

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université Mohamed Khider Biskra

Faculté des Sciences et de la technologie

Département : Génie civil et hydraulique

Réf :



جامعة محمد خيضر بسكرة

كلية العلوم والتكنولوجيا

قسم: الهندسة المدنية والري

المرجع:

Thèse présentée en vue de l'obtention
du diplôme de

Doctorat en Sciences

Spécialité : Hydraulique

**ETUDE GEOCHIMIQUE DES METAUX TRACES
DANS LES MILIEUX MARINS ET LACUSTRES**

Présentée par :

Mme ATHMANI Houria Eps. TIDJANI

Soutenue publiquement le : **13/12/2022**

Devant le jury :

Debabeche Mohamoud	Professeur	Président	Université M. Khider, Biskra
Louanchi Ferial	Professeur	Examinatrice	ENSSMAL
Labadi Abdallah Seddik	M.C.A	Examineur	Université M. Khider, Biskra
Boulahdid Mostefa	Professeur	Directeur de thèse	ENSSMAL

Année universitaire 2022-2023

« Dans la logique des connaissances qui fonde l'activité scientifique, le doute est permanent. Il prend toute sa valeur dans les questions d'environnement, face à des systèmes complexes dont nous sommes loin de comprendre tous les processus qui les régissent et toutes les interactions qui les contrôlent. Cette incertitude permanente est encore renforcée par l'influence que l'homme exerce aujourd'hui sur l'environnement terrestre.

*La question fondamentale de savoir si nous pourrions un jour arriver à une représentation objective et précise du réel ... arrivera vraisemblablement trop tard pour apporter ... des solutions uniquement fondées sur la connaissance scientifique. Comme le dit Jérôme Revetz, il nous faut donc apprendre à nous servir de l'ignorance, comme nous avons déjà appris à nous servir de la connaissance. A ces aspects particuliers des sciences de l'environnement s'ajoute l'opposition permanente entre les échelles de temps et de valeur du scientifique et du politique ... La mise en commun d'expériences diverses apporte une plus grande sagesse aux processus de résolution de problèmes caractérisés par le risque et l'incertitude ... l'objectif est alors d'atteindre un consensus non pas universel, mais aussi large que possible et, **in fine**, acceptable par tous. »*

**Gérard Mégie (1946-2004), physicien émérite,
Spécialiste de la chimie de l'atmosphère**

REMERCIEMENTS

Je remercie toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

*Je tiens tout d'abord à remercier Monsieur **Boulahdid Mostefa**, professeur à l'ENSSMAL d'avoir accepté d'être le directeur de cette thèse. Je vous remercie pour votre encadrement, vos conseils, votre rigueur et vos critiques constructives qui m'ont beaucoup aidée, et ont largement contribué à ma formation et à la réalisation de ce travail. Au Chercheur, à l'Homme, veuillez trouver dans ces quelques mots mon estime, ma gratitude et ma sincère reconnaissance.*

*Je suis très redevable à Monsieur **Debabeche Mohamoud** Professeur à l'université Mohamed Kfider Biskra, à Madame **Louanchi Ferial** Professeur à l'Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral ENSSMAL et à Monsieur **Labadi Abdallah Seddik** Maître de conférences à l'université Mohamed Kfider Biskra pour leur participation au jury de thèse et d'accepter de juger ce travail.*

*J'en profite pour exprimer toute ma gratitude à Madame **Hocini Nadia** pour m'avoir accueillie au sein de son laboratoire à plusieurs reprises, et aussi pour m'avoir permis, d'accéder et de travailler dans les autres laboratoires du Centre de Recherche CRNA à Alger. Je vous remercie pour votre grand cœur, votre modestie et votre grande patience lors de ce travail. Je garde un bon souvenir de l'accueil qui m'a été réservé dans votre laboratoire. Veuillez accepter l'expression de mon profond respect.*

*Je tiens à remercier tout particulièrement et à témoigner toute ma reconnaissance aux personnes suivantes, pour l'expérience enrichissante et pleine d'intérêt qu'elles m'ont fait vivre durant mes stages au sein du Centre Européen de recherche et d'Enseignement de Géosciences de l'Environnement (CEREGE): Monsieur **Olivier Radakovitch**, Maître de Conférences et mon directeur de stage, pour m'avoir fait partager toute son expérience et ses compétences ; pour le temps qu'il m'a consacré tout au long de la période du stage. Monsieur **Jean Paul Ambrosi**, chercheur au CNRS et Monsieur **Bernard Angellitti**, ingénieur responsable plateforme analyses chimiques au niveau du CEREGE, pour le temps qu'ils m'ont consacré tout au long de cette période, sachant répondre à toutes mes interrogations. Mademoiselle **Eléonore Resongles**, pour ses conseils constructifs et fructueux et Mademoiselle **Boudet Laurie** pour m'avoir initiée au QGIS.*

*Je tiens particulièrement à remercier Mme **Lakhdari Fatou**, Directrice de **CRSTRA** et **Boucheham Nora**, de m'avoir ouvert les portes des laboratoires de **CRSTRA** et m'avoir apporté de nombreux enseignements aussi bien sur le plan scientifique que sur le plan humain.*

*Je remercie Monsieur **Gimer**, Chef du département d'Agronomie, **Université de Biskra** de m'avoir accueillie dans son laboratoire. Je tiens également à vous remercier pour la confiance et pour la grande liberté que vous m'avez accordée dans mes recherches au sein de vos laboratoires.*

Je tiens à remercier toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail :

*- Tout d'abord un grand merci à **Bachir Lamouri** qui a consacré beaucoup de son temps pour m'apprendre les techniques d'identification minéralogiques. Je te remercie pour ta patience, ta disponibilité et ta sympathie.*

*- à **Méridja Sabrina** et **Habhoub Nawel** de l'université de Biskra, d'être tout le temps présente pour m'écouter et m'aider, vous êtes et vous resterez, mes meilleures confidentes et sœurs.*

*- à **Zian Kamel**, **Samia** et **Malika Hocini** du **CRNA**, pour les différentes analyses (XRF, matière organique...) et la collaboration sympathique que nous avons eue.*

*- à **Gasmi Brahim** du laboratoire des rayons X de l'université de Biskra, pour m'avoir aidée à faire les analyses DRX.*

*- à Monsieur le directeur du **Barrage Fontaine des Gazelles** pour avoir accepté avec gentillesse et à plusieurs reprises de faire des échantillonnages de carottes sédimentaires et de m'avoir fourni l'embarcation pour réaliser les prélèvements, je le remercie de m'avoir permis d'accéder aux données liées au climat et l'hydrologie du barrage.*

*Je remercie toutes les personnes du **ANRH** et **Bassin Hydrographique de Biskra** qui ont toujours accepté avec beaucoup de sympathie de m'aider ou de me donner des conseils.*

*Je ne peux finir ces remerciements sans dire merci à ma famille : mes parents, mon mari **Adel**, mes enfants (**Hibatallah** et **Abderahmen**), mes frères et sœurs. Je ne trouve pas de mots pour définir ce que je ressens pour vous si ce n'est que je suis très heureuse lorsqu'on est ensemble.*

Je remercie en particulier ma maman qui malgré toutes les difficultés, elle a été tout le temps présente et elle me donne tous les jours la force et le courage de prendre la vie du bon côté et de toujours voir la réalité de façon positive, sans toi je n'aurais pas pu terminer ce travail.

Je dédie ce modeste travail à mon défunt père

Table des matières

INTRODUCTION.....	1
-------------------	---

PREMIÈRE PARTIE SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : COMPORTEMENT DES MÉTAUX TRACES DANS LE SÉDIMENT

1. Les métaux traces	4
1.1. Classification des métaux traces	4
1.2. L'origine des métaux traces	8
a) Origine naturelle	8
b) Origine anthropique	9
1.3. La toxicité des métaux traces	11
2. Les sédiments	13
2.1. Granulométrie	14
2.2. La composition du sédiment	17
a) Les particules organiques.....	17
b) Les particules inorganiques.....	17
3. La mobilité des métaux dans le sédiment.....	22
3.1. Les paramètres physico-chimiques influençant la mobilité des métaux.....	23
a) Oxydoréduction.....	23
b) Le pH	25
c) La température	25
3.2. Les principaux processus intervenant dans la mobilité des métaux traces	26
a) Adsorption/désorption.....	26
b) Précipitation et coprécipitation	28
c) Absorption.....	29

CHAPITRE II : LES ASPECTS : GEOLOGIQUE, HYDRIQUE ET CLIMATIQUE DES SITES ETUDIÉS

1. La Baie d'Alger	30
1.1. Situation géographique et description.....	30
1.2. Facteurs hydrodynamiques principaux	31
a) La houle	31
b) Les courants	32
c) Salinité	33
1.3. Conditions bioclimatiques	33
a) Température	33
1.4. Géologie et sédimentologie.....	36
a) Plan géologique.....	36
b) Les apports sédimentaires	36

1.5.	Hydrologie Du Bassin Versant	38
1.6.	Activité urbaine.....	39
2.	Lac El Mellah.....	40
2.1.	Situation géographique et description.....	40
2.2.	Conditions bioclimatiques	41
a)	La température	41
b)	La pluviométrie.....	42
c)	La salinité.....	42
2.3.	Géologie et sédimentologie.....	43
a)	Le plan géologique.....	43
b)	Les apports sédimentaires	43
2.4.	Hydrologie Du Bassin Versant	46
2.5.	Activité urbaine.....	47
2.6.	Importance écologique et économique	47
3.	Barrage Fontaine des Gazelles	49
3.1.	Situation géographique et description.....	49
3.2.	Conditions bioclimatiques	49
a)	La température	49
b)	La pluviométrie.....	49
3.3.	Géologie et sédimentologie.....	51
3.4.	Activité urbaine.....	53
4.	Chott Melghir	54
4.1.	Situation géographique et description.....	54
4.2.	Conditions bioclimatiques	54
4.3.	Géologie et sédimentologie.....	55
a)	Le plan géologique.....	55
b)	Les apports sédimentaires	31
4.4.	Hydrologie Du Bassin Versant	31
4.5.	Importance écologique.....	59

DEUXIEME PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I : MATERIELS ET METHODES

1.	Prélèvement et conservation des échantillons.....	60
2.	Traitement et analyse des échantillons.....	62
2.1.	Traitement des sédiments.....	62
a)	Lyophilisation	62
b)	Broyage.....	62
c)	Homogénéisation	62
2.2.	Techniques d'analyse.....	62
a)	La Diffraction des rayons X (DRX).....	63
b)	Calcimétrie.....	66
c)	Matière organique	67
d)	Détermination des éléments majeurs par XRF	68
e)	Datation par Plomb 210	69

f) Dosage des métaux traces	71
g) Le Facteur d'Enrichissement (FE) :	77

CHAPITRE II: ANALYSE DES RESULTATS

1. Baie d'Alger	79
1.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX	79
1.2. Détermination de la composition chimique par XRF :	82
1.3. Matière organique :	84
1.4. Teneurs des carbonates :	85
1.5. Teneurs du Plomb 210 :	86
1.6. Métaux traces	88
1.7. Facteur d'Enrichissement (FE)	93
1.8. L'analyse de corrélation inter-métaux	97
1.9. Discussion des résultats	101
2. Lac El Mellah	109
2.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX :	109
2.2. Détermination de la composition chimique par XRF	110
2.3. Matière organique :	112
2.4. Teneurs des carbonates :	113
2.5. Métaux traces	113
2.6. Facteur d'Enrichissement (FE)	116
2.7. L'analyse de corrélation inter-métaux	117
2.8. Discussion des résultats	119
3. Fontaine des Gazelles	126
3.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX	126
3.2. Détermination de la composition chimique par XRF :	128
3.3. Matière organique :	129
3.4. Teneurs des carbonates :	130
3.5. Métaux traces	130
3.6. Facteurs d'Enrichissement (FE)	133
3.7. L'analyse de corrélation inter-métaux	134
3.8. Discussion des résultats	135
4. Chott Melghir	141
4.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX :	141
4.2. Détermination de la composition chimique par XRF	143
4.3. Matière organique :	144
4.4. Teneurs des carbonates :	145
4.5. Métaux traces	145
4.6. Facteur d'Enrichissement (FE)	148
4.7. L'analyse de corrélation inter-métaux	150
4.8. Discussion des résultats	152

CHAPITRE III : COMPORTEMENT GEOCHIMIQUE DES METAUX DANS LES QUATRE ECOSYSTEMES AQUATIQUES ETUDIES

1. Caractéristiques de chaque site étudié.....	158
2. La composition chimique du sédiment.....	159
3. Caractéristique et comportement des matières organiques	165
4. Comportement des métaux traces	167
CONCLUSION GENERALE ET PERSPECTIVES.....	173
REFERENCE BIBLIOGRAPHIQUE	176
ANNEXES.....	202

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Classification des éléments métalliques en fonction de leurs propriétés chimiques de coordination (Turner et al., 1981 ; Sigg et al., 2001)	7
Figure 2: Diagramme triangulaire de classification des sédiments détritiques en fonction de leur texture (Shepard, 1954).....	15
Figure 3: Comportement du fer et manganèse dans la zone sédimentaire des cours d'eau (Devallois, 2009)	19
Figure 4: Principaux processus contrôlant le cycle des contaminants dans le milieu aquatique (d'après Förstner, 1989 et Bonnet, 2000 ; in Benoit, 2005).....	23
Figure 5: Schéma de minéralisation du carbone organique dans les sédiments par l'activité bactérienne (Lesven, 2008).....	24
Figure 6: Fraction de métaux adsorbé (cations et anions) sur une surface d'hydroxyde de fer (III) en fonction du pH (Sigg et al., 2001).....	25
Figure 8: Les processus de précipitation/dissolution (Joubert, 2008).....	28
Figure 7: Exemple de l'adsorption du Pb sur la goethite. Complexes de surface multi nucléaires de la liaison du Pb sur la goethite par deux complexes de sphère interne (Krauskopf and Bird, 1995).....	28
Figure 9: Le plateau continental de la Baie d'Alger (Domzig, 2006)	30
Figure 10: La carte bathymétrique de la Baie d'Alger (Rabehi et al., 2018)	31
Figure 11: Carte géologique de la région d'Alger (Source : Carte géologique d'Alger Nord 1/500.000, dressée par Cornet et al (1952) in (Louati, 2015).....	35
Figure 12: Carte pluviométrique de la Baie d'Alger (source : extrait de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(b)).....	35
Figure 13: Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987)	37
Figure 14: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant d'Alger (extrait de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(a))	37
Figure 15: Carte bathymétrique de Lac El Mellah (source : Chaoui et al., 2006)	41
Figure 16: Carte pluviométrique Lac El Mellah (source : extrait de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))	44
Figure 17: Carte géologique de Lac El Mellah (source extrait de la carte géologique interprétative (ANRH, 2008))	44
Figure 18: Nature du fond de Lac El Mellah. (Draredja et al., 2013)	45
Figure 19: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant d'El Kala (extraite de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux. (ANRH, 2005(b)).....	45
Figure 20: Carte pluviométrique au niveau du Barrage Fontaine des Gazelles (source : extraite de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))	50
Figure 21: Carte géologique de la zone d'étude : région de la wilaya de Biskra (extraite de la carte du sol d'Algérie Tebessa publié en 1938 par service Géographique de l'Armée)	50
Figure 22: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant de l'Outaya (extraite de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(b))	52
Figure 23: Carte lithologique du sous bassin versant Oued El-Hai (Laffit, 1939 ; in Rerboudj, 2005).....	52
Figure 24: Carte géologique de Chott Melghir (extraite de la carte du sol d'Algérie Tebessa publié en 1938 par service Géographique de l'Armée).....	30

Figure 25: Carte pluviométrique du Chott Melghir (source : extraite de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))	30
Figure 26: Carte du réseau hydrographique du bassin versant de Chott Melghir (extrait de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(b))	58
Figure 27: La situation géographique des carottes sédimentaires prélevées au niveau des zones d'étude.	61
Figure 28: Calcimètre de Bernard.	67
Figure 29: Principe de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS).	74
Figure 30: La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif ICP - MS de marque Pekin Elmer NexION 300.	74
Figure 31: Les diffractogrammes des échantillons traités par la méthode des agrégats orientés. Des carottes sédimentaires de la baie d'Alger(n : Normal, c : Chauffer, g : Glycoler) (G : Gypsum, C : Calcite, Q :Quartz, D :Dolomite, K :Kaolinite, V :Vermiculite, I/S : Illite-Smectite et I/Ch : Illite-Chlorite)	80
Figure 32 : Les diffractogrammes des échantillons traités par la méthode des agrégats orientés. Des carottes sédimentaires de la baie d'Alger(n : Normal, c : Chauffer, g : Glycoler) (G : Gypsum, C : Calcite, Q :Quartz, D :Dolomite, K :Kaolinite, V :Vermiculite, I/S : Illite-Smectite et I/Ch : Illite-Chlorite)	81
Figure 33: Profils verticaux de la matière organique dans les trois carottes sédimentaires	85
Figure 34: Profils verticaux des carbonates en pourcentage dans les trois carottes sédimentaires	86
Figure 35: Profils verticaux du 210plomb dans les deux carottes sédimentaires (A et B)	87
Figure 36: Profils verticaux des métaux traces dans les trois carottes sédimentaires (A, B et T).	92
Figure 37: Les diffractogrammes des échantillons de la carotte sédimentaire du lac El Mellah (Na : Nacrite, C : Calcite, Q : Quartz, Ar : Argonite, He : Hematite et D : Dolomite).	110
Figure 38: Profils verticaux de la matière organique et des carbonates de calcium en pourcentage dans la carotte sédimentaire.	112
Figure 39: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah.	115
Figure 40: Les diffractogrammes des échantillons de la carotte sédimentaire du barrage Fontaine des Gazelles (Go : Goethite, C : Calcite, Q : Quartz, An : Anatase, Ar : Argonite et D : Dolomite)	127
Figure 41: Profils verticaux de la matière organique et des carbonates de calcium en pourcentage dans la carotte sédimentaire du barrage de la Fontaine des Gazelles	129
Figure 42: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Barrage Fontaine des Gazelles.	132
Figure 43: Le diffractogramme (a) représente les échantillons de Chott Melghir sans traitement, les diffractogrammes (b), (c)et (d) représentent les échantillons de la méthode des agrégats orientés. (n : Normal, c : Chauffer, g : Glycoler)(G : Gypsum, C :Calcite, Q : Quartz, K : Kaolinite, D : Dolomite, V : Vermiculite, H : Halite, He : Hématite et I/S : Illite-Smectite.	142
Figure 44: Les profils verticaux des carbonates et matière organique dans la carotte sédimentaire de chott Melghir.	144
Figure 45: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du chott Melghir.	147
Figure 46: (a) Cercle de corrélation montrant la répartition des éléments chimiques selon les axes F1 et F2. (b) Le diagramme de l'Analyse des composantes Principales (ACP)	

des éléments chimiques dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des Six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir). (cercle bleu désigne le premier groupe, le cercle noir désigne deuxième groupe et le cercle rouge désigne le troisième groupe)	164
Figure 47: (a) Cercle de corrélation montrant la répartition des métaux traces selon les axes F1 et F2. (b) Le diagramme de l'Analyse des composantes (ACP) des échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'études selon les métaux traces (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir) (cercle violet désigne le premier groupe, le cercle vert désigne deuxième groupe et le cercle rouge désigne le troisième groupe).....	169

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Classification des métaux selon <i>Dubé (1997) adapté de Turner et al., (1981), Forstner et Wittman (1979)</i>	6
Tableau 2: Teneurs moyennes ($\mu\text{g.g}^{-1}$) en éléments traces de différentes roches de la croûte terrestre (<i>Kabata-Pendias et Pendias, 1991</i>)	9
Tableau 3: Source des métaux résultants des activités anthropiques (Benoit, 2005)	10
Tableau 4: Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leurs disponibilité (Wood, 1974 ; in Förstner et Wittmann, 1979)	13
Tableau 5: Classification des sédiments en fonction de leur taille granulométrique (d'après Chamley, 1988).....	16
Tableau 6: Effet de la température sur l'adsorption de Cu, Cd, Zn et Pb (Serpaud et al., 1994)	26
Tableau 7: Précipitation moyenne pour la période (1951-2010) (source ANRH, station de Bir Mourad Raïs (Code 020509))	34
Tableau 8: Tableau synoptique des données générales sur le prélèvement des carottes sédimentaires	60
Tableau 9: Effet des traitements par éthylène glycol et chauffage sur la position des réflexions (Thorez, 1986).....	65
Tableau 10: Facteurs correctifs utilisés pour la roche totale et les minéraux argileux (Cook et al., 1975 ; Boski et al., 1998 ; Fagel et al., 2003)	66
Tableau 11: La limite de détection et l'incertitude analytique des éléments métalliques étudiés.....	75
Tableau 12: Résultats des valeurs des écarts réduits calculés (tobs) sur l'échantillon standard IAEA-433.....	76
Tableau 13: Distribution des minéraux argileux et non argileux de chaque site	79
Tableau 14: Diffractogrammes montrant La composition chimique de quelques échantillons des trois carottes sédimentaires de la Baie d'Alger A1: échantillon de surface [0-0,5]cm, A12: échantillon du milieu [9--10]cm et A21: échantillon du fond [22-24]cm, B1: échantillon de surface [0-0,5]cm, B12: échantillon du milieu [9--10]cm et B25: échantillon du fond [28-30]cm T1: échantillon de surface [0-0,5]cm, T13: échantillon du milieu [10-12]cm et, T26: échantillon du fond [36-38]cm.....	83
Tableau 15: Les teneurs moyennes des métaux dans les trois carottes de la Baie d'Alger	88

Tableau 16: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte A.....	94
Tableau 17: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte B.....	95
Tableau 18: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte B.....	96
Tableau 19: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire A	98
Tableau 20: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire B	99
Tableau 21: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire T	100
Tableau 22: Taux de sédimentation dans la littérature.....	103
Tableau 23: Quelques activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005).....	106
Tableau 24: Evolution des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la baie d'Alger.....	107
Tableau 25: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la baie d'Alger comparée à d'autres régions dans le monde.....	108
Tableau 26: Distribution des minéraux non argileux dans la carotte sédimentaire lac El Mellah.....	109
Tableau 27: La composition chimique et minéralogique de quelques échantillons de la carotte sédimentaire (P) du lac El Mellah (P1: échantillon de surface [0- 0,5]cm, P18: échantillon du milieu [20-22]cm et P23: échantillon du fond [30- 32]cm).....	111
Tableau 28: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah.....	114
Tableau 29: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte P.....	117
Tableau 30: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah.....	118
Tableau 31: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Lac El Mellah comparée à d'autres études.....	123
Tableau 32: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans lac El Mellah comparée à d'autres régions dans le monde.....	125
Tableau 33: Distribution des minéraux non argileux dans la carotte sédimentaire du barrage Fontaine des Gazelles.....	126
Tableau 34: La composition chimique de quelques échantillons de la carotte sédimentaire de Barrage Fontaine des Gazelles (F1: échantillon de surface [0- 0,5]cm, F9: échantillon du milieu [6-7]cm et F16: échantillon du fond [16- 18]cm).....	128
Tableau 35: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Barrage Fontaine des Gazelles.....	132
Tableau 36: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte F.....	133
Tableau 38: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Barrage Fontaine des Gazelles comparée à d'autres études.....	138
Tableau 39: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Barrage Fontaine des Gazelles comparée à d'autres régions dans le monde.....	140
Tableau 40: Distribution des minéraux argileux et non argileux dans la carotte sédimentaire du Chott Melghir.....	141
Tableau 41: La composition chimique des échantillons sédimentaires de Chott Melghir (C1: échantillon de surface [0-0,5]cm, C2: échantillon du milieu [6- 7]cm et C19: échantillon du fond [18-20]cm).....	143

Tableau 42: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire de Chott Melghir	146
Tableau 43: Facteurs d'enrichissement des métaux traces dans la carotte sédimentaire de chott Melghir.....	149
Tableau 44: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire Chott Melghir	151
Tableau 45: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Chott Melghir des Gazelles comparée à d'autres études.....	155
Tableau 46: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Chott Melghir comparée à d'autres régions dans le monde.....	157
Tableau 47: Description et caractéristiques de chaque site étudié	159
Tableau 48: Matrice de corrélations entre les éléments chimiques dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des quatre carottes des sites d'études (baie d'Alger, lac El Mellah, barrage fontaine des gazelles et chott Melghir)	160
Tableau 49: La composition chimique des échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)	161
Tableau 50: Corrélation entre les composantes principales et les variables obtenus pour l'ensemble des données dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des Six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir).....	164
Tableau 51: Corrélation entre les composantes principales et les variables obtenues pour l'ensemble des données dans les échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir).....	168
Tableau 52: Le Minimum et le Maximum des facteurs d'enrichissement de l'ensemble des métaux dans les échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)	170
Tableau 53: Matrice de corrélation entre les métaux traces dans les échantillons sédimentaires des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)	171
Tableau 54 : La concentration moyenne des métaux traces, le taux de la matière organique, le taux des carbonates et la composition minéralogique dans les échantillons sédimentaires des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir).	172

INTRODUCTION

Les régions méditerranéennes sont caractérisées par des zones humides de nature très dynamique. Elles fournissent de l'eau et des aliments pour d'innombrables espèces biologiques (M.E.A., 2005). De ce fait, ces zones humides forment des milieux riches en faune et en flore et occupent généralement des zones de transition entre les systèmes aquatiques et terrestres (Cowardin et al., 1979). L'Algérie, de par sa configuration physique et la diversité de son climat est riche en zones (Benhassine-Gherzouli, 2013) sous diverses formes : marais d'eaux douces ou marines, les oueds, les barrages et les retenues (Samraoui et Samraoui, 2008 ; Demnati, 2013). Ces milieux, très différents de par leur nature et leur fonctionnement, jouent un rôle considérable dans la préservation de la biodiversité et la gestion des ressources en eau. Les zones humides sont composées d'eau, de sédiment et de biotes. Le sédiment étant un milieu relativement hétérogène et complexe constitué d'eau, de matériaux inorganiques et organiques et de composés d'origines anthropiques (Power et Chapman, 1992). Selon Bel Hadj Ali (2013), les principaux constituants du sédiment sont :

- La matrice minérale (quartz, feldspaths, carbonates...);
- La fraction argileuse (kaolinite, illite, smectite...);
- La fraction organique (débris végétaux, micro-organismes, acides fulviques et humiques...);
- Une quantité d'eau présente sous différentes formes : eau libre qui n'est pas liée aux particules fines, eau capillaire, liée aux particules fines, eau colloïdale qui hydrate les colloïdes et eau adsorbée qui est liée à la surface des particules et constitue un film autour d'elles.

La genèse des sédiments est, soit d'origine naturelle (érosion des sols, décomposition de la matière végétale, précipitation de minéraux authigènes...) soit d'origine anthropique (apports de matière en suspension, de matières organiques, de micropolluants en raison des rejets agricoles, industriels et domestiques ...) (Bertreau et al., 1993).

L'évacuation des rejets urbains et industriels directement dans les milieux récepteurs sans aucun traitement par voie d'émissaires s'est révélée, par plusieurs auteurs, l'une des principales causes de la détérioration des écosystèmes naturels, engendrant des

dysfonctionnements des différents compartiments physiques et biologiques de ces écosystèmes. Le problème s'aggrave davantage lorsque ces rejets sont chargés de polluants non biodégradables et/ou toxiques tels que les métaux traces, qui sont considérés comme étant les éléments nocifs les plus dangereux tant pour l'homme que pour l'environnement (**Issabayeva et al., 2008**), constituant ainsi un problème écologique important (**Rayms-Keller et al., 1998**). Les sédiments côtiers et fluviaux ont tendance à piéger les polluants, en particulier les métalloïdes et les métaux (**Scordia, 2008 ; Alvarez-Guerra et al., 2007**). Ces métaux qui se déposent dans l'environnement aquatique peuvent s'accumuler dans les organismes vivants de la chaîne alimentaire à des concentrations supérieures à celles présentes dans l'eau (**Ramade, 1995 ; Van Der Oost et al., 2003**) constituant ainsi une menace pour la santé humaine. (**Grimanis et al., 1978 ; Adams et al., 1992 ; Ermoesele et al., 1995**).

Notre travail concerne l'étude et la quantification des contaminants inorganique des métaux traces dans le cadre d'une étude comparative entre les écosystèmes aquatiques des milieux : marin, lagunaire et lacustre. Les objectifs de cette étude sont :

- La quantification des niveaux de concentrations de ces milieux par les métaux traces suite à l'influence anthropique. Cette étude s'intéresse, entre autres, au volet environnemental à explorer dans des milieux non encore étudiés.
- La compréhension du comportement de ces métaux dans les sédiments des différents écosystèmes aquatiques (marin, lagune, chott et barrage).
- L'élaboration d'une étude comparative pour ces paramètres entre les différents écosystèmes aquatiques étudiés.

Une partie de cette étude, qui concerne la baie d'Alger, s'inscrit dans le cadre du projet de la coopération **COMETALG-Mermex** (contamination en éléments traces métalliques des sédiments de la baie d'Alger), développé entre le Centre Européen de recherche et d'Enseignement de Géosciences de l'Environnement et le laboratoire de recherche « Ecosystèmes Marins et Littoraux » de Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (**ENSSMAL**). Ce projet a été réalisé pendant la période de 2014 – 2016.

Afin de cerner cette recherche et de répondre aux objectifs, notre travail a été organisé et présenté en deux parties, chaque partie est constituée de deux chapitres comme suit :

Première partie : Synthèse bibliographique

- Le premier chapitre présente la littérature concernant **le comportement des métaux traces dans le sédiment.**
- Le deuxième chapitre porte sur la description **des aspects : géologique, hydrique et climatique des quatre zones d'étude.**

Deuxième partie : Expérimentale

- Le premier chapitre concerne la description détaillée des **protocoles expérimentaux** utilisés pour déterminer les caractéristiques chimiques, minéralogiques et environnementales des sédiments.
- Le deuxième chapitre est consacré à **l'analyse des résultats** des caractérisations : chimique, minéralogique et environnementale des sédiments des quatre sites d'étude. Cette reconnaissance est nécessaire pour comprendre le comportement des métaux traces dans les sédiments et évaluer leurs taux de contamination.

PREMIÈRE PARTIE SYNTHÈSE
BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : COMPORTEMENT DES METAUX TRACES DANS LE SEDIMENT

Introduction

Dans ce chapitre on va

1. Les métaux traces

Duffus (2002) et Hodson (2004) ont critiqué l'utilisation du terme métaux lourds. Ce terme est défini par certains auteurs pour les métaux dont la densité est supérieure à 5 g/cm^3 (Ramade, 1993 ; Juste et Feix, 1995 et Bliefert, 2008) d'autres en fonction du numéro atomique supérieur à 20 dans le tableau périodique (Marcoen et al., 2000 ; Helali et al., 2009). Il faut noter que l'appellation « métaux lourds » englobe souvent des éléments toxiques qui ne sont pas des métaux, tels que l'arsenic (métalloïde) ou le sélénium (non-métal) (Park et al., 2011) et d'autres présentent une masse volumique relativement faible (Mg, Al).

Le terme métaux traces ou d'éléments traces métalliques est actuellement utilisé pour décrire ces mêmes éléments plutôt que celui de métaux lourds (Defaye et al., 1998), puisqu'ils se retrouvent souvent en très faible quantité : à l'état de trace. Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement (Le Goff et Bonnomet, 2004) : dans le compartiment continental (sols, eaux), dans le compartiment marin (eaux et sédiments), dans l'atmosphère et dans la biosphère (concentration de l'ordre du nmol/L ou des ng/g). Les éléments métalliques sont issus, d'une part, de l'héritage du fond géochimique, et d'autre part, du cumul des apports anthropiques (Devallois, 2009).

1.1. Classification des métaux traces

Les métaux traces sont subdivisés en métaux essentiels et métaux toxiques :

- Les métaux essentiels, comme Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, Se, ... constituent les oligoéléments qui sont nécessaires à faibles concentrations pour les organismes vivants principalement au niveau des systèmes enzymatiques. L'augmentation de

leur concentration entraîne des effets nocifs (**Libes, 1992 ; Mason et Jenkins, 1995**).

- Les métaux toxiques, comme Ag, Cd, Cr, Hg, Pb ... sont dits éléments non biologiques, car ils n'ont aucun rôle métabolique et présentent des effets toxiques à de faibles teneurs (de l'ordre du $\mu\text{g/l}$) (**Forstner et Wittman, 1981 ; Mason et Jenkins, 1995 ; Sigg et al., 2001**).

Dans le tableau périodique, les métaux englobent : des métaux de transition (groupes IB à VIII B du tableau périodique), des métaux alcalins, des métaux alcalino-terreux et des métaux pauvres ; ces éléments sont séparés par des non-métaux à gauche de la diagonale du tableau périodique par le bore, le silicium, le germanium, l'antimoine, et le polonium ; bien que ces métalloïdes ne soient pas des métaux, ils sont quelquefois ajoutés à cette liste (**Kabata-Pendias et Pendias, 1991**).

