'ensemble des échantillons analysés, par rapport aux autres éléments avec un pic de 86 $\mu\text{g/g}$ enregistré au niveau du port de Bouharoun et des valeurs entre 06 $\mu\text{g/g}$ et 24 $\mu\text{g/g}$ au niveau de toutes les stations (Fig. 20). Ces faibles teneurs en Cuivre peuvent être expliquées d'une part, par la texture sédimentaire de la zone côtière qui est conditionnée par l'hydrodynamisme et d'autre part, les organismes vivants, pour assurer leur métabolisme, utilisent le Cuivre sous forme de complexe organique.

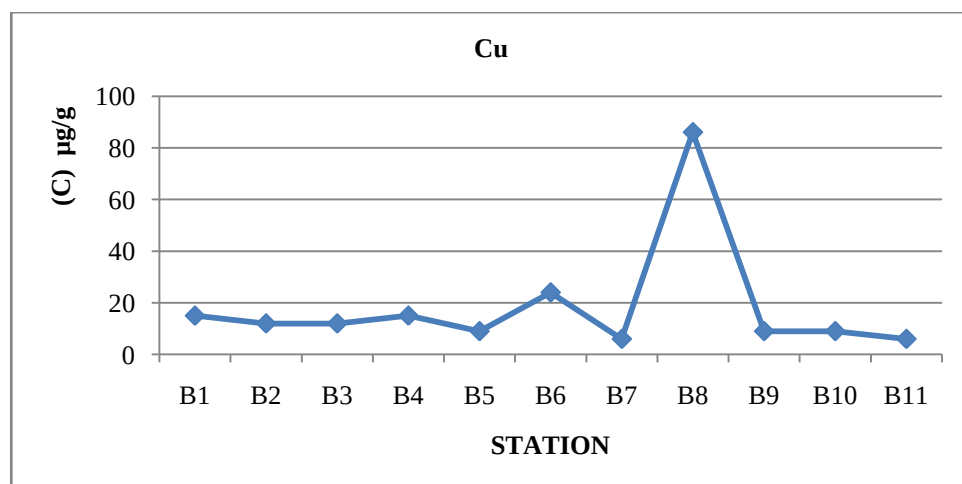


Figure 20: Distribution spatiale du cuivre dans le sédiment superficiel côtier de la baie de Bou-Ismaïl (Année 2012).

1.2.2. Le Manganèse

Les teneurs de Manganèse, sur l'ensemble des échantillons analysés, sont élevées par rapport aux autres éléments. Un pic de 383 $\mu\text{g/g}$ a été enregistré au niveau de la station B5 en face oued Nador, par contre des valeurs faibles ont été enregistrées dans les stations (B6, B7 et B8).

Selon (Chester et Stoner, 1975), ces teneurs élevées en Manganèse est le résultat du phénomène de floculation d'une sédimentation rapide au niveau de l'interface eau douce-eau salée ce qui caractérise la baie de Bou-Ismaïl par la présence des réseaux hydrographiques importants, particulièrement oued Nador. Cette interface peut être l'origine de la précipitation de certains éléments chimiques tels que les hydroxydes de fer, le Manganèse et l'Aluminium en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Span, 1984 et Cossa, et al, 1993). Ainsi la teneur forte de la matière organique sur toute la zone côtière peut être constituée un piège pour le Manganèse (Luther et al, 1994 ; in Souren, 1998).

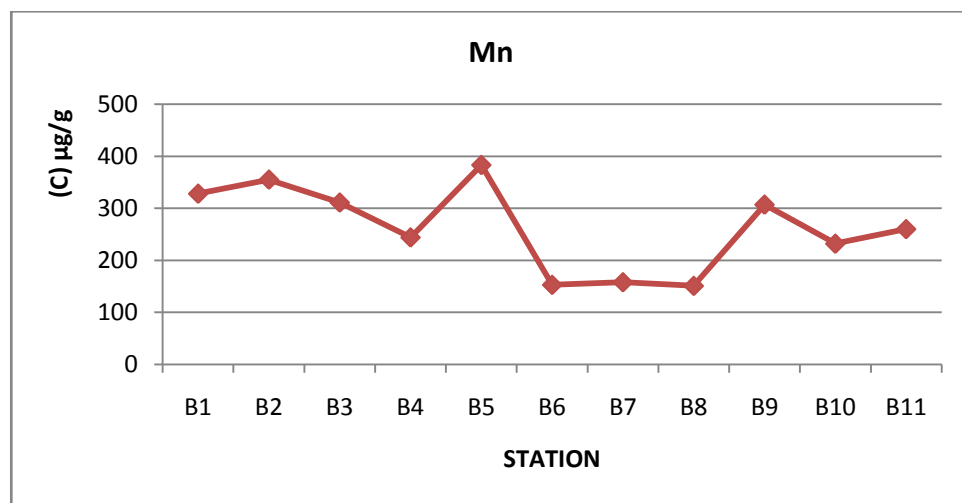


Figure 21: Distribution spatiale du Manganèse dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Bou-Ismaïl (année 2012).

1.2.3. Le Plomb

Les teneurs en Plomb sur l'ensemble des stations ne présentent pas une grande variation, à l'exception des stations B6, B7 et B8 où une légère augmentation a été enregistrée (Fig. 22). Ces teneurs peuvent être liées à la dégradation de la matière organique particulière à laquelle est associée une fraction du Plomb. La présence des oxydes de Fer et de Manganèse provoque une solidification du Plomb (Cossa, et al, 1993).

Les rejets urbains et industriels de la région (chapitre II) et les retombés atmosphériques des émissions gazeux du trafic routier et usines qui ne peuvent pas être négligeables.

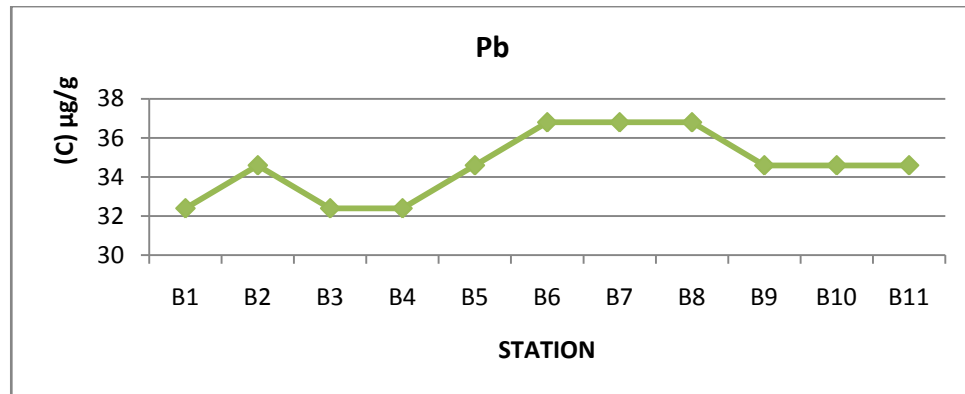


Figure 22: Distribution spatiale du Plomb dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (Année 2012).

1.2.4. Le Zinc

Les teneurs en Zinc, aux niveaux de toutes les stations, ne présentent pas une grande variation à l'exception de la station B8 située au port de Bouharoun à laquelle un pique a été observé avec une valeur maximale de 484 µg/g. la station B1 située près de l'embouchure d'oued Mazafron a révélée aussi une valeur importante de 106 µg/g (**Fig.23**).

Ces teneurs peuvent être expliqués par une contamination due aux rejets urbains et industriels et au trafic maritime et à la dissolution des peintures des navires de pêche ou autres activités portuaires.

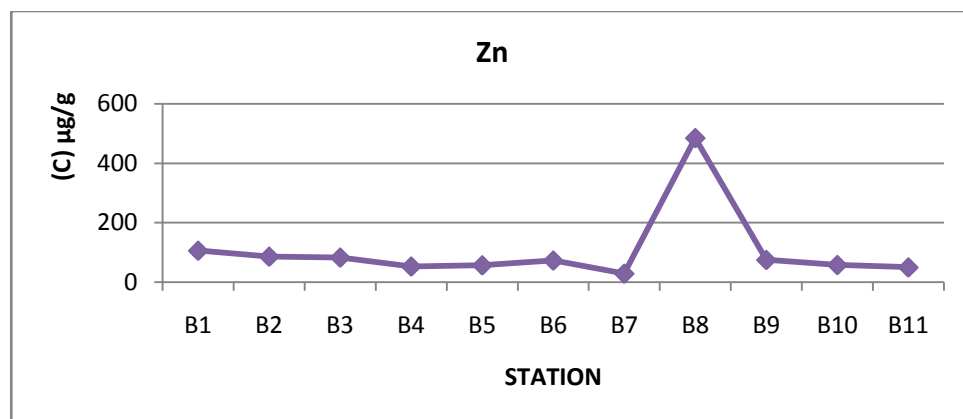


Figure 23: Distribution spatiale du Zinc dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismaïl (Année 2012).

1.3. Evolution des concentrations des ETM

La similarité des différentes teneurs enregistrées, à l'exception de quelques pics observés, est du essentiellement au transport sédimentaire sur le long de la côte (une faible profondeur allant de 06m et 25m), conditionnée par les facteurs hydrodynamiques dominants la région tels que les courants et les houles qui jouent un rôle primordiale dans la distribution et la répartition des métaux traces à partir de la source. Ainsi le processus de la dégradation de la matière organique n'est pas négligeable.

En général, le niveau des teneurs des sédiments superficiels en ETM analysés se situe à l'intervalle des moyennes naturelles à l'exception du Cuivre et du Zinc au niveau de la station B08 au port de Bouharoun (Fig. 24).

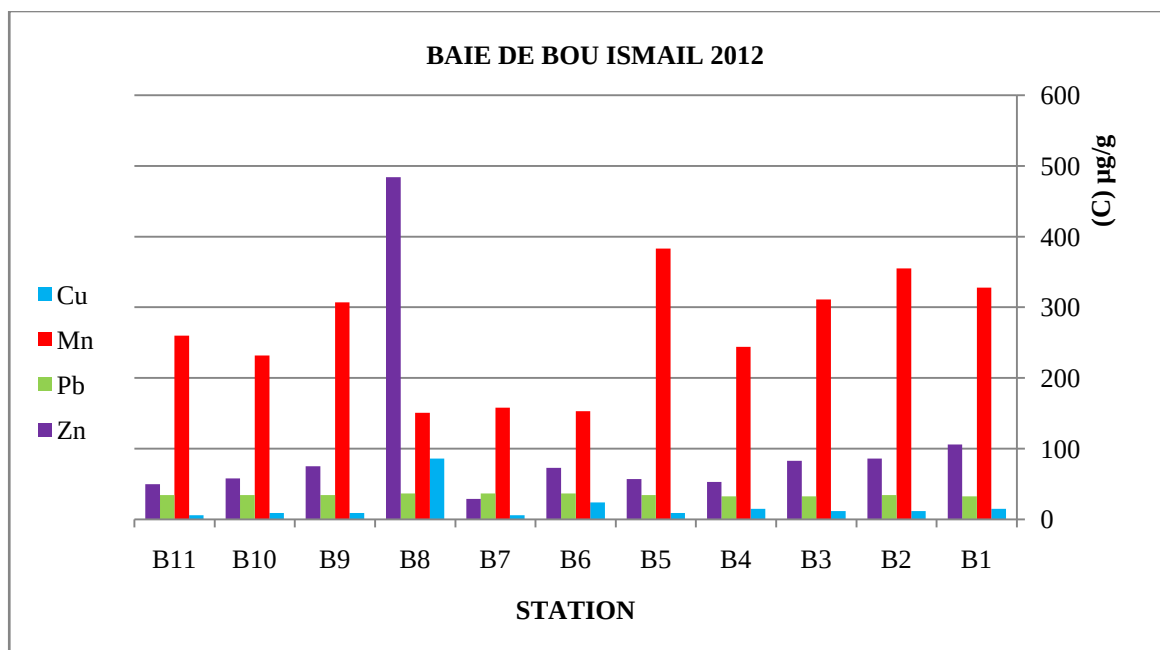


Figure 24: Répartition des ETM dans les sédiments superficiels de la baie de Bou-Ismail (Année 2012).

1.3.1. Estimation du niveau de contamination des sédiments

Selon les normes applicables par l'Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse ([A.B.R.M.C, 1988](#)), les indices de contamination calculés permettent d'évaluer le degré de pollution des sédiments (Fig. 25). Il apparait clairement que l'indice de contamination (I_c) dépasse la valeur significative d'un sédiment pollué en Zinc et Cuivre au niveau de la station **B8** située au port de Bouharoun. Concernant les autres ETM leurs indices de contamination n'atteignent pas les valeurs du niveau marquant la pollution.

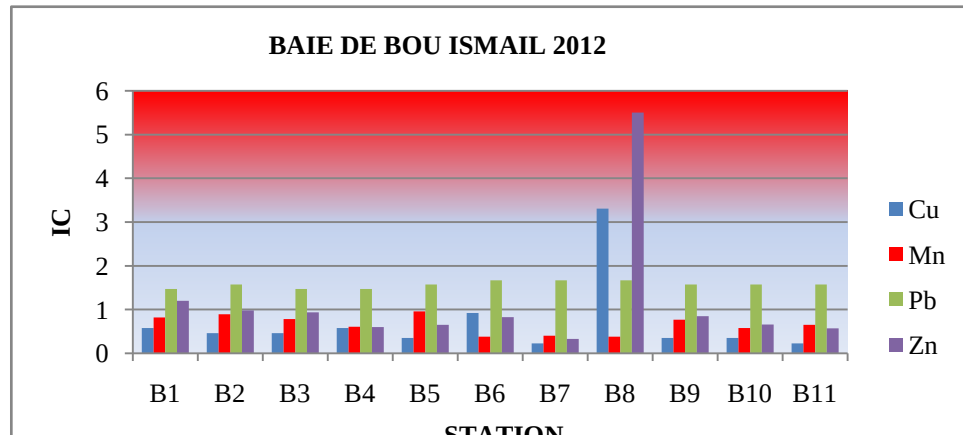


Figure 25 : Les indices de contamination (IC) calculés pour évaluer la pollution des sédiments par les ETM.

1.3.2. Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans d'autres études au niveau de la baie Bou-Ismail

La comparaison avec les travaux antérieurs est donnée à titre indicatif (Tab. 6), car l'étude des ETM est habituellement portée sur la fraction fine du sédiment en raison de l'affinité des ETM pour les particules fines (argiles, matière organique et oxydes de Fe et de Mn). Mais selon les recommandations de l'AIEA (2001) concernant la pollution, cas de notre étude, l'analyse des ETM est réalisée sur la fraction totale du sédiment dans le but d'éviter les risques de contamination et de perte lors du tamisage.

Tableau 5: Comparaison des teneurs ETM avec celles obtenus dans autres études antérieures, résultats exprimés en $\mu\text{g/g}$ (du poids sec du sédiment)

St/Paramètres	Cu	Mn	Pb	Zn
La présente étude	6,00-86,00	151-383	32,4-36,8	29-484
Baie Bou-Ismail (Benamirouche et Bacha, 2000).	6,77-19,12	//	21,45-37,57	69,44-98,75
Baie Bou-Ismail (Boudejellal et al., 1995)	15,69-55,16	//	14,84-31,42	65,3-107
Baie Bou-Ismail (Inal, 2011)	17,97-28,66	//	//	62,9-143,37

Dans la présente étude, les valeurs des teneurs en ETM enregistrées dans la baie de Bou-Ismail (Tab. 6) restent dans l'ensemble identiques à celles trouvées dans les études antérieures

(Benamirouche et Bacha, 2000, Boudejellal et al.,1995, Inal, 2011) à l'exception d'une anomalie en Cuivre et Zinc a été signalée au niveau du port de Bouharoun.

2. La baie d'Alger

2.1. Analyse paramétrique des données

Les résultats des analyses de la matière organique et des teneurs en ETM (Fe, Cu, Mn, Ni, Pb et Zn) des sédiments superficiels de baie d'Alger, prélevés en 2012 et 2014 sont résumées dans les tableaux ci-dessous sous forme de valeurs moyennes et extrêmes, à l'exception du cadmium, chrome et cobalt qui sont inférieure à la limite de détection.

Tableau 6: Les valeurs moyennes et extrêmes de la matière organique et des teneurs en ETM des sédiments superficiels de la baie d'Alger. (n=08) (Année 2014).

Baie d'Alger	2014	Paramètre	Taux MO	Fe	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
		Unité	%	(mg/g)	µg/g				
		Max.	6.91	43.70	43.80	463.30	165.70	60.50	167.70
		Min.	4.56	18.90	20.60	289.00	52.80	39.00	82.80
		Moy.	5.55	32.43	26.26	359.44	78.60	57.21	128.69
		Ecartype	1.06	11.02	9.93	122.83	45.41	15.97	44.50

Tableau 7: Les valeurs moyennes et extrêmes des teneurs en ETM des sédiments superficiels de la Baie de d'Alger (n=06) (Année 2012).

Baie d'Alger	2012	Paramètre	Cu	Mn	Pb	Zn
		Unité	µg/g			
		Max.	46.00	458	39	199
		Min.	18.00	262	34.6	76
		Moy.	27.63	348.63	36.53	145.88
		Ecartype	12.75	148.68	11.60	67.47

2.1.1. Le taux de la matière organique

Le taux de la matière organique dans les sédiments superficiels prélevés en 2014 au niveau la baie d'Alger (Tab. 07) varie dans une étroite gamme entre un minimum de 4.56% au niveau de la station BA06 située à Hamiz et un maximum de 6,91% au niveau de la station BA4 située en face Oued El-harrach, avec une moyenne de 5.5% et un écart type faible de 1.06. Cet écart type faible montre que la taux de la matière organique ne manifeste pas une variation significative sur le long de côte de la baie d'Alger.

2.1.2. Les teneurs en ETM

2.1.2.1. Le Fer

Les teneurs en Fer dans les sédiments superficiels (Tab. 07) varient entre un minimum de 18.90 mg/g révélé dans la station BA08 situé à Tamanfoust et un maximum de 43.70 mg/g au niveau de la station BA02 situé à l'entrée du port d'Alger, avec une moyenne de 22.43 ± 11.02 µg/g. Cet écart type faible ne montre pas une grande variation du Fer sur l'ensemble des stations.

2.1.2.2. Le Cuivre

Les teneurs en Cuivre dans les sédiments superficiels (Tab. 07 et 08) varient dans un intervalle assez étroit entre une moyenne 26.26 ± 9.93 µg/g en 2014 et une moyenne de 27.63 ± 12.75 µg/g en 2012, avec une valeur maximale de 46.00 µg/g a été enregistrée en 2012 au niveau de station B05 située au large de baie de d'Alger.

2.1.2.3. Le Manganèse

Les teneurs en Manganèse dans les sédiments superficiels (Tab. 07 et 08) varient entre une moyenne de 359.44 ± 122.83 µg/g en 2014 et une moyenne de 348.63 ± 148.68 µg/g en 2012. Une valeur minimale a été enregistrée en 2012 au niveau de la station A05 située au large de la baie d'Alger. Ces valeurs trouvées montrent que les concentrations en Manganèse, sur le long de la côte, ne manifestent pas une grande variation spatiotemporelle.

2.1.2.4. Le Nickel

Les teneurs en Nickel dans les sédiments superficiels (Tab. 07) varient entre un minimum de 52.80 µg/g révélé dans la station BA06 située à Hamiz et un maximum de 165.70 µg/g dans la station BA01 située à Bab El-Oued, avec une moyenne de 78.60 ± 45.41 µg/g.

2.1.2.5. Le Plomb

Les teneurs en Plomb dans les sédiments superficiels (Tab. 07 et 08) varient entre une moyenne de 57.21 ± 15.97 µg/g en 2014 et une moyenne de 36.53 ± 11.60 µg/g en 2012 ce qui montre qu'il ya une variation croissante des concentrations du Plomb entre les deux années.

2.1.2.6. Le Zinc

En 2014, les teneurs en Zinc dans les sédiments superficiels (Tab. 07 et 08) varient dans une large gamme entre un minimum de 82.80 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station B08 et un maximum de 167.70 $\mu\text{g/g}$ dans la station BA01 situé à Bab El-oued, avec une moyenne de $128.69 \pm 44.50 \mu\text{g/g}$. Par contre, en 2012, une valeur minimale de 76 $\mu\text{g/g}$ a été observée dans la station A06 située en face Bab El-oued et une valeur maximale de 199 $\mu\text{g/g}$ révélée dans la station du large A05.

2.2. Distribution spatiale de la matière organique et les ETM

2.2.1. Distribution spatiale de la matière organique

Les teneurs de la matière organique dans les sédiments superficiels montrent une répartition homogène sur le long de la baie d'Alger, avec une moyenne de $5.55 \pm 1.06 \mu\text{g/g}$. Une nette augmentation au niveau des embouchures a été enregistrée (Fig. 26).

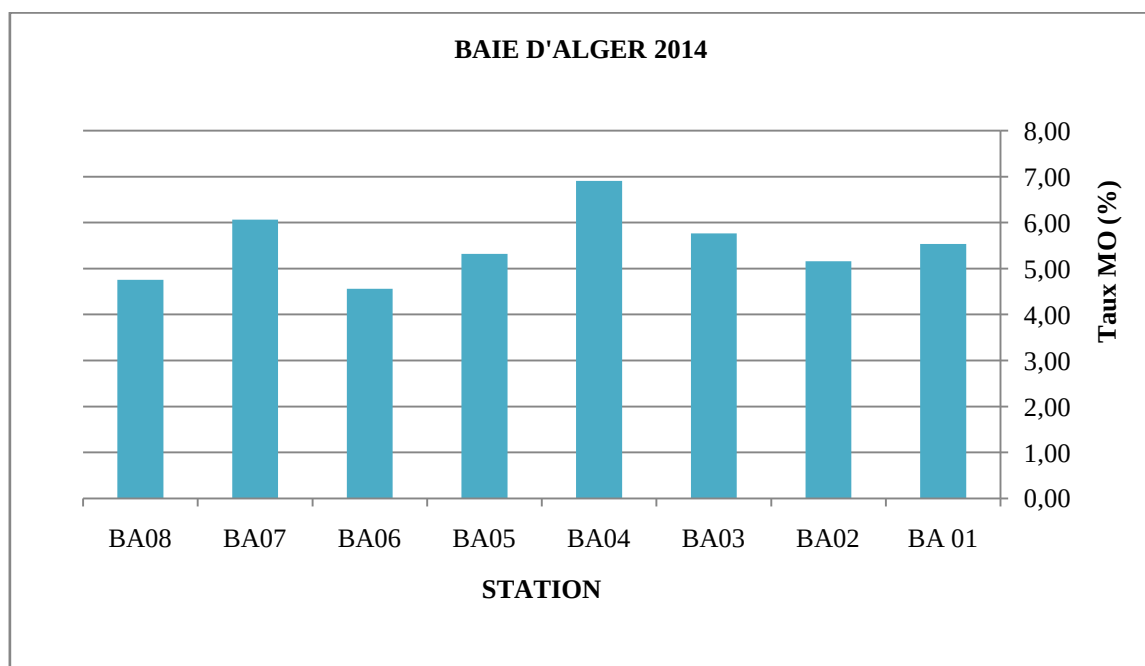


Figure 26: Distribution spatiale du taux de la matière organique dans la Baie d'Alger (Année 2014).

Ces teneurs sont très élevées selon [Chamley \(1987\)](#) qui considère que des teneurs dépassant 1% comme élevées pour la mer Méditerranée.

Ces résultats de la matière organique sont à l'origine des apports anthropiques qui arrivent par le biais des réseaux hydrographiques de toute la région et par les réseaux d'assainissement. L'homogénéisation en matière organique des sédiments superficiels côtiers pourrait s'expliquer

par la remobilisation induite par les conditions hydrodynamiques intenses dans les eaux peu profondes qui provoque une oxydation plus rapide de la matière organique. Ce processus est conditionné par la granulométrie des sédiments côtiers généralement de nature grossière (de sable fin jusqu'au grossier), formant un complexe sédiment-débris faune et flore.

2.2.2. Distribution spatiale des ETM

2.2.2.1. Le Fer

Les teneurs du Fer sont plus élevées par rapport aux autres éléments, leur distribution est globalement similaire sur toute la zone d'étude, avec une moyenne de 32.43 ± 11.02 (mg/g). Une légère augmentation de la concentration Fer a été remarquée dans les stations situées dans la partie ouest de la baie (stations BA01, BA02 et BA03) à voisinage du port d'Alger et la station située juste à l'Est d'oued El-Harrach, (Fig. 27).

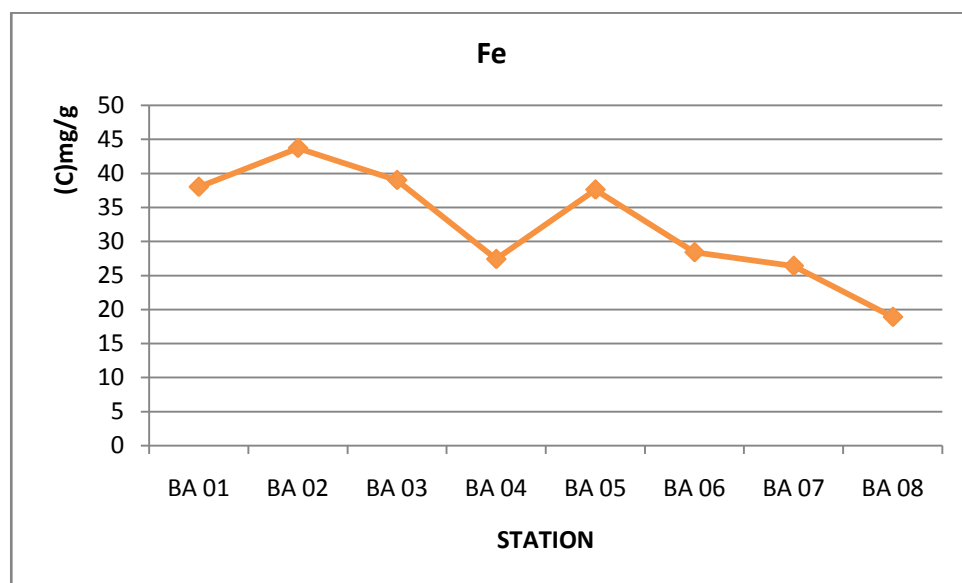


Figure 27: Distribution spatiale du Fer dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

2.2.2.2. Le Cuivre

Les teneurs en Cuivre sont faibles, sur l'ensemble des échantillons analysées, par rapport aux autres éléments avec une valeur maximale de 46 $\mu\text{g/g}$ observée en 2012 dans la station A05 au large (Fig. 29). Cette station se situe dans la zone de mouillage qui a probablement contribué à l'enrichissement des sédiments du large en Cuivre, ainsi le processus de développement des organismes vivants qui utilisent le Cuivre sous forme de complexe organique pour assurer leurs

métabolismes. Par contre en 2014, une autre valeur maximale de $43.8 \mu\text{g/g}$ a été enregistrée dans la station BA07 à Bordj Bahri, peut être due aux apports anthropiques via les réseaux d'assainissement de la ville (Fig. 28).

Dans l'ensemble des échantillons analysés, les teneurs en Cuivre ne manifeste pas une évolution remarquable entre 2012 et 2014.

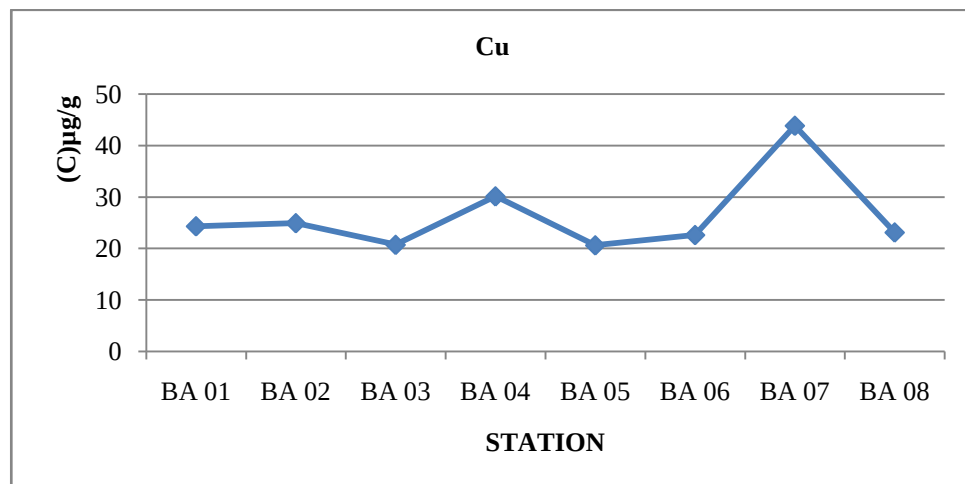


Figure 28: Distribution spatiale du Cuivre dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

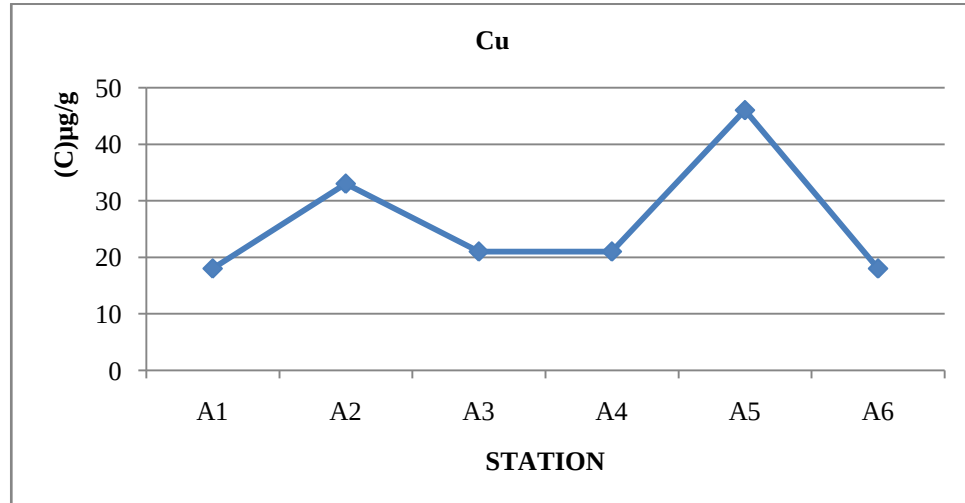


Figure 29: Distribution spatiale du Cuivre dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2012).

2.2.2.3. Le Manganèse

Les teneurs de Manganèse, sur l'ensemble des échantillons analysés, sont plus élevées par rapport aux autres éléments, varient entre une moyenne de $359.44 \pm 122.83 \mu\text{g/g}$ en 2014 et une moyenne de $348.63 \pm 148.68 \mu\text{g/g}$ en 2012. Ces teneurs en Manganèse ne montrent pas une grande variation temporelle (Fig. 30 et Fig. 31).

La station du large A05 montre une faible valeurs. A l'inverse, des stations situées en zone côtière et particulièrement les stations situées dans la partie ouest de la baie où la circulation des eaux au sein de la baie masque la source principale en raison de la diversité des apports (oueds, émissaires d'eaux usées, port).

Cet enrichissement en Manganèse qui semble être indépendant de la granulométrie et qui a été également observé par [Maouche \(1987\)](#) résulterait, à la suite du phénomène de floculation d'une sédimentation rapide à l'interface eau douce-eau salée ([Chester et Stoner, 1975](#)).