Le comportement des métaux dans la nature dépend de beaucoup de facteurs, entre autres, leur affinité chimique, l'environnement géochimique ... Leur comportement peut dépendre aussi de leur affinité avec certains éléments tels que l'oxygène, le soufre/azote ... (**Kabata-Pendias et Pendias, 1991 ; Gaivez-Cloutier, 1995 ; Dubé, 1997**). **Goldschmidt (1937)** a établi, d'une manière empirique une répartition des éléments chimiques et les métaux traces en cinq grandes classes :

- **Les éléments atmophiles** : renferme les métaux et les éléments qui ont une affinité pour être à l'état gazeux (N, gaz rares).
- **Les éléments lithophiles** : renferme les métaux et les éléments qui ont une affinité à s'associer aux silicates ; (alcalins, alcalino-terreux).
- **Les éléments Chalcophiles** : renferme les métaux et les éléments qui ont une affinité au soufre (As, Cu, Zn, Cd, Pb, ...).
- **Les éléments sidérophiles** : renferme les métaux et les éléments qui ont une affinité au fer : (Ni, Cr, Co, ...).
- **Les éléments biophiles** : renferme les éléments qui s'incorporent dans la matière organique des êtres vivants et jouent un rôle métabolique en tant qu'oligoélément.

Dans le milieu aquatique, un métal sera défini comme un élément chimique qui peut former des liaisons et perdre des électrons pour former des cations (**Lacoue-Labarthe, 2007**). Il comporte moins de quatre électrons sur la couche électronique de valence, qui sont facilement perdus pour former l'octet stable. Les métaux se caractérisent donc comme des donneurs d'électrons, facilement oxydables. Ils peuvent se combiner aux métalloïdes pour donner des sels, ainsi qu'à l'ion hydroxyde OH⁻ pour donner des bases. Le système de classification présenté au (**Tableau 1**) repose sur la stabilité des complexes de coordination entre les métaux (accepteurs d'électrons ou acides de Lewis) et les Ligands (donneurs d'électrons ou bases de Lewis) (**Dubé, 1997**).

Tableau 1: Classification des métaux selon **Dubé (1997)** adapté de **Turner et al., (1981), Forstner et Wittman (1979)**.

Les métaux de type A	Ces cations sont décrits comme étant des cations durs ou « hard acceptors » (Pearson, 1968) et interagissent de préférence avec des ligands durs (« hard donors »), tels les fluorures et les ligands donneurs d'oxygène (ex. CO ₃ ²⁻ , OH ⁻ ; O ²⁻ , PO ₄ ³⁻ ; SO ₄ ²⁻). Ils ont la configuration électronique d'un gaz rare et ils interagissent de manière électrostatique. La liaison est relativement faible et les ions métalliques sont souvent entourés par des molécules d'eau. Ils vont réagir préférentiellement avec les particules par échanges ioniques et complexation de sphère externe. Dans cette catégorie, ce sont principalement les alcalins et les alcalino-terreux comme Cs ⁺ , K ⁺ , Na ⁺ , Be ²⁺ , Ba ²⁺ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Sr ²⁺ mais aussi des ions métalliques comme Al ³⁺ , Ln ³⁺ (Ln = Lanthanides), Sc ³⁺ , Y ³⁺ .
Les métaux de type B	Ces cations ont 10 ou 12 électrons périphériques et sont décrits comme étant des cations mous (« soft acceptors »). Ils interagissent par liens covalents avec des ligands mous (« soft donors »), tels S ou N. Ils se fixeront sur les particules par formation de complexes de sphère interne. C'est notamment le cas des métaux de transition comme Ag ⁺ , Hg ²⁺ , Tl ³⁺ , Au ⁺ ...
Les métaux de type C	Ces cations ont un caractère intermédiaire : ils forment principalement des liaisons ioniques mais selon les conditions physico-chimiques, ils peuvent se comporter comme les cations B et former des liaisons covalentes : Fe ²⁺ , Mn ²⁺ , Co ²⁺ , Cu ²⁺ ... Ils vont interagir avec les particules par échanges ioniques, par la formation de complexes de sphère externe et de sphère interne.
Les métaux de type D	Ces cations sont considérés comme étant des accepteurs intermédiaires : ils forment principalement des liaisons covalentes mais, selon les conditions physico-chimiques, ils peuvent se comporter comme les métaux de type A et

former des liaisons covalentes : Cu^+ , Bi^{3+} , Cd^{2+} , Tl^+ ... Comme les métaux de type C, ils réagissent par complexation de sphère interne et de sphère externe et, plus rarement, par échanges ioniques.

Selon **Devallois (2009)**, les métaux du type A et C vont présenter un risque plus grand de contamination pour l'écosystème aquatique, du fait que leurs liaisons avec les particules sont plus ou moins faibles, ce qui engendre des remobilisables plus faciles. Par contre, des liaisons les plus fortes avec les particules sont observées chez les métaux du type B et D qui vont présenter un risque moindre de remobilisation (**Figure 1**).

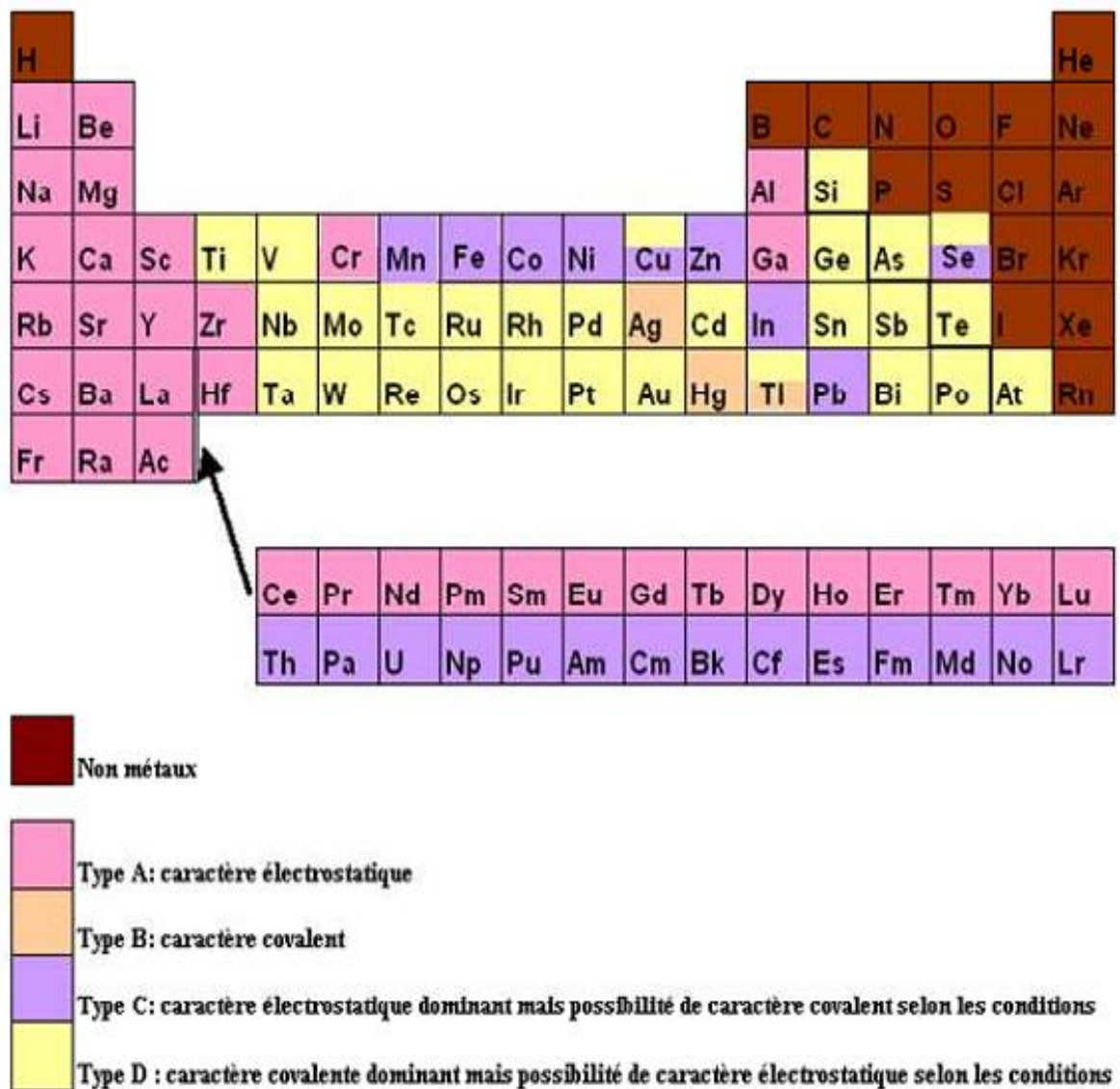


Figure 1: Classification des éléments métalliques en fonction de leurs propriétés chimiques de coordination (Turner et al., 1981 ; Sigg et al., 2001)

1.2. L'origine des métaux traces

Les éléments métalliques sont présents dans tous les compartiments de l'environnement (sédiment, sol, eau et air). Ils sont soit naturels, issus de l'érosion des roches, des sols, des sédiments et dans une moindre mesure de la dégradation des matières organiques, donc de l'héritage du fond géochimique, soit issue du cumul des apports des activités anthropogéniques qui sont les principales sources de la contamination.

a) Origine naturelle

Les métaux naturellement contenus dans les sédiments et les eaux naturelles proviennent à 80% des altérations mécaniques des roches (érosion), les altérations chimiques et l'activité biologique sur les roches sédimentaires (**Devallois, 2009**). Les métaux traces sont des composants naturels de l'écorce terrestre, ils sont présents naturellement dans les roches sous forme de minerais. Ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fonds géochimique (**Berthelin et Bourrelier, 1998 ; Benoit, 2005**). Ces éléments en traces sont au nombre de 80, constituants de la croûte terrestre continentale, dont 12 éléments majeurs tels que : Fer, aluminium et manganèse. Ils représentent 99,4 % de la composition de la lithosphère avec une teneur supérieure à 1 pour mille, les 68 éléments restants sont des éléments mineurs dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0.1 %. Ils ne représentent à eux tous que 0,6 % du total (**Coïc et Coppenet, 1989 ; Juste et Feix, 1995 ; Baize, 2009**).

Les éléments en traces mentionnés précédemment peuvent être naturellement présents dans les sédiments en quantités variables et ce, selon les caractéristiques de la roche-mère et les processus pédogéniques dominants : la nature de la roche, sa localisation, son âge et de la nature de l'élément. Le **fond géopédochimique naturel local** est la concentration naturelle d'un élément chimique dans un horizon de sédiment, résultant de l'évolution géologique et pédochimique (**Barbier, 1996 ; Robert, 1996 ; Baize et Paquereau, 1997 ; Marcoen et al., 2000**) (**Tableau 2**).

Selon un classement effectué par **Goldberg (1954)** (in **Förstner et Wittman, 1979 ; Dubé, 1997**), l'accumulation naturelle des métaux traces dans les constituants des sédiments peut provenir des sources suivantes :

- Formations lithogéniques (produits d'altération de la roche-mère),
- Formations hydrogéniques (substances adsorbées, particules, précipités formés lors de changements physico- chimiques de l'eau),
- Formations biogéniques (produits de décomposition de substances organiques ainsi que de calcaires et de silices inorganiques),
- Formations atmogéniques (accumulations causées par les dépôts atmosphériques).

Tableau 2: Teneurs moyennes ($\mu\text{g.g}^{-1}$) en éléments traces de différentes roches de la croûte terrestre (**Kabata-Pendias et Pendias, 1991**).

Eléments (mg/kg)	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	Grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Co	35-50	1,0	1 – 7	11-20	0,3-10	0,1-3,0
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Hg	0,10	0,09	0,08	0,18-0,40	0,04-0,10	0,04-0,05
Mn	1200- 2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Mo	1,0-1,5	0,6-1,0	1-2	0,7-2,6	0,2-0,8	0,16-0,40
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
V	200-250	30-100	40-90	100-130	10-60	10-45
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

b) Origine anthropique

L'activité humaine a modifié très significativement la répartition et les formes chimiques des métaux traces dans l'environnement (**Miquel, 2001**), surtout depuis l'industrialisation importante du 20^{ème} siècle, qui a engendré des émissions croissantes d'éléments métalliques sous différentes formes (e.g. dissoute et/ou particulaire) dans les

milieux naturels (Audry, 2003), et par conséquent elles ont une influence directe sur les transferts entre les différents compartiments environnementaux (Lascourrèges, 1996) (Tableau 3). Les apports anthropiques des métaux peuvent se faire soit directement dans les milieux aquatiques par les effluents liés aux activités industrielles ou encore aux activités urbaines, soit indirectement apportés aux systèmes aquatiques par : les engrais agricoles (Cu, Zn, Se), les pesticides (Hg, As), les peintures anticorrosives (Cd, Hg, Pb, Se), les combustibles (Pb), les produits pharmaceutiques (Ag, Cu, Zn, Sn, Pb, Cd, Hg), etc... Certains métaux sont même entièrement d'origine humaine, comme le plutonium (Pu) ou l'américium (Am) (Audry, 2003 ; Devallois, 2009 ; Azzouz, 2014) (Tableau 3)

Les contaminants métalliques dans les milieux aquatiques se concentrent dans le compartiment sédiment ; dans ce cas les sédiments peuvent jouer le rôle de source de contamination (Power et Chapman, 1992 ; Luoma et Ho, 1993). Ainsi, les niveaux de présence de concentrations élevées des métaux traces par rapport au fond géochimique naturel traduisent généralement une contamination d'origine anthropique (Manaud et al., 1997).

Tableau 3: Source des métaux résultants des activités anthropiques (Benoit, 2005)

<i>Source</i>	<i>Eléments</i>
Métallurgie	Cr, Cu, Zn, Ni, Cd, V, Co
Engrais	Cd, V
Peintures, pigments	Cd, Co, Pb, Cu, V
Batteries, accumulateurs	Cd, Ni, Pb
Industrie électrique	Cu, Pb, Ag
Carburants	Pb
Munitions	Pb
Photographie, radiographie	Ag
Chimie (catalyseurs)	Zn, Cd, Cr, Ni, V
Médecine	Zn et Cd (antiseptiques, collyre), Co (Vitamine B12 et rayonnement)

Une source de pollution peut être identifiée comme étant diffuse ou ponctuelle :

- **Les sources diffuses** : ce sont principalement des apports aériens d'origine lointaine (poussières et aérosols), provenant des chauffages ainsi que des activités industrielles, des gaz d'échappement automobiles, des retombées atmosphériques etc.

(Kabata-Pendias et Pendias, 1991 et Ablain, 2002). Ces apports peuvent parcourir des centaines de kilomètres à partir de leur source et se déposent indifféremment sur des zones agricoles, des zones urbaines denses, des forêts ou encore des prairies et au niveau du milieu aquatique (Sposito et Page, 1984 ; Godin et al., 1985, Vangronsveld et al., 2002)

- **Les sources ponctuelles** : ce sont des apports massifs localisés d'origine proche (Ablain, 2002), soit d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles de longue durée sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997), soit d'activités agricoles où les produits utilisés pour l'amélioration des propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en métaux que le sol lui-même, d'où une contamination en métaux de ces sols (Berthelin et Bourrelier, 1998).

1.3. La toxicité des métaux traces

Les métaux sont repartis en fonction de leurs effets sur les organismes vivants en deux catégories (Loué, 1993 ; in Huynh, 2009) :

- **Les métaux toxiques** : c'est des éléments non biologiques parce qu'ils ne possèdent aucune activité biologique favorable pour les organismes et peuvent avoir des impacts néfastes même à des faibles teneurs (de l'ordre du $\mu\text{g/l}$) : ce sont principalement le plomb, le mercure et le cadmium (Sigg et al., 2001 ; Benoit 2005 ; Ramarosan, 2008 ; Devallois 2009). Ces métaux peuvent engendrer la disparition de certaines espèces intolérantes causant ainsi de profonds bouleversements dans la diversité et la structure des communautés biologiques (Boening, 1999).
- **Les métaux essentiels** : c'est des éléments (Cu, Zn, Co, Fe, Mn, Ni, Cr, Se, ...), appelés oligo-éléments, présents à l'état de trace (concentrations de l'ordre du nmol/l ou des ng/g). Ils sont essentiels pour le développement des organismes vivants à faibles doses. Des symptômes pathologiques associés à une déficience biochimique apparaissent lorsque leurs teneurs diminuent (Förstner et Wittmann, 1979). Mais au-dessus d'une certaine concentration, ils deviennent nocifs ou toxiques (Libes, 1992 ; Le Goff et Bonnomet, 2004 ; Benoit, 2005 et Devallois, 2009).

Les métaux provenant des rejets industriels et domestiques, l'activité minière et les eaux d'écoulement contaminées par les engrais et les pesticides utilisés en agriculture (**Kaiser, 2004**) sont adsorbés sur les particules en suspension dans la colonne d'eau. Ensuite, ils s'accumulent, par décantation du flux particulaire, au niveau du sédiment formant ainsi des réservoirs de métaux (**Donard et al., 2001**) où ils persistent indéfiniment puisqu'ils ne sont pas sujets à la décomposition bactérienne ou à toute autre forme de dégradation (**Daby, 2006**). Le sédiment abrite de nombreux organismes vivants qui jouent un rôle important dans la mobilité des éléments métalliques dans les différents compartiments du milieu aquatique. Ce qui implique généralement une réactivité et une biodisponibilité accrues des composés potentiellement toxiques (**Förstner, 1993**). D'autre part, la toxicité est déterminée en fonction de la biodisponibilité d'un élément métallique (**Adriano et al., 1997**) dépendant de la forme chimique de l'élément et des conditions physico-chimiques du milieu (le pH, la température, la salinité, les conditions d'oxydoréduction, la présence de matière organique dissoute et particulaire ou encore par la présence de minéraux) (**Salomons et Förstner, 1980, 1984 ; Le Goff et Bonnomet, 2004 ; Benoit, 2005 ; Devallois, 2009 ; et Audry, 2003**). Les éléments traces qui sont renfermés dans la matrice cristalline des minéraux sont moins biodisponibles que ceux d'adsorption sur des particules ou associés aux carbonates et à la matière organique (**Audry, 2003 ; Le Goff et Bonnomet, 2004 et Benoit 2005**).

Les seuils de toxicité peuvent être très variables suivant les formes espèces (les formes organiques des métaux sont plus toxiques que les formes inorganiques correspondantes) (**Blunden, 1986**). De plus, la quantité de ligands disponibles et la coexistence de plusieurs métaux peut engendrer une toxicité supérieure à celle de chaque métal séparé (**Mijno, 2007**), c'est phénomène de synergie. Ces métaux peuvent agir en se liant à divers ligands et inhibent des groupes fonctionnels de molécules tels que les enzymes. Ils peuvent aussi engendrer la substitution des métaux essentiels. Les métaux s'accumulent dans les organismes tout au long de la chaîne alimentaire. Ils peuvent atteindre des concentrations menaçant la survie de certaines populations naturelles et présenter des dangers pour la santé humaine (**Liehr et al., 2005**). **Wood (1974 ; in Förstner et Wittmann, 1979)** a classé différents métaux et métalloïdes en fonction de leur toxicité (action chez l'organisme vivant) et leur disponibilité dans l'environnement (**Tableau 4**).

Tableau 4: Classification des métaux et des métalloïdes en fonction de leur toxicité et de leurs disponibilité (Wood, 1974 ; in Förstner et Wittmann, 1979)

Pas toxiques			Toxique, mais peu solubles ou rares		Très toxiques et relativement disponibles		
Na	C	F	Ti	Ga	Be	As	Au
K	P	Li	Hf	La	Co	Se	Hg
Mg	Fe	Rb	Zr	Os	Ni	Te	Tl
Ca	S	Sr	W	Rh	Cu	-	Pb
H	Cl	Al	Nb	Ir	Zn	Ag	Sb
O	Br	Si	Ta	Ru	Sn	Cd	Bi
N	-	-	Re	Ba	-	Pt	-

2. Les sédiments

Les sédiments se forment dans les milieux aquatiques marins ou continentaux par les processus de sédimentation. Ce sont des dépôts composés de matériaux détritiques minéraux et organiques, qui proviennent de l'altération des roches préexistantes et de la précipitation de matières en suspension qui transitent dans la colonne d'eau. Ces dépôts sont transportés par les cours d'eau et/ou par le vent, pour finalement se déposer dans des bassins de sédimentation et former des roches sédimentaires (Michalet, 1998 ; Benoit, 2005 ; Lesven, 2008 ; Ramarosan, 2008 ; Scordia, 2008 ; Devallois, 2009 ; Loustau Cazalet, 2012 et Azzouz, 2014).

Les métaux traces introduits par les effluents directs industriels et urbains, les apports fluviaux et atmosphériques et lessivage vont s'accumuler dans les sédiments (Förstner & Wittmann, 1981). Ces sédiments vont constituer un filtre pour les polluants et deviennent des réservoirs pour de nombreux composés chimiques connus ou inconnus (Chapman et Long, 1983). Les sédiments en tant que compartiment important

de l'écosystème aquatique servent d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces ; écologiquement, ils joueraient le rôle d'une véritable source de contamination et vecteur des métaux vers les organismes aquatiques (**Pempkowiak et al., 1999**), ce qui rend leur impact sur les organismes vivants très important (**Power et Chapman, 1992 ; Luoma et Ho, 1993**).

Les sédiments sont constitués de grains solides, plus ou moins cimentés, formant un squelette autour duquel subsistent des pores : ce sont des milieux poreux au sens des mécaniciens des fluides. Ces vides peuvent être occupés par de l'eau, de l'air ou d'autres fluides (**Devallois, 2009**).

L'espace entre les particules sédimentaires est occupé par l'eau interstitielle. Cette dernière représente une fraction importante du sédiment qui est d'autant plus importante que les sédiments sont fins, soit entre 20 et 50 % du volume des sédiments (**Förstner, 1987 ; Campy et Meybeck, 1995**).

Selon leurs origines, les sédiments peuvent être allochtones autochtones (**Ramade, 1998**) et sont caractérisés essentiellement par leur granulométrie et leur composition chimique et minéralogique.

2.1. Granulométrie

La granulométrie est une technique de classification des particules sédimentaires en fonction de leur taille, elle nous renseigne sur la texture du matériau mais également sur les processus de transport responsables de la formation de ces sédiments (**Boulvain, 2011(a)**). La composition granulométrique reflète la répartition quantitative des éléments solides du sédiment en fonction de la taille des particules, indépendamment de leur nature minéralogique et leur composition chimique (**Loustaun Cazalet, 2012**). La distribution granulométrique d'un sédiment et sa texture peuvent varier très fortement en fonction des faciès géologiques constituant les régions géographiques étudiées, de la nature minéralogique des faciès géologiques et des processus d'altération des roches et de transport des particules. La texture d'un sédiment peut être obtenue grâce au diagramme triangulaire proposé par **Shepard (1954)** suivant la proportion relative de fraction sableuse, limoneuse et argileuse (**Figure 2**).

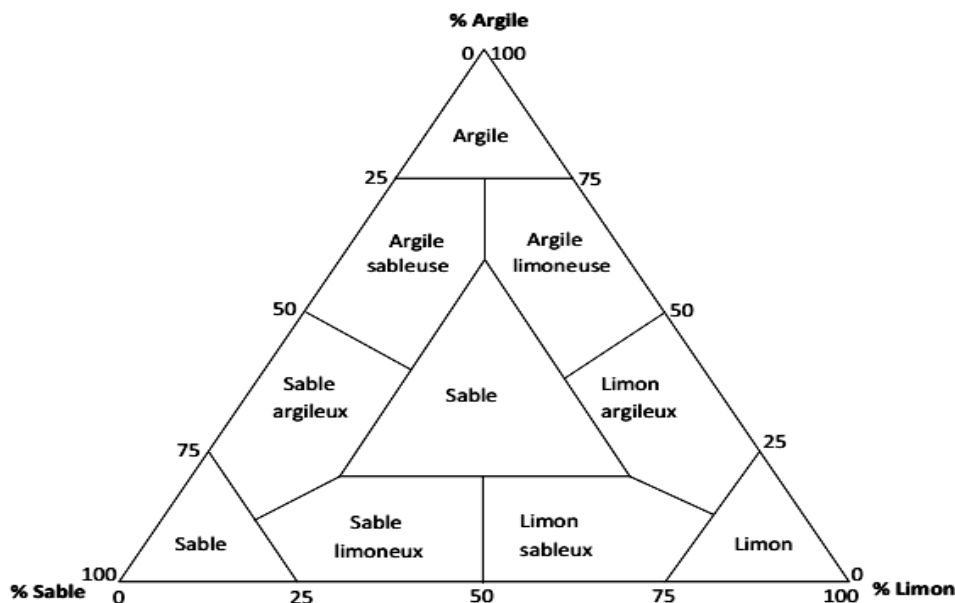


Figure 2: Diagramme triangulaire de classification des sédiments détritiques en fonction de leur texture (Shepard, 1954).

Les sédiments sont classés en fonction de leur taille en 3 grandes catégories selon (Wentworth, 1922) :

- Les **rudites** regroupent les particules de taille $> 2\text{mm}$;
- Les **sables** correspondent aux particules de taille comprise entre 2mm et $63\mu\text{m}$;
- Les **pélites** forment l'ensemble des particules de taille $< 63\mu\text{m}$. Les pélites sont généralement subdivisées en **silts** (silt) ou limons, de taille comprise entre $63\mu\text{m}$ et $2\mu\text{m}$, et les **argiles**, de taille $< 2\mu\text{m}$.

D'autre part, **Bellair et Pomerol (1977)** ont proposé une classification qui se base sur la cohésion des grains solides (**Tableau 5**) :

- Les particules de taille supérieure à $63\mu\text{m}$ dit non cohésives sont principalement constituées de sable et de matériel inorganique silicaté. Leurs surfaces de contact sont peu importantes et donc sont peu associées aux contaminants. Cette classe est composée des graviers ($> 2\text{mm}$) et des sables (entre $63\mu\text{m}$ et 2mm).
- Les particules d'une taille inférieure à $63\mu\text{m}$ sont dites cohésives. Elles sont formées de minéraux argileux (entre $0,2$ et $2\mu\text{m}$) et de silt (entre $2\mu\text{m}$ et $63\mu\text{m}$). Cette

fraction fine peut également contenir de la matière organique. Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leur surface de contact est importante ; ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis à vis des contaminants métalliques (Geffard, 2001). Au niveau microscopique, ce sont les propriétés électrostatiques des petites particules qui sont à l'origine de la cohésion (Ternat, 2007).

Les particules dont la taille est comprise entre 1 nm et 1 à 10 µm sont des colloïdes (Sigg et al., 2001). Elles sont suffisamment petites pour que l'action de la pesanteur soit très limitée sur leur comportement, mais suffisamment grandes pour les distinguer d'une molécule en solution (Citeau, 2004). Près de 80 % des matériaux transportés par les rivières et les nappes se trouvent sous forme de particules en suspension, dont une part importante sous forme colloïdale (Van Der Lee, 1997).

Tableau 5: Classification des sédiments en fonction de leur taille granulométrique (d'après Chamley, 1988).

Classe	Taille granulométrique	Dénomination	Remarques
Rudites	> 2mm	Bloc > 250 mm Gros cailloux > 63 mm Petits cailloux > 20 mm Graviers > 4 mm	
Arénites	0, 63 µm - 2mm	Sables très grossiers >1,125 mm Sable grossier >0,63 mm Sable moyen >0, 315 mm Sable fin > 0, 125 m Sable très fin > 0,63 µm	Faible cohésion et surfaces de contact peu importantes entre les particules
Lutites	< 0,63 µm Silts > 5 µm Argiles < 2 µm	Silts grossiers >40µm Silts moyenne >20µm Silts fines >10µm Silts très fines >5 µm	Forte cohésion et surface de contact importante entre les particules Particules de charge négative Présence de matière organique

2.2. La composition du sédiment

D'une manière générale, la matrice solide des sédiments est constituée par un assemblage de particules très hétérogènes constituées de matériaux détritiques inorganiques et organiques (**Power et Chapman, 1992**).

a) Les particules organiques

Les particules organiques sont très importantes dans les milieux aquatiques, elles occupent un très petit volume du sédiment et se composent de débris et de restes organiques d'origine végétale et animale provenant du milieu continental ou du milieu marin (**Benoit, 2005**). Les particules organiques sont caractérisées par le carbone organique, qui peut être à l'état colloïdal ou particulaire (**Sposito, 1989**) et à l'état de carbone organique dissous (**Bonnet, 2000**) ; ces particules organiques sont constituées de macromolécules polymérisées hétérogènes ; elles possèdent des sites hydrophiles et hydrophobes favorisant l'adsorption de la matière organique sur la surface des particules minérales argileuses ainsi que la formation des complexes organométalliques. De ce qui fait, cette matière organique joue un rôle primordial dans la mobilité et la biodisponibilité de certains contaminants dans le sédiment (**Burton, 1992 (b) ; Leguille, 1992 ; Santschi et al., 1999 ; Bonnet, 2000 et Geffard, 2001**). Cette matière organique (notamment les acides humiques) peut rester piégée dans la phase solide par son adsorption par les argiles ou les oxydes, ce qui abaisse la mobilité des métaux associés (**Calace et al., 2001 ; Lions, 2004 ; Shen, 1999**). Le pouvoir de rétention des particules organiques vis-à-vis des métaux augmente au cours du temps ; en effet, leur structure devient plus complexe et leur poids moléculaire augmente, ce qui entraîne une diminution de leur mobilité. Ainsi, les métaux restent plus facilement retenus (**Calace et al., 2001 ; Chabroullet, 2007**).

b) Les particules inorganiques

Les particules inorganiques proviennent soit du bassin versant par les différents modes de transport du matériel sédimentaire érodé soit du milieu aquatique in situ par la précipitation de minéraux et substances néoformés. Les principales particules inorganiques présentes dans le sédiment des milieux aquatiques sont :

1) Minéraux primaires

Les minéraux primaires proviennent de la roche-mère et leurs caractéristiques physiques et chimiques sont fonction des périodes et phénomènes d'altération et des processus pédogéniques auxquels ils ont été soumis. Généralement, les formes minérales primaires ne participent pas à la plupart des phénomènes d'adsorption (**Bolt et Bruggenwa, 1978**).

2) Oxydes et hydroxydes

Lors d'une altération des minéraux cristallins primaires ou d'une hydrolyse de certains minéraux argileux, il en résulte la formation directe des hydroxydes (**Sposito, 1989**). L'efficacité et les préférences des bactéries à utiliser les oxydes métalliques dépendent de la structure cristalline des oxydes (**Bonneville, 2005 ; Bonneville et al., 2004 ; Hyacinthe et al., 2006 ; Post, 1999**). Au sein du sédiment, les oxydes métalliques peuvent exister sous forme amorphe très réactive ou sous forme cristalline moins réactive (**Ferro, 2003 ; Devallois, 2009 et Poitevin, 2012**). Leur formation est contrôlée par les conditions d'oxydoréduction ainsi que par le pH du milieu (**Dubé, 1997**).

Plusieurs types d'hydroxydes sont présents dans les sédiments, notamment les oxydes de fer, de manganèse, d'aluminium, de silice et de titane, mais les plus importants et les plus abondants sont ceux du fer (Fe) et du manganèse (Mn) (**Sposito, 1989; Kabata-Pendias et Pendias, 1991**). Les oxydes de fer et de manganèse en présence de la matière organique, peuvent être considérés comme le facteur dominant de la bio géochimie des métaux dans les systèmes aquatiques (**Tessier et al., 1996**) (**Figure 3**).

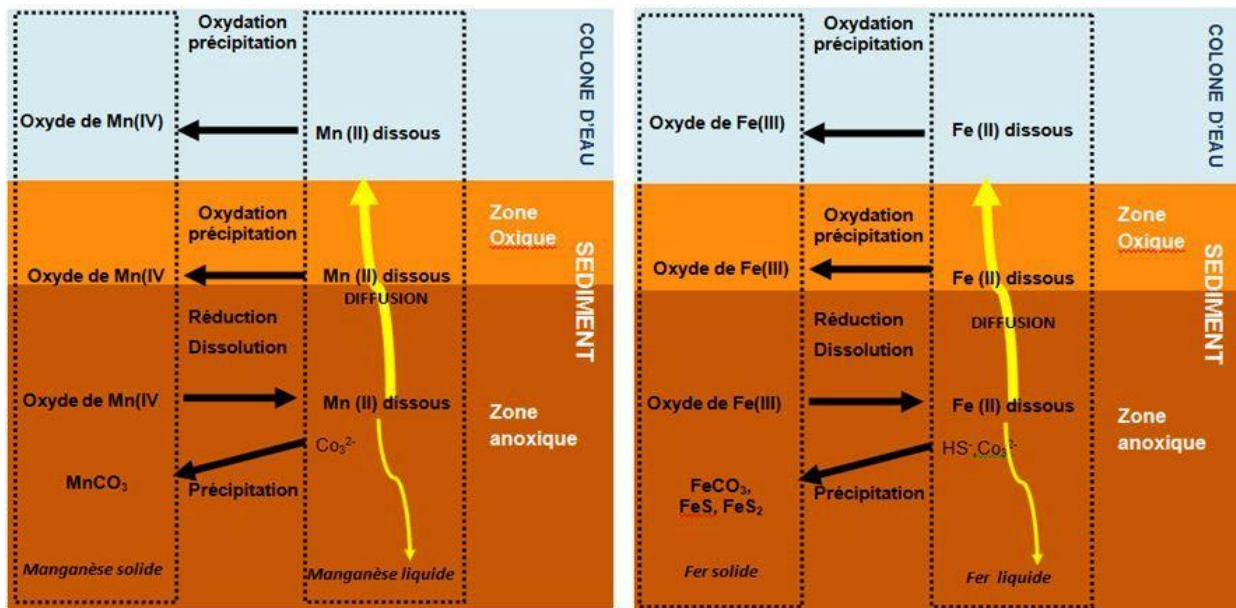
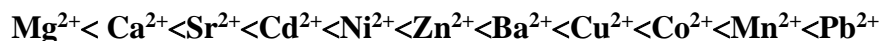


Figure 3: Comportement du fer et manganèse dans la zone sédimentaire des cours d'eau (Devallois, 2009)

Les hydroxydes et oxydes les plus couramment rencontrés sont la gibbsite ($\text{Al}(\text{OH})_3$), la goethite (FeOOH), la Ferrihydrite ($5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$), l'hématite (Fe_2O_3), la pyrolusite et la birnessite (MnO_2) (Stephens, 2001 ; Sigg *et al.*, 2006 et Remon, 2006).