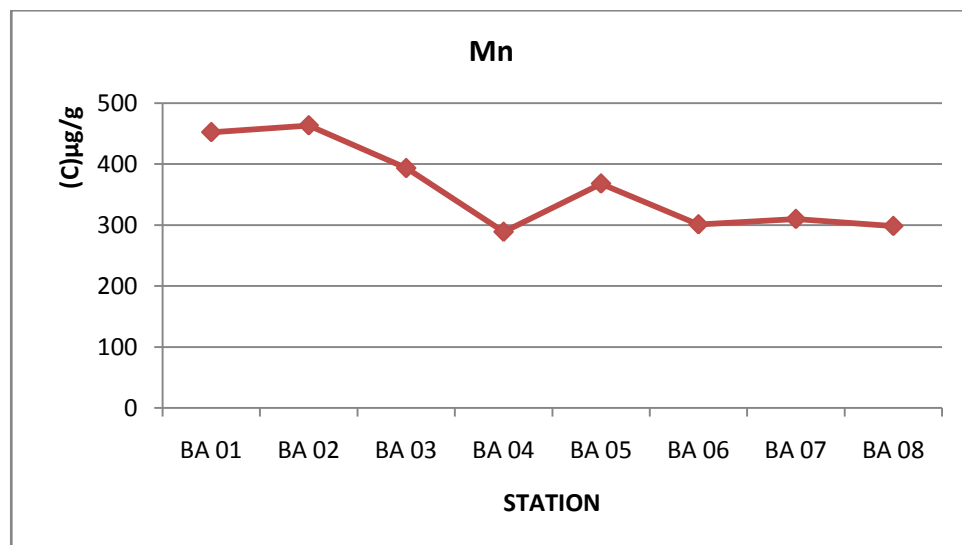


Figure 30: Distribution spatiale du Manganèse dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

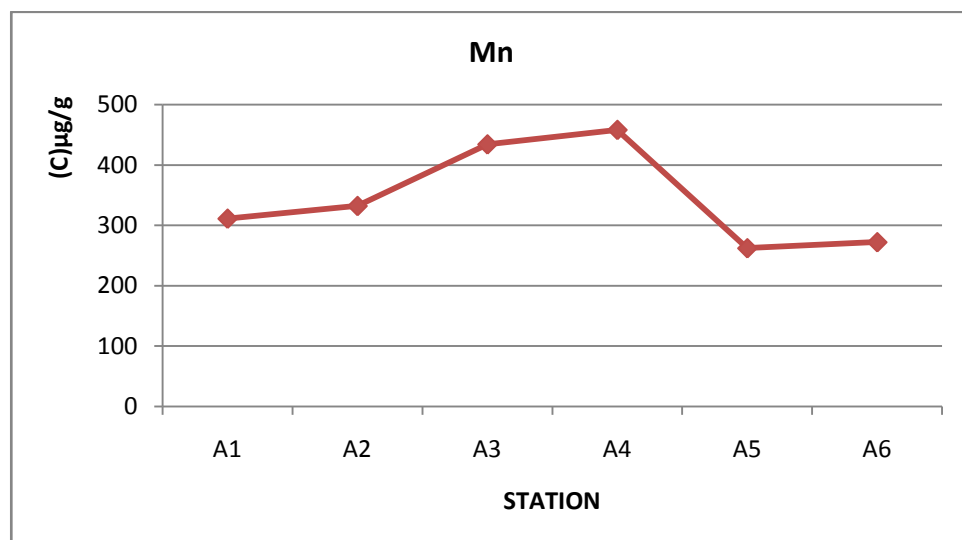


Figure 31: Distribution spatiale du Manganèse dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2012).

Ces teneurs élevées en Manganèse peuvent être expliquées d'une part par le phénomène de floculation d'une sédimentation rapide au niveau de l'interface eau douce-eau salée (Chester et Stoner, 1975), ce qui caractérise la zone d'étude par la présence des réseaux hydrographiques importants (chapitre II) et d'autre part, par la teneur forte de la matière organique sur toute la zone côtière qui constitue un piège pour le Manganèse (Luther et al, 1994 ; in Souren, 1998)

Cette interface joue un rôle non négligeable dans la précipitation de certains éléments chimiques tels que les hydroxydes de Fer, le Manganèse et l'Aluminium en fonction des conditions physico-chimiques du milieu (Span, 1984).

2.2.2.4. Le Nickel

Les teneurs en Nickel sont comprises entre 52.80 $\mu\text{g/g}$ et 165.70 $\mu\text{g/g}$. Sont plus au moins homogènes sur le long de la côte à l'exception de la station BA01 qui se localise en face Bab El-oued. La distribution du Nickel est globalement comparable à celle du Manganèse et Fer (Fig.32).

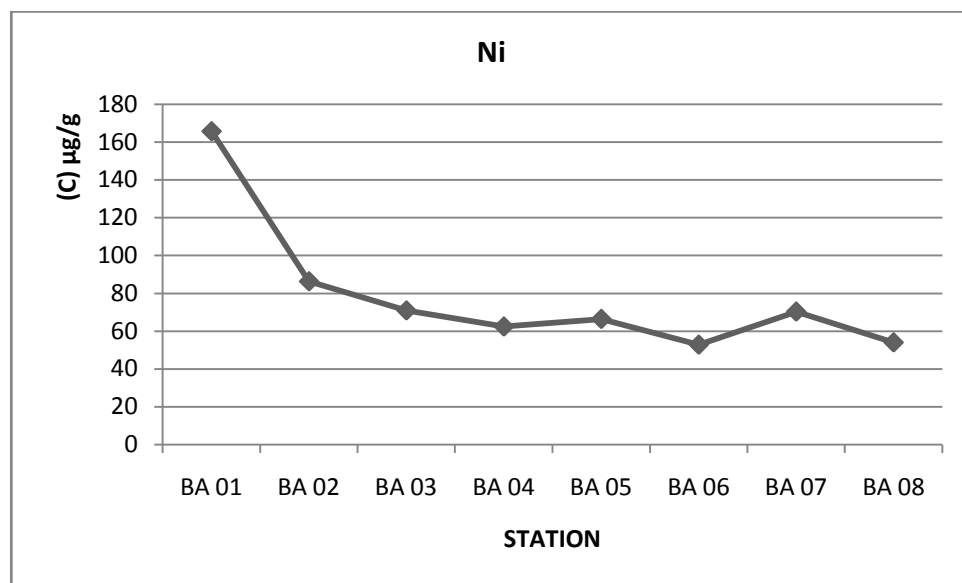


Figure 32: Distribution spatiale du Nickel dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

2.2.2.5. Le Plomb

Les teneurs en Plomb enregistrées en 2014 sont plus ou moins similaires sur toute la zone d'étude à l'exception d'une légère diminution qui a été observée au niveau d'El-Hamize (Fig.33), par contre en 2012, une valeur maximale a été enregistrée dans la station du large (Fig. 34).

Résultats et discussion

En comparant les teneurs du Plomb obtenus en 2014 avec celles obtenus en 2012, on observe une légère tendance à l'augmentation du Plomb dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger, Cette tendance à l'augmentation a été également observée par [Rouibah et al \(2005\)](#).

Les rejets urbains et industriels de la région et les retombés atmosphériques des émissions gazeux du trafic routier et usines peuvent être l'origine de cette évolution.

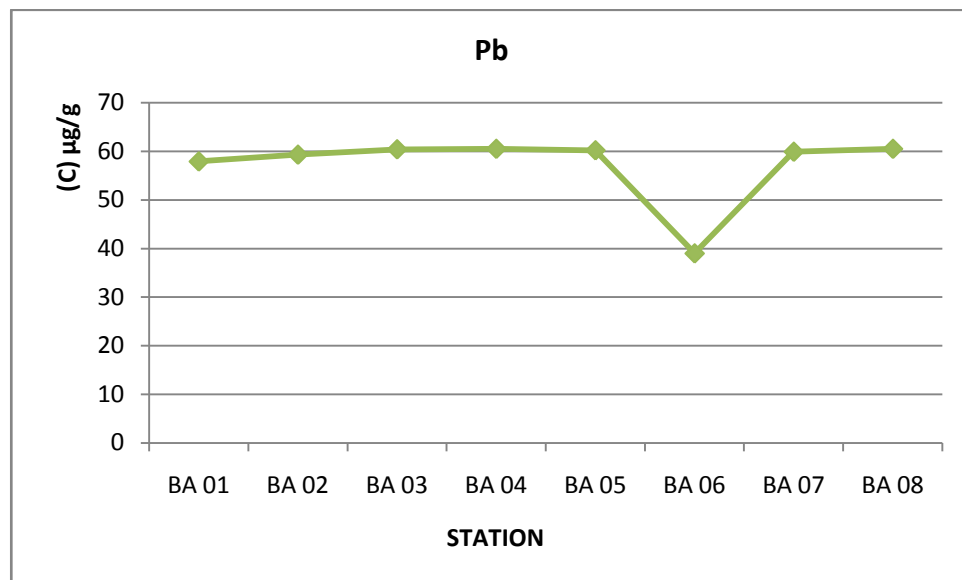


Figure 33: Distribution spatiale du Plomb dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

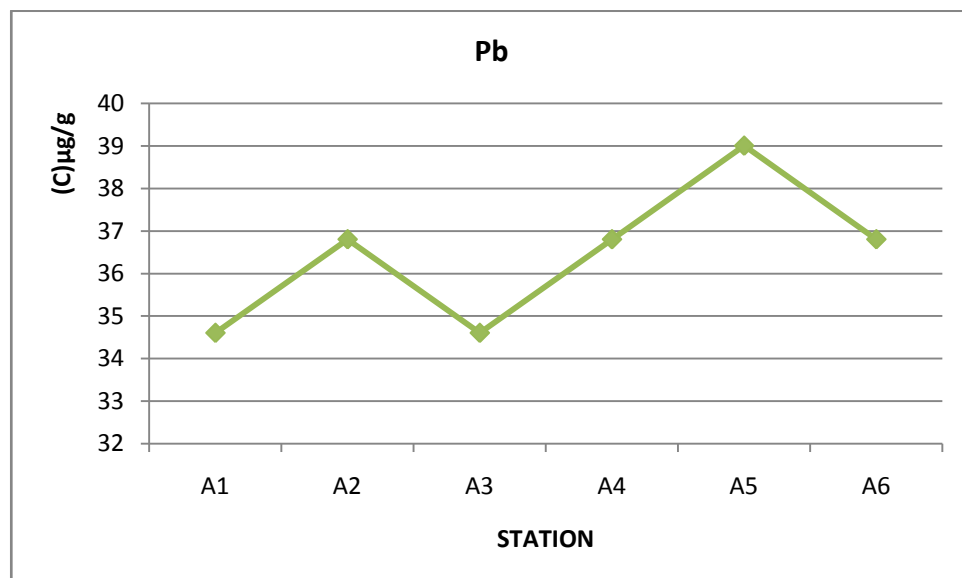


Figure 34: Distribution spatiale du Plomb dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2012).

2.2.2.6. Le Zinc

En 2014, les concentrations en Zinc le long de la côte montrent un gradient décroissant de l'Ouest à l'Est avec une moyenne $128.69 \pm 44.50 \mu\text{g/g}$, inversement en 2012, ces concentrations présentent un gradient décroissant de l'Est à l'Ouest avec une moyenne de $145.88 \pm 67.47 \mu\text{g/g}$. on observe aussi une valeur maximale dans la station du large A05 (Fig. 35 et 36).

Ce résultat est dû essentiellement à la composition granulométrique des sédiments superficiels, notamment le taux de pélite dans les stations de 2014 qui sont plus profondes par rapport aux stations de 2012. Cette distribution du Zinc ne reflète que l'effet de la bathymétrie qui suit le même sens de variation. A cet effet, les phénomènes d'absorption et de précipitation du Zinc sont favorisés lors d'une forte présence des argiles et des oxydes de Fer et de Manganèse (Cauwet et Faguet ,1982). Le Zinc montre à la fois des affinités pour les argiles, les Oxydes de Fer et Manganèse et la matière organique (Cauwet, 1985), de plus, le Zinc peut co-précipiter avec la matière organique et les minéraux argileux.

La période de prélèvement des sédiments et la forme chimique lessivable et/ou mobilisable du Zinc par les facteurs hydrodynamiques régnants la bande littorale jouent aussi un rôle important dans son évolution spatiotemporelle.

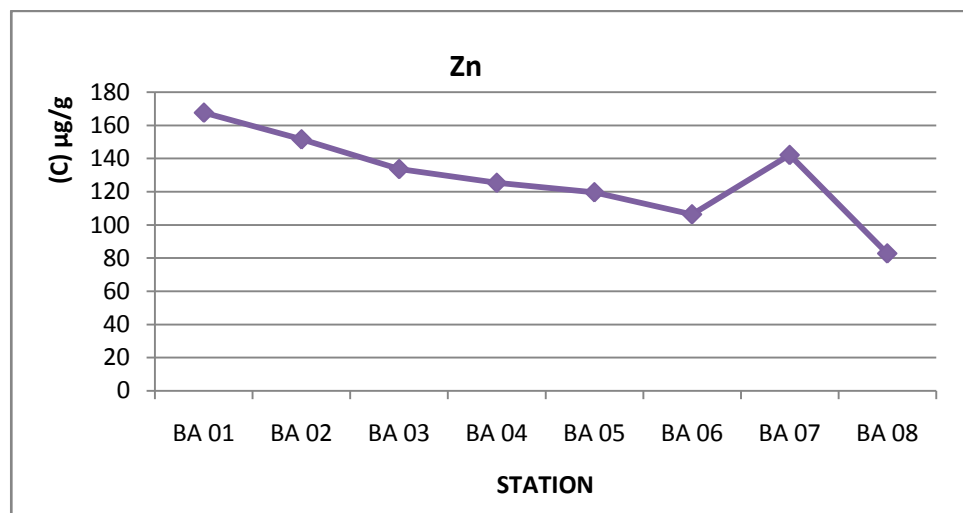


Figure 35: Distribution spatiale du Zinc dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2014).

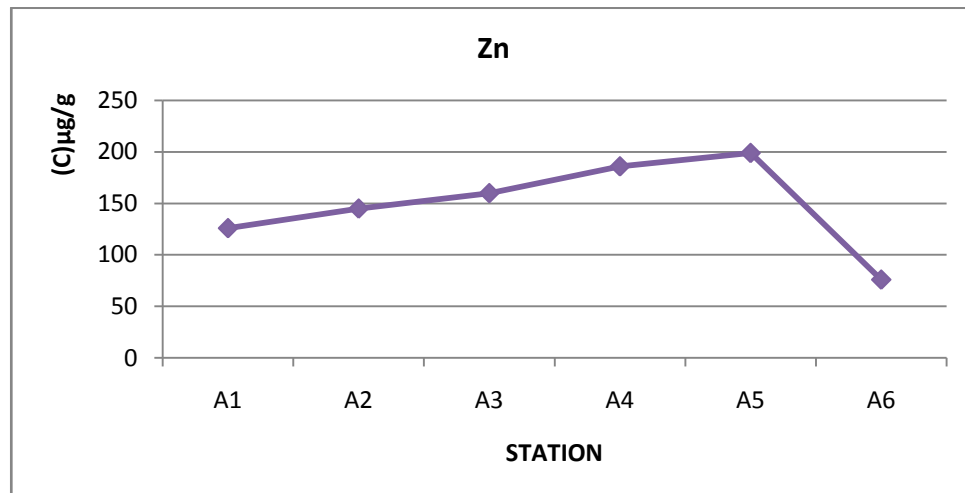


Figure 36: Distribution spatiale du Zinc dans les sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger (Année 2012).

Les teneurs en Chrome et Cobalt, dans l'ensemble des échantillons analysés en 2014, sont inférieure à la limite de détection de l'appareil ($<0.20\mu\text{g/g}$). Ces faibles teneurs en Chrome peuvent être fonction d'une part, de la nature du sédiment (sable fin à vaseux) et d'autres parts, d'une remise en suspension par brassage des eaux et du sédiment superficiel. A cet effet, un résultat semble similaire a été signalé par [Taieb Errahmani en 2009](#) avec une moyenne de $22,06 \pm 6,18 \mu\text{g/g}$.

Les teneurs en Cadmium observées en 2014 sont aussi inférieure à la limite de quantification ($<0.03\mu\text{g/g}$), [Rouibah et al \(2005\)](#) ont observés une légère tendance à la diminution de ce métal en fonction du temps.

2.2.3. Evolution des concentrations des ETM

Les résultats des analyses des ETM des sédiments superficiels de la baie d'Alger (Fig. 37 et 38), révèlent des teneurs moyennes pour les neuf métaux analysés (Fe, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Co, Cr et Cd).

Les résultats obtenus en 2014, pour les ETM (Fe, Mn, Ni et Zn), montrent que les concentrations les plus élevés se localisent a voisinage du port d'Alger avec une valeur maximale du Ni observée en face de Bab El-Oued. Ces quatre ETM présentent un gradient décroissant de l'ouest à l'Est, en contre partie les teneurs en Cuivre ne manifeste pas une évolution remarquable sur l'ensemble des stations. Par contre les résultats obtenus en 2012, pour les quatre ETM analysés (Cu, Mn, Pb et Zn), montre un gradient décroissant de l'Est à l'Ouest dont les valeurs maximales du Cu, Zn et Pb

sont observées au niveau de la station du large A05. Cette distribution spatiale ne reflète que l'effet de la bathymétrie qui suit le même sens de variation.

En comparant les résultats obtenus en 2014 avec celles obtenus en 2012, on observe que les teneurs des ETM analysés ne présentent pas une variation temporelle à l'exception d'une fluctuation de distribution spatiale de quelques ETM dû essentiellement au mobilisation sédimentaire sous l'effet de l'hydrodynamique régnant la bande côtière. Une légère augmentation du Plomb dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger a été remarquée.

En générale, le niveau des teneurs des ETM analysés des sédiments superficiels se situe à l'intervalle des moyennes naturelles.

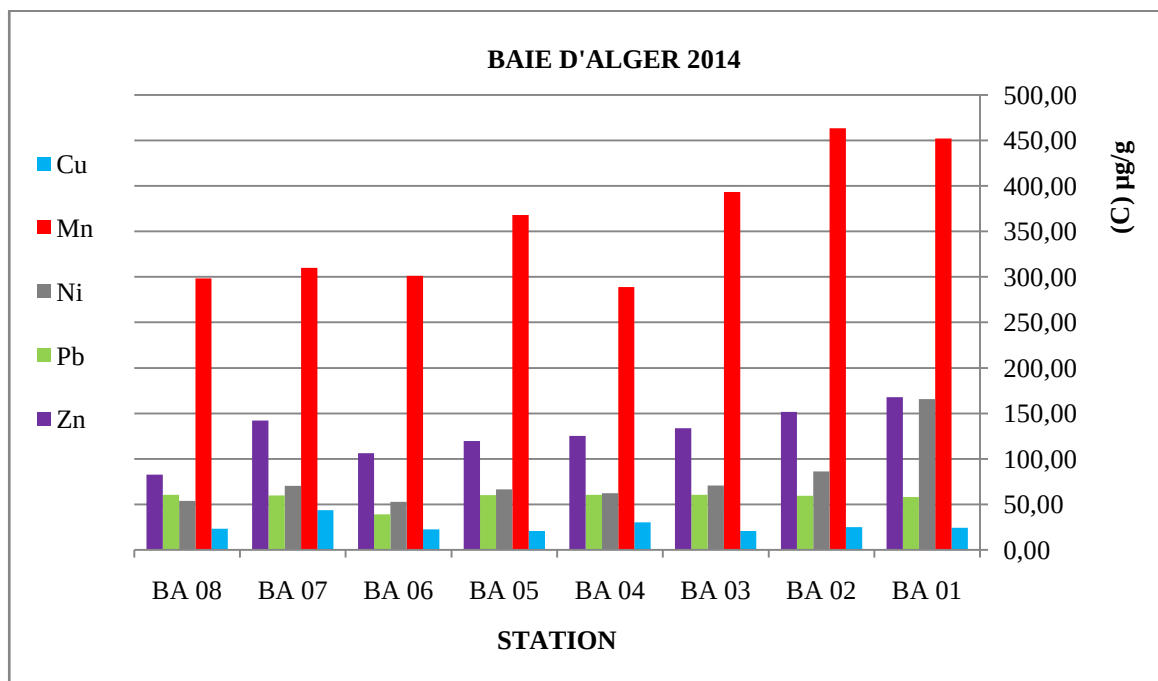


Figure 37: Répartition des ETM dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger (Année 2014).

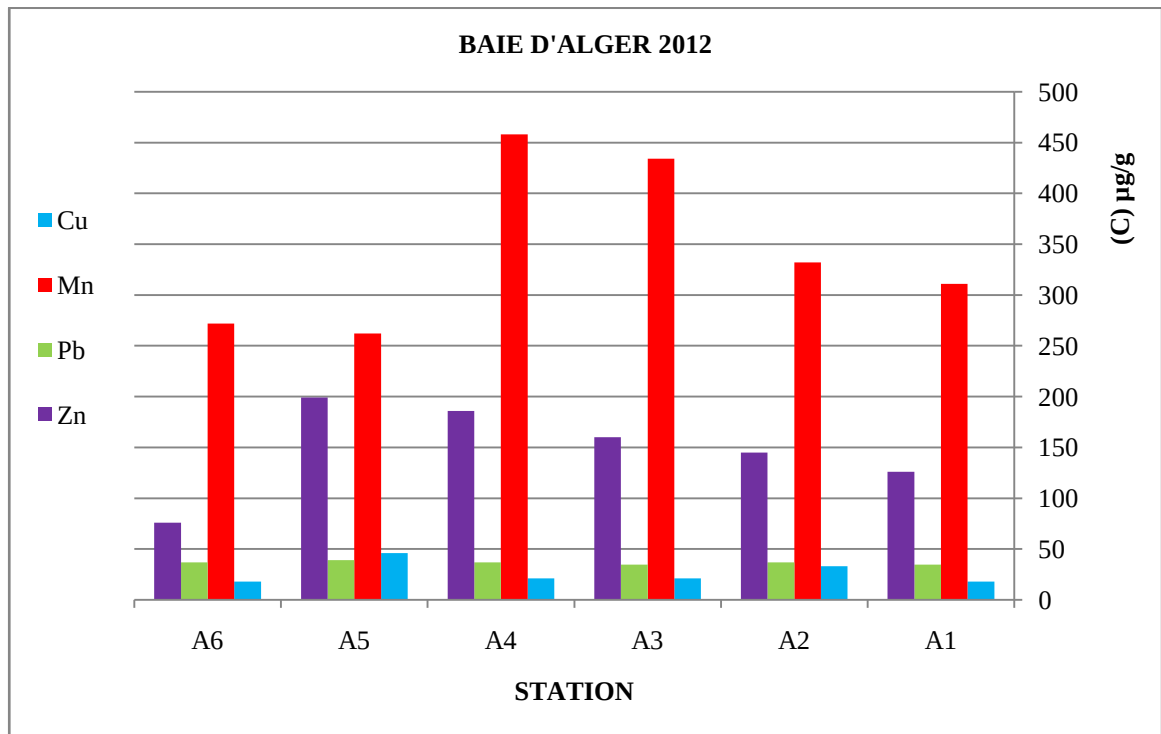


Figure 38: Répartition des ETM dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger (Année 2012).

Selon les normes applicables par l'Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse ([A.B.R.M.C., 1988](#)), les indices de contamination calculés permettent d'évaluer le degré de pollution des sédiments (Fig. 39 et 40). Il apparaît clairement que les indices de contamination (IC) des sédiments superficiels côtiers de la baie d'Alger n'atteignent pas les valeurs du niveau marquant la pollution.

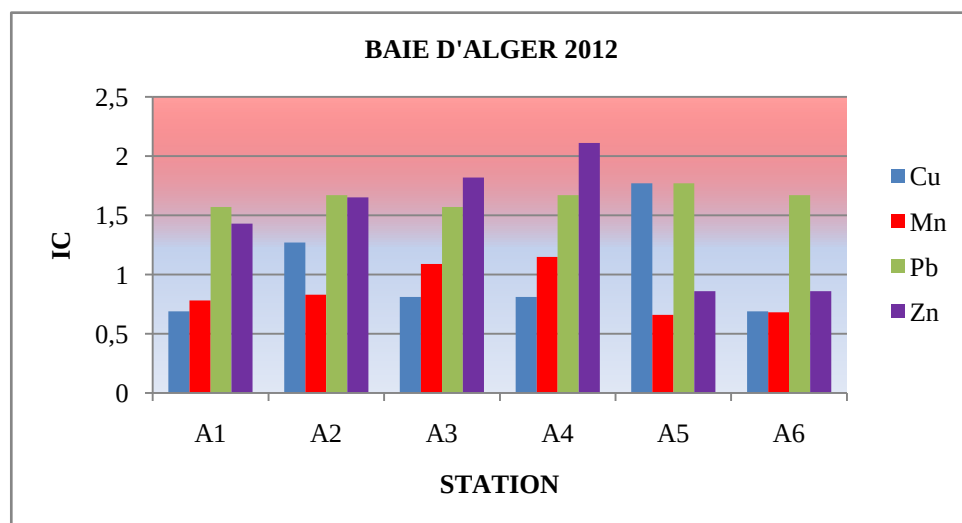


Figure 39: Les indices de contamination (IC) calculés pour évaluer la pollution des sédiments par les ETM (Baie d'Alger 2012).

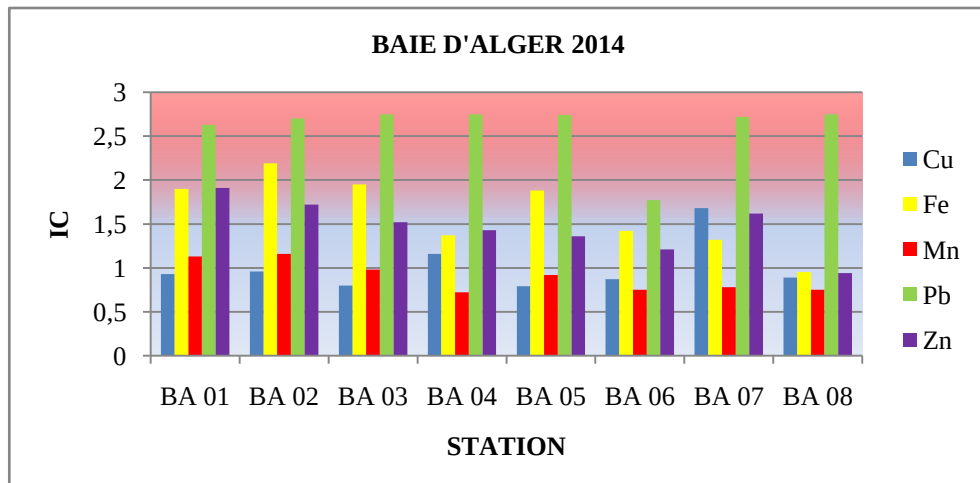


Figure 40: Les indices de contamination (IC) calculés pour évaluer la pollution des sédiments par les ETM analysés (Année 2014).

2.2.3.1. Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans d'autres études au niveau de la Baie d'Alger

Pour estimer le niveau de contamination des sédiments superficiels côtiers par les ETM étudiés (Zn, Cu, Ni, Fe, Mn et Plomb) dans la baie d'Alger, une comparaison a été effectuée entre les résultats obtenus dans la présente étude avec celles obtenues dans des études antérieures réalisées dans la même zone; à savoir: [Taieb Errahmani, 2009](#); [Rouibah et al, 2005](#); [Amrani et Bala, 1998](#); [Boudjellal et al, 1993](#); [Benoud et Mallem, 1990](#); et [Maouche, 1987](#) et d'autre part par le calcul de l'indice de contamination (IC) (Tab. 09).

Tableau 8: Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans d'autres études antérieures au niveau de la baie d'Alger, résultats exprimés en $\mu\text{g/g}$ (du poids sec du sédiment).

Site d'étude	Cu	Mn	Pb	Zn	Ni	Fe
Paramètres	$(\mu\text{g/g})$					(mg/g)
La présente étude	20.60-43.80	289-463.30	39.00-60.50	82.80-167.7	52.8-165.7	18.9-43.7
Baie d'Alger Taieb Errahmani, 2009	15.70-143.50	195.43-540.67	/	85.81-400.63	31.74-47.98	28.26-45.69
Littoral Algerois Rouibah et al, 2005	6.08-32.65	/	/	36.77-156.8	/	/
Port d'Alger Amrani et Bala, 1998	15.20-262.07	135.06-258.11	/	134.4-1335.8	/	24-39.12
Baie d'Alger Boudjellal et al, 1993	23.47-78.52	198.8-370	14.19-62.71	60.25-255.93	/	/
Baie d'Alger Benoud et Mallem, 1990	23.40-78.52	200-372	14.40-62.55	59.81-256.08	/	/
Baie d'Alger Maouche, 1987	123-157	260-316	24-51	/	/	3.8-4.8

Les teneurs en ETM (Cu, Mn, Pb, Zn et Fe) enregistrées dans la baie d'Alger restent dans l'ensemble identiques à celles trouvées dans les études antérieures à l'exception d'une anomalie en

Fer a été signalée (18.9-43.7 mg/g). Cette teneur du Fer est supérieure à celle obtenu par **Maouch en 1987** (3.8-4.8 mg/g) dans la Baie d'Alger et similaire aux résultats obtenus par **Taieb Errahmani en 2009** avec des valeurs comprises entre un minimum de 28.26 mg/g et un maximum de 45.69 mg/g. Ces concentrations sont identiques à celles trouvées à l'intérieure du port d'Alger par **Amrane et Bala en 1998** (24-39.12 mg/g).

La teneur du Nickel est plus élevé à celle trouvé par **Taib Errahmani en 2009**, avec une valeur maximale de 165.70 µg/g enregistrée en 2014 dans la station BA01 en face Bab El-oued. Cette anomalie peut être à l'origine d'un apport anthropique de la ville.

3. La baie de Zemmouri

3.1. Analyse paramétrique des données

Les résultats des analyses de la matière organique et des teneurs en ETM (Fe, Mn, Ni, Pb et Zn) des sédiments superficiels de baie de Zemmouri prélevés en 2014 sont résumées dans les tableaux ci-dessous sous forme de valeurs moyennes et extrêmes, à l'exception du Cuivre, Cadmium, Chrome et Cobalt qui sont inférieure à la limite de détection (Tab. 10).

Tableau 9: Les valeurs moyennes et extrêmes de la matière organique et des teneurs en ETM des sédiments superficiels de la Baie de Zemmouri (n=04) (Année 2014).

Baie Zemmouri	2014	Paramètre	Taux MO	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
		Unité	%	(mg/g)	µg/g			
		Max.	4.79	33.10	431.10	56.90	59.10	122.50
		Min.	2.78	15.20	350.90	36.50	35.90	49.80
		Moy.	3.62	24.85	382.27	46.72	44.75	88.57
		Ecartype	0.85	11.45	170.29	20.85	19.86	46.38

3.1.1. Le taux de la matière organique

Le taux de la matière organique dans les sédiments superficiels prélevés en 2014 au niveau la baie de Zemmouri (Tab. 10) varie dans une étroite gamme entre un minimum de 2.78% et un maximum de 4,79% au niveau de la station BZ03 située en face Oued Isser, avec une moyenne de 3.62% et un écart type faible de 0.85. Cet écart type faible montre que la taux de la matière

organique ne manifeste pas une variation significative sur le long de côte de la baie de Zemmouri. Ces valeurs sont faible par rapport à la baie d'Alger.

3.1.2. Les teneurs en ETM

3.1.2.1. Le Fer

Les teneurs en Fer dans les sédiments superficiels (Tab. 10) varient entre un minimum de 15.20 mg/g révélé dans la station BA02 situé à l'entrée du port cap Djinet et un maximum de 33.10 mg/g au niveau de la station BA03 situé en face oued Isser, avec une moyenne de 24.85 ± 11.45 mg/g.

3.1.2.2. Le Manganèse

Les teneurs en Manganèse dans les sédiments superficiels (Tab. 10) varient entre un minimum de 350.90 $\mu\text{g/g}$ et un maximum de 431.10 $\mu\text{g/g}$, avec une moyenne de 382.27 ± 170.29 $\mu\text{g/g}$. Cet écart type montre une grande variation.

3.1.2.3. Le Nickel

Les teneurs en Nickel dans les sédiments superficiels (Tab. 10) varient entre un minimum de 36.50 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station BZ02 située à l'entrée du port cap Djinet et un maximum de 57 $\mu\text{g/g}$ dans la station BZ05 située à Réghaia, avec une moyenne de 46.72 ± 20.85 $\mu\text{g/g}$.

3.1.2.4. Le Plomb

Les teneurs en Plomb dans les sédiments superficiels (Tab. 10) varient entre un minimum de 35.90 $\mu\text{g/g}$ dans la station BZ04 en El-karma/Boumerdes et un maximum de 59.10 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station BZ03 située en face oued Isser, avec une moyenne de 44.75 ± 19.86 $\mu\text{g/g}$.

3.1.2.5. Le Zinc

Les teneurs en Zinc dans les sédiments superficiels (Tab. 13) varient dans une large gamme entre un minimum de 49.80 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station BZ02 située à l'entrée du port cap djinet et un maximum de 122.50 $\mu\text{g/g}$ dans la station BZ03 situé en face oued Isser, avec une moyenne de 88.57 $\mu\text{g/g}$ et un écart type important de 46.38 montrant une grande variation entre les concentrations trouvées au niveau de toutes les stations de la zone côtière de la baie de Zemmouri.