Le comportement du fer et du manganèse dans le sédiment suit tout un cycle où se succèdent différents processus de réduction/oxydation, diffusion et/ou précipitation/dissolution. En l'absence d'oxygène et de nitrates, le fer et le manganèse réduits dans la zone suboxique vont se libérer sous forme ionique dissoute Fe (II) et Mn (II) dans l'eau interstitielle. Ils peuvent soit diffuser vers les couches supérieures oxiques pour se réoxyder, soit précipiter (Forstner et Wittmann, 1981). Ces deux métaux peuvent se précipiter sous forme de carbonates ou de sulfures. Le manganèse précipite sous forme de sels de carbonates MnCO_3 (rhodochrosite), le fer précipite sous forme de sels de carbonates FeCO_3 (sidérite) (Boust *et al.*, 1999). Cette précipitation peut permettre la coprécipitation d'autres métaux par leur piégeage à l'intérieur des mailles cristallines (Remon, 2006). Cette cristallisation peut avoir lieu sous l'influence de microorganismes de genres différents tels que *Thiobacillum* ou encore *Metallogenium* (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Une séquence d'affinité d'adsorption des cations métalliques sur les hydroxydes de manganèse a été identifiée (**Pretorius and Linder, 2001 ; Tonkin et al., 2004 et Devallois, 2009**) :



Cette séquence est similaire à celle des oxydes de fer, à l'exception de Mn^{2+} , Co^{2+} , Ba^{2+} qui s'adsorbent plus fortement sur les oxydes de manganèse (**Tonkin et al., 2004 et Devallois, 2009**).

3) *Minéraux argileux*

Les argiles sont les minéraux dont le diamètre moyen est inférieur à $2\mu\text{m}$ (**Eslinger et Peaver, 1988**). Les argiles ont une structure cristalline et résultent de l'altération des roches et elles sont à l'origine de l'altération par l'eau des autres silicates, mis à part le quartz. Les argiles sont de la famille des phyllo silicates (silicates en feuillets) et des phyllo silicates hydratés de petite taille et elles sont très fréquentes dans les roches sédimentaires (**Brahic et al., 1999 ; Ibn Ghazala, 2009**). On peut distinguer différentes familles d'argile (kaolinite, illite, vermiculite, chlorite, smectite, ...) au niveau desquelles diverses substitutions isomorphiques peuvent s'opérer (**Sposito, 1984**).

Les argiles sont regroupées en deux types structuraux selon la combinaison et le nombre de couches tétraédriques et octaédriques (**Kabata-Pendias et Pendias, 1991**). Les feuillets élémentaires de la kaolinite sont constitués d'une couche tétraédrique et d'une couche octaédrique ; les illites et les smectites (ou montmorillonites) sont composées de feuillets superposés de type tétraédrique-octaédrique-tétraédrique. Chaque particule d'argile est caractérisée par des charges permanentes qui entraînent la formation de complexes de sphères externes de faible force de liaison et des complexes de sphères internes avec des énergies de liaisons fortes (**Citeau, 2004**). La surface spécifique importante des argiles associées à la charge électrique de surface forme un contact important qui attribue aux argiles une forte réactivité vis-à-vis des métaux (**Remon, 2006 et Devallois, 2009**).

❖ **La silice et les aluminosilicates**

La silice et les aluminosilicates sont présents en abondance dans les milieux naturels (ils représentent près de 90 % du poids de la croûte terrestre) à l'état cristallin (quartz, opale, stishovite, cristobalite) ou amorphe. Dans les sédiments, ce sont principalement ces formes minérales qui dominent : le quartz (SiO_2), le K-Feldspath (KAlSi_3O_8) et l'albite ($\text{NaAlSi}_3\text{O}_8$) (**Blanchard, 2000 ; Sigg et al., 2001**).

Les phénomènes de rétention des cations métalliques sont moins marqués, puisque la silice et les aluminosilicates possèdent une surface spécifique nettement plus faible que celle des argiles ou des oxydes métalliques. La fixation des cations métalliques au niveau des groupements hydroxyles de surface se produit par adsorption physique ou chimique (**Blanchard, 2000 et Devallois, 2009**).

❖ **Les carbonates**

Les carbonates sont exogènes et se présentent dans la nature selon différents niveaux de cristallisation ; la calcite (CaCO_3) et la dolomie ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) sont les minéraux carbonatés les plus abondants (**Dubé, 1997**). Les minéraux qui peuvent être présents dans le sédiment sont : la calcite (CaCO_3), l'aragonite (CaCO_3), la sidérite (FeCO_3), la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) et la rhodochrosite (MnCO_3) (**Sigg et al., 2001, Loustau Cazalet, 2012**).

Les réactions de dégradation de la matière organique contribuent à la production de CO_2 qui va intervenir dans les différentes réactions de dissolution/précipitation qui contrôlent le carbone, notamment celui inorganique dans le milieu aquatique.

Les réactions de dégradation de la matière organique, ainsi que la présence de certaines espèces de carbonates dissoutes (notamment HCO_3^- , CO_3^{2-}) produites par la dissolution des carbonates solides vont contrôler en partie la valeur du pH au sein de la colonne sédimentaire (**Schneider et al., 2000**). Le pH alcalin et la surface des particules carbonatées favorisent les phénomènes de rétention des ions métalliques tels que la précipitation, la coprécipitation, l'absorption et l'adsorption (**Alloway, 1995**). En milieu faiblement basique, les ions métalliques sont stables sous forme de carbonates et d'hydroxy carbonates (**Loustau Cazalet, 2012**).

❖ Sulfures

Les sulfures se situent dans les sédiments anoxiques, l'essentiel du soufre dans le sédiment est inorganique et il se trouve sous forme amorphe (la mackinawite et la greigite) qui peuvent évoluer essentiellement en pyrite et marcasite (FeS_2) (Panfili, 2004, Devallois, 2009). Le soufre inorganique dans les sédiments oxiques se trouve en majorité sous la forme d'ions sulfate SO_4^{2-} (Lions, 2004).

Les sulfures sont produits lors de la dégradation bactérienne de la matière organique en milieu totalement anoxique par les bactéries « sulfato-réductrices » qui réduisent les sulfates en sulfure d'hydrogène (H_2S) ou du soufre inorganique dans le sédiment relativement profond (Alloway, 1995 et Hansen et al., 1996 ; Morse et Wang, 1997 ; Wilkin et Barnes, 1997 a ; Kribi, 2005 et Loustau Cazalet, 2012). Les ions sulfures vont jouer un rôle primordial dans le piégeage des métaux divalents (Cd, Ni, Zn, Cu, Pb) (Alloway, 1995 ; Hansen et al., 1996 ; Sibley et al., 1996 ; De Witt et al., 1996) par la précipitation de minéraux sulfureux. Malgré la prédominance des sulfures de fer (FeS) dans les sédiments, le fer a une faible affinité pour les ions sulfures par rapport aux autres métaux (Di Toro et al., 1990). Lors de leurs précipitations, certains métaux (Co, Ni) vont être coprécipités avec le monosulfure de fer (Alloway, 1995).

3. La mobilité des métaux dans le sédiment

Le stock actuel des métaux traces dans le sédiment résulte de l'héritage du fond géochimique et des différents apports anthropiques postérieurs (Robert et Juste, 1999). Dès l'introduction des métaux traces dans le sédiment, ils vont s'associer aux différents constituants du sédiment sous différentes formes chimiques (Berthelin et Bourrelrier, 1998). Les processus de diagénèse sont complexes et variés et sont globalement dominés par deux phénomènes physiques (Billon et al., 2010) :

- **La compaction** sous l'effet de la pression de la charge sédimentaire. Ce processus physique contribue à mettre les grains du sédiment en contact par la réduction de la porosité.
- **La cimentation** qui est un processus chimique responsable de la transformation du sédiment en roche : certains minéraux, en état de sursaturation dans les eaux

interstitielles, peuvent précipiter et ainsi contribuer à souder les particules entre elles agissant comme une sorte de « colle ».

Le sédiment est une matrice complexe où il existe de nombreux échanges, particulièrement entre la phase particulaire et la phase dissoute (Wen et Allen 1999). Ces processus qui influencent les formes chimiques des contaminants, notamment les métaux, leurs dynamiques et leurs mobilités dans le sédiment sont contrôlés par des facteurs physiques, chimiques et biologiques (la distribution granulométrique, le pH, la salinité, la matière organique, les conditions redox ...) (Chapman et al., 1998 ; Förstner et Wittmann, 1979 ; Burgess et Scott, 1992 ; Lau et Chu, 1999 ; Filipek-Mazur et al., 2001 ; Tsadilas, 2001 ; Bonnet, 2000 ; Geffard 2001) (Figure 4)

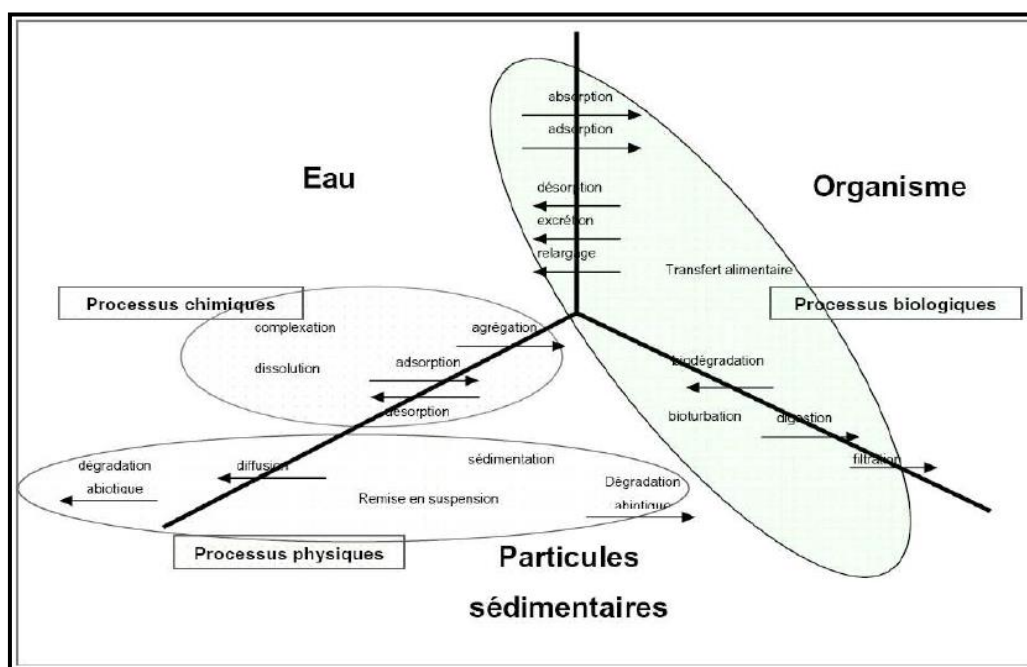


Figure 4: Principaux processus contrôlant le cycle des contaminants dans le milieu aquatique (d'après Förstner, 1989 et Bonnet, 2000 ; in Benoit, 2005).

3.1. Les paramètres physico-chimiques influençant la mobilité des métaux

a) Oxydoréduction

(Loustau Cazalet, 2012), la solubilité des espèces métalliques est en relation directe avec une diminution du potentiel redox, ce qui engendre une augmentation des conditions réductrices d'un milieu et vice versa (Blanchard, 2000). La matière

organique et l'activité bactérienne ont un rôle important dans les réactions d'oxydoréduction. Les différentes séquences de ces réactions sont observées verticalement dans la colonne sédimentaire suite à la dégradation progressive de la matière organique (**Figure 5**). L'oxydation de cette dernière se fait par la réduction d'espèces chimiques (agents d'oxydation) à tour de rôle dans l'ordre suivant : le dioxygène dissous, le nitrate, les hydroxydes de fer et de manganèse et finalement les ions sulfate (**Lesven, 2008 et Billon et al., 2010**).



Figure 5: Schéma de minéralisation du carbone organique dans les sédiments par l'activité bactérienne (**Lesven, 2008**).

Les différentes séquences de réactions d'oxydo-réduction se réalisent dans deux zones différentes du sédiment : la zone d'oxydation et la zone de réduction.

Dans un premier lieu et à partir des premiers mm ou cm du sédiment, nous avons la couche d'oxydation dans laquelle tous les processus d'oxydation en milieu oxygène ont lieu avec la consommation d'oxygène dissous : oxydation de la matière organique et autres (**Benoit, 2005**).

Dans un second lieu, dès que le besoin en oxygène dissous se fait sentir par son épuisement, les processus de réduction ont lieu pour l'oxydation de la matière organique et autres, en utilisant l'ion nitrate, les oxydes et hydroxydes de manganèse et de fer et enfin l'ion sulfate comme accepteurs d'électron (**Figure 5**).

b) Le pH

Le pH est un des paramètres clés pour la mobilité des ions métalliques dans les systèmes aquatiques (McLaughlin, et al., 2000, Devallois, 2009). Dans le cas d'un pH acide, les protons H^+ se trouvent en grande quantité, ils proviennent majoritairement de la respiration végétale et microbienne, ainsi que de l'oxydation des sulfures, ceci va engendrer la diminution de l'adsorption des métaux. La concentration des métaux sous forme ionique augmente, ce qui va induire la mobilité et le relargage des métaux, augmentant ainsi leur biodisponibilité et leur toxicité (Förstner et Wittmann, 1979). A pH basique, la dénitrification entraîne la diminution des H^+ (Meyer et al., 1994), ils sont consommés par l'hydrolyse des minéraux altérables. Les cations se fixent sur les sites de surface OH, il y a augmentation de l'adsorption des cations et diminution de celle des anions par manque de charges positives de surface (Deneux-Mustin et al., 2003 ; Blanchard, 2000 ; Lions, 2004 ; Devallois, 2009). Les mesures du pH dans les sédiments marins et continentaux non contaminés indiquent des valeurs qui se situent entre 6 et 8 (Berner, 1981 in Panfili, 2004). Le pH des sédiments peut devenir très acide, dans le cas d'une forte contamination par des apports anthropiques spécifique (Panfili, 2004) (Figure 6).

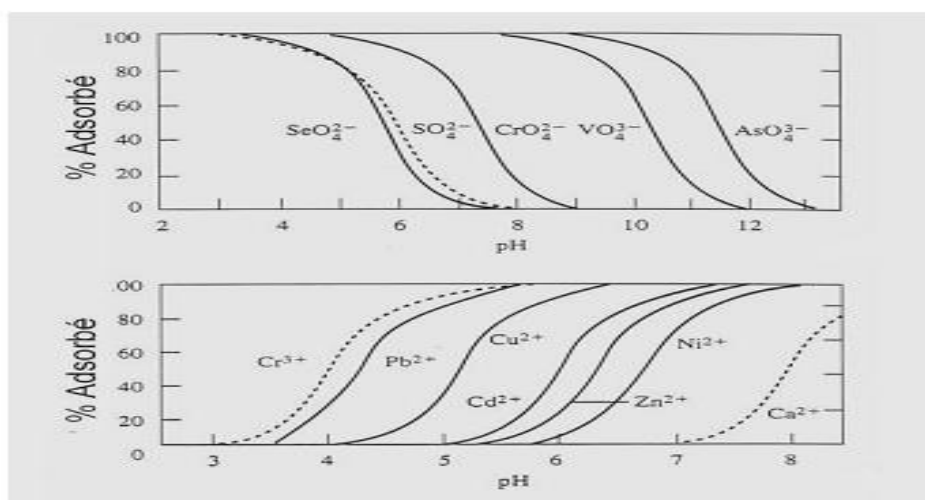


Figure 6: Fraction de métaux adsorbés (cations et anions) sur une surface d'hydroxyde de fer (III) en fonction du pH (Sigg et al., 2001).

c) La température

Les études faites par Serpaud et al. (1994) ont montré que la température a un effet négligeable sur la capacité d'adsorption des métaux sur les sédiments entre 10 et

30°C. Une augmentation de la température entre 30 et 40°C entraînera la diminution de l'adsorption des métaux, surtout dans le cas de Cu, Zn et Cd. Cette diminution est due au caractère exothermique du phénomène d'adsorption (**Weber, 1972**). Aucun effet n'est signalé de la température à l'intervalle (10 - 40°C) pour la précipitation du plomb sur les sédiments (**Tableau 6**). Par ailleurs, la température influe sur l'activité des organismes susceptibles de catalyser différentes réactions redox, tels que *Thiobacillus* : à 32°C son activité est optimum et à la température de 5°C, il y'a une inhibition de son activité (**Evangelou, 1995 et Achard, 2013**).

Tableau 6: Effet de la température sur l'adsorption de Cu, Cd, Zn et Pb (**Serpaud et al., 1994**)

Température (C°)	% du métal adsorbé			
	Cu	Cd	Zn	Pb
10	79,0	85,5	89,7	99,1
20	77,0	83,5	84,4	99,3
30	73,3	80,1	77,9	99,3
40	67,4	64,0	61,2	99,3

3.2. Les principaux processus intervenant dans la mobilité des métaux traces

Le terme **sorption** désigne tout processus à l'interface conduisant à un changement de phase (solide - liquide) du soluté ou à la transformation d'une surface de par la présence du soluté ou de son environnement (**Sigg et al., 2001**). D'une manière générale, la sorption peut être définie comme la réaction faisant intervenir un ion en solution avec un groupe fonctionnel à la surface d'un solide (**Audry, 2003**). Les différents processus de sorption sont les suivants :

a) Adsorption/désorption

L'adsorption peut être définie comme l'accumulation d'une substance ou d'un matériau à l'interface d'une surface solide et d'une solution. La désorption est le processus inverse. L'adsorption et la désorption peuvent être des phénomènes **physiques** ou **chimiques** (**Bourg, 1988-a ; Bourg, 1988-b**).

1) Approche physique : adsorption en sphère externe (non spécifique) :

L'approche physique ou non spécifique fait appel à des interactions de type électrostatique uniquement, **indépendantes du pH**. Les cations métalliques se fixent en sphère externe, en surface des sites acides de la matière organique ainsi qu'en surface de la charge négative permanente des argiles de type montmorillonite (**Joubert, 2008 et Achard, 2013**). Bien que l'adsorption physique ait un caractère non spécifique de l'échange ionique, il existe une certaine sélectivité en fonction de deux facteurs : la valence du cation et son rayon hydraté ; l'interface d'une surface solide montre plus d'affinités pour des ions qui sont plus fortement chargés et de faible rayon d'hydratation (**Achard, 2013 ; Harrison et Mora, 1996 ; Sigg et al., 2001**). Selon **Marcos (2001)**, à valence égale, ce sont les cations les plus volumineux qui seront fixés préférentiellement en sphère externe : Pb^{2+} (0,132 nm) > Hg^{2+} (0,11 nm) > Cd^{2+} (0,097 nm) > Zn^{2+} (0,074 nm).

Ce type de liaisons est plus faible que les liaisons covalentes ; ainsi les cations attachés à ce type de liaison sont plus facilement remis en solution (**Krauskopf et Bird, 1995**).

2) Approche chimique : adsorption en sphère interne :

L'adsorption chimique correspond à la formation de liaisons partiellement covalentes (des liaisons hydrogènes) avec la surface de la matrice (**Lions, 2004 ; Loustau Cazalet, 2012 et Achard, 2013**). Cette liaison n'est possible qu'entre des éléments ayant une configuration électronique adaptée, c'est pour cette raison qu'elle est appelée adsorption spécifique (**Sigg et al., 2001**). Les éléments métalliques peuvent se fixer en sphère interne, en particulier à la surface des oxydes de fer, d'aluminium ou de manganèse, des matières organiques ou des argiles de type kaolinite (**Joubert, 2008**). Le modèle de **complexation de surface** prend en compte l'effet du pH sur l'équilibre d'adsorption/ désorption et sur la charge de surface (**Joubert, 2008 ; Loustau Cazalet, 2012**). **L'augmentation du pH** induit une compétition entre protons et cations métalliques pour l'occupation des sites de surface qui devient moins forte et l'équilibre est déplacé en faveur de l'adsorption des cations métalliques. A l'inverse, la présence de protons dans la solution perturbe l'adsorption des cations métalliques par le solide et les polluants métalliques qui étaient adsorbés

sont solubilisés. L'adsorption étant un phénomène réversible, les métaux fixés peuvent être remobilisés, il faut noter que, plus le temps de contact est long plus la rétention entre le sorbat et le sorbant est intense (complexation de surface), il en résulte que la désorption est plus difficile (Lions, 2004)

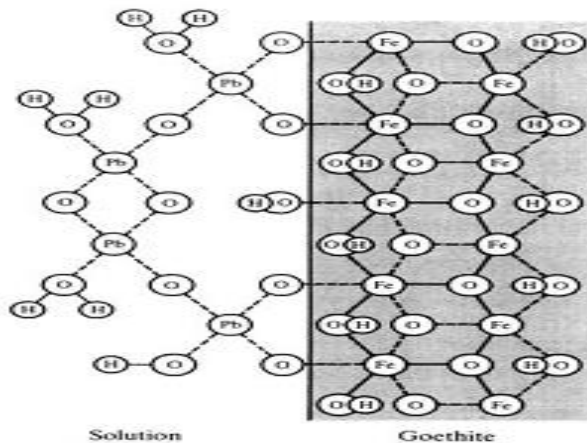


Figure 7: Exemple de l'adsorption du Pb sur la goethite. Complexes de surface multi nucléaires de la liaison du Pb sur la goethite par deux complexes de sphère interne (Krauskopf et Bird, 1995).

b) Précipitation et coprécipitation

En général, les réactions de précipitation/coprécipitation font partie des principaux processus de rétention/fixation des éléments métalliques dans la phase solide (Sposito, 1989 et Loustau Cazalet, 2012).

Dans les systèmes aquatiques naturels, tant que la concentration dissoute des métaux est inférieure au produit de solubilité K_s , c'est l'équilibre d'adsorption/désorption qui contrôle leur solubilité. Au-delà, ce sont les processus de précipitation/dissolution qui interviennent (Joubert, 2008) (Figure 8).

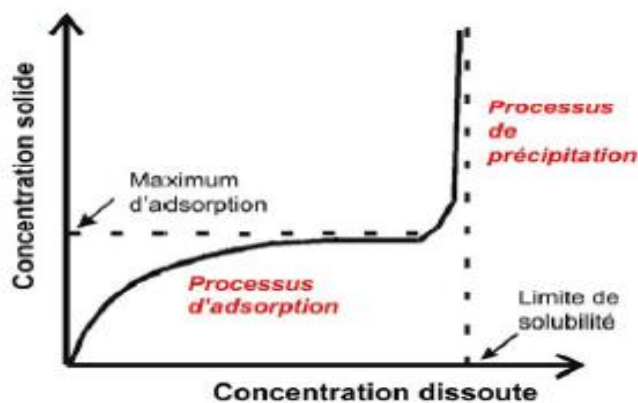


Figure 8: Les processus de précipitation/dissolution (Joubert, 2008)

Le phénomène de précipitation de surface intervient lorsque la concentration en espèces complexées à la surface d'un minéral devient suffisamment importante (**Dzombak et Morel, 1990**). Dans les milieux aquatiques, les métaux sont susceptibles de précipiter sous forme de carbonates, d'oxydes, d'hydroxydes, de phosphates ou en encore de sulfures, dans le cas où la surface de cette phase minérale hôte a un réseau cristallin compatible avec l'élément (**Joubert, 2008**). Par exemple, le Cadmium peut précipiter en otavite (CdCO_3) à pH élevé et en CdS en conditions réductrices (**Hiemstra et al., 1989**)

La co-précipitation peut être définie comme la précipitation simultanée de deux espèces chimiques conjointement (**Alloway, 1995 ; Krauskopf et Bird, 1995 ; Joubert, 2008**). Comme exemple, lors de la précipitation des alumino-silicates, il peut y avoir incorporation de Zn dans ses structures à la place d'Al. Aussi, le Plomb peut précipiter dans les oxydes de Mn, les illites, les smectites (**Sposito, 1989**).

Ce phénomène de co-précipitation est très important pour les métaux à l'état de trace dans la colonne sédimentaire. En effet, les métaux à l'état de trace peuvent être co-précipités sans atteindre la concentration de saturation nécessaire. Il engendre une compétition entre les métaux ou l'élément substituant doit avoir la taille et la valence comparable à ceux de l'élément remplacé (**Delmas-Gadras, 2000**).

c) Absorption

Contrairement à l'adsorption qui est un phénomène de surface, l'absorption est un phénomène de volume. C'est l'incorporation de l'espèce soluble à l'intérieur d'un minéral par diffusion (**Krauskopf et Bird, 1995**).

CHAPITRE II : LES ASPECTS : GEOLOGIQUE, HYDRIQUE ET CLIMATIQUE DES SITES ETUDIES

1. La Baie d'Alger

La zone méditerranéenne a été classée par le PNUE comme l'une des cinq régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves (Boudouresque, 1996). La mer Méditerranée est soumise à un problème important de pollution dû à l'accroissement des apports anthropogéniques côtiers des pays riverains en voie d'industrialisation (Salomon, 2003 ; Houma et al., 2005(a) ; Lambert et al., 1981). La Baie d'Alger est une région qui reçoit quotidiennement des flux de pollution de différents types. Ces eaux usées sont chargées de matières organiques, matières en suspension, détergents et des huiles lubrifiantes générant des pollutions organiques et chimiques. Cette situation est aggravée par l'absence de traitement des eaux.

1.1. Situation géographique et description

Le plateau continental algérien est plus étroit, plus incliné et change de pente moins profondément que le profil mondial (Rosfelder, 1954). La bordure continentale d'Alger est une zone à relief peu important constitué par la plaine de la Mitidja délimitée à l'Ouest par le massif d'Alger (le massif de Bouzaréah) et à l'Est par Cap Matifou (Figure 9).

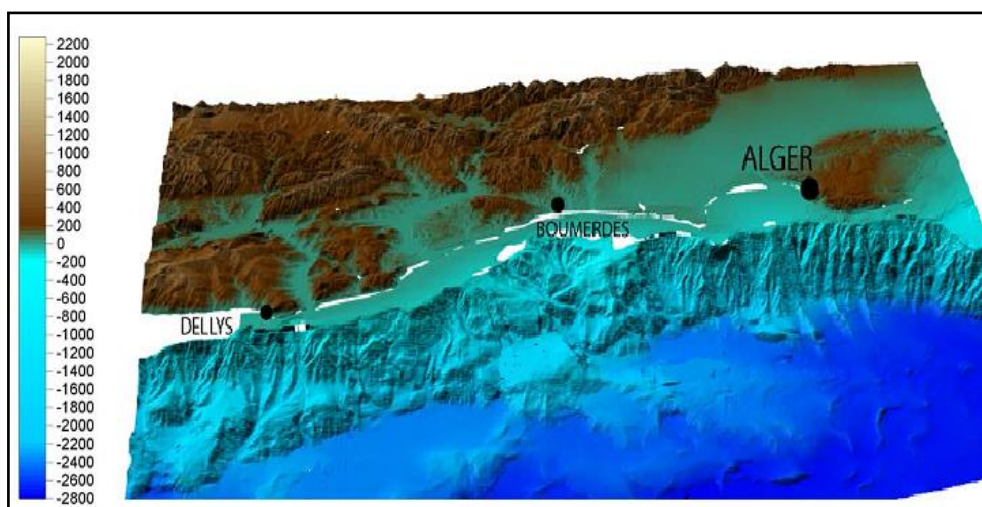


Figure 9: Le plateau continental de la Baie d'Alger (Domzig, 2006)

La morphologie de la côte se conforme à la distribution des unités géologiques continentales. En effet, entre les marges étroites du massif d'Alger et du Cap Matifou, le plateau continental se développe pour former la Baie d'Alger (**Maouche, 1987**). Cette baie semi-circulaire est d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km². Elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée avec une longitude Est 03°.14'.50 à 03°.00'.40 et une latitude nord 36°.49'.35 à 36°.49'.50.

Le plateau continental est très étroit mais s'élargit au centre de la baie. Ce dernier ne dépasse pas l'isobathe 120 m. En effet, l'isobathe 50 m est à 4,1 Km de la côte, celui de 100 m est à 7,6 Km quant à celui 1000 m il ne se trouve qu'à 12,1 Km de la côte (**Bachari et al., 2011**) (**Figure 11**).

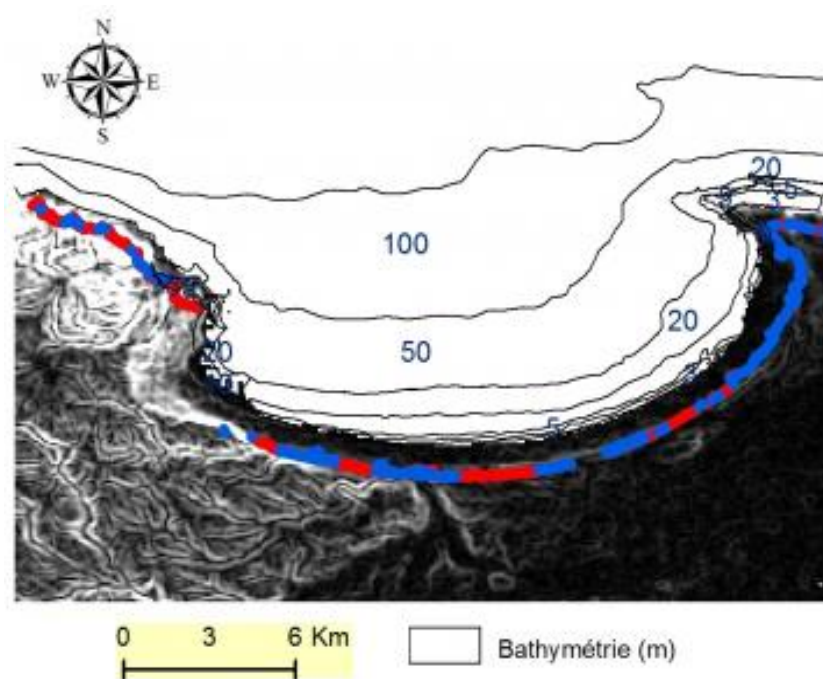


Figure 10: La carte bathymétrique de la Baie d'Alger (**Rabehi et al., 2018**)

1.2. Facteurs hydrodynamiques principaux

a) La houle

En l'absence de courants permanents pour mettre en suspension et transporter les matériaux grossiers, les courants induits par les houles au large de la côte de la baie d'Alger sont presque les seuls à agir de façon active sur la sédimentation (**Caulet, 1972**). Ces houles jouent un rôle très important notamment dans le transport, la dispersion des apports terrigènes fins des oueds El Harrach et Hamiz, et également

des polluants issus de l'ensemble de l'agglomération algéroise et des villes côtières de la baie (**Bakalem, 2004**).

Au niveau de la baie d'Alger, les houles suivent le régime saisonnier des vents (**Leclaire, 1972**). En hiver, les houles sont de direction W-NW (300°). Le déferlement s'étend jusqu'aux fonds de -10 m, c'est à dire principalement les fonds sableux de la baie ; en été, elles sont de direction N-NE (20°- 40) (**Leclaire, 1972 ; Caulet, 1972 ; Benzohra, 1993 ; Belkessa et al., 2008 et LEM, 1998**).

b) Les courants

Le bassin méditerranéen, caractérisé par un climat chaud et sec, provoque une évaporation très importante et constitue le moteur de la circulation thermo haline des masses d'eau. La configuration du détroit de Gibraltar, d'une profondeur de 320 m, ne permet que l'entrée d'eaux superficielles de l'Atlantique à l'intérieur du bassin méditerranéen (**Millot, 1999**). Ces eaux d'origine atlantique se dirigent vers l'Est avec une vitesse d'ordre de 0,5 à 1 m/s et créent dans la plupart des baies des contre courants littoraux vers l'Ouest (**Benzohra, 1993**). La topographie de la région engendre des instabilités du courant, qui se traduisent par une importante activité à méso échelle, avec formation de structures hydrodynamiques qui se déplacent dans le temps et dans l'espace et influencent toute la circulation dans la Méditerranéenne occidentale (**Millot, 1987 et Boulahdid et al., 2003**).

Concernant la circulation des eaux dans la baie, selon **Grovel (1961)** et **Leclaire (1963, 1972)**, le courant algérien génère un contre-courant ou une dérive littorale dans la baie tournant dans le sens des aiguilles d'une montre, à une vitesse moyenne en surface de l'ordre de 0,3 km/h (**LEM, 1998**) avec un maximum en décembre et un minimum en juillet-août où les vents d'Est sont dominants (**Gaumer, 1981**). Cette circulation des eaux dans la baie peut affecter toute la colonne d'eau et observer la remontée d'eaux profondes en plein centre de la baie (**Boulahdid et al., 2003**). Ce phénomène contribue au renouvellement des eaux de la baie avec exportation de la pollution dissoute.

La circulation des eaux de surface est gouvernée par les vents dominants. Ainsi, en hiver, les vents dominants sont de secteurs W-SW et de secteur NE sont dominants en été ; les vents de secteurs S-SE, moins fréquents, sont surtout observés en automne et en hiver. Les vents agissent directement sur la circulation des eaux superficielles et ainsi indirectement sur le transport, la dispersion des apports terrigènes fins et des éléments polluants (Taleb, 1970 ; Leclaire, 1972 ; Caulet, 1972 ; Maouche, 1987 et Seridji, 1989).

c) Salinité

Les valeurs minimales de la salinité sont constatées en hiver avec des valeurs oscillant entre 36.20 à 36.75 psu, avec les plus faibles valeurs à proximité immédiate des embouchures d'oueds lors des périodes de crues de 32.30 psu. Une augmentation de la salinité est enregistrée au printemps (36.60- 37.18 psu) qui est dû au réchauffement saisonnier des eaux de la baie (Samson Kechacha, 1981 ; Maouche, 1987). Bien que l'été soit la saison la plus chaude, les valeurs de la salinité prélevées pendant cette saison sont plus basses (36.95 à 36.8 psu) que celles du printemps, selon Samson-Kechacha (1981). Cela est dû à la remontée d'eaux plus profondes engendrée par le déplacement des eaux superficielles vers le large sous l'effet des vents d'Est. Enfin, en automne les salinités sont entre 37 à 37.25 psu au niveau des eaux de surfaces de la baie et entre 36 à 36.6 psu pour les eaux de fond (Bakalem, 2008).

1.3. Conditions bioclimatiques

a) Température

Selon les données météorologiques de la station de Dar El Beida pour la période (1974-2005), on distingue deux périodes de la variation de la température moyenne : **une période froide** qui s'étale du mois de novembre au mois d'avril avec des températures moyennes inférieures à 10°C. Le mois le plus froid est le mois de février (5.2°C). **La période chaude**, débute au mois de mai jusqu'au mois d'octobre avec une température moyenne supérieure à 18°C, le mois le plus chaud c'est août (32.5°C) (Louati, 2015).

b) La pluviométrie

Le climat d'Alger est caractéristique d'un climat de type méditerranéen. Les hivers sont très doux, les étés sont chauds. Les données des précipitations totales obtenues de l'ANRH pour la période (1951-2010) montrent que la période pluvieuse s'étend d'octobre à mars avec des précipitations moyennes entre 73,31 et 122,24 mm. Cette période est marquée par des inondations dont les plus importantes ont été enregistrées en 1957 (précipitation totale du mois d'octobre = 423,6 mm) et en 2001 au mois de novembre (précipitation totale = 202,3 mm) ou le total pluviométrique sur la période du 9 au 11 novembre est de 209 mm (Yahiaoui, 2012). Sur les quatre mois les plus chauds, de juin à septembre, Alger connaît une période de sécheresse (3,93 à 13,96 mm) (Tableau 7). Concernant les précipitations annuelles exceptionnelles, le maximum sur cette période a été observé en 1957 où le plus fort cumul annuel a été de 1265,4 mm (Figure 11).

Tableau 7: Précipitation moyenne pour la période (1951-2010) (source ANRH, station de Bir Mourad Raïs (Code 020509))

Période (1951-2010)	Sept	Oct	Nov	Dec	Janv	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Annuel
Précipitation moyenne (mm)	29,09	72,35	114,01	<u>122,24</u>	100,11	84,32	73,31	66,76	44,48	13,96	<u>3,93</u>	8,54	733,10

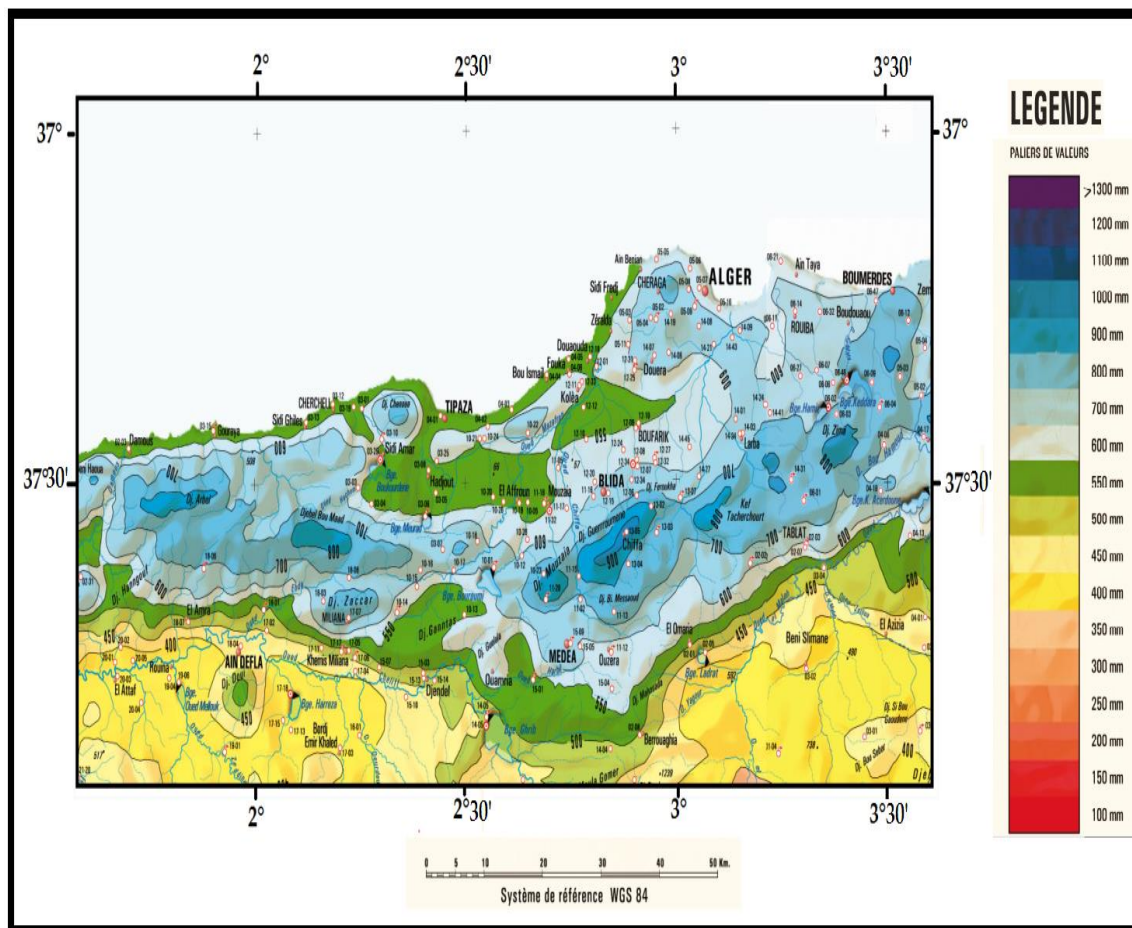


Figure 11: Carte pluviométrique de la Baie d'Alger (source : extrait de la cartede pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(b))

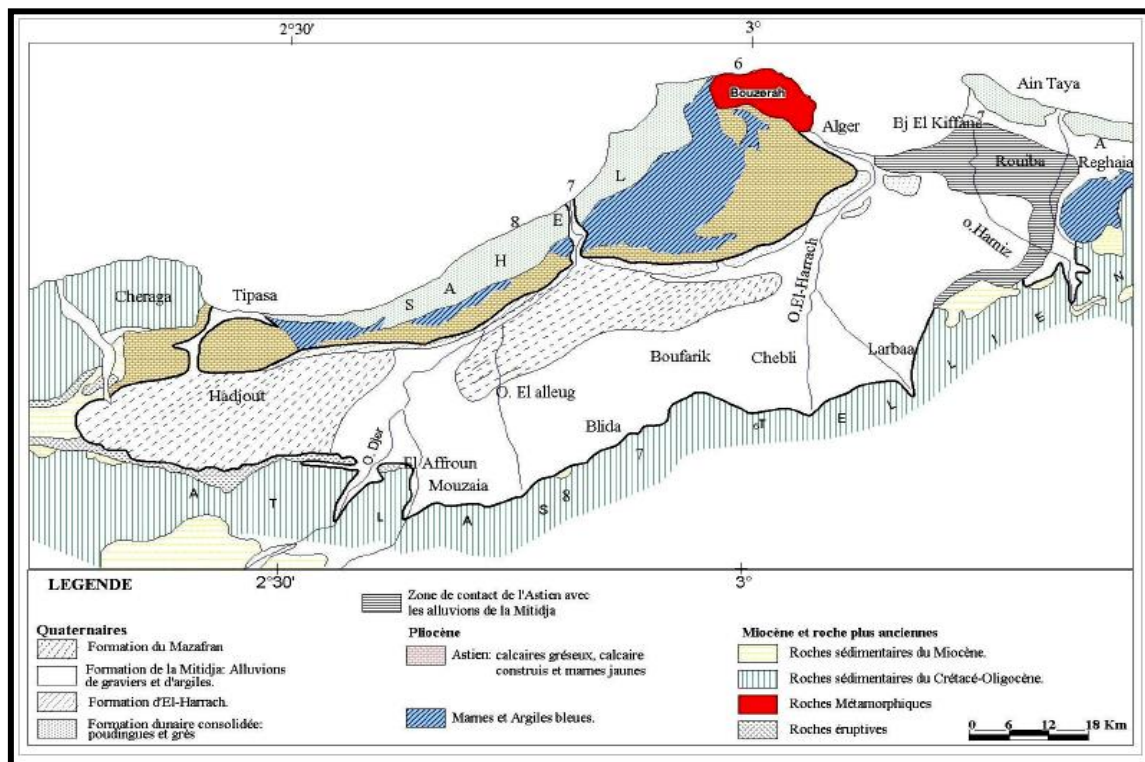


Figure 12: Carte géologique de la région d'Alger (Source : Carte géologique d'Alger Nord 1/500.000, dressée par Cornet et al (1952) in (Louati, 2015).

1.4. Géologie et sédimentologie

a) Plan géologique

Du point de vue géologique, le secteur d'étude concerne l'extrémité orientale de la plaine de la Mitidja qui est une zone de subsidence. Cette dernière a donné naissance à une sédimentation active dont les éléments proviennent des reliefs de l'Atlas blidéen. A la fin du pliocène et au quaternaire, deux réservoirs aquifères se sont individualisés. Il s'agit de l'Astien formé par des calcaires et des grès d'origine continentale et le quaternaire alluvial constitué essentiellement de galets et de graviers. Ces deux réservoirs sont séparés dans toute la plaine par des marnes jaunes semi-perméables de la formation d'El Harrach, sauf au niveau de la poche de Rouiba où les deux aquifères sont en contact. Ces deux aquifères reposent sur un substratum imperméable, généralement constitué par les marnes grises et bleues du Plaisancien (**Djoudar et Toubal., 2008**) (**Figure 12**)

b) Les apports sédimentaires

Les premières approximations des taux de sédimentation sur la marge continentale algérienne ont donné des valeurs comprises entre 0.03 et 1 mm/an ; la plate-forme continentale, quant à elle, présente une sédimentation typique composée de sables et de boues (**Leclaire, 1972**). Selon **Maouche (1987)**, la baie d'Alger est caractérisée par trois faciès sédimentaires : un faciès sableux qui se compose des sables fins d'origine terrigène, des sables moyens occupent une bande étroite parallèle au rivage et des sables grossiers qui sont prédominants dans le secteur. Ce faciès se limite à la bordure littorale entre 10 et 35 m de profondeur (**Figure 3**).

Le faciès carbonaté recouvre la bordure Ouest à des profondeurs entre 35 et 50 m et représente de 30 à 50% du sédiment total. En fin, le faciès pélitique occupe la partie centrale et septentrionale de la baie avec 75 à 95%. Ce faciès représente 10 % du sédiment à 10m de profondeur. Ce pourcentage peut atteindre plus de 50 % à 25 m (35m de profondeur au droit des oueds) et à 30m (50 m de profondeur au droit des oueds). Cette fraction pélitique augmente à 75 % et peut approcher les 95 % (**LEM, 1998**).



Figure 13: Nature du fond de la baie d'Alger (Maouche, 1987)

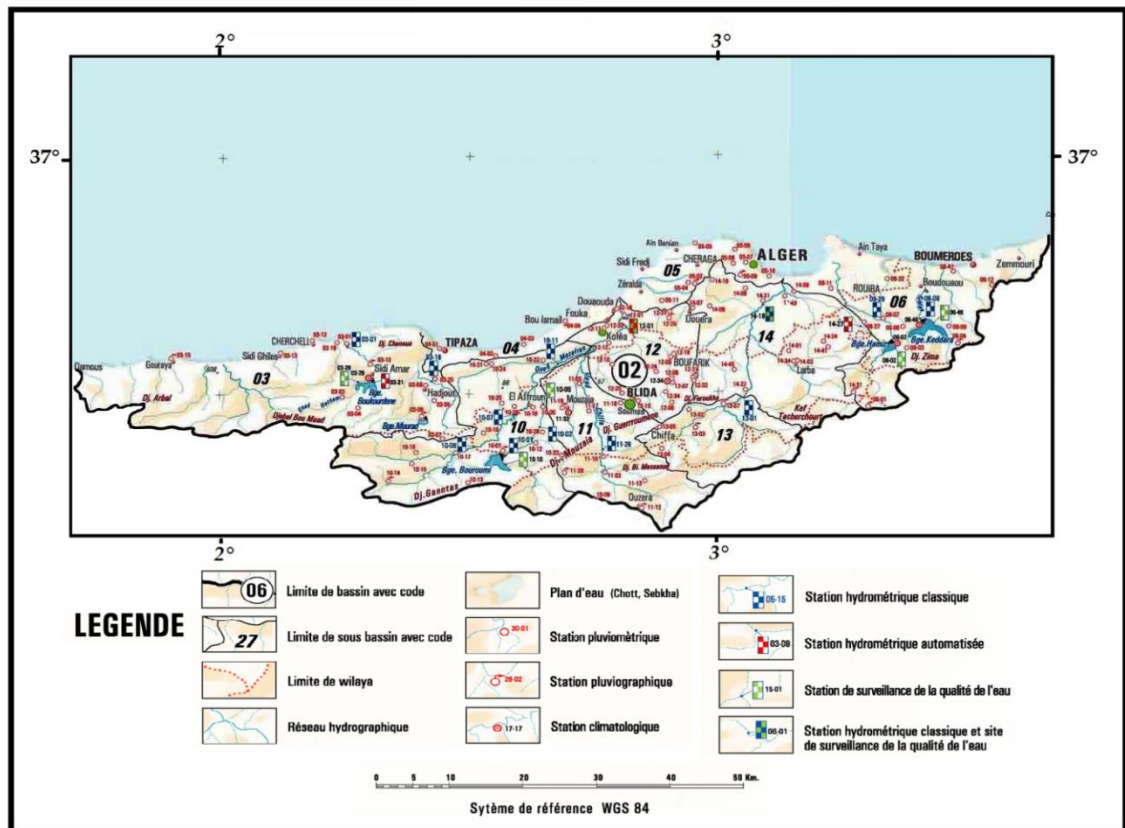


Figure 14: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant d'Alger (extrait de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(a))

1.5. Hydrologie Du Bassin Versant

La baie d'Alger est située au niveau du bassin versant du Côtier-Algérois. Elle s'étend sur une superficie de 3 886 km² (source : <http://www.abhahs.org>). Les principaux Oueds qui s'y déversent sont Oued El Harrach dans le secteur centre et Oued Hamiz dans le secteur Est.

Le Bassin Versant d'Oued El-Harrach couvre une superficie de 1250 km² et s'étend du Nord au Sud sur 53 km et de l'Est en Ouest sur 31 km. L'Oued El Harrach prend naissance au Nord de l'Atlas Blidéen et se jette dans la baie d'Alger après un parcours d'environ 67km. Pendant ce parcours, environ 10 km en amont d'Hamam Melouane, l'Oued Lakhra et l'Oued El Maktaa rejoignent l'Oued El Harrach. En traversant la plaine de la Mitidja, l'Oued El Harrach reçoit en rive droite l'Oued Djemaa, puis, environ 3 km avant l'embouchure en mer, il reçoit l'Oued Smar. L'Oued Ouchaïah rejoint l'Oued El Harrach à environ 1 km en amont de l'embouchure. L'Oued El Harrach est un cours d'eau récepteur des communes et quartiers urbains fortement peuplés et urbanisés (El Harrach, Kouba, Birkhadem, Baraki ...). Il sert principalement de collecteur d'eaux usées et il est canalisé sur une longue distance, à l'intérieur de la ville (**Aroua et Berezowska-Azzag, 2009**). Selon les données des deux stations hydrométriques de l'Oued Smar et Baraki, les valeurs de débits inter annuelles mesurées pendant la période 1983-2005 sont de 5,37 m³/s en période sèche et de 3000m³/s en temps de crue. L'Oued El Harrach s'alimente des apports pluviométriques, des apports de ses confluent, des eaux usées urbaines et industrielles, des ruissellements et de l'eau de mer refoulée ; ces eaux vont s'infiltrer dans les nappes phréatiques à faible profondeur de la vallée inférieure d'Oued El Harrach (**Aroua et Berezowska-Azzag, 2009 et Louati, 2015**) (**Figure14**).

Situé au nord-est de la plaine de la Mitidja, le bassin versant de l'oued El Hamiz a une superficie de 160 km². Il présente une forme allongée et son embouchure se situe près du cap Matifou. L'oued El Hamiz est alimenté à l'aval par deux affluents intermittents : l'oued Boureah, qui reçoit les eaux usées d'une partie conséquente de la commune de Rouiba (secteurs Haouch Rouiba et Ben Choubane, Ouest de la zone industrielle) et l'oued El Biar, alimenté par les eaux usées et les eaux pluviales du secteur Est de la zone industrielle de Rouiba-Réghaia.

L'analyse des débits journaliers maxima de la station hydrométrique de Hamiz (période 1981-2011) présente pour une période de retour de 10 ans, un débit estimé à 163m³/s (Nezzal et al., 2015).

1.6. Activité urbaine

Alger est une ville très urbanisée, elle compte environ 2 millions et demi d'habitants en 2008 (Egis Eau / IAU-IDF / BRGM, 2013). La population algéroise se concentre le long du linéaire côtier, notamment celui de la baie d'Alger. La majorité des unités industrielles sont implantées au niveau du port d'Alger, Oued Samar, Rouiba et Réghaia. La plaine de la Mitidja est une zone agricole importante où l'agriculture est intensive avec une grande utilisation d'engrais chimiques. Toutes les eaux usées domestiques, agricoles et industrielles du bassin versant sont drainées et acheminées directement vers la baie d'Alger par le biais des Oueds El Hamiz et El Harrach et les réseaux d'assainissement.

Il existe au niveau de la baie d'Alger 70 points de rejet dont 26 se jettent directement dans le port d'Alger. Parmi les zones de rejets les plus importants (**Figure 18**), citons Hussein Dey où les rejets sont principalement de type domestique, Oued El Harrach qui reçoit des rejets urbains, industriels et agricoles de la plaine Metidja et la zone industrielle Oued Samar, Bordj El Kiffan qui se situe à l'Est d'Alger, ce secteur connaît un développement industriel (les zones industrielles Rouiba et Reghaia) et urbain. Enfin, Oued El Hamiz les rejets dus à l'activité industrielle et urbaine sont peu importants par rapport aux autres sites (Bachari Houma, 2009).

2. Lac El Mellah

Les milieux lagunaires sont définis comme des écosystèmes peu profonds, reliés à la mer par une ou plusieurs admissions restreintes (Pinot, 1998). Le mélange des eaux marines et continentales fait de ces plans d'eau des systèmes uniques avec un grand intérêt à la fois biologique et socio-économique (Benmarce, 2012). Lac El Mellah, seule lagune littorale de toute la côte algérienne, alors qu'elle est comprise dans le zonage actuel du PNEK comme zone de réserve intégrale est avec les sites d'El Kala classé comme espace de conservation prioritaire (Grimes, 2002(a), Grimes, 2002(b)). La production piscicole dans ce milieu est basée sur la production du maillon primaire indirectement et puis celui du secondaire. Ce dernier constitue souvent une source de nourriture non négligeable pour plusieurs espèces de poissons exploitée dans lac El Mellah. Les fréquentes concentrations urbaines sur leurs berges concourent à en faire un réceptacle de nombreux polluants rejetés avec les eaux usées (domestiques et/ou industrielles), à l'origine de nuisances aux organismes aquatiques (Kemp et Spotila, 1997) et peuvent être à l'origine de la disparition de certaines espèces, entraînant ainsi le dysfonctionnement de la chaîne trophique (Gold, 2002).

2.1. Situation géographique et description

Lac El Mellah se situe à l'extrême Nord-Est de l'Algérie. Située à 36°53' N et 08°20' E entre les caps Rosa et Roux près de la frontière algéro-tunisienne, elle est d'une superficie d'environ 837 ha et d'une profondeur maximale de 6 mètres (Morgan, 1982). C'est un bassin paralytique communiquant avec la mer par un chenal long et étroit. A l'ouest d'El Kala, il fait partie d'un ensemble de dépression, dont certaines restent endorhiques (Guelorget et al., 1989). Le lac El Mellah reçoit des eaux douces de plusieurs petits oueds : Oued El Mellah, Oued El Aroug qui se jette au Sud-Ouest du lac sous forme d'un delta et Oued Eriguibet qui se jette au Nord-Ouest (Boumezbeur, 2005).

La profondeur de la lagune varie suivant les différents secteurs ; à l'Ouest de l'étendue, les fonds sont en pente assez marquée et la profondeur croît rapidement vers le centre jusqu'à moins de 6 m. Dans la partie Est, sur près de 500 m la profondeur maximale est de 2 m, au-delà existe une rupture de pente jusqu'à une profondeur d'un peu plus de 5 m (Figure 15) (Guelorget et al., 1982).



Figure 15: Carte bathymétrique de Lac El Mellah (source :Chaoui et al., 2006)

2.2. Conditions bioclimatiques

Elle se situe dans l'étage bioclimatique Subhumide chaud qui est typiquement sud-méditerranéen avec une seule saison humide (octobre à février) et une saison sèche bien marquée (mai à septembre). Par ailleurs, les vents dominants sont des secteurs N à NO en toutes saisons.

a) La température

Elle est caractérisée par un hiver chaud avec un minimum observé a lieu en décembre avec 6°C et le maximum en août avec 39°C (Madoui, 2013). Les températures les plus basses sont enregistrées en altitude durant l'hiver, avec 5 à 6 mois de gelée blanche par an (Grimes, 2005).

Au niveau de la mer, les températures atteignent très rarement 0°C. Les mois les plus froids sont janvier et février tandis que juillet et août sont les plus chauds (Benyacoub, 1993).

La température moyenne de surface des eaux de la lagune varie de l'ordre de 10°C entre l'été (25°C) et l'hiver (15°C). Les eaux côtières superficielles sont relativement plus froides en hiver (13,9°C) que celles du large (14,7°C) (Semroud et al., 2004).

b) La pluviométrie

La région d'El Kala est soumise à un climat méditerranéen, elle bénéficie d'une forte pluviométrie qui fait d'elle une des régions les plus arrosées d'Algérie. Sa partie lacustre, bénéficie d'une forte pluviométrie avec des taux moyens annuels de 785mm et de 814,7mm enregistrés pendant 30 ans respectivement dans les stations météorologiques d'El Kala et de Ain El Assel. Ce climat est caractérisé par une saison pluvieuse qui débute en septembre et dure jusqu'à janvier avec un pic en décembre de 124,3mm (station météo d'El Kala et Ain El Assel) et de 113,6mm enregistré dans la station d'El Kala (**Djebar, 2003**) (**Figure 16**).

Les vents dominants sont ceux du Nord-Ouest, avec une vitesse moyenne variant de 3.3 à 4.8 m/s (**Madoui, 2013**). Ils apportent les précipitations les plus importantes venues de l'Atlantique. A l'opposé, le Sirocco souffle principalement en été venant du Sud-Est, assèche l'atmosphère et favorise, avec les températures élevées, les incendies de forêts (**Madoui, 2013**). Les valeurs moyennes annuelles de l'évapotranspiration réelle atteignent 481,8mm dans la station d'Ain El Assel et 488,8 mm dans la station d'El Kala (**Djebar, 2003**).

c) La salinité

La salinité de l'eau constitue la caractéristique hydro-chimique la plus originale du lac El Mellah (**Morgan, 1982**). Elle se caractérise par un gradient décroissant du nord au sud. Au centre du lac, elle varie entre 20 et 30 psu. Des valeurs peuvent atteindre 23 psu près du chenal et 19 psu au Sud près de l'embouchure d'oued. La salinité superficielle est variable selon les saisons. Le brassage des eaux provoqué par les vents contribue à l'augmentation de la quantité d'oxygène dissous, ainsi que la pénétration des eaux marines riches en oxygène dissous qui est situé entre 6.6 et 7.9 mg/l. Cette teneur diminue considérablement dans le reste du lac et notamment en profondeur (**Bakalem et al., 1981 ; Grimes, 2001**)

2.3. Géologie et sédimentologie

a) Le plan géologique

Au quaternaire, des mouvements transverses et des directions variables ont mis en place une série de dômes et de cuvettes. Cette néotectonique s'est prolongée jusqu'à la période actuelle (**De Belair, 1990**) (**Figure 17**).

Ces mouvements sont représentés essentiellement par des dépôts marins et fluviaux, mais on distingue les sables dunaires répartis en cordons parallèles de direction NO-SE. Ce sont les plages actuelles, les dunes littorales, sub-littorales et anciennes rassemblées sous la dénomination de sables dunaires, de sols de marécages généralement situés à l'exutoire des Oueds et dans le lac, d'alluvions laguneux-marins spécifiques à ce lac et de sols alluviaux des basses terrasses des Oueds. Et enfin, les argiles et les grès de Numidie (**Alleg, 1986 et Joleaud, 1936**).

b) Les apports sédimentaires

La nature des fonds marins dépend des apports sédimentaires d'origine marine (plancton, benthos, érosion côtière) ou/et terrigène (apports solides des oueds). Pour la région, la sédimentation est essentiellement d'origine marine (**Grimes, 2005**), selon **Draredja et al., 2013**, la granulométrie s'organise d'une façon concentrique allant des sables purs près des rives aux vases pures au centre (**Figure 18**) :

- Les apports fins ou la sédimentation fine sont d'origine planctonique (fonds de vases pures, ou à dominance pélitique) ;
- La sédimentation calcaire du type grossier (graviers) est surtout d'origine benthique (fonds de graviers grossiers ou fins, de sables grossiers).
- La sédimentation mixte : plancton et benthos, dans les zones du large à proximité du fonds rocheux ou des affleurements du substratum (fonds de graviers envasés, de vases graveleuses).

Les apports des oueds Er Rekibet, El Mellah et El Aroug se déversent dans le lac El Mellah en communication avec la mer par un étroit chenal (**Grimes, 2005**).

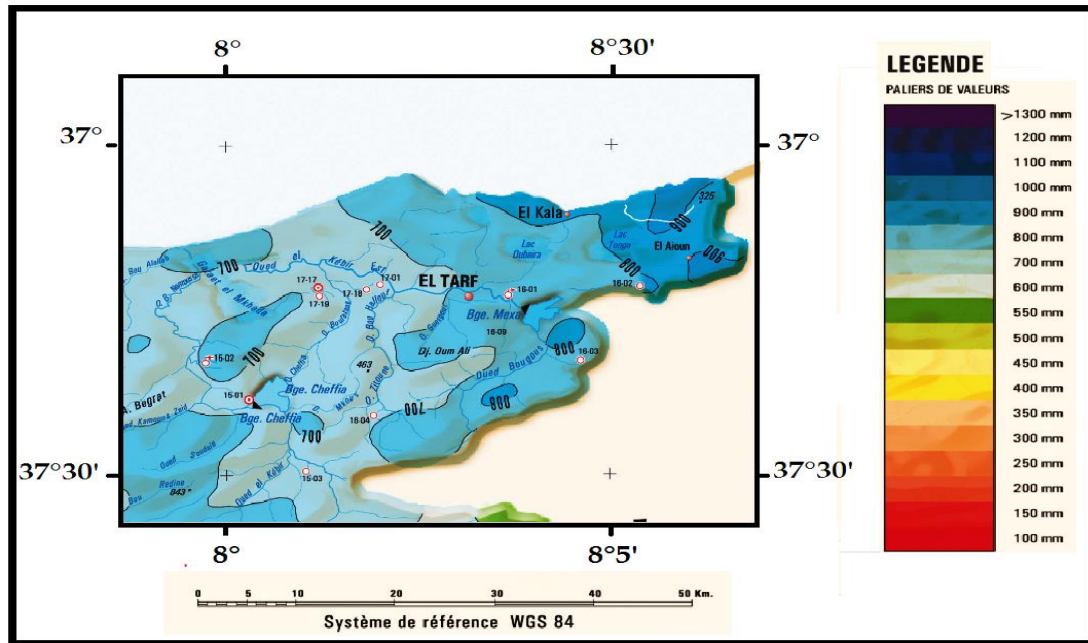


Figure 16: Carte pluviométrique Lac El Mellah (source : extrait de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))

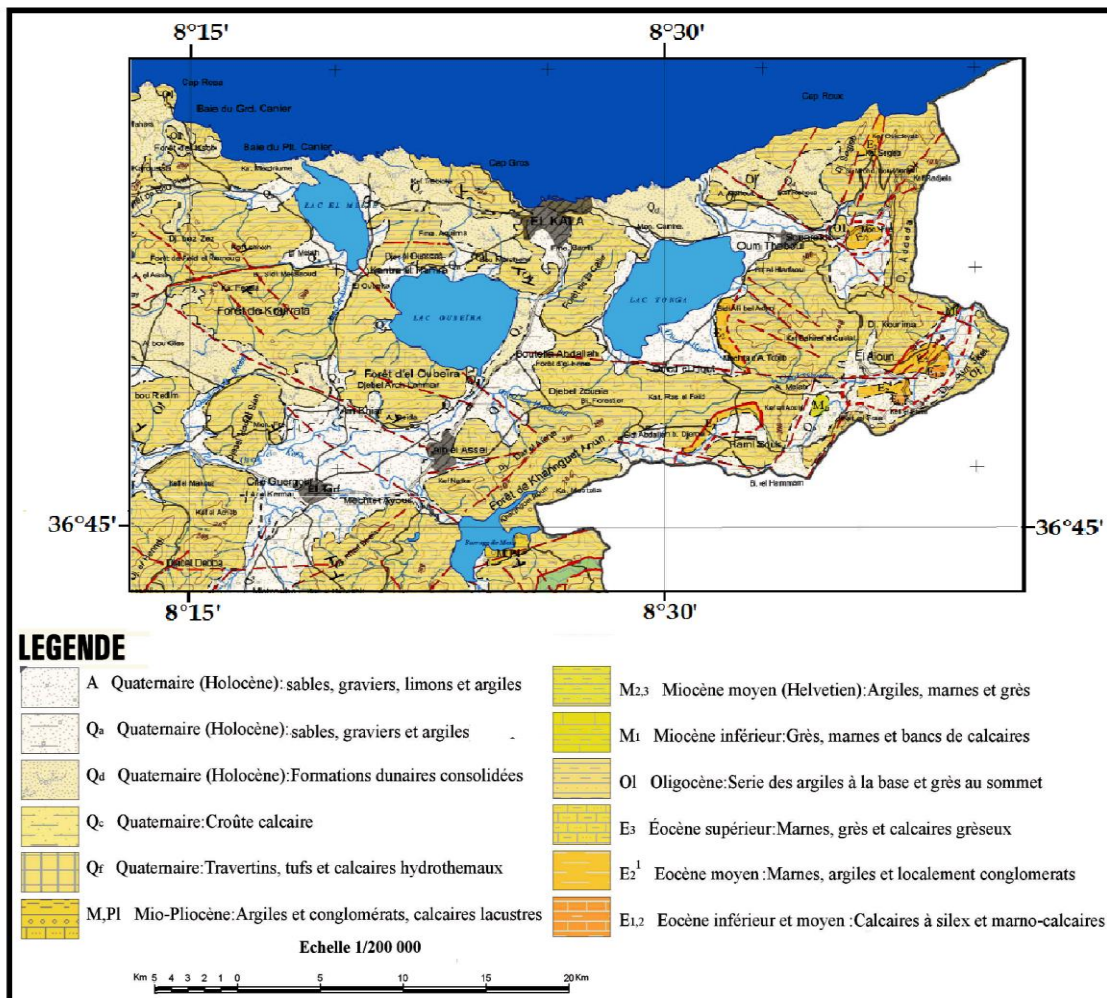


Figure 17: Carte géologique de Lac El Mellah (source extrait de la carte géologique interprétative (ANRH, 2008))