3.2. Distribution spatiale de la matière organique et les ETM

3.2.1. Distribution spatiale de la matière organique

Les teneurs de la matière organique dans les sédiments superficiels montrent une répartition homogène sur le long des quatre stations, avec une moyenne de $3.62 \pm 0.85 \mu\text{g/g}$ (Fig. 41). Les valeurs les plus élevées sont enregistrées au niveau des stations BZ03 et BZ05 près des embouchures (oued Isser et oued Réghaia successivement) qui sont à l'origine des apports anthropiques qui arrivent par le biais des réseaux hydrographiques de toute la région et par les réseaux d'assainissement.

Cet enrichissement en matière organique pourrait s'expliquer par la jonction des conditions hydrodynamiques intenses dans les eaux claires et le processus des réactions d'oxydation plus rapide de la matière organique conditionnés par la granulométrie des sédiments côtiers de la région généralement de nature grossière (de sable fin jusqu'au grossier), formant un complexe sédiment-débris faune et flore.

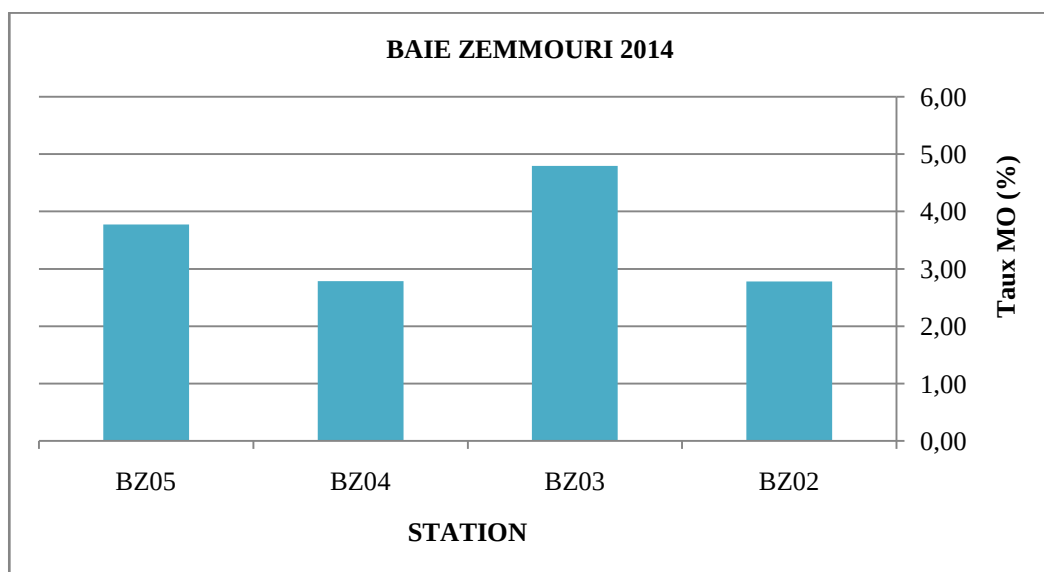


Figure 41 : Distribution spatiale du taux de la matière organique dans la Baie de Zemmouri (Année 2014).

Ces teneurs sont très élevées selon [Chamley \(1987\)](#) qui considère que des teneurs dépassant 1% comme élevées pour la mer Méditerranée.

3.2.2. Distribution spatiale des ETM

3.2.2.1. Le fer

Les teneurs en Fer dans les sédiments superficiels (Fig. 42) varient entre un minimum de 15.20 mg/g révélé dans la station BA02 et un maximum de 33.10 mg/g au niveau de la station BA03. Ces teneurs du Fer sont élevées par rapport aux autres éléments. La teneur en Fer la plus élevée a été observée près de l'embouchure d'oued Isser, par contre la plus faible a été enregistrée dans la station située à l'entrée du port cap Djinet.

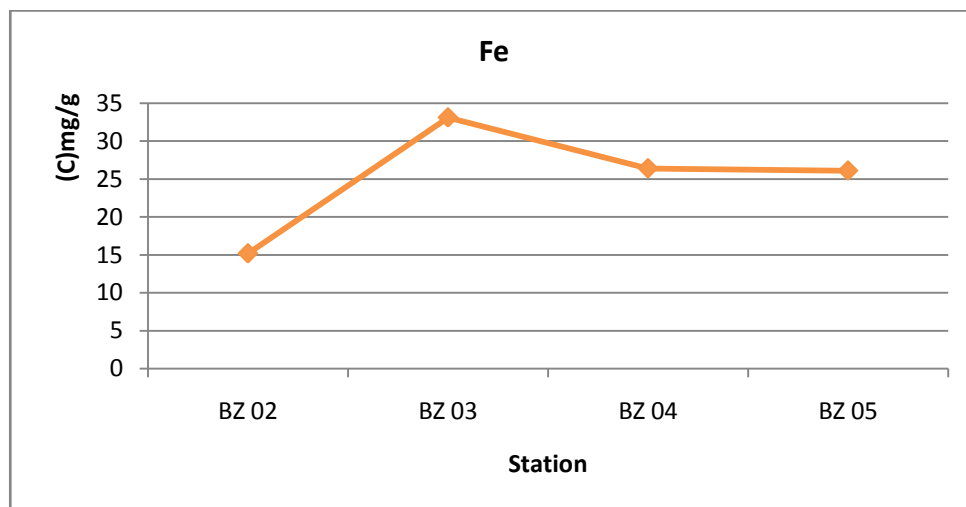


Figure 42: Distribution spatiale du Fer dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (Année 2014).

3.2.2.2. Le Manganèse

Les teneurs en Manganèse dans les sédiments superficiels varient entre un minimum de 350.90 $\mu\text{g/g}$ dans la station BZ02 et un maximum de 431.10 $\mu\text{g/g}$ dans la stations BZ03, avec une moyenne de $382.27 \pm 170.29 \mu\text{g/g}$ (Fig. 43).

La teneur en Manganèse la plus élevée a été enregistrée au niveau de station BZ03 située en face à l'embouchure d'oued Isser. Cet enrichissement en Manganèse qui semble être indépendant de la granulométrie qui est de nature sable grossier.

Selon (Chester et Stoner, 1975), ces teneurs élevées en Manganèse sont le résultat du phénomène de floculation d'une sédimentation rapide au niveau de l'interface eau douce-eau salée ce qui caractérise la station BZ03 la présence du réseau hydrographique important (oued Isser). Les conditions physico-chimiques du milieu jouent un rôle déterminant dans le processus de la précipitation de certains éléments chimiques tels que les hydroxydes de fer, le Manganèse et

l'Aluminium (Span, 1984 et Cossa, et al, 1993). Ainsi la teneur forte de la matière organique (4,79%) au niveau de la dite station peut être constituée un piège pour le Manganèse.

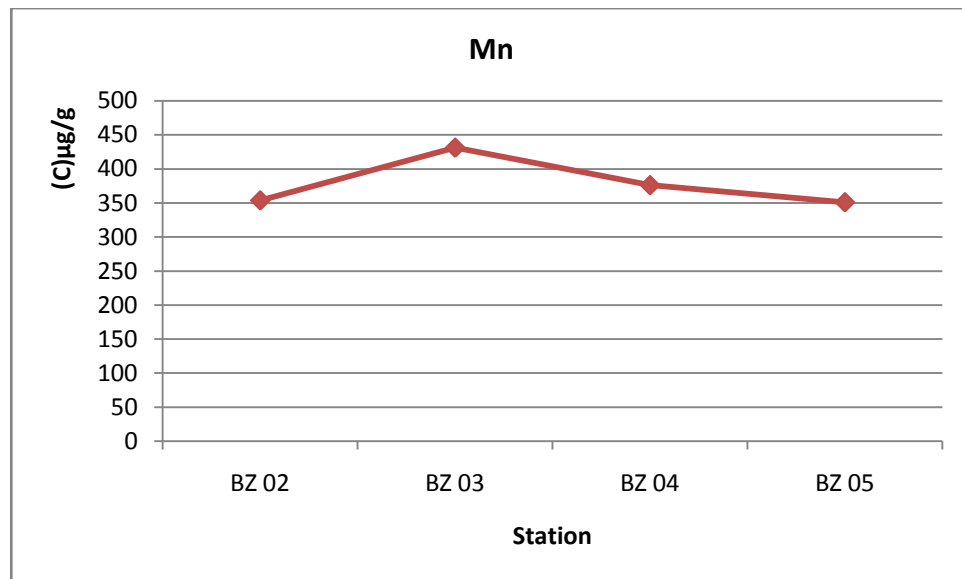


Figure 43: Distribution spatiale du Manganèse dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (Année 2014).

3.2.2.3. Le Nickel

Les teneurs en Nickel dans les sédiments superficiels (Fig. 44) varient entre un minimum de 36.50 µg/g révélé dans la station BZ02 située à l'entrée du port cap Djinet et un maximum de 57 µg/g dans la station BZ05 située à Réghaia, avec une moyenne de 46.72 ± 20.85 µg/g.

Les teneurs en Nickel les plus élevées sont enregistrées au niveau des stations BZ05 et BZ03 situées près des embouchures des oueds (oued Réghaia et oued Isser), donc un apport anthropique peut être l'origine de cet enrichissement. A cet effet, la distribution géographique du Nickel paraît suivre celle du Manganèse.

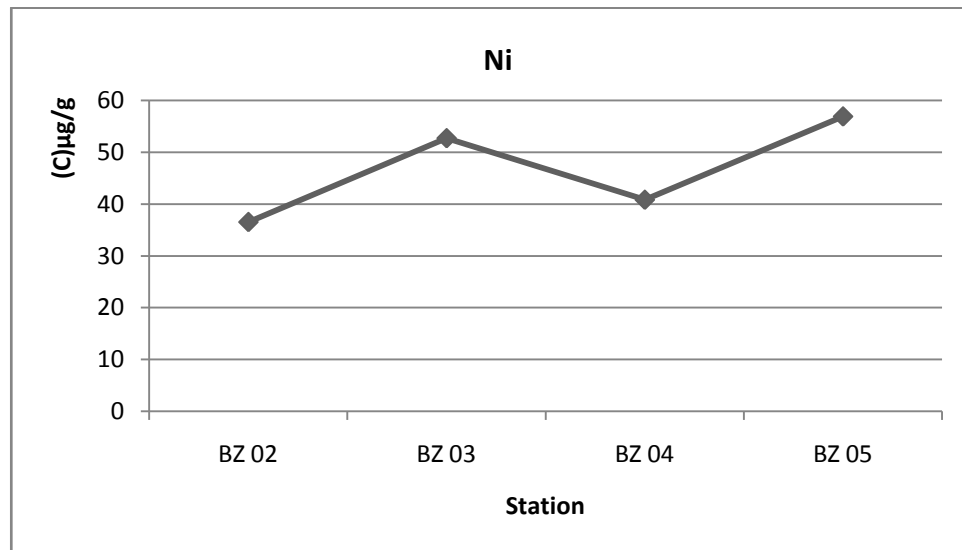


Figure 44: Distribution spatiale du Nickel dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (Année 2014).

3.2.2.4. Le Plomb

Les teneurs en Plomb sur l'ensemble des stations ne présentent pas une grande variation, à l'exception de la station BZ03, située près de l'embouchure oued Isser où une légère augmentation a été enregistrée (Fig. 45). Ces teneurs peuvent être liés d'une part, à la dégradation de la matière organique particulière à la quelle est associées une fraction du plomb et d'autre part à la dissolution des oxydes de Fer et de Manganèse provoque également une solubilisation du Plomb (Cossa, et al, 1993).

Les rejets urbains et industriels de la région (chapitre II) et les retombés atmosphériques des émissions gazeux du trafic routier et usines qui ne peuvent pas être négligeables.

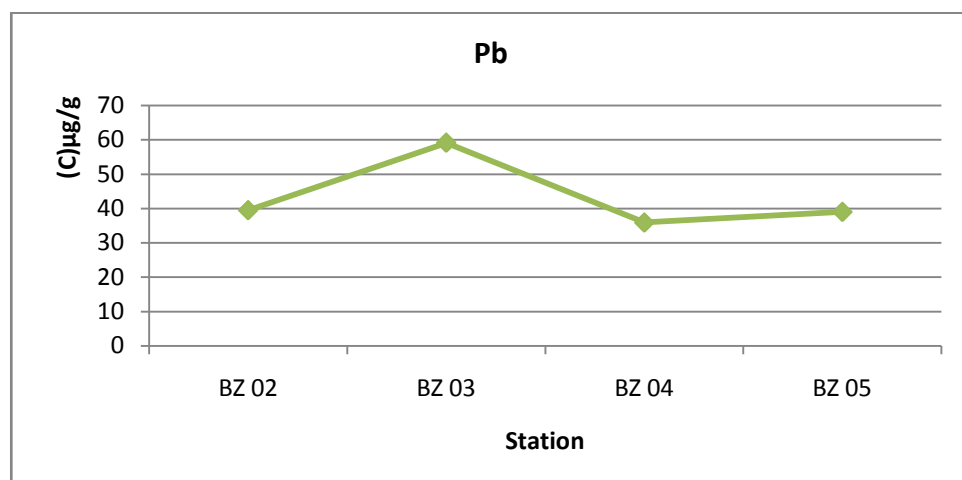


Figure 45: Distribution spatiale du Plomb dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (Année 2014).

3.2.2.5. Le Zinc

Les teneurs en Zinc dans les sédiments superficiels (Fig. 46) varient dans une large gamme entre un minimum de 49.80 $\mu\text{g/g}$ révélé dans la station BZ02 située à l'entrée du port cap Djinet et un maximum de 122.50 $\mu\text{g/g}$ dans la station BZ03 situé en face oued Isser. Ces teneurs en Zinc montrent ne présentent pas une grande variation entre les concentrations trouvées au niveau de toutes les stations de la zone côtière de la baie de Zemmouri. La valeur la plus élevée du Zinc a été observée près de l'embouchure d'oued Isser (station BZ03) et le plus faible teneur a été enregistrée à l'entrée du port cap Djinet au niveau de la station BZ02. En plus de la nature des sédiments "sable fin" dans la station BZ02, la cause de cette concentration faible peut être due, probablement, à la forme chimique du Zinc lessivable et/ou mobilisable par la remise en suspension du sédiment et son brassage superficiel à des profondeurs très faibles.

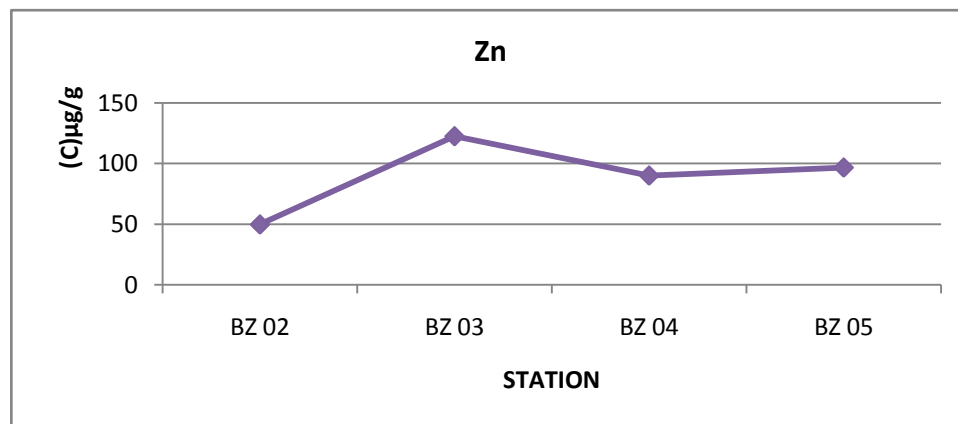


Figure 46 : Distribution spatiale du Zinc dans les sédiments superficiels côtiers de la baie de Zemmouri (année 2014).

Les teneurs en Chrome et Cobalt, dans l'ensemble des échantillons analysés, sont inférieures à la limite de quantification de l'appareil ($<0.20 \mu\text{g/g}$).

Les teneurs en Cadmium, dans l'ensemble des échantillons analysés, sont inférieures à la limite de quantification ($<0.03 \mu\text{g/g}$).

Les teneurs en Cuivre, dans l'ensemble des échantillons analysés, sont inférieures à limite de quantification de l'appareil ($<0.10 \mu\text{g/g}$).