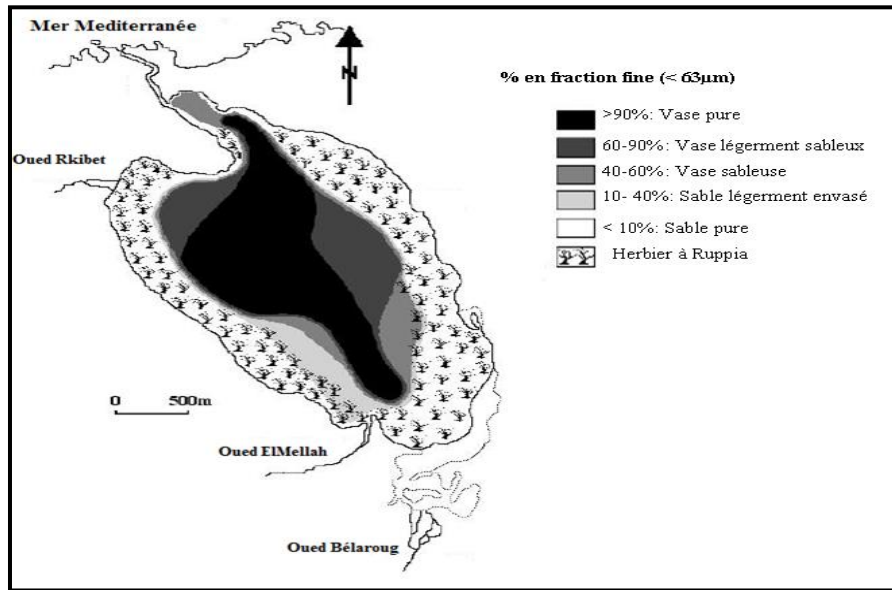


Figure 18: Nature du fond de Lac El Mellah. (Draredja et al., 2013)

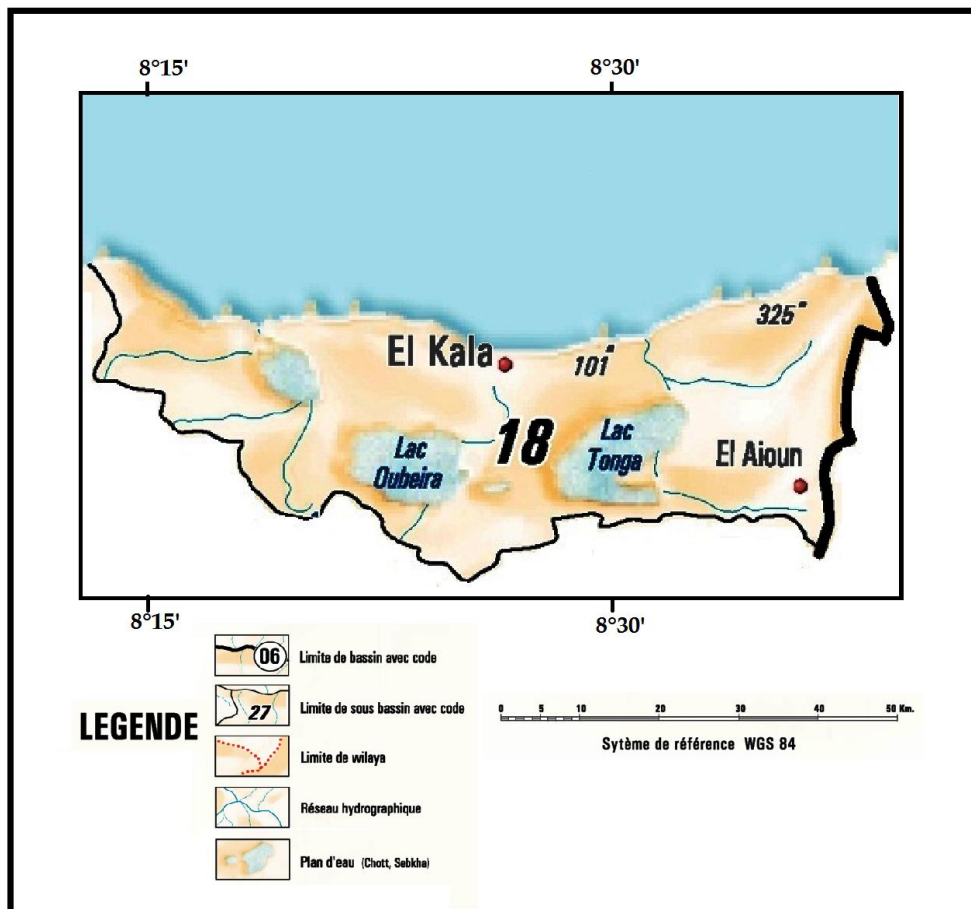


Figure 19: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant d'El Kala (extraite de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux. (ANRH, 2005(b))

2.4. Hydrologie Du Bassin Versant

Le lac El Mellah est l'un des rares bassins paraliques algériens (**Semroud, 1983**). Son bassin versant s'étend sur une superficie de 8250 ha, dont le plan d'eau représente le dixième de la surface totale (**Baba Ahmed, 2005, O.N.D.P.A., 2005**). Physiquement, il est limité à l'ouest par une suite de petits chaînons montagneux (Kef Karussa 247 m, Djebel El Koursi 329 m, Djebel Bez Zeze 309m, Kef Fegaia 325 m) (**Chekchaki, 2012**), aux formes allongées et sinueuses, dont les versants sont exposés au Nord-Est et sont entaillés par une multitude de talwegs, donnant naissance à deux principaux Oueds (R'kibet et El Mellah). La bordure du sous-bassin versant est peu étendue, contrée par la présence très rapprochée du bassin du lac Oubéira. Le bassin versant est subdivisé en trois sous bassins. Il s'agit de ceux des oueds R'kibet El Mellah et Bouaroug (**Figure 20**).

Le volume total du lac El Mellah est estimé à 23,6 millions de mètres cubes (**Messerer, 1999**). Le débit des entrées moyennes annuelles des eaux marines est évalué à 5,63 hm³/an, celui des sorties à 21,49 hm³/an (**O.N.D.P.A., 2005**). L'apport en eau du bassin versant ruisselant est de 21,8 hm³/an. Il fait partie d'un ensemble de dépression, dont certaines restent endorhiques, situé au cœur des terrains gréseux et argilo-gréseux oligocènes de la nappe numidienne. Le débouché du chenal en mer est caractérisé par un étranglement entaillé dans un substrat de grès coquillier. Outre les blocs de grès qui obstruent l'entrée du chenal, celui-ci s'ensable régulièrement sous l'effet des apports éoliens et du transit littoral qui apportent des feuilles de Posidonies qui s'y accumulent. A l'arrivée dans le bassin, le chenal se ramifie en plusieurs bras dont seul le bras central aboutit à la lagune. On peut évaluer le débit actuel moyen de ce chenal à environ 1 m³/s, ce qui est d'une extrême faiblesse vis-à-vis du volume d'eau de la lagune.

La lagune subit aussi l'influence simultanée de trois oueds : oued El Rekeibet, oued El Mellah et oued El Aroug ; ce dernier est relié au lac par l'intermédiaire d'un marécage. L'influence de ces oueds qui traversent des zones cultivées se traduit par des apports telluriques et hydriques importants, surtout en période hivernale (**Boudjellal et al., 1998**).

Le régime hydrologique du lac El Mellah est influencé, d'une part, par les mouvements de l'eau marine pénétrant par le chenal, les échanges entre le lac se faisant dans une lente rotation périphérique dans le sens des aiguilles d'une montre, en accord avec la direction des vents dominants, qu'ils soient du NO ou du SE (**Guelorget et al., 1989, Chekchaki, 2012**), d'autre part, par les apports directs d'eau douce lors des pluies et, enfin, les eaux drainées par les Oueds. En fin de parcours, les eaux de la lagune aboutissent au voisinage de la communication avec la mer dans une zone d'ombilic hydraulique où elles stagnent avant d'être progressivement évacuées par les courants de marée descendante (**Guelorget et al., 1984**).

2.5. Activité urbaine

La population humaine vivant aux alentours du site et dépendant de la Commune d'El Kala est de 420 habitants dans le village d'El Melha au Sud, et 280 habitants à Souk Riguibet à l'Ouest. La région, peu urbanisée, est occupée par une population très clairsemée dans des habitations identifiées par la présence de maisons en majorité de type traditionnel. Cette population vit principalement d'élevage bovin et caprin, et des cultures d'arachides. Les eaux usées des communes littorales d'El Tarf se déversent entièrement dans le complexe de zones humides dans les oueds (El Tarf, Berrihane, Echatt, Bouteldja) ou directement en mer au niveau de la commune d'El Kala. Les communes (El Tarf, Ain Assel, Ben M'Hidi, Echatt, El Kala, Souareck, Ramel Souk, Bouteldja) rejettent près de 6893 m³/j, soit un volume annuel de 2 515 945 m³. (**Boumezbeur, 2005**).

L'augmentation de la population dans les dernières décennies et l'intensification de l'agriculture sont à l'origine de la surexploitation de la nappe phréatique. Le déficit en eau que ce réservoir pourrait occasionner dans la région a été soulevé comme une menace importante pour les zones humides du Parc National (**Smart et Hollis, 1990**). L'abus d'utilisation d'engrais dans l'agriculture est une menace aussi bien pour les lacs côtiers que pour la qualité des eaux marines avoisinantes.

2.6. Importance écologique et économique

De nombreux auteurs (**Stevenson, 1988 ; Guelorget et al., 1983**) montrent que le cycle eau salée - eau douce auquel est soumis le lac El Mellah influe directement sur la répartition des organismes aquatiques, la composition de la flore

algale et la migration de la faune. Le lac recèle une diversité spécifique assez importante avec 200 espèces de phytoplancton identifiées (**Remita, 1999**) et 47 espèces de zooplancton (**Haridi, 1999**). Le gradient de salinité lui confère une grande richesse halieutique et limnologique.

Il est important pour l'alevinage des stocks considérables de poissons qui y vivent et s'y reproduisent. C'est ici que viennent grandir les jeunes anguilles avant de partir se reproduire dans les îles des Sargasses. Certaines activités aquacoles sont proposées par la **DPRH** (Direction de la Pêche et des Ressources Halieutiques) de la wilaya d'El Tarf, au niveau du lac El Mellah. Les activités ciblées sont l'élevage de bivalves (développement d'un parc à huîtres et à moules et une production de palourdes en semi-intensif) et l'élevage de crevettes. Cette lagune se caractérise par l'abondance des poissons (50 Kg/ha/an), principalement le Loup de mer *Dicentrarchus labrax*, la Sole commune *Sparus auratus*, la Saupe *Boops salpa*, le Marbré *Lithognathus mormyrus* et l'Anguille *Anguilla anguilla* (**Bougazelli et al., 1977**). Par ailleurs, de nombreuses autres espèces d'oiseaux, batraciens et reptiles fréquentent ce site pour l'abondance de la nourriture.

3. Barrage Fontaine des Gazelles

Le barrage Fontaine des Gazelles est une retenue d'eau destinée à l'irrigation des régions au nord de la ville de Biskra, qui se caractérise par la prédominance de l'activité agricole. Le déversement non contrôlé et directe des déchets solides et liquides par les populations humaines vivant aux alentours d'Oued El Hai qui alimente le barrage Fontaine des Gazelles peut affecter la qualité des eaux d'irrigation.

3.1. Situation géographique et description

Le barrage de la Fontaine des gazelles est situé à 37 Km de la ville de Biskra, très proche du village de la Fontaine des gazelles (latitude 35°07' N, longitude 5°38' E. Construit en 2000 sur oued El Hai (1660 km²) avec une capacité brute d'environ 55491000 m³ et un volume régularisable de 14000000 m³. Sa construction rentre dans le cadre du développement agricole (irrigation) de la plaine d'El Outaya (A.N.A.T, 2003). C'est un barrage à noyau central doté d'un évacuateur de crues en labyrinthe, destiné pour l'irrigation de 1100 ha de terres agricoles (Tebbi, 2014).

3.2. Conditions bioclimatiques

a) La température

Le climat de Biskra est chaud et sec, les minimas absolus n'atteignent pas le zéro. D'après la série de valeurs de dix années enregistrées au niveau du Barrage Fontaine des gazelles, on constate que les mois les plus froids correspondent à janvier (11,74°C) et décembre (12,05°C). Cependant, les mois les plus chauds sont : juillet (35,62°C), août (34,37°C), et juin (31,55°C).

b) La pluviométrie

L'évolution des précipitations moyennes mensuelles fournie par la direction du barrage fontaine des gazelles depuis son exploitation jusqu'à l'année du prélèvement des carottes sédimentaires, pour différentes périodes (Figure 20) montre que le mois le plus sec est le mois de juillet avec une moyenne de 1,5 mm. Septembre représente le mois le plus pluvieux avec une moyenne de 31,94 mm. Les valeurs annuelles pour la décennie (2000-2009) sont faibles avec une moyenne de 184,0 mm. Des siroccos arrivent pendant la saison sèche d'une moyenne de 58 jours/an. Les vents dominants sont de secteur Sud-Est (Haouchine, 2010).

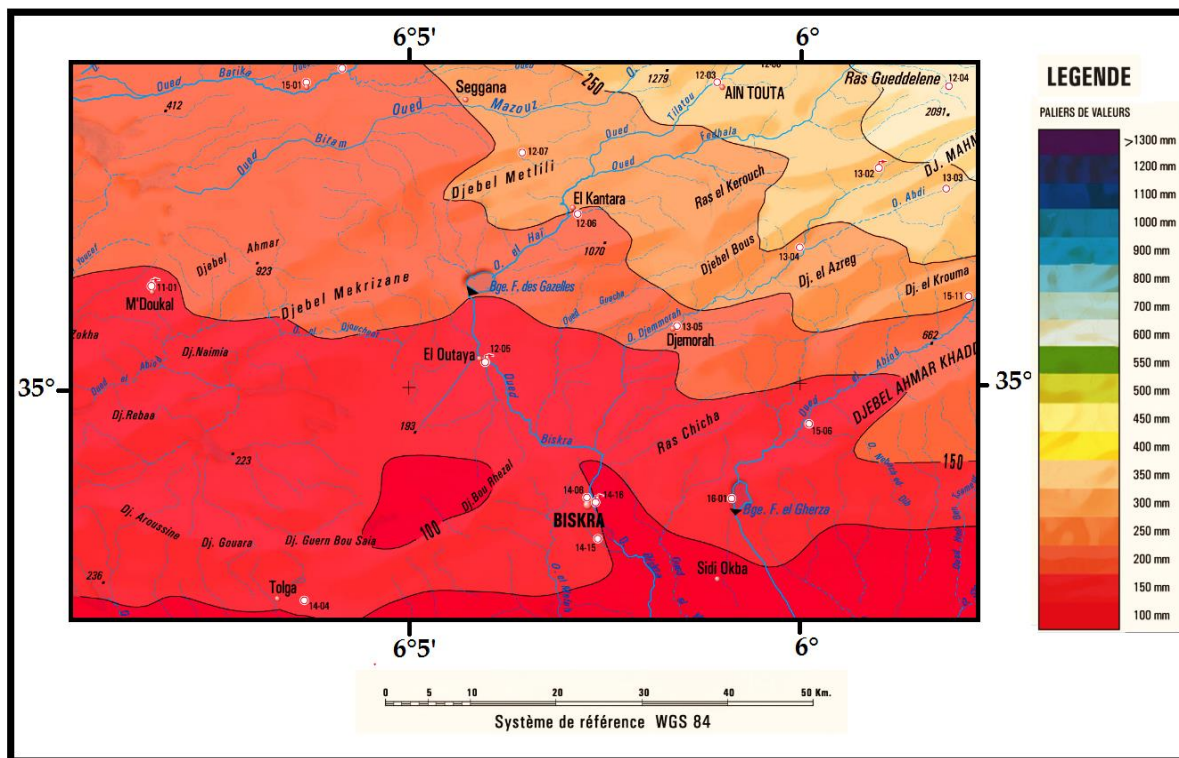


Figure 20: Carte pluviométrique au niveau du Barrage Fontaine des Gazelles (source : extraite de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))

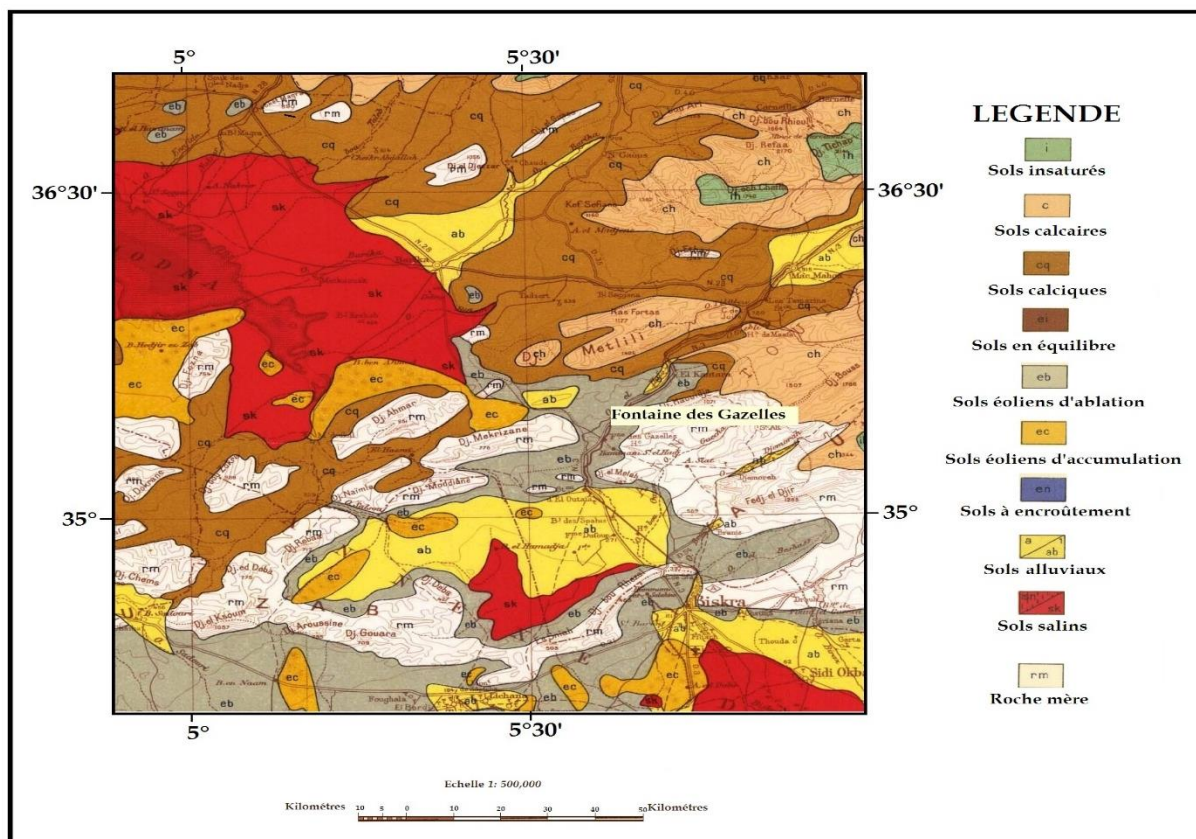


Figure 21: Carte géologique de la zone d'étude : région de la wilaya de Biskra (extraite de la carte du sol d'Algérie Tebessa publié en 1938 par service Géographique de l'Armée)

3.3. Géologie et sédimentologie

Le bassin versant d'Oued El-Hai rejoint deux synclinaux : **synclinal Batna – Ain Touta** et **Synclinal d'El-Kantara** : c'est un synclinal court et très régulier, c'est plutôt une cuvette légèrement asymétrique (**Kerboub et Fehdi, 2014**). Dans ce bassin, on repère les formations calcaires du cénomanien supérieur et des formations marno-calcaires du turonien. Ces formations apparaissent à proximité de dechra Tilatou et la vallée de l'oued Fedhala. Des faciès marno-calcaires gréseux du miocène affleurent au Sud d'El Outaya, Ain Touta et le Nord des Tamarins, ainsi que sur les pieds des montagnes (**Boumesseneh, 2007**). Les calcaires massifs de demi cluse d'El-kantara reviennent au Maestrichtien avec une épaisseur de 340 mètres vers le Sud. Ils sont surmontés par des formations de l'oligocène, du miocène et du quaternaire, formées essentiellement par des marnes, galets, alluvions, argile et sables (**Guiraud, 1973 in Rerboudj, 2005**).

Selon **Sedrati (2011)**, la géologie de la wilaya de Biskra se caractérise par des formations sédimentaires à prédominance de faciès carbonatés. Les affleurements rocheux qui constituent les principaux reliefs de la wilaya, en l'occurrence les montagnes situées à la limite Nord, sont des sédiments en grande majorité datant du secondaire, les grandes plaines du centre sont des sédiments du quaternaire, alors que les plateaux sont en grande partie composés de formations datant du tertiaire (**Figure 21**). Le barrage de la Fontaine des gazelles appartient aux mêmes formations rocheuses qui constituent les principaux reliefs de la wilaya de Biskra (**Amri, 2006**).

Du point de vue lithologique, le sol du barrage de la Fontaine des gazelles est composé principalement de roches et sédiments qui sont des alluvions argilo-sableux, des calcaires, des dolomies, des marnes, des argiles, des sables, des grès et des sels sédimentaires de chott ou de sel diapirique (**Amri, 2006**) (**Figure 22**).

Lesous-bassin de l'Oued El Hai a une superficie de 1788 km². La longueur totale de l'Oued El Hai est de 892,2km. Au niveau de ce sous bassin, il constitue un réseau hydrographique squelettique. Il comporte un tronc principal, l'Oued El-Hai-Biskra qui fait partie du bassin fermé du chott Melghir. Au-delà de ville d'El Outaya, l'Oued prend le nom d'Oued Biskra, ce dernier traverse la plaine d'El Outaya et se déverse dans le Chott Melghir. Son réseau hydrographique est constitué par un grand nombre d'affluents qui collectent les eaux de ruissellement du Sud-ouest des Aurès au Nord de la ville de Biskra (**Boudjema, 2015**).

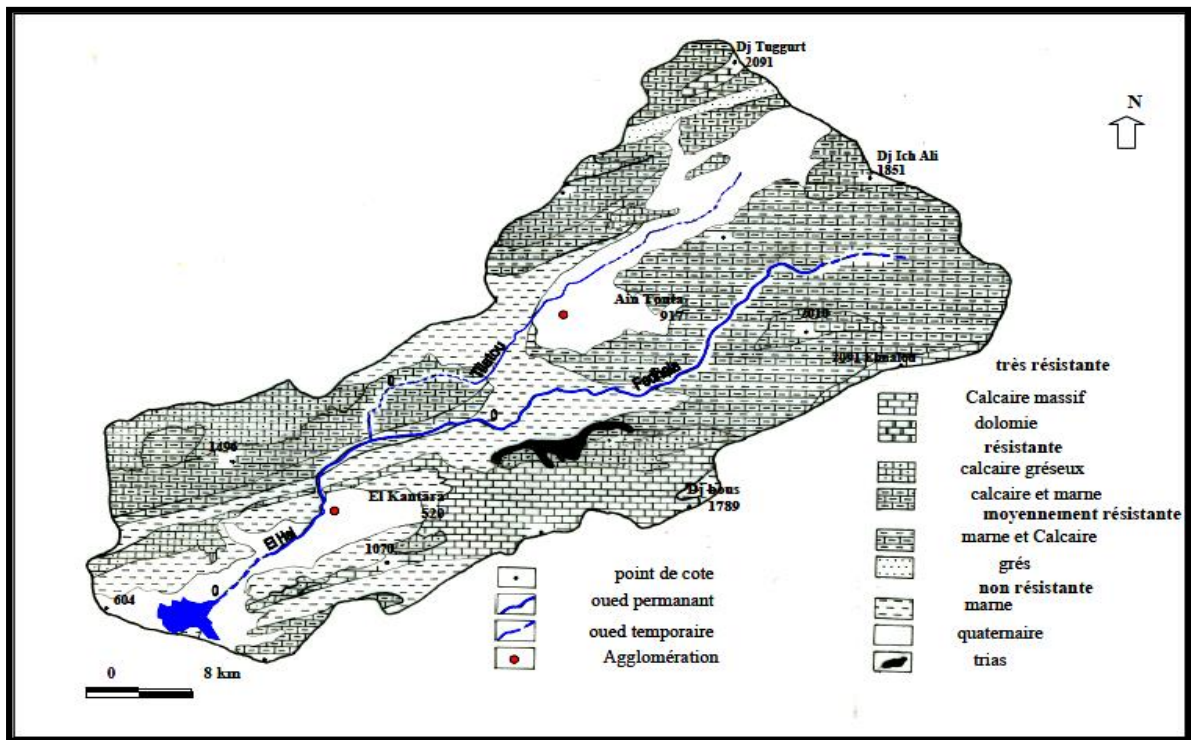


Figure 22: Carte lithologique du sous bassin versant Oued El-Hai (Laffit, 1939 ; in Rerboudj, 2005)

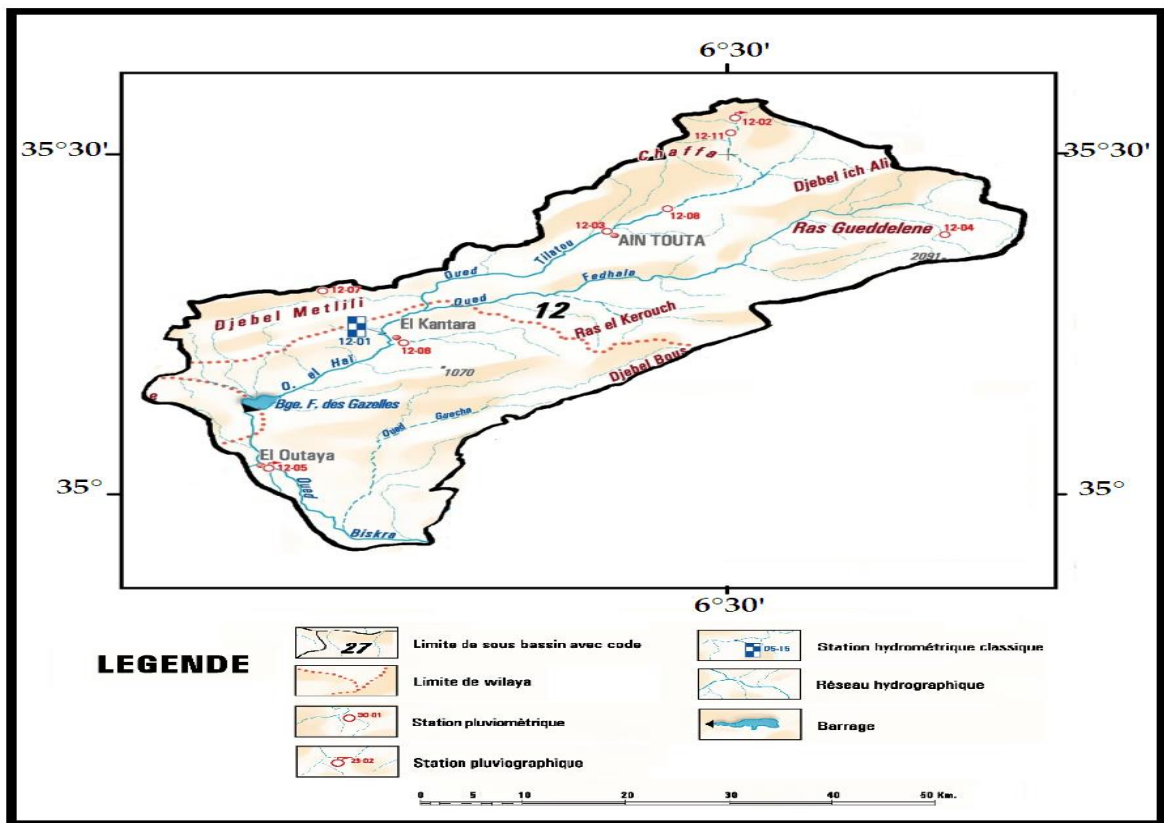


Figure 23: Carte du réseau hydrographique du sous-bassin versant de l'Outaya (extraite de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(b))

Les cours d'eau alimentant l'Oued El Hai ont un caractère d'écoulement périodique : seul l'Oued El Hai demeure relativement permanent en aval de la station hydrométrique d'El Kantara qui contrôle le sous bassin de l'oued El Hai d'une superficie de 1660 km² (**Boumesseneh, 2007**).

L'apport moyen annuel du Bassin versant de l'Oued El-Hai est de 94,37 %, ce qui fait que la plus grande quantité des sédiments piégés dans le barrage est transportée par les écoulements qui viennent de la partie amont d'Oued El-Hai. L'apport liquide est estimé à 22390000 m³. L'apport moyen estimé du barrage de Fontaine des gazelles est de l'ordre de 25600000 m³ et la lame d'eau écoulée est de l'ordre de 15,12 mm/an (**Rerboudj, 2005**).

3.4. Activité urbaine

En général, le bassin versant de l'Oued El-Hai se caractérise par une concentration démographique dans les chefs-lieux des daïras d'Ain Touta et d'El-Kantara. Le dernier recensement officiel de 2013 a estimé 16137 habitants pour la daïra d'El Kantara et 59904 habitants pour la daïra Ain Touta. Pour la gestion des déchets un CET (Centre d'Enfouissement Technique) d'une capacité de 800 000 m³ est installé à Ain Touta et une décharge contrôlée à El Kantara. L'activité la plus fréquente est l'agriculture essentiellement, agriculture sédentaire, l'élevage du bétail et la culture fourragère à Ain Touta et la culture du palmier dattier au Sud d'El-Kantara avec plus de 22 000 palmiers. La superficie des zones d'activités et d'équipement est d'environ 400h au niveau d'El-Kantara, par contre, Ain Touta est connue seulement par l'activité agricole. (**ANIREF, 2013 et ANDI, 2015**)

El-Kantara reçoit près de 4.92 tonnes par jour de déchets solides d'origines urbaine et industrielle (de petites entreprises spécialisées dans la fabrication des matériaux de construction (céramique), les aliments et les boissons (les moulins des Ziban), le recyclage des batteries, du plastique, le lavage des véhicules, stockés directement dans le sol. Dans ces conditions, les possibilités de pollution des eaux de surfaces et souterraines sont possibles. (**Kerboub et Fehdi, 2014**).

4. Chott Melghir

L'Algérie renferme un grand nombre de Chotts et/ou Sebkhas. **Stone (1967)** et **Coque et al. (1972)** définissent les sebkhas comme des lacs salés, avant d'être correctement définies comme une cuvette à inondation temporaire et sans végétation. **Dubost (2002)** décrit le Chott comme une zone salée entourant la sebkha qui est le fond humide de la dépression. Chott Melghir qui se situe au Sahara septentrional est une grande dépression qui s'étale du Sud de la Tunisie jusqu'au mont de l'Atlas au Nord Algérien (**Mahowald et al., 2003 ; Demnati, 2013**)

Notre étude tend à évaluer l'état de contamination par les métaux traces du chott Melghir qui est une zone humide protégée par la convention Ramsar depuis le 2 février 2002. C'est une zone d'intérêt écologique et économique ; elle héberge pendant toute l'année plusieurs espèces, tel que « les Flamants roses » qui sont des populations d'oiseaux très abondants de 20000 à 35000 d'individus (**Laferrère, 1966 ; Houhamdi et al., 2008**). Elle offre aux populations humaines avoisinantes des ressources économiques considérables dont l'exploitation est si ancienne que ces populations ont développé un savoir-faire (**Demnati, 2013**). La rareté des eaux dans cette région produit une pression constante sur ces zones (chott et sabkha) (**Hollis, 1990 ; Williams, 2001 ; Castaneda et Herrero, 2008**).

4.1. Situation géographique et description

Le chott Melghir (N34°15', E06°17') est le plus grand lac salé d'Algérie. Il couvre 551500 hectares. Ce chott se situe au nord-est du Sahara septentrional et fait partie du grand bassin du chott Melghir. Il est limité au Nord par la daïra de Zeribet El Oued et la daïra de Sidi Okba, à l'Est par les wilayas d'El Oued et de Khenchela et à l'Ouest par la commune d'El Haouch et au sud par la wilaya d'El Oued. C'est une dépression qui, dans certains endroits, atteint 24 m au-dessous de niveau de la mer (**Houhamdi M. et al., 2008 et Demnati, 2013**).

4.2. Conditions bioclimatiques

La région du chott Melghir représente le site humide le plus aride de ce type de milieu. Au voisinage du Chott Melghir, les stations climatiques se situent dans l'étage bioclimatique per aride à hiver frais (Ouled Djellal) et aride, à hiver chaud (Biskra). Les données d'humidité enregistrées entre 1970 et 1998 indiquent une

humidité relative moyenne mensuelle de l'ordre de 45 %, avec un minimum au mois le plus chaud juillet (28.4%) et le maximum au mois de décembre (59%) (**Chabour, 2006**).

Selon (**DGF, 2003** et **ANRH, 2005**), la pluviométrie moyenne annuelle de Chott Melghir pour la période de Septembre 1965 à 2002, indique que cette zone se situe dans l'étage bioclimatique saharien avec des précipitations inférieures à 150 mm par an. La température maximale est de 50°C en été, tandis que le minimum en hiver est de 5°C ; d'autre part, les vents dominants sont orientés Nord-Ouest durant l'automne, l'hiver et au début du printemps et Sud-Est en juin, juillet, août et septembre, avec une vitesse qui oscille entre 2,7 et 5,3 m/s. Le bassin de Melghir est caractérisé par un climat du type saharien, marqué par des précipitations très peu abondantes et irrégulières (**Figure 24**).

4.3. Géologie et sédimentologie

a) Le plan géologique

La vaste dépression de Chott Melghir est formée par une chaîne continue composée du dôme de Biskra qui comprend un noyau du Crétacé inférieur (Aptien) recouvert, le dôme du djebel Oum el Heubel, dont le noyau est cénomanien et dont le Sénonien est bien développé, le dôme de Sadouri à noyau crétacé inférieur montrant dans cette zone à la faveur d'une faille, les formations du Barrémien et enfin, le dôme du djebel Kahila dont le sommet atteint 796 mètres et dont le noyau est sénonien (**Chabour, 2006**). La géologie de Chott Melghir est marquée par un substratum sédimentaire hérité des transgressions marines du secondaire et du tertiaire. À la fin de l'Oligocène, une phase d'orogénèse extrêmement active a provoqué la surrection de l'Atlas (**Dresch, 1954**). Une phase d'érosion aboutit aux formes jurassiques et au comblement des dépressions par des dépôts continentaux à la fin du Tertiaire (**Boumaraf, 2013**). La localisation des terrains quaternaires se fait au niveau de la dépression asymétrique. Ils prennent leur plus grande extension au niveau de la partie orientale et sont formés d'un matériel alluvial, colluvial, ou éolien (**DGF, 2003**) (**Figure 25**).

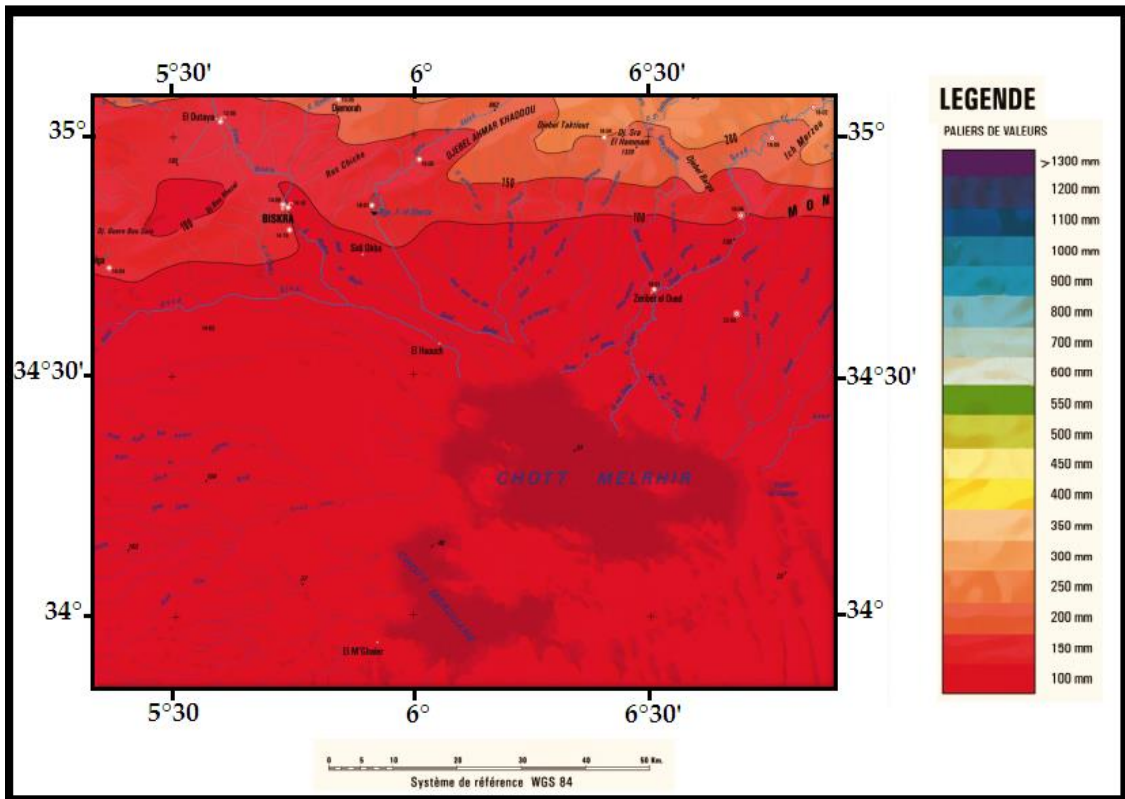


Figure 24: Carte pluviométrique du Chott Melghir (source : extraite de la carte de pluies moyennes annuelles du Nord d'Algérie (ANRH, 2005(a))

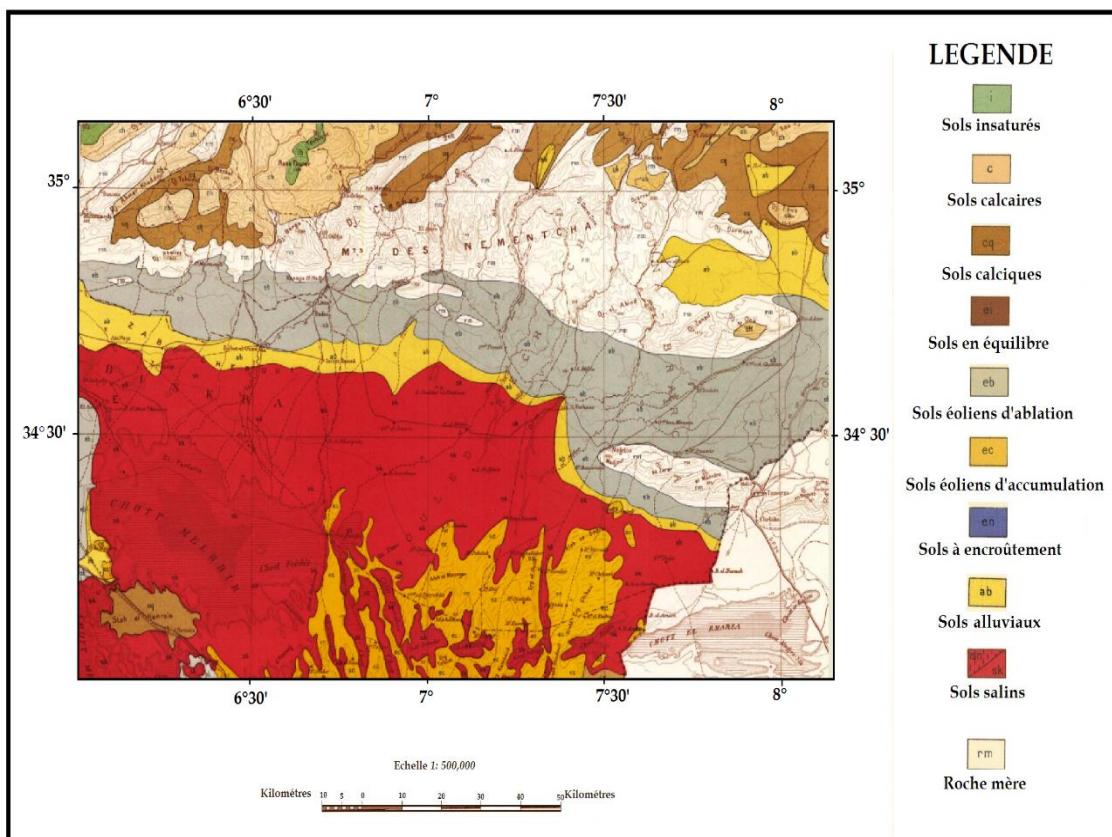


Figure 25: Carte géologique de Chott Melghir (extraite de la carte du sol d'Algérie Tebessa publié en 1938 par service Géographique de l'Armée)

b) Les apports sédimentaires

Les dépôts alluviaux proviennent des différents oueds qui se déversent à chott Melghir. Certains prennent naissance sur le revers septentrional à une latitude qui passe par la ville de Biskra. D'autres sont d'origine plus lointaine, comme Oued Ittel. Le sens des écoulements est généralement Nord-Sud et Ouest-Est, la surface est gauchie d'Ouest en Est (DGF, 2003). Selon Pincemin (1970), les profils sédimentaires de chott Merouane et chott Melghir se caractérisent à la périphérie essentiellement par un matériel sableux où la nappe phréatique est à 40 cm environ. Ces zones périphériques sont soumises à une sédimentation détritique fine. Dans les zones où la nappe phréatique est à une dizaine de centimètres, la sédimentation est essentiellement chimique avec une croûte de sel en surface et de gypse à diverses profondeurs entre lesquelles se trouve un liquide limoneux saturé en sels.

4.4. Hydrologie Du Bassin Versant

Le Chott Melghir est une grande dépression salée, peu profonde, représentée par Chott et Sebka. Selon Pouget (1971), la différence entre ces deux types de zones humides réside dans le mode d'alimentation. Les sebkhas sont sous la dépendance de l'apport des eaux de crue, par contre, les chotts sont alimentés par les apports de ruissellement et par les nappes artésiennes profondes arrivant jusqu'en surface par des sources et/ou des suintements. L'évaporation des eaux, sous l'effet de la chaleur, engendre des plaques de sels divers qui se développent en surface formant suivant l'origine de leurs eaux (phréatiques ou superficielles) les chotts et les Sebchas (Monod, 1957).

Chott Melghir est un grand bassin (BV06) qui couvre une superficie de 68751 km² et englobe trente (30) sous bassins versants, sur lesquels 25000 peuvent être considérés comme appartenant encore au domaine de l'endoréisme actif (Dubief, 1959 et Ould Baba Sy, 2005). Le chott reçoit les eaux des principaux oueds suivants (Figure 26) :

- À l'Est, Oued El Arab, principale rivière de la zone avec ses cinq affluents, et Oued El Haguef,
- Au Nord, Oued El Abiod et Oued Biskra qui se jettent dans l'Oued Djeddi au lieu-dit Sâada,
- À l'Ouest, Oued Djeddi avec ses six affluents.

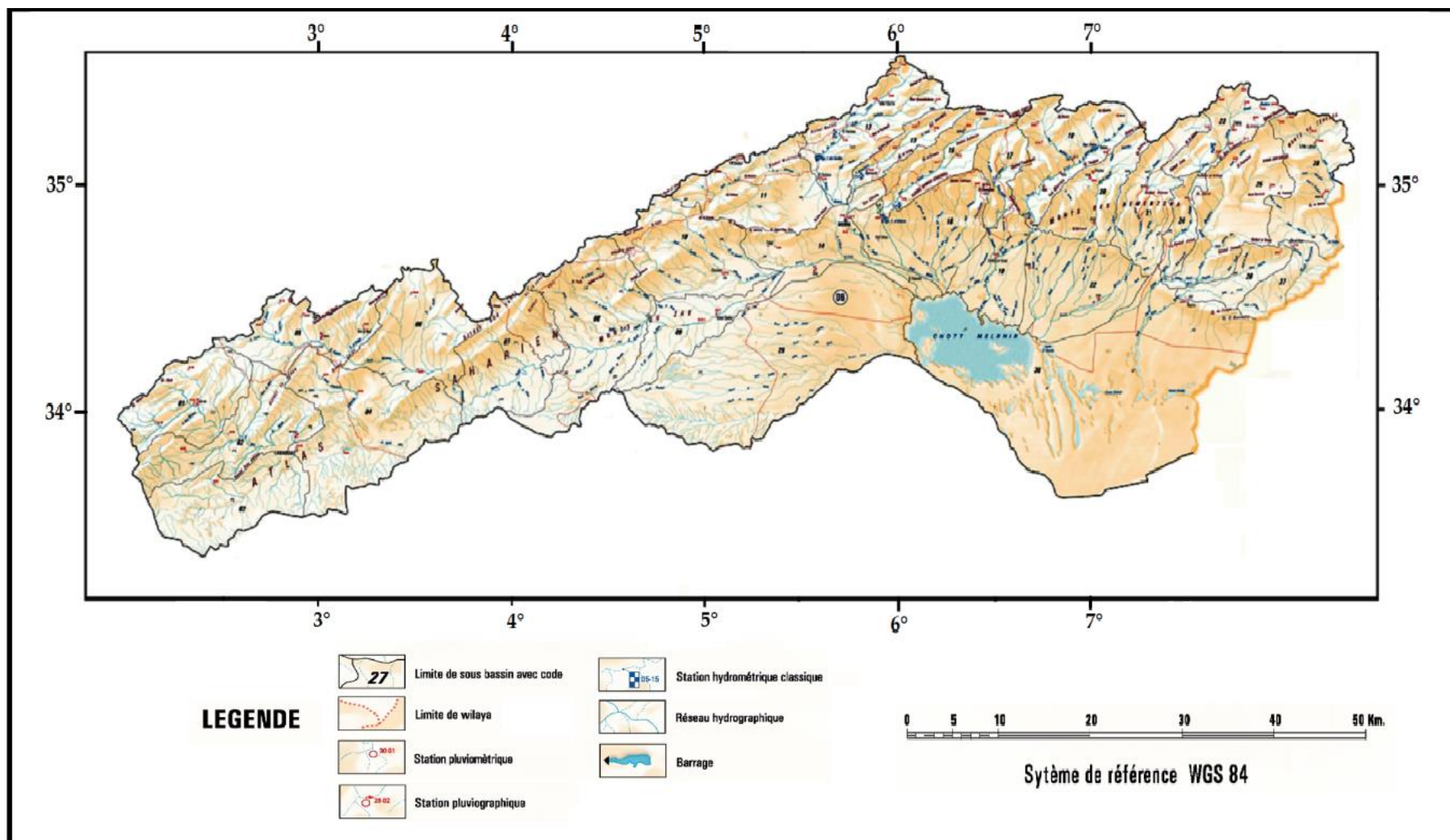


Figure 26: Carte du réseau hydrographique du bassin versant de Chott Melghir (extrait de la carte du réseau hydrologique et de la surveillance de la qualité des eaux (ANRH, 2005(b))

En période pluvieuse, le chott peut constituer un véritable lac de plusieurs mètres de profondeur. Quelques mois après, l'évaporation très forte et les vents qui balayent la surface, vont l'assécher complètement. Ceci peut, dans certaines conditions, entraîner des particules argileuses et des cristaux de sels (Chlorure de sodium et gypse) qui s'accumulent en bordure de la dépression (**Pouget, 1980**). La présence d'une nappe phréatique, plus ou moins salée et inégalement profonde, contribue à la formation de sols halomorphes. En bordure du Chott, la nappe phréatique est généralement située entre 40 et 50 cm de la surface. Plus en aval, elle peut être en surface. Des croûtes de sel de 5 à 10 cm d'épaisseur sont recouvertes par endroit de tranches d'eau de 1 à 2 cm. C'est un lac continental salé de très faible profondeur qui s'est formé au Pléistocène. (**Houhamdi M. et al., 2008**).

4.5. Importance écologique

Situé en zone aride steppique, il est représentatif de la région méditerranéenne, notamment en raison de la diversification des habitats qu'il renferme. On y rencontre des halipèdes, des zones steppiques toujours vertes aux alentours du chott et, au centre, des sebkhas saturées en sel, complètement dépourvues de végétation et des formations des zones humides avec une végétation purement aquatique, lacustre et paludicole. Le chott est placé selon la convention Ramsar zone humide, un type assez rare de zone humide semi-permanente dans une région steppique et aride (**Belagoune, 2012**). Le chott Melghir abrite des espèces végétales vulnérables, menacées d'extinction. Le nombre d'endémiques s'élève à 14 espèces, parmi lesquelles, six sont de distribution assez restreinte, confinées en Algérie, ce qui souligne leur importance, parmi ces espèces, il y'a les avifaunes aquatiques : le Flamant rose, le Tadorne de belon, le Tadorne casarca, le Gravelot à collier (**Houhamdi et al., 2008**).

DEUXIEME
PARTIE EXPERIMENTALE

CHAPITRE I : MATÉRIELS ET MÉTHODES

1. Prélèvement et conservation des échantillons

Au niveau du site marin de la baie d'Alger, le prélèvement des trois carottes sédimentaires a été effectué à bord du navire océanographique « M.S. Benyahia » (**Figure 2, Annexe I**) à l'aide d'un carottier du type "Corer-coreschneider" (**Figure 1, Annexe I**). Ces prélèvements ont été réalisés lors d'une campagne initiée par l'ENSSMAL du 10 au 25/03/2009 (**Figure 27**).

Au niveau des trois autres zones d'étude (lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir), les autres carottes sédimentaires ont été prélevées à l'aide d'un tube en PVC de 50 cm de longueur et de 80 mm de diamètre. Toutes les carottes ont été découpées à des épaisseurs de 0.5, 1 et 2 cm pour mieux cerner la variation de la concentration des métaux en fonction de la profondeur (**Tableau 8**).

Après le prélèvement des échantillons sur terrain et en attente d'être traités au laboratoire, ils ont été conservés par congélation à -18°C. En effet, la congélation permet de conserver pour l'essentiel les propriétés chimiques des échantillons, d'éviter une contamination avec le milieu ambiant et les pertes d'éléments volatils tel que le mercure (**Charlou et Joanny, 1983**).

Tableau 8: Tableau synoptique des données générales sur le prélèvement des carottes sédimentaires

Zone d'étude		Baie d'Alger			Lac El Mellah	Barrage de la Fontaine des Gazelles	Chott Melghir
Carotte		A	B	T	P	F	C
Situation Géographique	Latitude (N)	36°46,715	36°48,160	36°46, 115	36°54, 371	35°08, 115	34°22,756
	Longitude (E)	3°07,910	3°08,420	3°08', 353	8°18', 579	5°35', 353	6°15,813
Nombre d'échantillons		25	21	26	23	16	19
Profondeur		43 m	70 m	30.5 m	6 m	6 m	21 m
Date de prélèvement		du 10 au 25/03/2009			14/05/2009	14/04/2009	18/05/2009

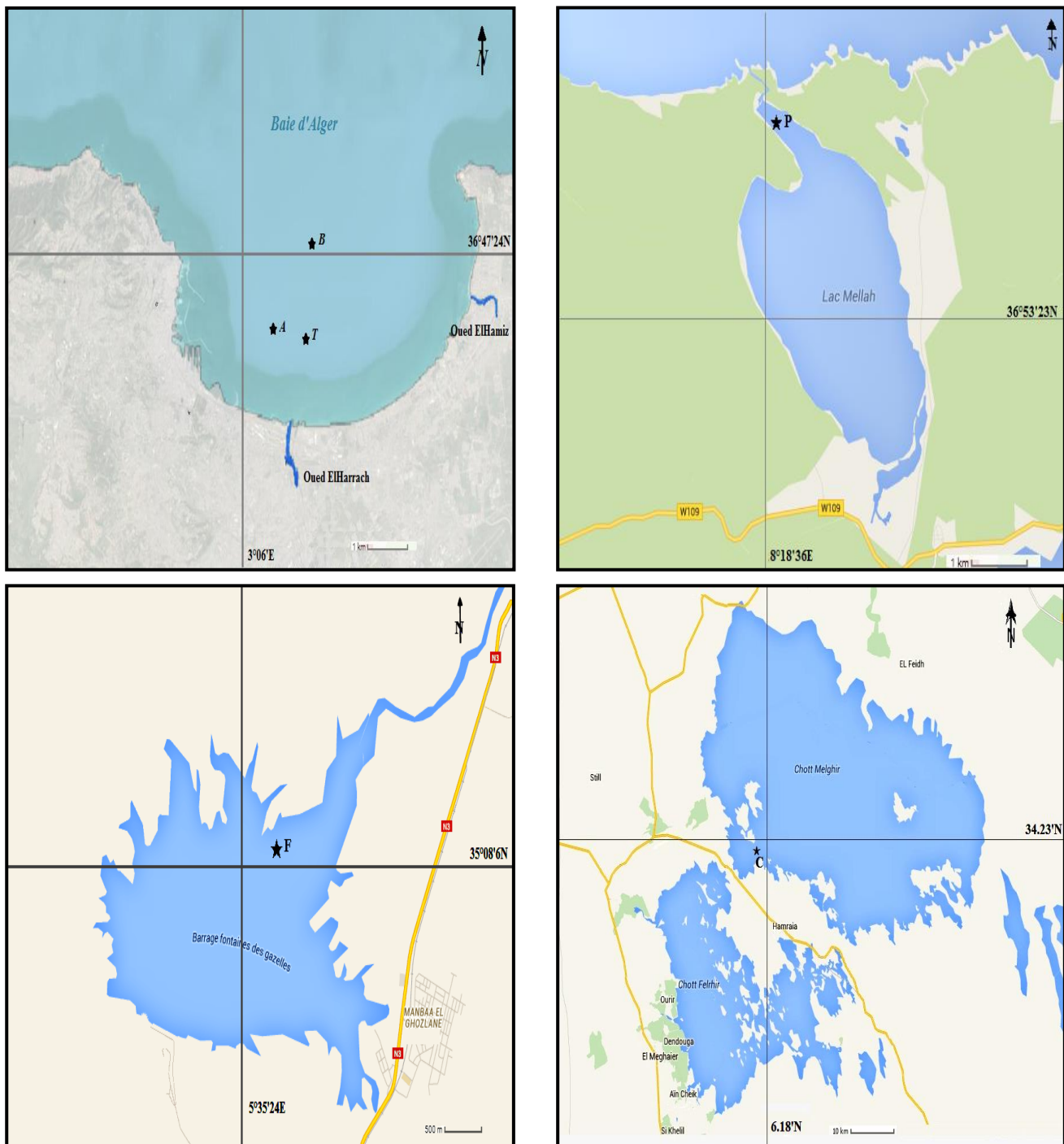


Figure 24: La situation géographique des carottes sédimentaires prélevées au niveau des zones d'étude.

2. Traitement et analyse des échantillons

2.1. Traitement des sédiments

Cette partie concerne le traitement du sédiment et a été réalisée au niveau du laboratoire de recherche 'Ecosystèmes Marins et Littoraux' à ENSSMAL

a) Lyophilisation

Les échantillons du sédiment congelés sont pesés avec une balance de type Mettler pc 4000 (4200g d'une précision d'affichage de $\pm 0,10$ g) avant de les passer au lyophilisateur de type CHRIST pendant 48 heures sous vide (10^{-1} bar) et à très basses températures (-50 C° à -60 C°). Le principe est la déshydratation des échantillons par sublimation qui s'effectue par la libération de l'eau de l'échantillon en passant directement de la phase solide à la phase vapeur sans passer par la phase liquide. Cette méthode évite la transformation des éléments métalliques et leur perte, notamment les métaux les plus volatils en particulier le mercure (**Charlou et Joanny, 1983**).

b) Broyage

Les échantillons de sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. Cette dernière est récupérée dans des piluliers en verre et stockée dans un dessiccateur en présence du gel de silice.

c) Homogénéisation

Pour une répartition uniforme des éléments métalliques au sein des particules sédimentaires et pour prélever ainsi une quantité de sédiment représentative de l'échantillon, l'homogénéisation se fait avant minéralisation par agitation manuelle.

2.2. Techniques d'analyse

Les carottes sédimentaires prélevées au niveau de la baie d'Alger ont subi différentes analyses au niveau du Centre Européen de Recherche et d'Enseignement des Géosciences de l'Environnement (**CEREGE, Université Aix-Marseille**) dans le cadre du projet de la coopération bilatérale intitulé "Contamination METallique dans la baie d'ALGER (**COMETALG-Mermex**)" élaboré et réalisé en partenariat entre l'ENSSMAL et le **CEREGE**. Les autres carottes sédimentaires ont été analysées dans

plusieurs laboratoires et centres de recherches en Algérie (**ENSSMAL, CRNA, CRSTRA et Université de Biskra**).

a) La Diffraction des rayons X (DRX)

La diffraction des rayons X est une technique d'analyse non destructive, utilisée couramment pour identifier les espèces minérales d'une matrice solide (**Agostini, 2006 ; Hubert, 2008 ; Salvarredy Aranguren, 2008 ; Petit, 2009 et Loustau Cazalet, 2012**). La diffraction des rayons X renseigne sur la structure du solide, la nature des éléments qui le composent, la maille cristalline et ses paramètres, les positions cristallographiques des atomes dans le solide, les distances interatomiques et angles de liaisons et le degré d'ordre (**Tatangelo, 2006**). Cette méthode repose sur l'analyse d'un faisceau incident de RX de longueur d'onde (λ) donnée sous un angle d'incidence (θ), diffracté sur les plans réticulaires du cristal, selon un angle θ spécifique à la distance inter réticulaire d (distance la plus courte entre deux plans réticulaires parallèles) et à la longueur d'onde λ du faisceau incident (**Broll, 1996**), le front d'onde diffracté étant parfaitement en phase. Cette condition remplie, il est possible par la loi de Bragg de déduire la distance inter-réticulaire :

$$(1) \quad 2d \sin \theta = n\lambda \quad (n \text{ entier})$$

Avec λ : longueur d'onde de la source (en nm)

d : distance entre deux plans parallèles successifs du réseau cristallin (en Å)

θ : angle entre le faisceau incident et le réseau plan (en °)

Ainsi, en faisant varier θ , on peut déduire d la distance inter-réticulaire des minéraux présents. Le diffractomètre utilisé (X'Pert Pro, PANalytical) est équipé d'un tube à rayons X à anticathode de cobalt.

1) Les lames orientées

L'identification des minéraux argileux se base sur la connaissance de la distance réticulaire basale. Cette dernière se déplace d'une manière caractéristique pour certains minéraux, après traitements spécifiques appliqués aux lames (**Thiry et al., 2013**).

Au niveau du laboratoire de sédimentologie au **CEREGE**, nous avons établi la détermination des minéraux argileux par la méthode des agrégats orientés, où dans un tube conique, nous mettons 1g de sédiment d'échantillon, nous y ajoutons 50ml d'eau

bidistillée ; après une agitation de quelques minutes, on laisse le sédiment décanter quelques secondes.

Nous préparons pour chaque échantillon trois lames et sur ces dernières on étale une goutte du surnageant et on les laisse sécher à l'air ; après séchage on prépare les trois essais :

❖ **Normal (N)**

C'est une lame séchée à l'air, qui n'a pas subi de traitement. On se réfère à son diagramme DRX pour juger les déplacements de raies causées par les autres traitements.

❖ **Chauffage à 490°C (C)**

On chauffe les lames à 490°C pendant une nuit, cette température a été choisie pour détruire la kaolinite, mais sans modifier la structure des chlorites. C'est une méthode appliquée dans la plupart des laboratoires. Les minéraux de la famille des vermiculites et smectites sont déshydratés et "fermés" à 10Å, ceci permet de les identifier et d'identifier des interstratifiés contenant des feuillets smectitiques et vermiculitiques.

❖ **Ethylène-Glycol (G)**

Dans le fond d'un dessiccateur, on met une quantité d'éthylène-glycol, et on place les lames montées sur des supports. Après avoir fait le vide et fermé le robinet du récipient, on procède à une entrée d'air sur la pompe pour la purger avant l'arrêt, on laisse les lames en atmosphère éthylène-glycol pendant une nuit. Ce traitement a pour effet de faire "gonfler" les smectites. On fait passer les lames à la diffraction dans moins de temps possible, pour éviter que l'éthylène-glycol se volatilise et les argiles se désaturent progressivement.

2) Identification des phases minérales par DRX

La détermination de la composition minéralogique est réalisée par la comparaison de la position et les intensités relatives des pics de diffraction avec des données de référence intégrées à des bases de données informatiques. Celle utilisée dans ce travail de thèse est la base PDF 2 (Powder Diffraction File 2). Le logiciel d'interprétation utilisé est X'Pert HighScore. Les opérations de traitement comprennent par exemple le retrait du fond continu ou la correction d'un mauvais positionnement en hauteur de l'échantillon (qui résulte en un décalage des pics en abscisses).

Partie II-Chapitre I : Démarche Analytique

L'identification qualitative des minéraux argileux est basée sur la superposition des trois spectres (N, EG et C). Le spectre (N) permet une première évaluation qualitative des minéraux tels que mica-illite. Le diffractogramme (EG) permet de mettre en évidence d'éventuels minéraux gonflants. Le diffractogramme (CH) permet la confirmation de l'existence ou non de la kaolinite et des minéraux gonflants dans l'échantillon par la disparition du pic à 7Å et des pics des minéraux gonflants qui passent à des positions différentes (**Tableau 9**).

Tableau 9: Effet des traitements par éthylène glycol et chauffage sur la position des réflexions (**Thorez, 1986**).

MINERAL	SYMBOL	d-spacing in Å														
		7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17				
Kaolinite	K	N EG														
Chlorite	C												N EG 500			
Swelling Chlorite	C _g												N 500		EG	
Illite	I				N EG 500											
Smectites (Montmorillonites)	M				500		N ←	→ N							EG	
Vermiculite	V				500								N EG			
Palygorskite	PAL				N EG 500											
Sepiolite	SEP				500		N EG									

Values of the basal reflection, in d(Å), for the current clay minerals, after the classical identification essays (N = natural, untreated sample ; EG = ethylene glycol ; 500 = heating to 500°C).

L'estimation semi quantitative de l'abondance relative de chaque minéral argileux a été identifiée en multipliant l'intensité mesurée des pics par un facteur multiplicatif (**Tableau 10**) (**Cook et al., 1975 ; Boski et al., 1998 ; Fagel et al., 2003**). Les intensités corrigées sont additionnées et le pourcentage relatif de chaque minéral est calculé par rapport à la somme ramenée à 100% (**Boukoffa, 2018**).

En raison de la superposition de la réflexion (001) de la kaolinite avec la réflexion du chlorite, l'estimation de l'abondance relative de la kaolinite (**Fagel, 2008 in Boukoffa, 2018**) a été calculée suivant la formule :

$$(2) \quad \text{Kaolinite} = I(7\text{Å})EG \times [I(3.57\text{Å})N / [I(3.54\text{Å})N + I(3.57\text{Å})N]] \times 0,7$$

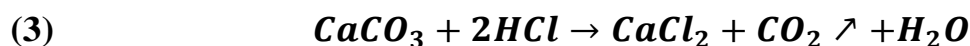
Tableau 10: Facteurs correctifs utilisés pour la roche totale et les minéraux argileux (Cook et al., 1975 ; Boski et al., 1998 ; Fagel et al., 2003).

Minéraux	Principe pics (Å)	Facteurs correctifs
<i>Chlorite</i>	14	0.4
<i>Illite</i>	10	1
<i>Smectite</i>	17(EG*)	0.25
<i>Kaolinite</i>	7	0.7
<i>Goethite</i>	2.46 ; 2,43	7
<i>Quartz</i>	3,34	1
<i>Calcite</i>	3,03	1.65
<i>Dolomite</i>	2,88	1.53
<i>Hématite</i>	2,69 ; 2,51	3.33
<i>Halite</i>	2 ; 1,99	2
<i>Aragonite</i>	1,96 ; 1,97	9.3
<i>Nacrite</i>		
<i>Gypsum</i>	7,83 ; 7,50	0.4
<i>Anatase</i>	3,54 ; 3,50	0.73
<i>Vermiculite</i>	14	0.34
<i>Interstratifiés</i>	Variable	0.4
<i>Argile totale</i>	4,4	20

* EG : Ethylène glycolé,

b) Calcimétrie

La quantification des carbonates de calcium (CaCO₃) a été réalisée par le calcimètre de Bernard selon la norme **NF X 31-105**. Le manocalcimètre est un appareil dont le fonctionnement est basé sur la loi des gaz parfaits (P.V = n.R.T) qui permet une évaluation du pourcentage équivalent de carbonates (CaCO₃) dans 0,5g de sédiment des échantillons des carottes sédimentaires. Le principe repose sur la réaction qui a lieu entre le carbonate de calcium présent dans l'échantillon et le chlorure d'hydrogène en excès qui provoque la formation du CO₂ gazeux selon l'équation :



Le dégagement du CO₂ provoque le déplacement d'un fluide saturé dans la burette graduée. La hauteur du fluide déplacé est rapportée à un volume de CO₂ dégagé puis à la masse de CaCO₃ présente initialement (**Figure 28**). L'étalonnage se fait par la mesure de CO₂ dégagé par 250 mg de calcite pure (100 % CaCO₃).