Ces teneurs faibles peuvent être fonction d'une part, de la nature du sédiment (sable fin à sable grossier) et d'autre part, d'une remise en suspension par brassage des eaux et du sédiment superficiel, notamment dans la partie Est de la baie de Zemmouri lors des travaux de construction du port cap Djinet.

3.2.3. Evolution des concentrations des ETM

Les résultats des analyses des ETM des sédiments superficiels de la baie de Zemmouri (Fig. 47), révèlent des teneurs moyennes pour les neuf ETM analysés (Fe, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn, Co, Cr et Cd).

Les résultats obtenus, pour les ETM (Fe, Mn, Pb, Ni et Zn), montrent que les concentrations les plus élevées se localisent près de l'embouchure d'oued Isser, à l'exception d'une concentration élevée en Nickel a été observée au niveau de la station BZ05 située près de l'embouchure oued Réghaia. Les teneurs les plus faibles ont été observées dans la station BZ02 située à l'entrée du port cap Djinet, ces faibles teneurs du d'une part, à la remise en suspension des sédiments au niveau de cette station lors des travaux de la construction du dit port et d'autre part à la nature de sédiments "sable fin à sable moyen". La valeur maximale du Ni observée près de l'embouchure oued Réghaia est peut être à l'origine d'un apport anthropique via la lac Réghaia.

Les teneurs en ETM, dans l'ensemble des stations, sont faible par rapport aux résultats des ETM obtenus dans la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.

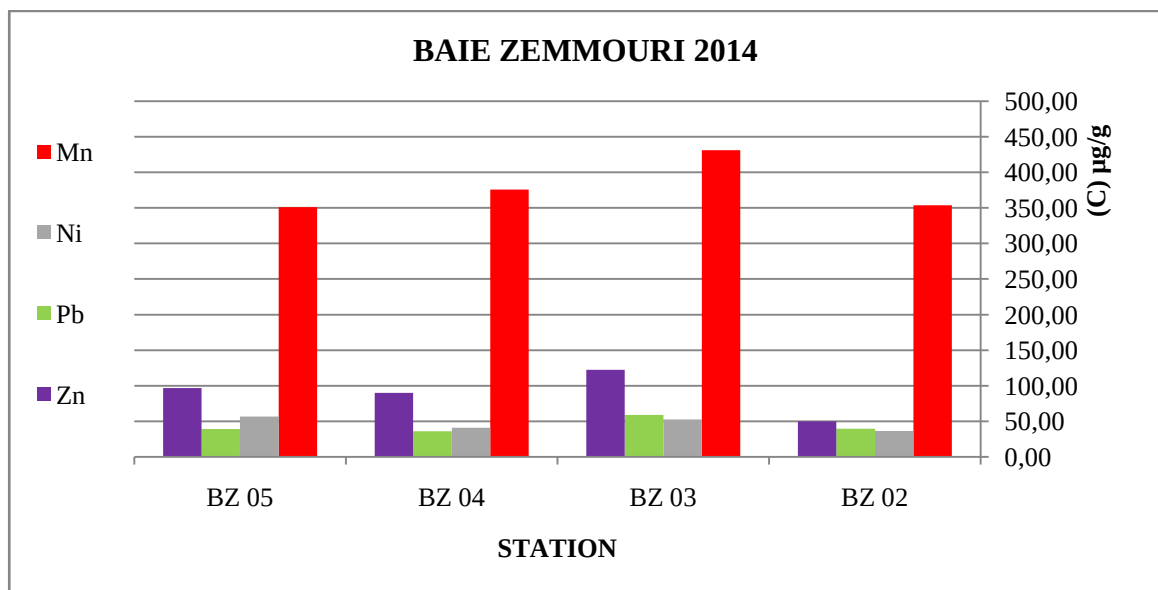


Figure 47: Répartition des ETM dans les sédiments superficiels de la baie de Zemmouri (Année 2014).

3.2.3.1. Estimation du niveau de contamination des sédiments

Selon les normes applicables par l'Agence de Bassin Rhône Méditerranée Corse ([A.B.R.M.C, 1988](#)), les indices de contamination calculés permettent d'évaluer le degré de pollution des sédiments (Fig. 48). Il apparait clairement que les indices de contamination (IC) des sédiments

superficiels côtiers de la baie de Zemmouri n'atteignent pas les valeurs du niveau marquant la pollution.

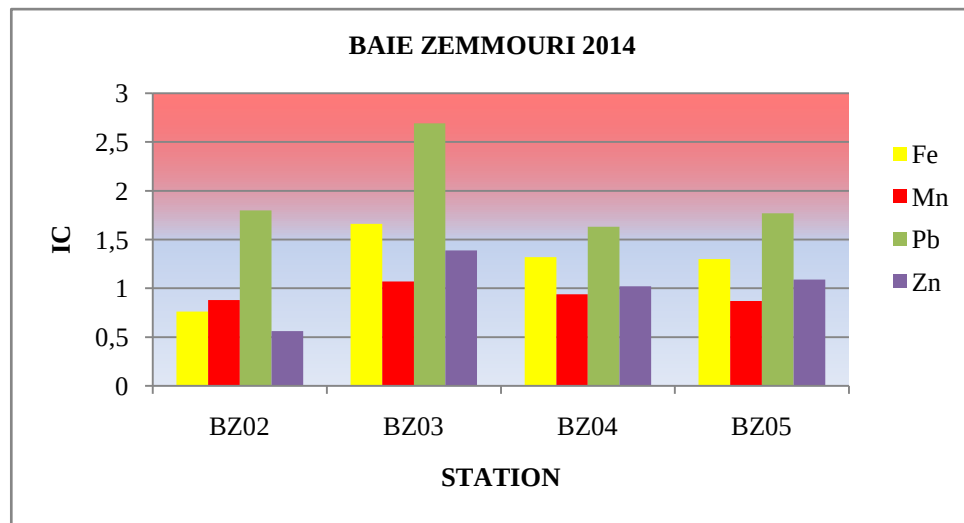


Figure 48: Les indices de contamination (IC) calculés pour évaluer la pollution des sédiments par les ETM analysés (Année 2014).

3.2.3.2. Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl.

Vu l'absence des travaux antérieurs réalisés au niveau de la baie de Zemmouri, on procède à la comparaison des résultats obtenus dans les trois baies (baie de Zemmouri, baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl) afin d'estimer le niveau de contamination des sédiments superficiels côtiers par les ETM étudiés (Zn, Cu, Ni, Fe, Mn et Plomb) dans la baie de Zemmouri (Tab. 11).

Tableau 10: Comparaison des teneurs en ETM avec celles obtenues dans la baie d'Alger et la baie de Bou-Ismaïl et autres régions algériennes, résultats exprimés en $\mu\text{g/g}$ (du poids sec du sédiment).

Site d'étude	Cu	Mn	Pb	Zn	Ni	Fe
Paramètres	$(\mu\text{g/g})$					(mg/g)
La Baie de Zemmouri (2014)	/	382.27±170.29	44.75±19.86	88.57±46.38	46.72±20.85	24.85±11.45
La baie d'Alger (2014)	26.26±09.93	359.44±122.83	57.21±15.97	128.69±44.50	78.60±45.41	32.43±11.02
La baie de Bou-Ismaïl (2012)	22.69±22.00	262.77±107.06	34.60±07.00	128.23±124.50	/	/
Golf de Béjaïa Rezzoug, 2000	19.07	296.8	/	97.8	/	1.90
Golf de Skikda Rezzoug, 2000	10.27	297.1	/	78.4	/	2.60
Côtes occidentales Algériennes Boulahdid et al, 1992	12.5±4.08	/	/	102.9±42.9	/	/

Les teneurs en ETM observées dans la baie de Zemmouri sont semblables à celles trouvées dans les deux baies d'Alger et de Bou-Ismaïl, avec une légère diminution de la teneur du Zinc.

Les concentrations moyennes des ETM (Zn, Cu et Fe) sont supérieures à celles trouvées par [Rezzoug \(2000\)](#) dans les deux golfes de Béjaïa et de Skikda, à l'exception du Manganèse qui reste dans la moyenne de ces ETM trouvées dans le littoral algérois .

Les concentrations élevées de certains ETM peuvent être liées d'une part à la structure géologique et la minéralogie de la région ([Yücesoy et Ergin, 1992](#)) et d'autre part aux activités anthropiques qui jouent un rôle déterminant dans la mobilisation et la distribution des concentrations des ETM dans les sédiments marins côtiers ([Maanan, 2008](#)). En effet, ces fortes concentrations en ETM sont à l'origine de multiples sources de pollution, à savoir: les rejets d'effluents liquides industriels, les rejets anthropiques, les activités portuaires et touristiques, l'agriculture, les déchets solides, l'érosion naturelle de la côte, les problèmes de pollutions liés aux activités d'aménagement côtiers et le nombre important des réseaux hydrauliques existants dans la région (cas de pollution d'oued El-Harrach, [Yoshida et al, 2005](#)).

La côte occidentale présente une concentration en Zinc pratiquement aussi élevée que celles du littoral Algérois, celle-ci se localise près de l'unité de l'électrolyse du Zinc de Ghazaouet ([Boulaïdid et al, 1992](#)).

La concentration en Cuivre dans les sédiments de la côte occidentale est inférieure à celle révélée dans le littoral Algérois et comparables aux valeurs trouvées dans les golfes de Béjaïa et de Skikda ([Rezzoug, 2000](#)).

En ce qui concerne la comparaison par rapport à des travaux extra littoral, l'échelle de la méditerranée et ailleurs dans les autres mers et océans, il apparaît que les concentrations du sédiment superficiel du littoral algérois sont beaucoup plus importantes que les valeurs de la littérature (Golfe d'Aden ([Mostapha et al, 2009](#)) ; Mer de Marmara ([Topcuoğlu et al, 2004](#)) et Golfe de Suez ([Hamed et Emara, 2006](#))). Toutefois, selon le métal, des teneurs similaires ou supérieures peuvent être observées (Sud de la mer Noire ([Yücesoy et Ergin, 1992](#)); Sud de la côte de la Turquie ([Doğan et Kumbur, 2009](#)); Lagune Ebrié ([Yao Koffi et al, 2009](#)) et Golfe du Lion ([Roussiez et al, 2006](#))).

L'analyse des données révèle, qu'en général, les concentrations les plus élevées en ETM sont celles des sédiments de la région centrale de la côte algérienne (les baies d'Alger, de Bou-Ismaïl et de Zemmouri).

4. Applications statistiques

Afin de rechercher les relations que peuvent avoir les métaux d'une part entre eux mêmes et d'autre part entre les ETM et la matière organique, des corrélations ont été réalisées. A partir de (n) couples de variable, une droite de régression linéaire de la forme est obtenue par la méthode des moindres carrés.

$$Y = aX + b$$

La vérification de l'existence d'une relation entre deux éléments considérés se fait par le calcul des coefficients de corrélation (r), qui doivent être compris dans l'intervalle [-1, 1]. Ces coefficients sont validés au moyen d'un test statistique (Schwartz, 1969) :

$$|t| = |r|\sqrt{(n-2)/(1-r^2)}.$$

Où :

r : Coefficient de corrélation

n : Effectif des variables

|tc| : valeur calculée comparée à **|ts|** de la table de Student pour un degré de liberté (ddl) égale à n-2 avec, pour cette étude, une précision de 95% (**a** = 5%).

Toutefois, seul le taux de risque **a** = 5% est considéré. Car en statistique, en général, une erreur de 5% peut raisonnablement affirmer l'existence de différences entre deux populations (Guitton, 1967 et Kamoun, 1977).

Si **|tc|** > **|tt|**, la corrélation entre les deux variables est significative.

Si **|tc|** < **|tt|**, la corrélation entre les deux variables n'est pas significative.

5.1. Correlation matière organique-ETM

L'étude des corrélations linéaires entre les teneurs des ETM et le taux de matière organique dans le sédiment superficiel de deux baies d'Alger et Zemmouri pour l'année 2014 (Tab. 11), révèle une corrélations significative pour le couples MO- Pb, observée dans la baie de Zemmouri. Cela signifie que le Plomb évolue ou se comporte de la même manière à l'évolution ou au comportement de la matière organique dans le sédiment superficiel de ladite baie. Les

corrélations non significatives constatées entre tous les autres couples MO-ETM montrent que ces éléments évoluent indépendamment les uns par rapport aux autres.

Tableau 11: Corrélation entre MO-ETM dans le sédiment superficiel (Baie d'Alger et Baie de Zemmouri, 2014).

Corrélation	r ²	r	T calculé	T Student	Conclusion
Baie d'Alger					
MO-Cu	0,271	0,521	1,493	2,31	Corrélation non significative
MO-Pb	0,272	0,522	1,497	2,31	Corrélation non significative
MO-Fe	0,000	0,000	0,000	2,31	Corrélation non significative
MO-Zn	0,152	0,390	1,037	2,31	Corrélation non significative
MO-Mn	0,019	0,138	0,341	2,31	Corrélation non significative
MO-Ni	0,006	0,077	0,190	2,31	Corrélation non significative
Baie de Zemmouri					
MO-Pb	0,787	0,887	2,718	2,31	Corrélation non significative
MO-Fe	0,619	0,787	1,803	2,31	Corrélation non significative
MO-Zn	0,704	0,839	2,181	2,31	Corrélation non significative
MO-Mn	0,550	0,742	1,563	2,31	Corrélation non significative
MO-Ni	0,641	0,801	1,890	2,31	Corrélation non significative

5.2. Corrélation ETM-ETM

Les résultats obtenus sur les vingt neuf (29) échantillons (Tableau 19) révèlent d'une part six (06) corrélations significatives en 2014 dont cinq (05) dans la baie d'Alger (Fe-Mn, Fe-Zn, Mn-Ni, Mn-Zn et Ni-Zn) et un seul couple d'élément dans la Baie de Zemmouri (Mn-Pb) et d'autre part trois (03) corrélations significatives ont été énoncées en 2012 dont deux (02) couples dans la Baie de Bou-Ismaïl (Cu-Zn et Mn-Pb) et un seul couple dans la baie d'Alger (Cu-Pb).

Ces corrélations significatives montrent que ces éléments évoluent dans le même sens et peuvent avoir la même origine.

Les corrélations non significatives constatées entre tous les autres couples de métaux laisseraient apparaître que ces éléments évoluent indépendamment les uns par rapport aux autres.

Tableau 12: Corrélations entre ETM-ETM dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger, Bou-Ismaïl et Zemmouri

Corrélation	r ²	r	T calculé	T Student	Conclusion
Baie d'Alger (2014)					
Cu-Fe	0,125	0,354	0,926	2,31	Corrélation non significative
Cu-Mn	0,114	0,338	0,879	2,31	Corrélation non significative
Cu-Ni	0,002	0,045	0,110	2,31	Corrélation non significative
Cu-Pb	0,037	0,192	0,480	2,31	Corrélation non significative
Cu-Zn	0,065	0,255	0,646	2,31	Corrélation non significative
Fe-Mn	0,782	0,884	4,639	2,31	Corrélation significative
Fe-Ni	0,228	0,477	1,331	2,31	Corrélation non significative
Fe-Pb	0,019	0,138	0,341	2,31	Corrélation non significative
Fe-Zn	0,507	0,712	2,484	2,31	Corrélation significative
Mn-Ni	0,514	0,717	2,519	2,31	Corrélation significative
Mn-Pb	0,061	0,247	0,624	2,31	Corrélation non significative
Mn-Zn	0,546	0,739	2,686	2,31	Corrélation significative
Ni-Pb	0,029	0,170	0,423	2,31	Corrélation non significative
Ni-Zn	0,598	0,773	2,988	2,31	Corrélation significative
Pb-Zn	0,062	0,249	0,630	2,31	Corrélation non significative
Baie d'Alger (2012)					
Cu-Mn	0,169	0,411	0,902	2,31	Corrélation non significative
Cu-Pb	0,619	0,787	2,549	2,31	Corrélation significative
Cu-Zn	0,364	0,603	1,513	2,31	Corrélation non significative
Mn-Pb	0,196	0,443	0,987	2,31	Corrélation non significative
Mn-Zn	0,152	0,390	0,847	2,31	Corrélation non significative
Pb-Zn	0,136	0,369	0,793	2,31	Corrélation non significative
Baie de Bou-is mail (2012)					
Cu-Mn	0,232	0,482	1,649	2,31	Corrélation non significative
Cu-Pb	0,172	0,415	1,367	2,31	Corrélation non significative
Cu-Zn	0,959	0,979	14,509	2,31	Corrélation significative
Mn-Pb	0,432	0,657	2,616	2,31	Corrélation significative
Mn-Zn	0,131	0,362	1,165	2,31	Corrélation non significative
Pb-Zn	0,121	0,348	1,113	2,31	Corrélation non significative
Baie de Zemmouri (2014)					
Fe-Mn	0,592	0,769	1,704	2,31	Corrélation non significative
Fe-Ni	0,499	0,706	1,411	2,31	Corrélation non significative
Fe-Pb	0,405	0,636	1,167	2,31	Corrélation non significative
Fe-Zn	0,001	0,032	0,045	2,31	Corrélation non significative
Mn-Ni	0,079	0,281	0,414	2,31	Corrélation non significative
Mn-Pb	0,806	0,898	2,883	2,31	Corrélation significative
Mn-Zn	0,564	0,751	1,608	2,31	Corrélation non significative
Ni-Pb	0,189	0,435	0,683	2,31	Corrélation non significative
Ni-Zn	0,597	0,773	1,721	2,31	Corrélation non significative
Pb-Zn	0,442	0,665	1,259	2,31	Corrélation non significative

Conclusion générale

Conclusion générale

La présente étude nous a permis de déterminer les concentrations de neufs ETM par extraction totale de vingt neuf (29) échantillons prélevés de 06 m à 40 m de profondeur sur le long du littoral algérois (la baie de Bou-Ismaïl, la baie d'Alger et la baie de Zemmouri) dans le cadre de la surveillance continue des zones côtières afin de comprendre l'évolution de la contamination des sédiments par les ETM.