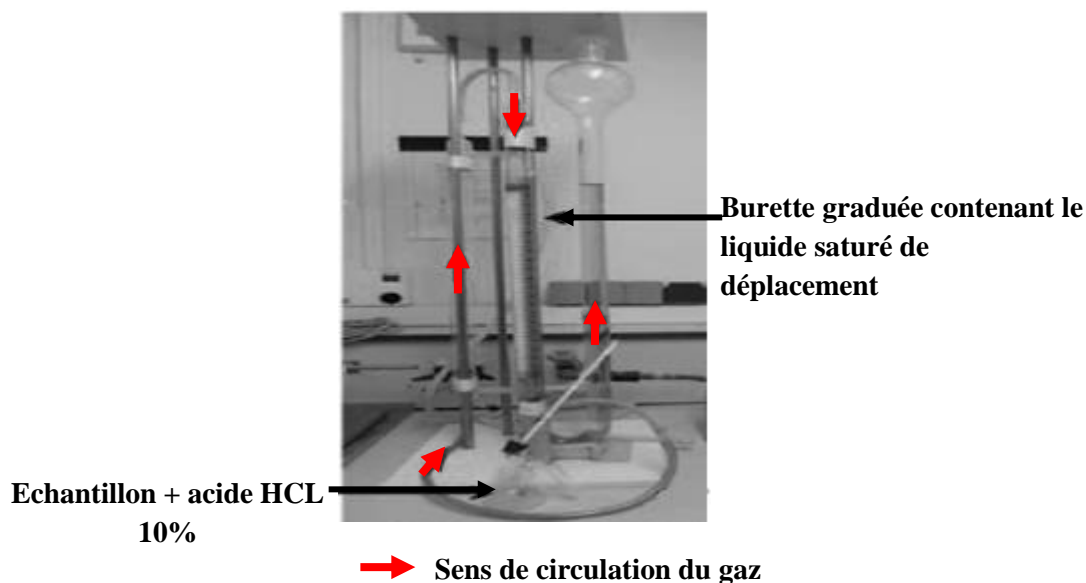


Figure 25: Calcimètre de Bernard.

c) Matière organique

La détermination du taux de la matière organique dans le sédiment est mesurée par la méthode de perte au feu (Wang et al., 1996 et Wang et al., 2011). Pendant une nuit (16 heures), on passe les échantillons dans un four à moufle à 375°C. Un pré-séchage des échantillons à 150°C va permettre l'élimination de l'eau emprisonnée dans les feuillets de sédiment sans fractionner les carbonates présents dans le sédiment et donc augmenter la teneur en matière organique (MA.1010-PAF1.0, 2003).

1) Préparation de l'échantillon :

- 1) On nettoie les creusets en les chauffant à 150°C pendant une nuit (16 heures), puis on laisse refroidir au dessiccateur pendant 10 minutes.
- 2) On pèse dans un creuset 0,5 g d'échantillon de sédiment et on le sèche pendant une nuit à 150 °C
- 3) On laisse refroidir le creuset dans un dessiccateur et on note le poids pesé.
- 4) On remet le creuset au four à moufle à 375 °C pendant une nuit (16 heures).
- 5) On laisse refroidir le creuset dans un dessiccateur et on note le poids pesé du sédiment calciné.

2) *Calcul et expression des résultats :*

Les résultats de l'échantillon sont calculés à partir de l'équation suivante :

$$(4) \quad M.O\% = [(P_1 - P_0) - (P_2 - P_0)/(P_1 - P_0)] * 100$$

M.O% : pourcentage de la matière organique

P₀ : poids initial, P₁ : poids après séchage à 150°C, P₂ : poids après calcination à 375°C

d) Détermination des éléments majeurs par XRF

La spectrométrie de fluorescence X est une méthode d'analyse chimique élémentaire utilisant la fluorescence de rayons X qui est une propriété physique de la matière (**Bouhali, 2005 et Bouzonville et al., 2008**). La XRF est une technique d'analyse non-destructive permettant d'éviter une étape de mise en solution des échantillons, qui peut être longue et coûteuse, avec un risque de contamination des échantillons (**Bougherara, 2011**). Le temps total d'analyse peut prendre quelques minutes (**Poitevin, 2012**).

Le bombardement de la matière avec des rayons X va engendrer une émission secondaire de rayons X ou fluorescence X. Chaque échantillon est caractérisé par une composition chimique spécifique qui se traduit par un spectre des rayons X émis par la matière de cet échantillon. En analysant ce spectre, on peut en déduire les concentrations massiques en éléments (**Bouzonville et al., 2008 et Bougherara, 2011**).

La XRF portable est une technique de dispersion d'énergie qui est utilisée dans les analyses élémentaires sur terrain (in situ). Elle est caractérisée par un équipement moins encombrant. Elle est composée de trois volets : un ordinateur de bord (Pocket Pc ou électronique dédiée), détachable ou non, permettant de stocker les données (plus de 3000 mesures) et de les transférer sur un ordinateur (connexion câble ou sans fil), d'une fenêtre de mesure par laquelle transite le rayonnement émis et réfléchis, ainsi qu'un capot permettant de protéger l'opérateur. Un dispositif de sécurité empêche l'émission des rayons X si le capot n'est pas rabattu. (**Bouzonville et al., 2008**).

❖ Mesures en mode laboratoire et préparation associée

Au laboratoire de sédimentologie du **CEREGE**, les mesures ont été réalisées avec la XRF portable de type *Tracer IV SD* fabriqué par **Burker**. L'appareil est fixé sous un poste de mesure démontable. On place l'échantillon dans une coupelle à bague, on le couvre d'un film en Mylar, le couvercle va assembler la coupelle avec le film, dans le but de ne pas contaminer la fenêtre. Après quelques secondes à quelques minutes, on obtient la composition chimique de l'échantillon sur un afficheur portable qui est lié à l'appareil XRF.

e) Datation par Plomb 210

Cette méthode a été appliquée sur les carottes sédimentaires de la baie d'Alger.

Selon **Appleby et al., 1997**, la datation par le ^{210}Pb a un intérêt particulier pour son application dans des problèmes environnementaux qui peuvent permettre de dater la colonne sédimentaire, sa courte période moyenne (22.26 ans) lui permet des datations allant jusqu'à environ 200 ans (**Appleby et Oldfield, 1978 ; Robbe et al., 1983**). **Goldberg (1963)** a été le premier à utiliser le ^{210}Pb pour l'estimation du taux d'accumulation de la neige au Groenland. Après des années, **Krishnaswamy et al. (1971)** ont utilisé ce procédé sur les sédiments lacustres (**Léauté, 2008**). Plusieurs auteurs ont utilisé cette méthode pour déterminer le taux de sédimentation dans différents écosystèmes aquatiques : estuarien, lagunaire et marin (**Robbe et al., 1983 ; Sharma et al., 1987, Radakovitch et al., 1998 ; Arnaud et al., 2002 et Léauté, 2008**).

L'activité du ^{210}Pb dans le sédiment est liée au ^{210}Pb apporté avec les particules (^{210}Pb en excès) et au ^{210}Pb produit par la décroissance *in situ* du ^{226}Ra (^{210}Pb supporté) (**Miralles, 2004 et Léauté, 2008**). L'activité totale At (Bq.kg^{-1}) s'exprime ainsi :

$$A_{\text{totale}} = A_{\text{en excès}} + A_{\text{supportée}}$$

On peut déterminer l'activité à une profondeur donnée par la fonction suivante :

$$(5) \quad A = A_0 e^{-\lambda t}$$

- A_0 : activité en surface du sédiment
- t : le temps écoulé depuis que ce niveau n'est plus en surface
- λ : est la constante de désintégration du ^{210}Pb (soit 0,0313 an⁻¹).

Enfin, on obtient le taux de sédimentation à partir de l'équation suivante :

$$(6) \quad A_0 = F_0 / r_0$$

F_0 (Bq.cm⁻².a⁻¹) : le flux de ²¹⁰Pb qui arrive au sédiment à travers la colonne d'eau.

r_0 (g.cm⁻².a⁻¹) : le taux de sédimentation massique.

Il existe trois modèles mathématiques qui permettent de calculer les vitesses de sédimentation et définir un modèle d'âge pour les carottes sédimentaires. Les modèles sont exposés ci-dessous (Miralles, 2004 et Léauté, 2008) :

- Le modèle CFCS (Constant Flux, Constant Sédimentation) : ce modèle proposé par **Goldberg (1963)** et développé par **Robbins (1978)** suppose que le flux en ²¹⁰Pb est constant, de ce fait le taux de sédimentation ou l'activité initiale est constant (**Goldberg 1963, Krishnaswamy et al., 1971**).
- Le modèle, CIC (Constant Initial Concentration) : repose sur l'hypothèse que si le flux en ²¹⁰Pb varie dans le temps, ces variations sont opposées de telle sorte que la concentration initiale de ²¹⁰Pb reste constante dans chaque couche de sédiment (**Pennigton et al., 1976 ; Robbins et Eglinton, 1975 ; Noller 2000**).
- Le troisième modèle proposé par **Appleby et Oldfield, 1978**, appelé CRS (Constant Rate of Supply) est le modèle le plus utilisé pour la datation au ²¹⁰Pb ; il suppose que les variations des retombées en ²¹⁰Pb sont constantes et que leur concentration diminue lorsque les apports de matière et le taux de sédimentation, augmentent.

Pour la datation par ²¹⁰Pb, les résultats ont été traités en utilisant le troisième modèle CRS (Constant Rate of Supply). On utilise des échantillons secs et finement broyés.

Les activités du ²¹⁰Pb sont mesurées dans les sédiments soit par comptage α ou comptage γ . Le choix de l'une ou l'autre de ces deux techniques dépend de la quantité de matériel dont on dispose. Dans notre cas, on a choisi le comptage α .

1) Le comptage alpha

Cette technique nécessite une étape de radiochimie. Le ²¹⁰Pb est mesuré indirectement en utilisant son élément-fils, le ²⁰⁹Po.

Préparation de l'échantillon :

- Peser 250mg de l'échantillon et le mettre dans un bécher en téflon

Partie II-Chapitre I : Démarche Analytique

- Ajouter 100µl de la solution ^{209}Po

Attaque par des acides forts :

- Ajout de 3 ml d'acide nitrique HNO_3 (70%). Couvrir le bécher avec le verre de montre. Chauffage à 60°C pendant 30min. Parallèlement, mettre les disques en argent dans HNO_3 pendant 15min pour les nettoyer.
- Augmenter la température à 90°C jusqu'à l'évaporation à sec.

Le but de cette étape est la destruction de la matière organique.

- Ajout de 3 ml d'acide fluorhydrique (HF 48%). Ne pas couvrir avec le verre de montre. Laisser chauffer jusqu'à l'évaporation. Parallèlement, mettre du vernis acrylique sur la face chiffrée des disques.
- Ajout de 3 ml d'acide chlorhydrique (HCl 36%). Chauffage et évaporation.

Dépôt du ^{209}Po sur le disque :

- Ajouter 250 ml d'acide chlorhydrique 0,3N.
- Chauffer la solution jusqu'à 90°C avec agitation. Quand la température atteint 90°C redescendre la température à 60°C puis ajouter 100 mg d'acide ascorbique afin de réduire le fer.
- Mettre les disques dans les béchers avec des pinces, le ^{209}Po de la solution va se fixer sur le disque. Cette étape dure 4 heures et les disques sont ensuite enlevés et rincés à l'eau milli-Q et mis à sécher.

Le comptage a été effectué au CEREGE dans des chambres de comptage ORTEC. On a utilisé le spectromètre α , l'activité mesurée (en Bq.kg^{-1}) est ramenée à la date de collecte.

f) Dosage des métaux traces

1) Minéralisation des métaux traces

❖ Nettoyage des instruments

Les tubes en téflon utilisés pour l'extraction doivent être nettoyés selon le protocole suivant :

- Mettre les tubes en téflon une nuit dans l'eau acidulée à 10%.
- Laver les tubes en téflon à l'eau bidistillée.
- Laver à deux reprises les tubes téflon à l'eau milli-Q.

- Mettre les tubes en téflon à l'étuve pendant une demi-heure à une température de 80°C.
- Laisser refroidir les tubes en téflon une demi-heure sous une hotte aspirante.

❖ **Minéralisation des échantillons**

Le dosage des métaux traces dans le sédiment se base sur la méthode de digestion par l'attaque des acides fort concentrés et des oxydants (**Charlou et Joanny, 1983 ; P.N.U.E/F.A.O./O.M.S., 1989**).

Au niveau du laboratoire ICP-MS au centre CEREGE, la digestion a lieu dans un **micro-onde ultrawave** qui peut contenir 15 tubes en téflon. Dans chaque série de tubes de téflon, on a un tube appelé le blanc qui ne contient que les réactifs, un tube qui contient un échantillon de sédiment certifié ASDM (IAEA-433) et 13 tubes contenant les échantillons du sédiment des carottes.

Pour les 14 tubes en téflons (ASDM + échantillons de la carotte), on procède comme suit :

- Peser environ 0.04 g de sédiment pour chaque tube en téflon.
- Ajouter une goutte d'eau milli-Q sur la paroi du tube pour que les sédiments se trouvant sur la paroi aillent au fond du tube.
- Rajouter 3 ml d'acide nitrique (HNO₃) à 69%
- Rajouter 2 ml d'acide chlorhydrique (HCl) à 37%
- Laisser agir les acides sous hotte au froid pendant le temps de préparation du bain du MICRO-ONDE.
- Le bain se compose de 150ml de H₂O, 5 ml H₂O₂ à 30% et de 2ml de H₂SO₄
- Mettre le bac du bain dans le MICRO-ONDE
- Mettre dans chaque bécher 150 µl d'acide fluorhydrique, sous hotte aspirante
- Mettre dans le bac du bain les 15 échantillons qui sont placés dans un support.
- Fermer hermétiquement le micro-onde
- Démarrer la minéralisation et cela en augmentant la pression à 36 bars dans une température entre 24 – 25°C, la digestion dure environ 1h 30.
- Après refroidissement, transvaser les solutions dans des tubes coniques et ajouter de l'acide nitrique jusqu'à arriver au volume 10 ml.

Après minéralisation des échantillons du sédiment, on procède à l'analyse des éléments métalliques par ICP-MS.

Justesse de la méthode d'analyse

Afin de vérifier la justesse de la méthode analytique, un test statistique a été appliqué. Il consiste à comparer les moyennes théoriques du standard ASDM (IAEA-433) et celles de nos mesures effectuées sur ce standard. (ISO 3534-1 ; Schwartz, 1969).

$$(7) \quad t_{obs} = \frac{\bar{x} - \mu_0}{s / \sqrt{n}}$$

Pour $\alpha=0,05$ et $t_{thé}= 12,706$

μ_0 : moyennes théoriques

\bar{x} : moyennes observées

s : écartype

n : nombre d'essai

Si $|t_{obs}| < t_{thé}$, la méthode d'analyse est juste

2) La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry, ICP-MS)

La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) est une technique qui repose sur la séparation par masse des ions correspondant aux éléments chimiques présents dans un échantillon liquide (Paucot et Potin-Gautier, 2010). Cette technique est également basée sur les propriétés ionisantes de la source de plasma couplé par induction (ICP) (Figure 29).

Lorsque l'échantillon liquide est injecté dans le plasma sous forme de brouillard fin, les ions créés dans le plasma vont être focalisés et transmis dans une enceinte sous vide contenant un analyseur de masse. Le spectromètre de masse va permettre de séparer les éléments ioniques selon le rapport de leur masse (m) sur leur charge électrique (z) par l'application d'un champ magnétique et/ou électrique (Figure 30). Les ions sont ensuite collectés par un détecteur qui va convertir le courant d'ions en un signal électrique afin qu'il puisse être exploité sous la forme d'un spectre de masse par une interface informatique. L'ICP-MS permet d'atteindre des limites de détection de l'ordre du ppb ($\mu\text{g/l}$) ou ppt (ng/l) (Rousset, 2002 ; Loustau Cazalet, 2012 et Achard, 2013).

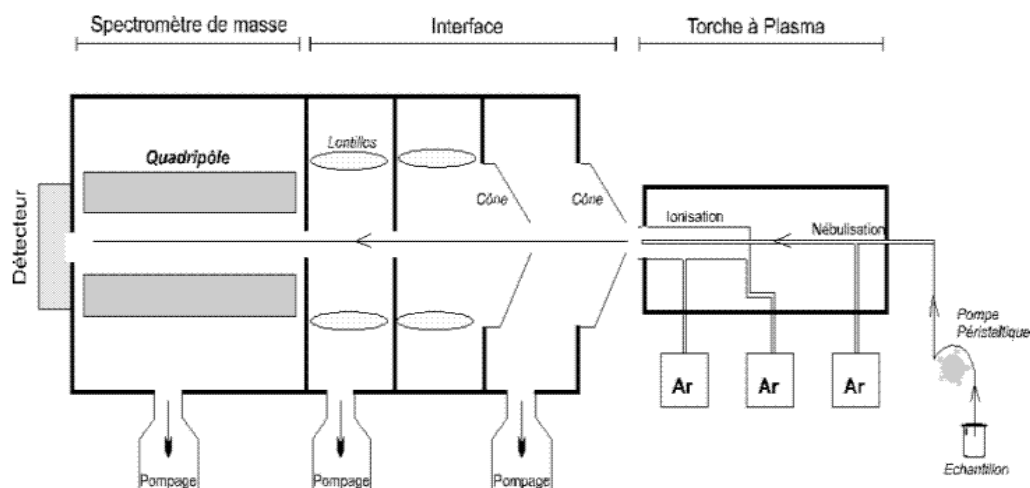


Figure 26: Principe de la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS).

❖ Limite de détection

La limite de détection (seuil de détection) est définie par la plus petite valeur de la concentration mesurable, c'est-à-dire donnant une absorbance égale à deux fois la variation du bruit de fond (Pinta, 1979 ; PERKIN-ELMER, 1982).

La détection par ICP-MS devrait permettre d'abaisser cette limite de détection au ng/ml (Tableau 11). (Pitois, 2006)



Figure 27: La spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif ICP - MS de marque Pekin Elmer NexION 300.

Tableau 11: La limite de détection et l'incertitude analytique des éléments métalliques étudiés

Eléments métalliques	LQ (ppb)	Incertitude analytique (%)	Eléments métalliques	LQ (ppb)	Incertitude analytique (%)
Sc	0,060	2,8	Cd	0,015	8,7
V	0,001	1,1	Sn	0,080	1,5
Cr	0,030	1,2	Sb	0,030	3,7
Co	0,030	1,4	Cs	0,001	1,6
Ni	1,200	1,4	Ba	0,002	1,1
Cu	0,100	1,1	Tl	0,001	3,5
Zn	8,000	1,5	Pb	0,001	1,1
As	0,030	3,8	Bi	0,001	2,4
Sr	0,031	1,1	Th	0,005	1,3
Ag	0,030	2,1	U	0,001	1,1

3) SAA

Les métaux traces des carottes sédimentaires du lac El Mellah et du Barrage Fontaine des Gazelles ont été dosés au niveau de CRSTRA, par la spectrophotométrie d'absorption atomique. C'est une technique d'analyse largement appliquée (Forstner et Salomons, 1980) et bien adaptée (Boust, 1981). En outre, d'après Lajunen (1992) (in Alloway et Ayres, 1997), cette méthode est principalement utilisée pour déterminer les niveaux de concentration en métaux traces dans l'environnement. Le principe, la description de la technique d'analyse et les éléments constitutifs du spectrophotomètre utilisé sont inspirés de Pinta (1979), Perkin_Elmer (1982) et Audigiè et al. (1985 a et b). L'intensité de l'absorption dépend directement du nombre de particules absorbant la lumière selon la loi de Beer-Lambert. D'après cette dernière, la densité optique d'une solution d'une substance absorbante dans un solvant transparent est proportionnelle à l'épaisseur de la solution traversée et à la concentration des substances absorbantes de la solution (Audigiè et al., 1985a).

$$(8) \quad I = I_0 \times e^{-K.L.C}$$

La lecture s'effectue en absorbance (A) ou en densité optique (DO) :

I : Intensité de l'énergie lumineuse transmise (émergente).

I₀ : Intensité de l'énergie lumineuse émise (incidente).

ε : Coefficient d'absorption atomique (constante).

L : Longueur du trajet optique (constante).

C : Concentration de l'élément absorbant (analyte).

$$(9) \quad A = DO = \log I_0/I = \varepsilon . L . C$$

Tableau 12: Résultats des valeurs des écarts réduits calculés (t_{obs}) sur l'échantillon standard IAEA-433

$\mu\text{g/g}$	Teneurs certifiées		Teneurs mesurées au laboratoire						Moyenne	s	t_{obs}	$t_{thé}$
	Intervalle de confiance	Moyenne	ASDM1	ASDM2	ASDM3	ASDM4	ASDM5	ASDM6				
Sc	26.5 – 31.9	14,6	1,6	15,1	5,86	6,17	11,1	17,7	9,6	6,1	-1,15	2,751
V	156 – 164	160	141	156	188,79	174,09	199,7	196,5	175,9	23,6	0,96	2,751
Cr	134 – 138	136	119	135	159,61	147,98	166,5	165,7	148,9	18,9	0,97	2,751
Mn	312 – 320	316	322	354	496,85	424,69	447,7	449,7	415,8	65,5	2,16	2,751
Co	12.6 – 13.2	12,9	11,9	12,8	14,90	13,75	15,4	17,1	14,3	1,8	1,07	2,751
Ni	38.7 – 40.1	39,4	33	38	46,63	41,42	47,4	49,1	42,6	6,1	0,75	2,751
Cu	30.2 – 31.4	30,8	24,3	34,8	33,62	29,52	33,7	34,3	31,7	4,1	0,31	2,751
Zn	99 – 103	101	86	90	94,03	84,46	90,8	90,8	89,4	3,5	-4,70	2,751
Sr	296 – 308	302	293,3	269,8	305,55	318,72	347,7	358,9	315,7	33,5	0,58	2,751
Ag	0.127 – 0.139	0,133	0,14	0,28	0,78	0,68	0,8	0,5	0,5	0,3	2,03	2,751
Cd	0.145 – 0.161	0,153	0,11	0,13	0,66	0,58	0,8	0,6	0,5	0,3	1,61	2,751
Sn	2.17 – 2.47	2,32	2,70	2,53	3,73	3,32	3,7	3,2	3,2	0,5	2,46	2,751
Sb	1.89 – 2.03	1,96	1,59	1,72	2,06	1,88	2,2	1,8	1,9	0,2	-0,51	2,751
Ba	241 – 295	268	254,3	261,6	202,96	228,53	283,5	268,8	249,9	29,3	-0,87	2,751
Th	9.34 – 10.2	9,78	4,95	3,8	0,70	2,91	6,9	8,4	4,6	2,7	-2,64	2,751
U	2.20 – 2.70	2,45	3,07	1,7	4,29	3,62	3,9	3,9	3,4	0,9	1,48	2,751
Fe	40.3 – 41.3	40800	45 262	47 961	56471,9	51275,3	59052,4	60685,4	53 451,3	6241,4	2,87	2,751
As	18.4 – 19.4	18,9	15,3	15	20,3	18,84	22,2	22,2	18,9	3,2	0,03	2,751
Pb	25.4 – 26.6	26	30,14	30,6	30,7	27,17	29,1	27,3	29,2	1,6	2,68	2,751

La comparaison entre les valeurs des écarts réduits calculés (t_{obs}) et celles lues dans la table ($t_{thé} = 2,751$) a permis de confirmer la justesse de cette méthode pour la majorité des métaux analysés, sauf le Fer, Plomb, Zinc et Thorium où on constate que le t calculé est légèrement supérieur à la valeur absolue du t théorique ($F_{t_{obs}} = 2,87$; $Pb_{t_{obs}} = 2,68$; $Zn_{t_{obs}} = -4,70$ et $Th_{t_{obs}} = -2,64$). Ceci implique que la justesse de la méthode d'analyse n'est donc pas vérifiée pour les quatre éléments : Plomb, Fer, Zinc et Thorium, cela peut être dû soit à une contamination ou une perte pendant les étapes de minéralisation et de dosage de ces deux éléments (**Tableau 12**).

Enfin, les résultats des valeurs des écarts réduits calculés (t_{obs}) des 23 métaux traces analysés sur l'échantillon du standard IAEA-433 montrent qu'environ 91% des métaux confirment la justesse de cette méthode d'analyse.

g) Le Facteur d'Enrichissement (FE) :

Le calcul du facteur d'enrichissement (EF) permet de discriminer les apports anthropiques des sources naturelles, et ainsi définir l'intensité de la contamination, en se basant sur la normalisation des données, dans le but d'affranchir la variabilité de la composition intrinsèque des sédiments pouvant entraîner des variations de la teneur (**Audry et al., 2004 ; Roussiez et al., 2006 ; Meybeck et al., 2007 ; Radakovitch et al., 2008 ; Emmanuelle, 2010**). Sa conception a été inspirée par analogie des indices de météorisation. Ces indices utilisent la comparaison entre les éléments mobiles par rapport à des éléments conservatifs. (**Salvarredy Aranguren, 2008**). En général, on utilise un élément conservatif représentatif de la fraction argileuse, tel que l'Al ou le Sc (**Emmanuelle, 2010**). Le calcul est basé sur la comparaison de la teneur en métal mesurée dans l'échantillon [M], avec la teneur du bruit de fond géochimique local du même élément [Sc] RM. Les teneurs en bruit de fond naturel peuvent être établies à partir de mesures effectuées dans des sédiments de fond situés hors influence anthropique. Le scandium (Sc) a été choisi comme élément immobile de référence pour réaliser ce calcul.

Compte tenu des incertitudes, un facteur d'enrichissement entre 0.5 et 2 est considéré être dans la gamme de la variabilité naturelle, alors qu'au-dessus de 2, il indique un enrichissement anthropique (Schütz et Rahn, 1982 ; Hernandez et al., 2003).

$$(10) \quad EF = ([M]/[Sc])_{éch} / ([M]/[Sc])_{RM}$$

Où **EF** : le facteur d'enrichissement ; **[M]** : la concentration en métal étudié ;

[Sc] : la concentration en scandium ; **éch** : l'échantillon ; **RM** : les matériaux de référence

(c'est la concentration moyenne des trois derniers échantillons du fond).

Les facteurs d'enrichissement peuvent être regroupés en 4 classes (Tessier et al., 2011) :

- FE < 2, enrichissement inexistant ou faible ;
- 2 < EF < 5, enrichissement modéré ;
- 5 < EF < 20, enrichissement significatif ;
- 20 < EF < 40, enrichissement très fort

CHAPITRE II : ANALYSE DES RESULTATS

1. Baie d'Alger

1.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX

La semi-quantification des minéraux non argileux a été faite à partir des données de diffraction des rayons X sur les sédiments des échantillons des trois carottes, les résultats montrent la dominance de la calcite (CaCO_3) ($d=3.03 \text{ \AA}$) [57-48] % dans l'ensemble des échantillons des trois carottes, suivie du quartz (SiO_2) ($d=3.34 \text{ \AA}$, 2.6 \AA) [29 - 46] % et la dolomite ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) en faible quantité (1 à 8 %). On a aussi du gypse (un sulfate doublement hydraté de calcium ($\text{CaSO}_4, 2 \text{ H}_2\text{O}$) ($d= 7.63 \text{ \AA}$)) dans les échantillons de surface des trois carottes sédimentaires (**Figure 31, Figure 32, Tableau 13**). La formation de gypse peut être liée à l'oxydation des sulfures présents initialement dans la matrice sédimentaire (**Loustau Cazalet ; 2012**).

Tableau 13: Distribution des minéraux argileux et non argileux de chaque site

	Fraction non argileuses %				Fractions argileuses %			
	Q	C	D	G	I	V	K	In
A1	42.1	49.7	5.1	3.1	50.2	9.4	9.2	31.2
A12	42.1	56.7	1.2	-	48.6	10.5	9	31.9
A21	45.9	51.8	2.3	-	52.1	9.1	7.2	31.6
B1	29.2	49.1	-	21.8	44.5	13.1	9.2	33.2
B12	43.4	48.4	8.2	-	48.8	10.9	7.9	32.4
B25	45.8	48.5	5.5	-	49.4	10	9	31.6
T1	37.7	54.2	-	8.1	50.2	10.7	6.4	32.7
T13	43.1	56.9	-	-	50.4	10	7.6	31.9
T26	31.9	68.1	-	-	48	12.4	8.6	31.1

Q: Quartz, **C:** Calcite, **D:** Dolomite, **G:** Gypse, **I:** Illite, **V:** Vermiculite, **K:** Kaolinite, **In:** Interstratifiée

L'examen des diffractogrammes obtenus à partir des préparations orientées montre que la composition minéralogique de l'argile total **AT** ([44-60] % du sédiment) est presque identique le long des trois carottes et constituée en majeure partie de l'illite ($\text{K}_x\text{H}_3\text{O})(\text{Al},\text{Mg},\text{Fe})_2(\text{Si},\text{Al})_4\text{O}_{10}[(\text{OH})_2,(\text{H}_2\text{O})]$, les valeurs varient entre [48 - 52] % ; les argiles interstratifiées du type illite/smectite (10 \AA) et du type illite/chlorite (14 \AA) [31 - 33] %, les argiles (la kaolinite ($\text{Al}_4\text{Si}_4\text{O}_{10}(\text{OH})_8$))

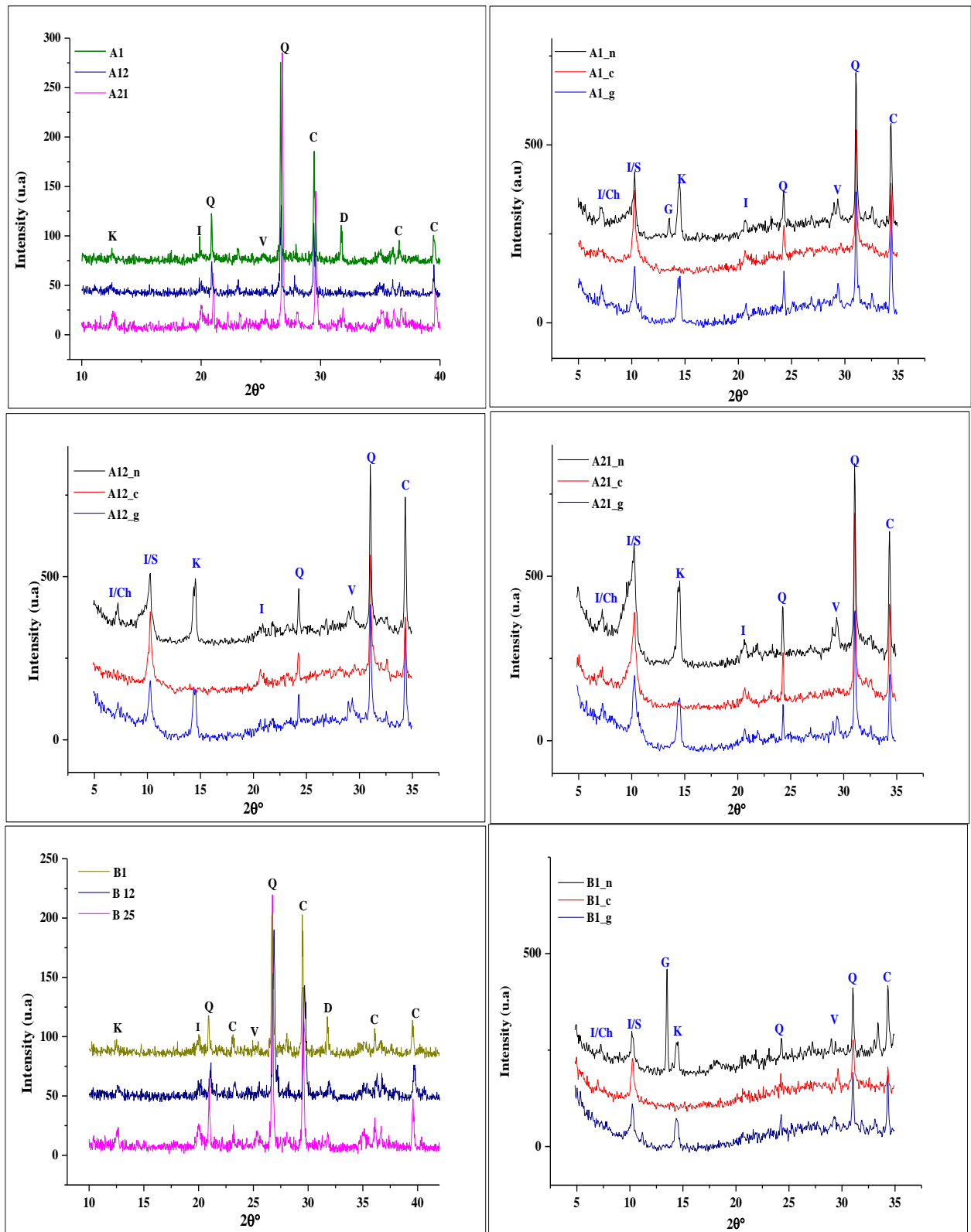


Figure 28: Les diffractogrammes des échantillons traités par la méthode des agrégats orientés. Des carottes sédimentaires de la baie d'Alger (n : Normal, c : Chauffer, g : Glycoler) (G : Gypsum, C : Calcite, Q : Quartz, D : Dolomite, K : Kaolinite, V : Vermiculite, I/S : Illite-Smectite et I/Ch : Illite-Chlorite)

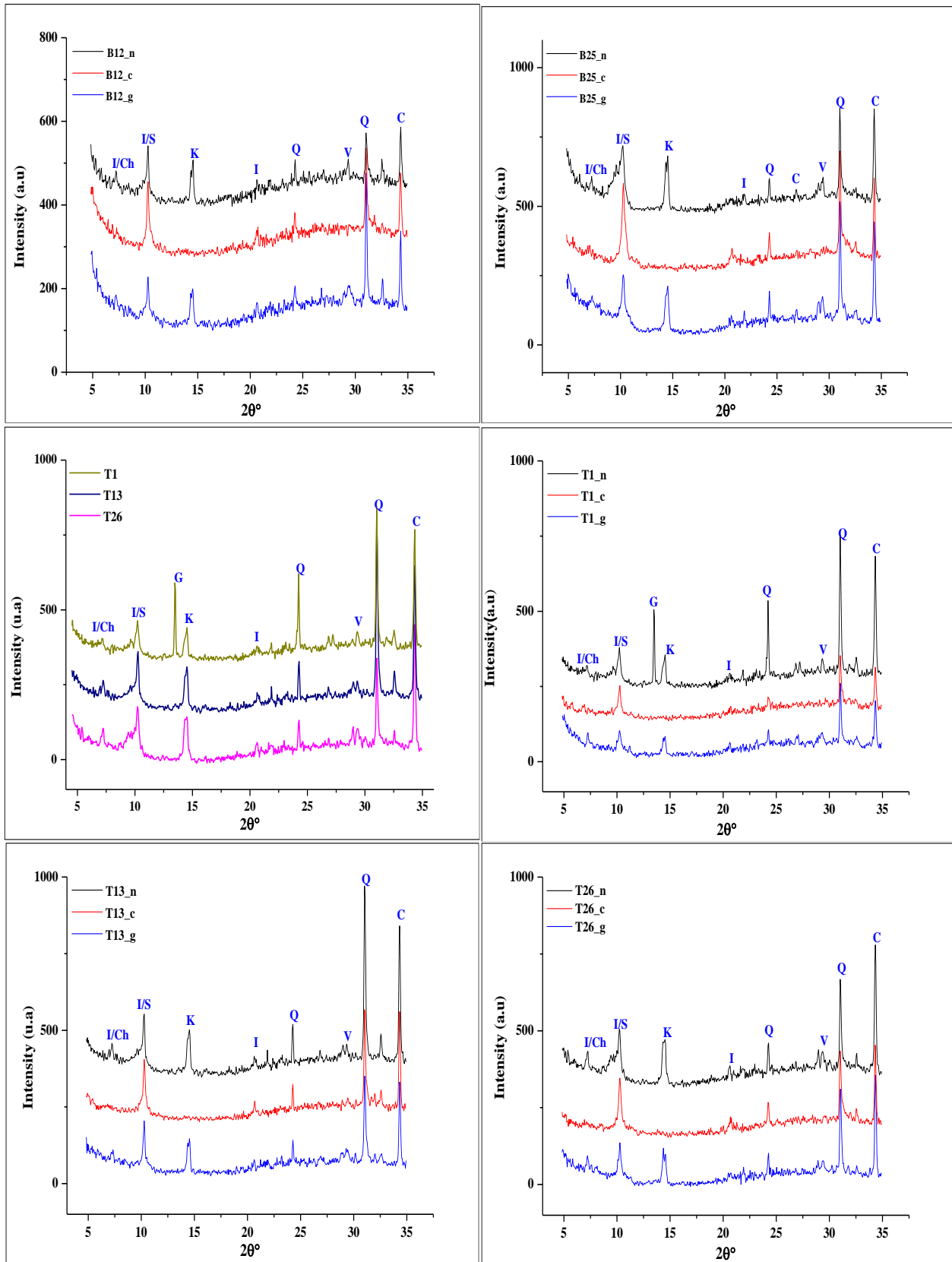


Figure 29 : Les diffractogrammes des échantillons traités par la méthode des agrégats orientés. Des carottes sédimentaires de la baie d'Alger (*n* : Normal, *c* : Chauffer, *g* : Glycoler) (*G* : Gypsum, *C* : Calcite, *Q* : Quartz, *D* : Dolomite, *K* : Kaolinite, *V* : Vermiculite, *I/S* : Illite-Smectite et *I/Ch* : Illite-Chlorite)

($d=7.15 \text{ \AA}$) et la vermiculite $(\text{Mg, Ca})_{0.7}(\text{Mg,Fe,Al})_6(\text{Al,Si})_8\text{O}_{22}(\text{OH})_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ($d=3.6 \text{ \AA}$) leurs valeurs sont entre [6 -13]%. La distribution et la dominance de ces minéraux argileux est contrôlée par déversements des apports terrigènes des oueds et les processus côtiers tels que les vagues, le courant côtier le long des côtes, le courant sous-marins, l'érosion côtière, le transport des sédiments et les dépôts. (Saci et al ; 2016)

1.2. Détermination de la composition chimique par XRF :

Les résultats de la composition chimique déterminée par la XRF montrent que les éléments majeurs représentent en moyenne de : 89%, 85% et 81% de la totalité de la composition chimique des carottes respectivement : A, B et T (**Tableau 14**). Les teneurs montrent que les oxydes les plus abondants sont le SiO_2 , Al_2O_3 , CaO , Fe_2O_3 , MgO et le K_2O , ils sont en concordance avec les données de la minéralogie. En considérant que le calcium (Ca) révèle la présence des carbonates et des sulfates (calcite, dolomite et gypse) et qui représentent entre 13% à 20% de la totalité.