Le dosage des ETM a été réalisé par spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA). Cette méthode analytique a permis de déterminer les teneurs des éléments étudiés, selon les protocoles expérimentaux décrits (AIEA, 2001).

Le taux de la matière organique dans les échantillons de sédiment a été déterminé selon une méthode fiable.

Les résultats obtenus ont montré que les teneurs en ETM dans les trois baies étudiées ne manifestent pas des valeurs alarmantes. Ainsi, les indices de contaminations calculés, permettent de classer ces baies comme zones non polluées, à l'exception du port de Bouharoun où une anomalie est observée pour certains ETM (Zn et Cu) due essentiellement aux activités portuaires.

L'embouchure d'oued Isser, par leur position géographique, peut constituer une source potentielle de la pollution de la baie de Zemmouri par les ETM, particulièrement le Plomb.

Les concentrations moyennes de certains ETM sont supérieures à celles trouvées dans les parties Est et Ouest du pays, à l'exception du Manganèse qui reste dans la moyenne sur le long du littoral. Des teneurs similaires supérieures ou inférieures peuvent être observées.

L'étude de l'évolution spatiotemporelle de certains ETM ne permet de déterminer une réelle et significative évolution. Toutefois, des fluctuations plus ou moins significatives pour certains ETM sont marquées.

Les résultats d'analyse du taux de la matière organique dans les sédiments superficiels indiquent la richesse relative de la zone d'étude, cette richesse est due essentiellement à la contribution des apports anthropiques et à la présence d'un nombre important de réseaux hydrographiques (cas pollution d'oued El-Harrach (Yoshida et al, 2005)), constituant une phase porteuse biogéochimique très importante des ETM.

Des études complémentaires pourraient être envisagées afin de comprendre mieux les mécanismes géochimiques qui influent sur la distribution des ETM. Ces études pourraient inclure

Conclusion générale

l'aspect granulométrique et minéralogique des sédiments, la géochimie des eaux interstitielles, les paramètres physicochimiques (pH, salinité, oxygène dissous, potentiel redox, force ionique), les oxydes métalliques, les sulfures) et les facteurs hydrodynamiques. Une étude éco-toxicologique est semble aussi primordiale pour évaluer l'impact de ces ETM sur les écosystèmes côtiers et santé publique.

Pour une meilleure gestion et surveillance de l'environnement marin et du littoral, il est strictement recommandé de créer une passerelle d'échange d'informations pour assurer une bonne collaboration entre tous les secteurs concernés par l'usage et la protection de ces espaces vulnérables afin d'éviter tout projet d'aménagement côtier inapproprié (cas de construction du port Cap Djinet qui a provoqué des dégâts irréversibles sur le plan socioéconomique et écologique).

Références bibliographies

Références bibliographiques

A.B.R.M.C., 1988. Qualité du fleuve Rhône, synthèse des connaissances. *Ministère de l'environnement*, 251p + annexes.

A.B.R.M.C., 1985. Synthèse des connaissances. *Ministère de l'environnement français*. 251p + annexes.

AEAP, 2000. Enlèvement des sédiments – guide méthodologique. Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments et aux opérations de curage **[en ligne]**. Picardie : *Agence de l'Eau Artois Picardie*, 2000, 146p. Disponible sur : http://www.eauartois-picardie.fr/IMG/pdf/etude_11.pdf.

A.I.E.A., 1998. Programme préliminaire pour MED POL sur l'analyse des métaux traces dans les échantillons biologiques et les sédiments. *IAEA-MEL, Laboratoire sur l'Etude de l'Environnement Marin, Monaco*, 53p.

A.I.E.A., 2001. The performance study for MED POL: determination of trace elements and methylmercury in estuarine sediment sample, Picardie : *Agence de l'Eau Artois Picardie*, 2001, 64p.

Alloway, B.J., et Ayres, D.C., 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, *London*, 394p.

Alloway B. J., 1995. Heavy metals in soils. Blackie, Academic & Professionals, 368 pp.

Amrane, K., et Bala, A., 1998. Pollution par les métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur, ISMAL, Algérie*, 91p.

Anonyme, 2007. Britannica Encyclopedia. Sociedad Comercial y Editorial santiago Ltda., *Lima*, 2800 p.

A.N.R.H., 2003. Agence National des Ressources Hydrauliques.

Aouameur, Dj., 1990. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur d'état en halieutique, ISMAL, Algérie*, 64p.

Belamie, R., et Phelippot, S., 1982. Etude du niveau de contamination des sédiments de plusieurs cours d'eau du bassin Parisien (France) par les métaux et les composés Organochlorés; Rapport N°16, société hydrotechnique de France, XVIIème journée de l'hydraulique, nantes, 7 p.

Benamirouche S. et Bacha F., 2000. Contribution à l'étude de la pollution dans la baie de Bou-ismail par les métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Cd et Hg). *Mémoire D.E.U.A. ISMAL, Algérie* 64 p + annexes.

Bencala, K.L., et Ortiz, R.F., 1999. Theory and (or) Reality: Analysis of Sulfate Mass-balance at Summitville, Colorado Poses process questions about the estimation of Metal loadings. In: D.W. Morganwalp et H.T. Buxton (Eds.), U. S. Geological Survey Toxic Substances Hydrology

Références bibliographiques

Program -- *Technical Meeting. United States Geological Survey, Charleston, South Carolina, USA., 1-16.*

Benitoa A.C, David H., Gleaves A., Carmen FernaÂndez B., Jaime Vila B., Tara L., Williams A., Reynoso J., 1999. The development and validation of Spanish versions of the State and Trait Food Cravings Questionnaires, a Department of Psychology, Texas A&M University, College Station, TX 77843-4235, USA b Departamento de PsicologõÂa, Universidad de Granada, Spain; 1125-1138.

Benoud, D. et Mallem, M.T., 1990. Contribution à l'étude du comportement de quelques métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger. *Mémoire d'ingénieur, ISMAL, Algérie*,153p.

Bhutta, Z.A., Black, R.E., Brown, K.H., Meeks Gardner, J., Gore, S., Hidayat, A., Khatun, F., Martorell, R., Ninb, N.X., Penny, M.E., Rosado, J.L., Roy, S.K., Ruel, M., Sazawal, S., et Shankar, A., 1999. Prevention of diarrhea and pneumonia by zinc supplementation in children in developing countries: Pooled analysis of randomized controlled trials. *Journal of Pediatrics*, 135(6): 689-697.

Black, R.E., 2003. Zinc deficiency, infectious disease and mortality in the developing world. *Journal of Nutrition*, 133p.

Bonnet, C., 2000. Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. *Thèse de doctorat, Université de Metz, France*, 309 p.

Bouchereau, J.M., 1992. Estimation des émissions atmosphériques de métaux lourds en France pour le Cr, le Cu, Le Ni, Le Pb et le Zn, *Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA), Paris*, 176p.

Boucheseiche,C., Cremille, E., Pelte, T., et 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*, 83p.

Boudjellal, Y., Sellali,B., Benoud, D., et Mallem, M.T., 1993. Métaux lourds dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger in Chouikhi, A., et al.(Eds) : circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du Maghreb. *INOC, Izmir*, 153-156 p.

Boudjellal, Y., Ferhat, N., Djillali, M., et Azzouz, M., 1995. Heavy metals in the superficial sediments of Bouismail Bay., *XXXIVth congres-planary assembly, C.I.E.S.M., Malte*, 2p.

Boulahdid, M., Khatib., Rezzoug, S., Azzouz, M. et Boudjellal, Y., 1992. Les métaux lourds dans les sédiments des côtes occidentales d'Algérie. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 33-197 pp.

Boust, D., 1981. Les métaux traces dans l'estuaire de la seine et ses abords. *Thèse de doctorat de 3ème cycle en géologie, université de Caen*,187 p.

Références bibliographiques

- Callender, E., 2003.** Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. *Elsevier-Pergamon, Oxford*, 67-105 pp.
- Campy, M., 1995.** Les sédiments lacustres. Limnologie générale. *Paris : Masson, 1995*, 185-226 pp.
- Caulet, J., 1972.** Les sédiments organogènes du précontinent algérien. Mém. Mus. Hist. Nat., Nlle série, 25, 289p.
- Cauwet, G., et Faguet, G., 1982.** Condition de sédimentation des éléments métalliques dans un milieu lagunaire : exemple du zinc et manganèse. *Rapp. Com. Int. Mer. Méd.* 27(9), 151-154 pp.
- Cauwet, G., 1985.** Dynamique de la matière organique dans les milieux marins et polyhalins; son rôle dans les processus géochimiques aux interfaces. *Thèse de Doctorat de 3ème cycle en Océanologie, Université de Perpignan*, 178p.
- Chamley, H., 1987.** Sédimentologie, *Dunod, Paris*, 175 p.
- Castel, J., Labourg, P.J., Escravage, V., et Thimel, A., 1990.** Distribution quantitative du méio- et macrobenthos dans des lagunes mixohalines, influence du confinement sur le partage des ressources, *Oceanologia Acta*, 13 (3), pp. 349-359.
- Chester, R., et Stoner, J.M., 1975.** Trace elements in total particulate material from surface sea water. *Nature*, 50-51 p.
- Chouti, W., Mama, D., Changotade, O., Alapini, F., et BOUKARI, M., 2010.** Étude des éléments traces métalliques contenus dans les sédiments de la lagune de Porto-Novo (Sud Bénin), *Journal of Applied Biosciences* ISSN 1997-5902 ,12p.
- Candelone, J. P., Hong, S., Pellone, C., et Boutron, C.F., 1995.** Post-Industrial Revolution changes in large-scale atmospheric pollution of the northern hemisphere by heavy metals as documented in central Greenland snow and ice. *Journal of Geophysical Research*, 100(8): 605-616pp.
- Chang, A.C., Granato, T.C., et Page, A.L., 1992.** A methodology for establishing phytotoxicity criteria for chromium, copper, nickel, and zinc in agricultural land application of municipal sewage sludges. *Journal of Environmental Quality*, 21(4): 521-536.
- Cossa, D. et Lassus, P., 1989.** Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Editions Ifremer, France*. 16: 111p.
- Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli, M. et Romeo, M., 1993.** Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, *Editions Ifremer, France*. 3: 75p.
- Cotran, R.S., Kumar, V., et Robbins, S.L., 1990.** Patologia ambiental, Patologia Estructural y Funcional. *Interamericana-Mc Graw-Hill, Madrid*, 499-546 pp.

Références bibliographiques

- Dagorne, A., 1973.** Sédimentologie et bionomie benthiques en Baie de Bou-Ismaïl. *Pelagos*. 4 (2): 40-53.
- Devallois, V., 2009.** Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydro-systèmes continentaux, *Thèse de doctorat Université de Provence*. 262p.
- du Bray, E., 1995.** Preliminary compilation of descriptive geoenvironmental mineral deposits models, *United States Geological Survey, Denver*, 272 pp.
- Doğan-Sağlamtimur, N. et Kumbur, H., 2009.** Metals (Hg, Pb, Cu, and Zn) Bioaccumulation in Sediment, Fish, and Human Scalp Hair: A Case Study from the City of Mersin Along the Southern Coast of Turkey. *Biol Trace Elem Res, turkey*, 98p.
- Dojlido J.R. et Best G.A., 1993.** Chemistry of water and water pollution. *First edition. Ellis Horwood, England*, 108p.
- Dold, B., 1999.** Mineralogical and geochemical changes of copper flotation tailings in relation to their original composition and climatic setting - implications for acid mine drainage and element mobility, *Université de Genève, Genève*, 229 pp.
- Emsley, J., 1991.** The elements. *Oxford University Press-Clarendon Press, New York*, 264 pp.
- Fergusson, J.E., 1990.** The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects, *Pergamon Press, Oxford*, 614 pp.
- Forstner, U., and Salomons, W., 1980.** Trace metal analysis on polluted sediments. Part I: assessment of sources and intensities. *Environmental Technology Letters*, vol. I, pp. 494-505.
- Freyssinet, P., Piantone, P., Azaroual, M., Itard, Y., Clozel-Leloup, B., Guyonnet, D. et Baubron, J.C., 2002.** Chemical changes and leachate mass balance of municipal solid waste bottom ash submitted to weathering. *Waste Management*, 22(2): 159-172pp.
- Freiberg, L., Nordberg, G.F., et Vouk, B., 1979.** Handbook on the toxicology of metals. *Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford*, 143-158pp.
- Fustec, E et Lefeuvre, J.-C. (éd.). 2000.** Fonctions et valeurs des zones humides. *Dunod, Paris*. 426 p.
- Gäbler, H.E., 1997.** Mobility of heavy metal as a function of pH of samples from an overbank sediment profile contaminated by mining activities. *Journal of Geochemical Exploration*, 1997, vol. 58, 185-194 pp.
- Garrels, R.J. et Christ, C.L., 1965.** Solutions, Minerals and Equilibria. *Haper and Row, New York*, 45p.
- Gasharova, B., Gottlicher, J. et Becker, U., 2005.** Dissolution at the surface of jarosite: an in situ AFM study. *Chemical Geology*, 215(1-4): 499-516pp.

Références bibliographiques

- Gavilán G., Lorite I.J., Tornero S., Berengena J., 2004:** Regional calibration of Hargreaves equation for estimating reference ET in a semiarid environment. *Agricultural Water Management*, 81: 257–281.
- Giordano, P.M., Mortvedt, J.J., et Mays, D.A., 1975.** Effect of municipal wastes on crop yields and uptake of heavy metals. *Journal of Environmental Quality*, 4(3): 394-399.
- Goyer, R.A., 1990.** Transplacental transport of lead. *Environmental Health Perspectives*, 89p.
- Goyer, R.A. et Clarkson, T.W., 2001.** Toxic effects of metals. In: D.C. Klassen (Ed.), Casarett and Doull's Toxicology: *the Basic Science of Poisons*. McGraw-Hill, New York, 811–868 pp.
- Grandjean, P., 1984.** Biological effects of organolead compounds. CRC Press, Boca Raton, FL, USA, United States, 288 p.
- Guilcher., 1972.** Précis d'hydrologie marine et continentale. Ed MASSON. Paris. 200p.
- Guitton, H., 1967.** Statistique. Précis Dalloz, 1ère année de licence ès Sciences Economiques, 346p.
- Hamed, M. A., et Emara, A. M., 2006.** Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *Journal of Marine System*, N°60, 220–234 pp.
- Hammarstrom, J.M., Seal II, R.R., Meier, A.L. et Kornfeld, J.M., 2005.** Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 407-431pp.
- Hem, J.D., 1976.** Geochemical controls on lead concentrations in stream water and sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 599-609pp.
- Hem, J.D., 1972.** Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and ground water. *Water Resources Research*, : 661-679pp.
- Hinesly, T.D., Jones, R.L., Ziegler, E.L. et Tyler, J.J., 1977.** Effects of annual and accumulative applications of sewage sludge on assimilation of zinc and cadmium by corn (*Zea mays* L.). *Environmental Science and Technology*, 182-188pp.
- Horowitz, A., 1985.** A primer on Trace Metal Sediment Chemistry, *United States Geological Surve*, 59p.
- Hurlbut Jr., C.S. et Klein, C., 1982.** Manual de Mineralogía de Dana. Editorial Reverté, Barcelona, 564p.
- Hong, S., Candelone, J.-P., Patterson, C.C. et Boutron, C.F., 1994.** Greenland ice evidence of Hemispheric Lead Pollution two millennia ago by Greek and Roman civilizations. *Science*, 1841-1843pp.

Références bibliographiques

- Inal, A., 2011.** Les métaux traces dans les sédiments de la baie de Bou-Ismaïl. Surveillance de la pollution et étude des processus géochimiques. *Mémoire de Magister en Sciences de la Mer, Option: Gestion et Surveillance de l'Environnement Marin et Littoral, ENSSMAL, Algérie*, 94p.
- Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D., Wang, N., Crane, J.L., Field, L.J., Haverland, P.S., Kemble, N.E., Lindskoog, R.A., Severn, C. et Smorong, D.E., 2000.** Prediction of sediment toxicity using consensus-based freshwater sediment quality guidelines, *U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Chicago*, 144p.
- Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. et Alpers, C.N., 2000.** Metal-sulfate salts from sulfide mineral oxidation. In: C.N. Alpers, J.L. Jambor et D.K. Nordstrom (Eds.), *Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry. Mineralogical Society of America, Washington, D. C.*, 303-350 pp.
- Jennings, S.R., Dollhopf, D.J. et Inskeep, W.P., 2000.** Acid production from sulfide minerals using hydrogen peroxide weathering. *Applied Geochemistry*, 15(2): 247-255pp.
- Kedziorek, M. A. M., 1996.** Acidification and solubilisation of heavy metals from single and dual-component model solids; *Applied Geochemistry*, 1996, vol. 11, 299-304pp.
- Koomen, I., Mc Grath, S.P. et Giller, K.E., 1990.** Mycorrhizal infection of clover is delayed in soils contaminated with heavy metals from past sewage sludge applications. *Soil Biology & Biochemistry*, 22: 871-873pp.
- Laing G. D., 2002.** Heavy metal contents (Cd, Cu, Zn) in spiders (*Pirata piraticus*) living in intertidal sediments of the river Scheldt estuary (Belgium) as affected by substrate characteristics. *The science of the total environment*, 2002, vol. 289, 71-81 pp.
- Langston, W.J., Burt, G.R. and Pope, N.D., 1999.** Bioavailability of metals in sediments of the Dogger Bank (central North Sea): a mesocosm study. *Estuar.Coast.Shelf.Sci.*, 48: pp.519-540.
- Langston, W.J. et Pope, N.D., 1995.** Determinants of TBT adsorption and desorption in estuarine sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 31: 32-43pp.
- Lantzy, R.J. et Mc Kenzie, F.T., 1979.** Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 43: 511-523pp.
- Larocque, A.C.L., et Rasmussen, P.E., 1998.** An overview of trace metals in the environment, from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, 33(2-3): 85-91pp.
- Law S., 1998.** Contaminant release from sediments in a coastal wetland. *Wat. Res.*, 1998, vol. 33, n°4, 909-918 pp.
- Leblanc, M., Morales, J.A., Borrego, J., et Elbaz-Poulichet, F., 2000.** 4,500 Years-old mining pollution in the Southwestern Spain, Long-term implications for modern mining pollution. *Economic Geology*, 95(3): 655-662pp.

Références bibliographiques

- Leckie, J.O. et Davis, J.A., 1975.** Aqueous environmental chemistry of copper. In: J.O. Nriagu (Ed.), *Copper in the Environment*. Wiley, New York, 90-121 pp.
- Leclaire, L., 1972.** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares. *Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, nouvelle série, C, Sciences de la terre. Tome XXIV, fascicule unique*, 391p.
- L.E.M., 2005.** Laboratoire d'Etude Maritime. Dragage et aménagement du port de Bouharoun. 20p.
- L.E.M., 1998.** Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger, 22p.
- Li, Y.-H., Burkhardt, L. et Teraoka, H., 1984.** Desorption and coagulation of trace elements during estuarine mixing. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 48(10): 1879-1884pp.
- Libes, S.M., 1992.** Introduction to marine biogeochemistry. Eds. Jhon and Sons, 734 pp.
- Lin, J.G. and Chen, S.Y., 1998.** The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Environment International*, 24, 345-352 pp.
- Liu, H., Probst, A. et Liao, B., 2005.** Metal contamination of soils and crops affected by the Chenzhou lead/zinc mine spill (Hunan, China). *Science of the Total Environment*, (1-3): 153-166pp.
- Lum, R. R., 1987.** Cadmium in freshwaters: the Great Lakes and St. Lawrence River. In: J.O. Nriagu et J.B. Sprague (Eds.), *Cadmium in the Aquatic Environment*. Wiley, New York, 35-50 pp.
- Maanan, M., 2008.** Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution*, 176–183pp.
- Mahan, B.H., 1987.** Química. Curso Universitario. Fondo Educativo Interamericano S. A.
- Mance, G., 1988.** Pollution threat of heavy metals in the aquatic environment; Elsevier, London.
- Maouche, S., 1987.** Mécanisme hydro sédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologiste, géochimique et traitement statistiques. *Thèse de Doctorat en Océanologie, Université de Perpignan*, 214p.
- Marot, F., 1998.** Caractérisation et traitement des sédiments de dragage contenant des polluants métalliques. *Paris : BRGM*, 1998p.
- Mennad, M., 2008.** Approche des systèmes d'information géographique(SIG) pour l'analyse spatio-temporelle de la pollution marine des eaux côtières. Application à la baie d'Alger. Thèse de magister en océanographie biologique et environnement marin, U.S.T.H.B. 110 p.

Références bibliographiques

- Millero, F.J., 1975.** The physical chemistry of estuaries. In: T. Church (Ed.), *Marine Chemistry in the Coastal Environment. ACS Symposium Series 18. American Chemical Society*, 25-55pp.
- Millot, C., 1993.** La circulation générale en Méditerranée occidentale. Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes Méditerranéennes du Maghreb. 9-11 novembre 1992, INOC. 29-30.
- Miquel, G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. *Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques*. 346p+Annexes.
- Mostafa, A. R., Al-Alimi, A. K. A., et Barakat, A. O., 2009.** Metals in surface sediments and marine bivalves of the Hadhramout coastal area, Gulf of Aden, Yemen. *Marine Pollution Bulletin*, N°58, pp.308–311.
- Moore, J.W. et Ramamoorthy, S., 1984.** Metals in Water, Sediment and Soil Systems. *Springer-Verlag, New York*, 125 pp.
- Moulin, J. et Clause, R., 1978.** Météo –Vent –Nuage–Tempêtes. Edition maritime d'autre mer. 150 p.
- Nriagu, J.O., 1996.** A History of Global metal Pollution. *Science*, 272(april): 223-224pp.
- Nriagu, J.O., 1991.** Human influence on the global cycling of trace metals. In: J.D. Farmer (Ed.), *Heavy Metals in the Environment*. CEP Consultants, Edinburgh, 1-5 pp.
- Nriagu, J.O., 1979.** Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to atmosphere. *Nature*, 279: 404-411.
- Nriagu, J. O., 1978.** Biogeochemistry of lead in the environment, Vols I & II. Amsterdam, Elsevier. Ed.
- Nriagu, J.O 1974.** Lead orthophosphates-IV. Formation and stability of chloropyromorphite at 25~ Geochim. Cosmochim. Acta, 37, 367-77.
- Nordstrom, D.K. et Alpers, C.N., 1999.** Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, *California. Proceedings National Academy of Sciences of United States of America*, 96 (March): 3455-3462pp.
- Quevauviller, P., Rauret, G., Lopez-Sanchez, J.-F., Rubio, R., Ure, A. et Muntau, H., 1997.** Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three step sequential extraction procedure. *Science of the Total Environment*, 205(2-3): 223-234pp.

Références bibliographiques

O.-P.-S., 1987. Guías para la Calidad del Agua Potable. Criterios relativos a la salud y otra información de base. Publicación científica 506. *Organización Panamericana de la Salud, Washington*, 350pp.

Peltola, P., 2002. Concentrations and leachability of chemical elements in estuarine sulfure-rich sediments, W. Finland. *The science of total environment*, 2002, vol. 284, 109-122 pp.

Perkin Elmer, 1982. Analytical methods for Atomic Absorption Spectrometry. Chap.9, 8p.

Pinel R., Astruc M., 1985. Les phénomènes de biométhylation des métaux dans l'environnement, L'Act. Chim., article: mai 1985, p. 29-35.

Pinta, M., 1979. Spectrométrie d'absorption atomique. Application à l'analyses chimique. Masson O.R.S.T.O.M.Ed., Tome 1, 2ème édition, 262p.

Phelan, J.M., Finnegan, D.L., Ballantine, D.S., Zoller, W.H., Hart, M.A. et Moyers, J., 1982. Airbone aerosls measurements in the quiescent plume of Mount St. Helen in September, 1980. *Journal of Geophysics Research*, 90, 1093-1096pp.

Plumlee, G.S. et Ziegler, T.L., 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry. Elservier-Pergamon, Oxford*, 264-310 pp.

P.N.U.E., 2000.[Circulaire, 2000] Circulaire n° 2000-62 du 14 juin 2000 relative aux conditions d'utilisation du référentiel de qualité des sédiments marins ou estuariens présents en milieu naturel ou portuaire défini par l'arrêté interministériel [en ligne]. N° 2000-6 juin, 2000. Disponible sur: http://www2.equipement.gouv.fr/bulletin_officiel/fiches/Bo200016/A0160055.htm.

P.N.U.E., 1986. Etudes biogéochimiques de certains polluants au large de la méditerranée (MED POL VIII). *MAP Technical reports series*, N°08. PNUE/AIEA/IOC, Athènes, 42p.

Programme d'Aménagement Côtier Algérois (PAC), 2004. Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoa. Bilan et diagnostic, partie I caractéristiques physiques, Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP, 64p

Reyms, K., Zwolsman, J.J.G., vandenBerg, G.A. and Slomp, C.P., 1998. Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment: Field result and diagenetic modeling. *Science of the Total Environment*, 381: 263-279pp.

Rezzoug, 2000. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds dans la matière en suspension et le sédiment marin superficiel des golfes de Béjaïa et de Skikda. *Mémoire de Magister en Océanologie Biologique, ISMAL, Algérie*, 244p.

Références bibliographiques

- Rodier, J., 1996.** L'analyse de l'eau [8ème édition] eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. *Edition: DUNOT (Paris)*, 385- 401pp.
- Rouibah, M., Boulahdid, M., Boudejellal, B., Eddalia, N. et Ounadi, F., 2005.** Etude de la pollution du littoral Algérois et du lac de Reghaia, *contrat ISMAL-APPL, Algérie*, 73p.
- Roussiez, V., Ludwig, W., Monaco, A.L., Probst, J., Boulouassi, I., Buscail, R. et Saragoni, G., 2006.** Sources and sinks of sediment-bound contaminants in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): *multi-tracer approach*. N°26, 1843-1857pp.
- Runnels, D.D., Sheperd, T.A. et Angino, E.E., 1992.** Metals in water, determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26(12): 2316-2323pp.
- Salomons W., 1980.** Trace metal analysis on polluted sediments : part II : Evaluation of environmental impact. *Environ. Technol*, 1980, *lett.1*, 506-517pp.
- Saoudi, N., 1985.** Pliocène et pléistocène inférieur et moyen de Sahel occidental d'Alger. 174p.
- Schwartz, D., 1969.** Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologiques. 3ème édition, Ed. Flammarion, Médecine- Sciences, 318p.
- Sigg, L., Behra, P. and Stumm, W., 2002.** Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 pp.
- Sigg, L., Behra, P. et Stumm, W., 2000.** Chimie des Milieux aquatiques. *Dunod, Paris*, 592 pp.
- Silva, D., 2002.** Heavy metal distribution in recent sediments of the Tietê-Pinheiros river system in São Paulo state, Brazil. *Applied Geochemistry*, 2002, *vol. 17*, 105-116 pp.
- Span, D., 1984.** Etude par fractionnement chimique de la distribution des métaux traces dans les sédiments marins récents : le Delta du Rhône, les golfes de St Raphael et de Cannes- La Napoule. *Thèse de doctorat de 3^{ème} cycle* , Université Pierre et Marie Curie, Paris VI, 252p.
- Souren, A., 1998.** Comment on oxidation of cobalt and manganese in seawater via a common microbially catalyzed pathway by J.W.Moffet . *Geochimica et Cosmochimica acta*, Vol 62, N°2, 351-355pp.
- Stephens S. R., 2001.** Change in the leachability of metal from dredged canal sediments during drying and oxidation. *Environmental pollution*, *vol. 114*, 407-413pp.
- Sukandar, S., Yasuda, K., Tanaka, M. et Aoyama, I., 2006.** Metals leachability from medical waste incinerator fly ash: A case study on particle size comparison. *Environmental Pollution*, 144(3): 726-735.
- Swedlund, P.J. et Webster, J.G., 2001.** Cu and Zn ternary surface complex formation with SO₄ on ferrihydrite and schwertmannite. *Applied Geochemistry*, 16(5): 503-511pp.

Références bibliographiques

- Stumm, W. et Morgan, J.J., 1996.** Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters. *Wiley Interscience, New York*, 245p.
- Tack F. M., 1996.** Metal solubility as a function of pH in a contaminated dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution*, 1996, vol. 91, n°. 2, 199-208pp.
- Tack F. M., 1997.** Determination and fractionation of sulphur in a contaminated dredged sediment. *Talanta*, 1997, vol. 44, 2185-2192 pp.
- Tack F. M., 1998.** Heavy metal concentrations in consecutive saturation extract of dredged sediment derived surface soils. *Environmental Pollution*, 1998, vol. 103, 109-115pp.
- Taieb Errahmani D., 2009.** Etude de la pollution et de la géochimie par les métaux traces et les radioéléments dans les sédiments de la baie d'Alger. *Mémoire de Fin d'Études en vue de l'obtention du Diplôme d'Ingénieur d'Etat en Sciences de la Mer, Option: Environnement, ENSSMAL, Algérie*, 79p.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. et Bisson, M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem* 51, 844-851pp.
- Topcuoğlu, S., Kirba-soglu, Ç., et Yilmaz, Y. Z., 2004.** Heavy metal levels in biota and sediments in the northern coast of the Marmara Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, N°96, 183-189pp
- Wedepohl, H.K., 1995.** The composition of the continental crust. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 59(7): 1217-1232pp.
- Yao, K., Soro M, Albert T, Bokra Y, 2009:** Assessment of Sediments Contamination by Heavy Metals in Tropical Lagoon Urban Area (Ebrié Lagoon, Côte d'Ivoire). *European Journal of Scientific Research*, Vol. 34 No.2 (2009), 280-289pp.
- Yoshida, M., Moali, M., Houas, O., Lakhdari, M., Nechaoui, L., Guerrida, D., Chatal A., Oussalem, S., Makour, F., Khelifi, F., and Laleg, A., 2005.** Environmental Pollution in Oued El Harrach area, Alger, *Compte rendu du Séminaire sur « Pollution et Protection de l'Environnement en Algérie », ONEDD et JICA*, 19-37pp.
- Yang, X., Yeo, S., Dick, T., Chia, W., 1993.** The role of a Drosophila POU homeodomain gene in the specification of neural precursor cell identity in the developing embryonic central nervous system. *Genes Dev.* 7(3): 504--516.
- Young, L.B. and Harvey, H.H. 1992.** The relative importance of manganese and iron oxides and organic matter in the sorption of trace metals by surficial lake sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 56: 1175-1186pp.
- Yücesoy, F., et Ergin, M., 1992.** Heavy metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. *Chemical Geology*, 99, 265-287 pp.

Références bibliographiques

Zoumis, T., Schmidt, A., Grigorova, L. and Calmano, W., 2001. Contaminants in sediments: Remobilisation and demobilisation, *The Science of the Total Environment*, 195-202 pp.