Les valeurs les plus marquantes dans les trois carottes sont respectivement celle de : SiO_2 [38,1-47,4] %, qui est d'environ 40% dans les trois carottes, augmente légèrement vers la profondeur. Les teneurs des Al_2O_3 qui sont comprises entre 10% à 17%, la silice (SiO_2) et l'alumine (Al_2O_3) indiquent la forte proportion des aluminosilicates et la proportion faible du quartz (**Lamouri, 2017**). Si le rapport de $\text{SiO}_2/ \text{Al}_2\text{O}_3$ est entre 2.4 à 3.3 confirme la dominance des aluminosilicates (**Brosse, 1982**) ; dans notre cas les valeurs du rapport sont entre 2.7 à 3.4.

Le fer (Fe_2O_3) indique la présence de l'hématite avec des valeurs qui augmentent légèrement vers le fond des trois carottes [6, 10-7, 3] %. Les valeurs de K_2O sont constantes aux alentours de 2.7%, ce qui peut correspondre aux phyllosilicates (illites, micas,) (**Rousset, 2002**). Augmentation du taux de l'oxyde de manganèse (Mno) le long de la carotte Tet reste constante dans les échantillons sédimentaire de la carotte A ; Sr augmente au milieu des trois carottes T; B et A.

Tableau 14: Diffractogrammes montrant La composition chimique de quelques échantillons des trois carottes sédimentaires de la Baie d'Alger **A1:** échantillon de surface [0-0,5]cm, **A12:** échantillon du milieu [9--10]cm et **A21:** échantillon du fond [22-24]cm, **B1:** échantillon de surface [0-0,5]cm, **B12:** échantillon du milieu [9--10]cm et **B25:** échantillon du fond [28-30]cm **T1:** échantillon de surface [0-0,5]cm, **T13:** échantillon du milieu [10-12]cm et, **T26:** échantillon du fond [36-38]cm

	Compound	A1	A12	A21	B1	B12	B25	T1	T13	T26
Concentrations (%)	SiO ₂	40,80	45,10	47,40	39,50	39,50	47,20	38,10	38,50	42,10
	Al ₂ O ₃	13,90	15,10	17,20	11,90	11,90	15,80	11,50	11,30	14,20
	CaO	16,20	16,60	13,50	20,80	20,80	18,50	17,20	17,20	20,10
	Fe ₂ O ₃	6,30	6,90	7,30	6,70	6,70	7,3	6,10	6,00	6,80
	K ₂ O	2,70	3,00	3,40	2,10	2,10	-----	2,30	2,10	2,10
	MgO	2,05	1,93	2,03	2,06	1,84	1,87	1,83	-----	0,38
	TiO ₂	0,94	1,00	1,20	0,86	0,86	1,10	0,79	0,78	0,97
	SO ₃	0,80	0,59	0,59	1,20	1,20	0,65	2,50	0,65	0,88
	P ₂ O ₅	0,10	0,12	0,12	0,09	0,09	0,04	0,10	-----	0,16
Concentration (ppm)	MnO	500	500	520	454	560	360	160	400	500
	Sr	370	400	360	420	431	380	340	450	370
	Ba	-----	530	540	0	673	500	700	500	-----
	Zr	120	150	150	137	151	130	120	600	120
	Rb	90	110	130	97	106	70	70	80	90
	Zn	150	150	125	204	123	200	200	20	150
	Pb	40	29	18	26	12	20	20	30	40
	Y	20	18	24	20	25	20	20	20	20
	Nb	7	13	12	9	11	10	6	9	7
	Cr	70	90	90	65	79	6	70	100	70
	Ni	20	23	32	24	30	20	20	20	20
	Cu	40	53	45	58	47	40	40	50	40
	As	790	471	336	555	263	570	310	340	790
	Cd	150	33	20	103	0	140	190	-----	150
	Ce	97	106	118	103	113	110	80	80	97
	SiO ₂ / Al ₂ O ₃	2.93	2.98	2.74	3.32	3.32	2.98	3.31	3.41	2.96

1.3. Matière organique :

Les pourcentages en matière organique dans les profils des trois carottes ont des valeurs moyennes (en %) qui varient (**Figure 33**) :

- La carotte A : min: 7,07% et max: 16,04 % avec une moyenne de $(9,06 \pm 2,24)$ %.
- La carotte B : min: 5,23% et max: 18 %, avec une moyenne de $(10,58 \pm 3,47)$ %.
- La carotte T : min: 3,03% et max: 13,27 % avec une moyenne de $(5,67 \pm 2,93)$ %.

Les sédiments des trois carottes sont relativement riches en matières organiques, notamment la carotte B. Les teneurs de la matière organique fluctuent considérablement en profondeur dans les trois carottes. Ces fluctuations sont liées au phénomène de dégradation de la matière organique par les processus diagénétiques et aux apports aussi bien terrigènes que marins. Les sources de la matière organique aux points de prélèvement sont essentiellement : les apports des oueds, notamment l'oued El Harrach, qui comprennent aussi les eaux usées, les apports des rejets urbains et industriels déversés dans le port et transférés à la baie d'Alger et le plancton marin, plus particulièrement les blooms phytoplanctoniques (**Bernard, 1950 ; Bernard et Lecal-Schlauder, 1953**). La teneur d'un sédiment en matières organiques est d'autant plus élevée que ce sédiment est riche en particules fines (**Nichols, 1970 ; Leclaire, 1972 ; Lie 1974, 1978 ; Maouche, 1987**).

Selon Bakalem (2008) les fortes valeurs se retrouvent dans les sédiments du secteur central et occidental à proximité du port d'Alger et les faibles teneurs dans les sédiments du secteur oriental notamment au voisinage de l'oued Hamiz dont le débit est régulé par un barrage. La richesse des sédiments en matières organiques dans le secteur centre et le secteur à proximité du port d'Alger est due essentiellement aux apports de l'oued El Harrach pour le premier secteur, aux activités de la zone portuaire et aux rejets d'eaux usées domestiques pour le second secteur.

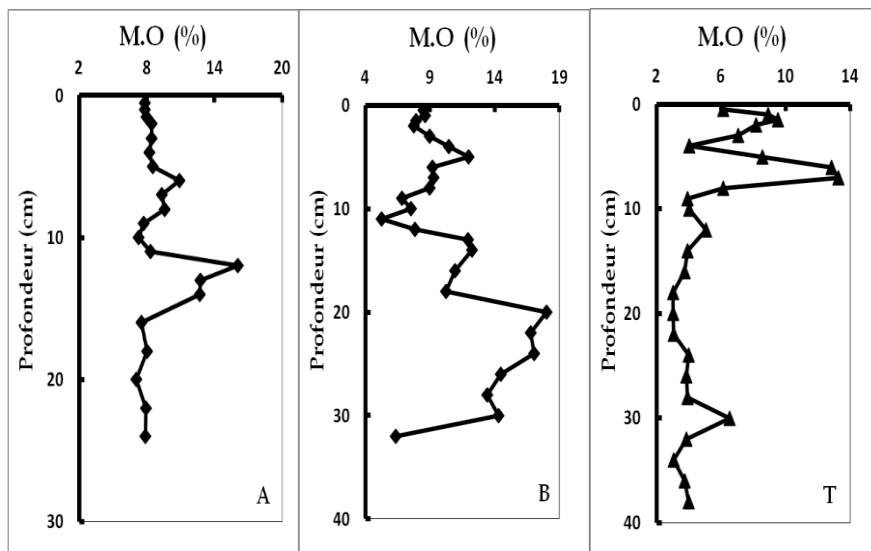


Figure 30: Profils verticaux de la matière organique dans les trois carottes sédimentaires

1.4. Teneurs des carbonates :

Les teneurs des carbonates dans les carottes ont des valeurs moyennes (en %) qui varient (**Figure 34**) :

- La carotte A: min: 19,56% et max: 28,89% avec une moyenne de $(24,91 \pm 3,08)$ %.
- La carotte B: min: 25,33% et max: 44,00 %, avec une moyenne de $(30,09 \pm 3,77)$ %.
- La carotte T: min: 16,75% et max: 39,62 % avec une moyenne de $(28,4 \pm 4,27)$ %.

La distribution verticale des teneurs des carbonates de calcium est plus ou moins homogène le long des trois carottes. Les valeurs du CaCO_3 des carottes sont similaires aux valeurs de CaO déterminées par XRF, ce qui peut confirmer que CaO se trouve sous forme de calcite.

Selon **Lisitzin (1996)**, les sédiments carbonatés ($>30\% \text{CaCO}_3$) forment environ 55 % des dépôts sur les pentes continentales et les fonds marins. L'enrichissement des sédiments de surfaces en CaCO_3 par rapport aux sédiments les plus profonds dans les trois carottes sédimentaires (**Figure 34**), et due à la dissolution de la calcite dans la colonne sédimentaire supérieure, en raison de l'excès de CO_2 dans l'eau interstitielle provenant de la reminéralisation de la matière organique sédimentaire (**Jahnke et al. 1994, Martin et Sayles 1996**).

L'enrichissement des sédiments en CaCO_3 peut être d'origine interne par la production biologique ou d'origine externe les apports fluviaux détritiques, oued El Harrach.

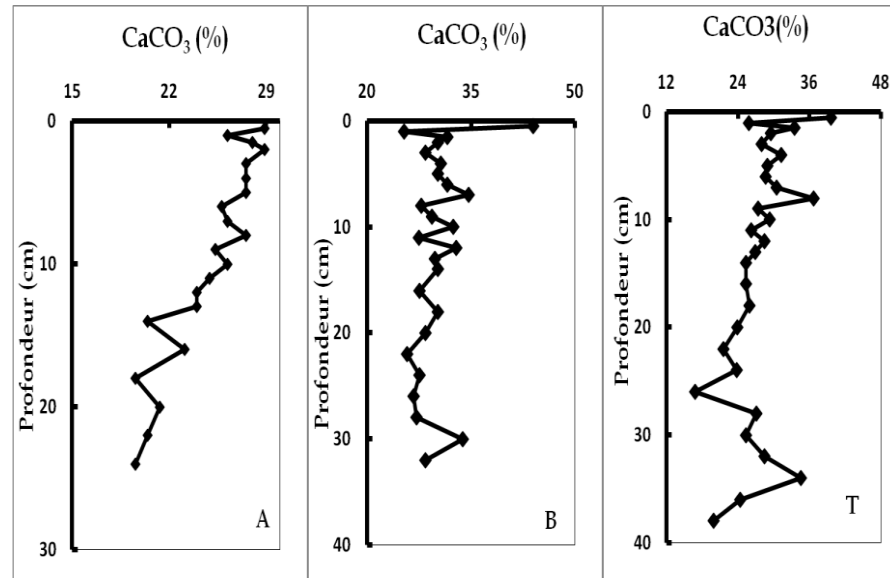


Figure 31: Profils verticaux des carbonates en pourcentage dans les trois carottes sédimentaires

1.5. Teneurs du Plomb 210 :

Pour procéder à une datation géochronologique des horizons des deux carottes A et B, on a utilisé le modèle théorique CRS (Constant Rate of Supply) (Appleby et Oldfield, 1978) qui suppose que les variations des retombées en ^{210}Pb sont négligeables durant les 150 dernières années (intervalle durant lequel les sédiments sont datables par la méthode ^{210}Pb). Cette méthode suppose une résolution dans les données très fines avec une mesure de l'activité en ^{210}Pb pour toutes les profondeurs, afin de pouvoir calculer les différents termes de cette équation. Aussi elle ne suppose pas de vitesse de sédimentation constante. Cependant, les valeurs des spectrométries gamma du radio-chronomètre ont montré que les niveaux de radioactivité du « Pb-210 en excès » dans les dépôts de la carotte A s'intègrent aux valeurs les plus élevées mesurées dans les deux carottes A et B (Figure 35): elles s'échelonnent de 151 ± 9 mBq/g en surface à 30 ± 5 mBq/g au bas de la carotte A et de 114 ± 3 mBq/g au milieu de la carotte à 38 ± 3 mBq/g au bas de la carotte B. On peut dire que les valeurs mesurées de radioactivité du « Pb-210 en excès » dans les deux carottes traduisent la présence des effets de bioturbation ou/et homogénéisation qui marque les

premiers centimètres depuis la surface jusqu'à l'horizon (10,5 cm) pour la carotte A et jusqu'à (12,5cm) pour la carotte B. La résolution des mesures du « Pb-210 en excès » ne nous permet pas d'obtenir une datation des différentes profondeurs des deux carottes, mais elle permet d'estimer le taux d'accumulation des sédiments. On a estimé le taux d'accumulation du sédiment et la sédimentation dans la partie profonde des deux carottes où il n'y a pas de mélange :

- Pour la carotte B du 12,5 cm jusqu'au fond où le taux d'accumulation du sédiment est estimé à environ $0,21\text{g/cm}^2/\text{an}$ avec un taux de sédimentation d'environ $0,11\text{ cm/an}$,
- Pour la carotte A du 9,5 cm jusqu'au fond avec un taux d'accumulation faible d'une valeur de l'ordre de $0,07\text{ g/cm}^2/\text{an}$ et un taux de sédimentation d'environ $0,05\text{cm/an}$.

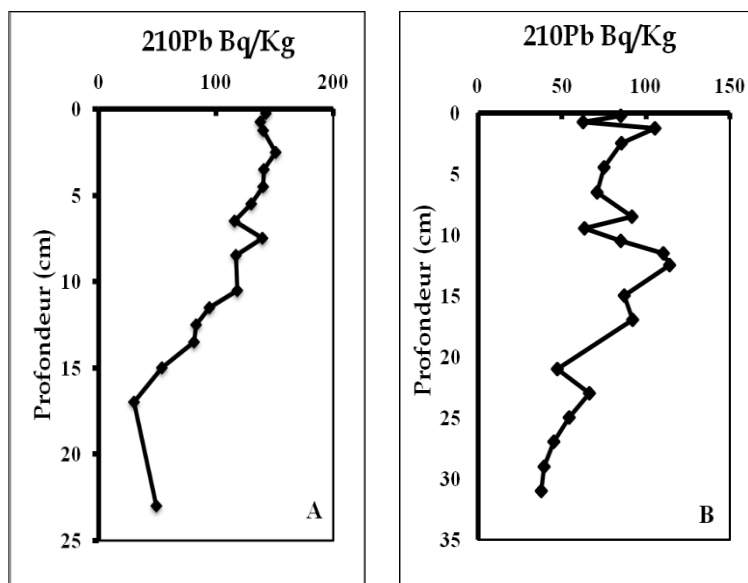


Figure 32: Profils verticaux du 210plomb dans les deux carottes sédimentaires (A et B)

1.6. Métaux traces

Les résultats d'analyse des trois carottes obtenus par ICP-MS ont permis l'établissement des profils de distributions verticales de chaque métal analysés (**Tableau 15, Figure 36**).

Tableau 15: Les teneurs moyennes des métaux dans les trois carottes de la Baie d'Alger

	Fe	Mn	Ba	Zn	Sr	V	Cr	Pb	Ni	Cu	Co	As
Carotte A	49715,8	380,3	275,1	94,0	357,3	165,7	128,6	35,6	41,3	30,9	13,2	14,8
Carotte B	40788,6	286,2	302,0	125,0	343,3	113,1	94,1	43,5	30,3	32,2	10,4	10,7
Carotte T	55421,6	414,0	388,6	165,7	471,7	148,0	138,8	54,7	42,0	45,2	14,2	17,1
	Sc	Bi	Cs	Sn	Th	U	Mo	Sb	Ag	Cd	Tl	
Carotte A	5,2	6,4	6,3	4,3	3,7	3,6	1,2	1,3	1,3	0,6	0,4	
Carotte B	8,3	0,5	5,1	3,5	4,4	1,8	---	1,4	0,5	0,2	0,4	
Carotte T	12,3	5,3	6,7	5,1	7,5	2,5	1,8	1,6	1,5	0,8	0,4	

L'observation et l'analyse de ces profils permettent de constater selon le **Tableau 15** que :

- Les plus faibles concentrations des métaux : Mn, Sr, Ag, U, As, V, Cd, Cr, Co, Bi et Fe sont observées au niveau de la carotte B.
- Les teneurs les plus élevées des éléments: Zn, Sc, Th, Mo, Pb, Ba et Sb sont relevées dans T.
- La concentration moyenne de chacun des éléments suivants : Cs, Ni, Cu, Tl et Sn de la carotte A se rapproche de celle trouvée dans les carottes B et T.

L'analyse des profils verticaux des différents éléments métalliques dans les carottes sédimentaires montre des distributions assez hétérogènes et variables d'un élément à un autre et d'une carotte à l'autre. D'une manière générale, les éléments métalliques étudiés se présentent avec des concentrations qui peuvent être considérées comme habituelles. Cependant, des cas particuliers de certains éléments et de certaines concentrations relativement élevées avec des anomalies de pollution et/ou géochimiques sont relevées et vont être discutés ci-dessous.

Les sédiments des trois carottes sont caractérisés par :

- des profils verticaux assez stables pour les éléments suivants: Cd, U, Sb Sn, As, Sc, Co, Mn, Sr, Ba, V, Cr, Zn, Tl. Cette stabilité de la distribution est observée

aussi pour le Sn dans la carotte B et pour le Mo, Co, Bi, As, Cu, Ni, Mn, Sr, Ba, V, Cr, Zn, Tl, Ag dans les carottes A et T.

Ce comportement peut renseigner sur le régime sédimentaire qui peut être assez stable avec des origines de sédiment et d'éléments similaires et/ou identiques. Ces profils qui ne manifestent pas des fluctuations importantes et des concentrations en métaux faibles à modérées peuvent renseigner sur une origine des métaux beaucoup plus naturelle qu'anthropiques.

- Le plomb a une distribution particulière. Sa concentration croit progressivement depuis la base de la carotte jusqu'à la surface où elle se trouve augmenté d'un facteur de l'ordre de 3 dans la carotte A et d'un facteur de l'ordre de 2 dans la carotte B. cet enrichissement peut être en relation directe avec la pression anthropique où le trafic routier et maritimes sont la cause et le plomb tétraéthyle est indexé. Dans la carotte T, cet élément, avec d'autre, présente une anomalie dans la partie superficielle de la carotte : entre 2 et 6 cm la profondeur. Cette anomalie ne peut être qu'anthropique.

Les sédiments de la carotte A sont caractérisés par :

- Les éléments Sn, Cu, Ni, Ba, Sr, Mn, Ag qui présentent deux types de distributions. Dans la partie profonde, en dessous de 10 cm, ces éléments manifestent une distribution assez stable. Cependant, dans la partie supérieure, au-dessus de la profondeur de 10 cm, les profils montrent de légères fluctuations.
- Les éléments Th, Cs, Sc et Fe présentent des profils avec des fluctuations assez importantes le long de toute la carotte et surtout dans la partie supérieure, au-dessus de 10 cm. La partie inférieure quand, à elle se trouve enrichie sensiblement avec l'élément considéré, surtout pour le Fe et le Th.

Ces comportements géochimiques dénotent l'instabilité des régimes sédimentaires pendant la période qui couvrent la première couche du sédiment jusqu'à 10 cm de profondeur pour le premier groupe d'éléments et pendant toute la période de dépôt des sédiments formant toute la carotte pour le deuxième groupe d'éléments.

Les sédiments de la carotte B sont caractérisés par :

- Les éléments Cu, Ni, Pb, Sc, dans une moindre mesure, le Cd, Tl et le Fe présentent une distribution à comportements différents dans deux couches séparées par la profondeur de d'environ 10 cm. En dessous de cette profondeur, les profils présentent une évolution plus ou moins stable pour décroître vers le haut à partir de la profondeur de 12 cm et atteindre à 10 cm la valeur minimale de concentration. Dans la couche supérieure, la distribution devient encore plus stable. Cette partie du profil se distingue aisément de la première par des concentrations amoindries et assez stationnaires.

Les sédiments de la carotte T sont caractérisés par :

- Les éléments Cr, Zn, Pb, Cu, Sn, et dans une moindre mesure Sb, Mo, Bi, As, Cd, Ag présentent des concentrations anormales au niveau de la profondeur de 6 cm avec un pic de concentration de 198.64, 337.65, 96.64, 77.14, 8.28, 2.34, 2.18, 7.24, 21.24 et 1,31 $\mu\text{g/g}$ pour Cr, Zn, Pb, Cu, Sn, Sb, Mo, Bi, As et Cd respectivement. Certains de ces éléments (comme le Pb, le Cu, le Zn, le Sn ...) présentent une deuxième petite anomalie au niveau de la profondeur de 2 cm.

Ces caractéristiques et ces comportements géochimiques peuvent être en relation directe avec les origines des sédiments et des éléments et avec le régime sédimentaire dans la zone d'étude. Cette dernière est soumise à plusieurs facteurs et contraintes qui peuvent influencer les processus naturels.

Les facteurs anthropiques dans la zone d'étude sont majeurs et peuvent être à l'origine des perturbations observées dans le régime sédimentaire, les fluctuations et les comportements des éléments métalliques. Les enrichissements observés peuvent être en partie naturels, mais la signature anthropique est certaine. Les anomalies observées pour certains éléments dans la carotte T entre 2 et 6 cm de profondeurs ne peuvent être qu'anthropiques. Des anomalies similaires, pour le Cr, le Zn et le Cu, presque au même endroit ont été déjà signalées par **Boulahtid et al., (2013)** et ont été attribuées par essai de datation aux années 80.

La zone de prélèvement de ces carottes est l'embouchure de l'oued El Harrach qui traverse une grande partie de l'agglomération d'Alger, mais surtout la plus grande

zone industrielle de l'Algérie : zone industrielle d'Oued Smar. Donc, ces anomalies sont de la pollution issue des eaux usées industrielles acheminée par cet oued.

Parmi les facteurs anthropiques, on peut signaler aussi les nombreux et grands travaux d'aménagement qui ont été réalisés sur le littoral et aux alentours de la baie d'Alger et sur le bassin versant de l'oued El Harrach, notamment la réalisation de deux autoroutes et autres grandes infrastructures. Au cours de ces grands travaux, les principales perturbations sont l'augmentation de l'apport solide de l'oued, la sédimentation, la remise en suspension des sédiments fins, l'augmentation de la turbidité des eaux.

Des phénomènes naturels de grandes importances sont à considérer aussi. Ces phénomènes ont provoqué un déversement brusque de matériel terrigène vers la baie d'Alger. Ce sont les inondations de Bab El Oued 2001 et le séisme de Boumerdes 2003. Les récentes inondations les plus destructrices étaient celles de Bab El Oued du 10 Novembre 2001, toutes les eaux se sont accumulées et ont donné de très forts débits, au niveau de Climat de France. Le niveau d'eau maximum mesuré (laisse de crue) est de 2,45m, ce qui a donné un débit de crue max de 730 m³/s et un apport total de 2.600.00 m³. L'estimation empirique des sédiments charriés a donné un volume de 800.000 m³ (**Behlouli,2002**).

Aussi, pour le phénomène de l'érosion, l'analyse de l'évolution de la position de la ligne de rivage du littoral de la Wilaya d'Alger sur une période de 40 ans (allant de 1959 à 1999) à l'aide de photographies aériennes verticales corrigées, a révélé que le littoral de la Wilaya d'Alger a connu une érosion presque généralisée et modérée. La valeur du taux net moyen obtenu est de -0,036 m/an pour le littoral de la baie d'Alger (**Boutiba, 2012**).

Partie II-Chapitre II : Analyse des Résultats

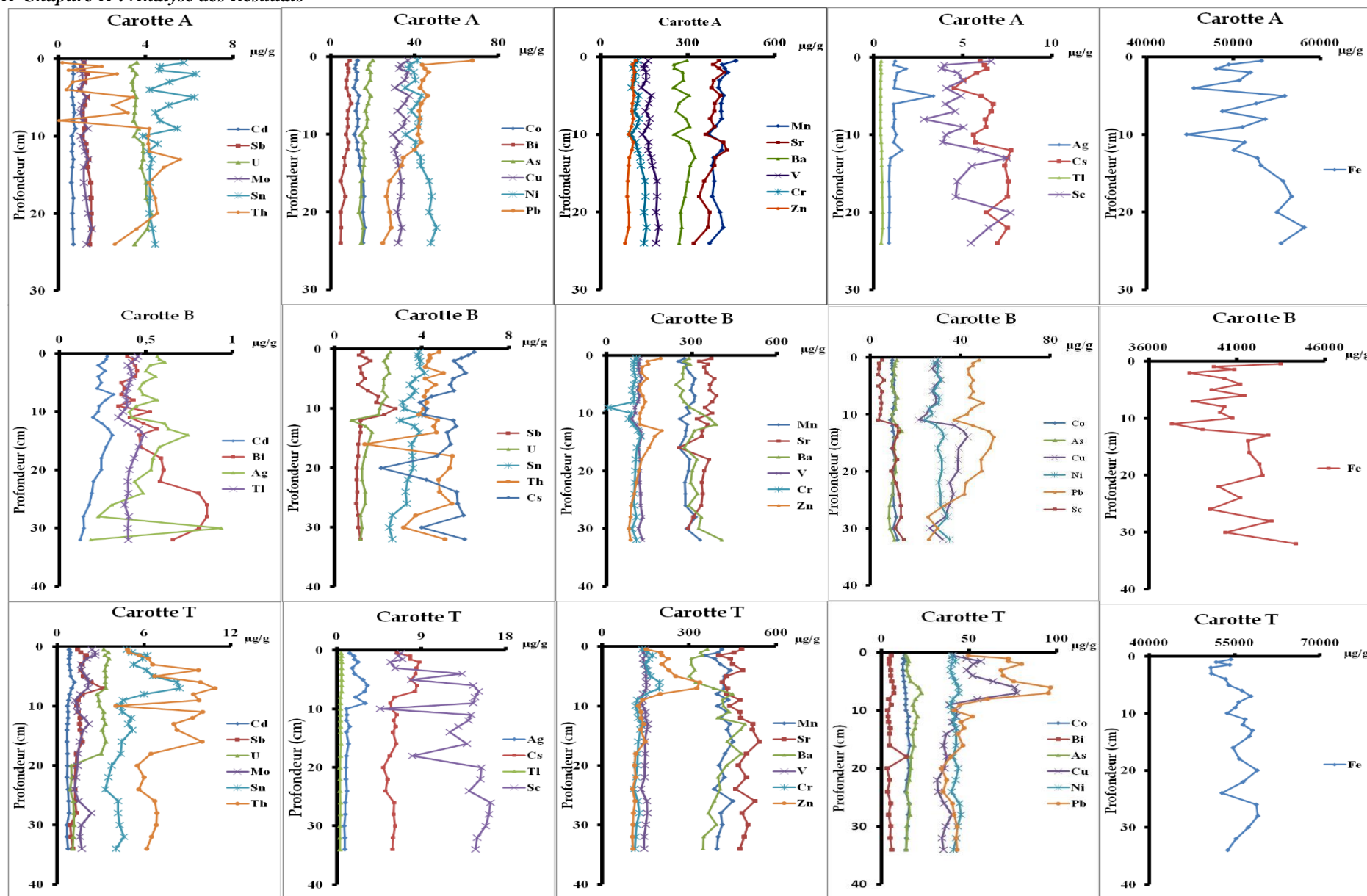


Figure 33: Profils verticaux des métaux traces dans les trois carottes sédimentaires (A, B et T)

1.7. Facteur d'Enrichissement (FE)

On observe au niveau de la carotte A (**Tableau 16**) les facteurs d'enrichissement pour les éléments : V, Cr, Mn, Sc, Co, Ni, Cu, As, Sr, Cd, Sb, Cs, Ba, Tl, U, Sn et Mo suivant la même évolution dans le temps avec des valeurs qui ne dépassent pas 2 ce qui les rend dans la gamme de la variabilité naturelle, sauf au niveau de la profondeur 8 cm où il y'a une légère contamination avec des FE qui ne dépassent pas la valeur 3. Les valeurs les plus élevées du Bi, Ag, Pb et Zn ($1,84 < EF(\text{Bi}) < 3,80$; $1,38 < EF(\text{Ag}) < 5,19$; $2,11 < EF(\text{Pb}) < 3,65$; $1,36 < EF(\text{Zn}) < 4,96$) sont identifiées en surface de la carotte [0-8] cm, dans cette tranche on observe un enrichissement modéré continu pour le zinc Zn, le plomb Pb et le bismuth Bi ; après la profondeur 11 cm les valeurs montrent un enrichissement faible.

La carotte B montre une contamination modérée à significative dans la partie supérieure [0-11] cm de la carotte, dans cette tranche les métaux traces dont le facteur d'enrichissement présente des valeurs qui dépassent 5 sont : ($3,54 < EF(\text{Zn}) < 5,66$; $3,45 < EF(\text{Cd}) < 6,87$; $3,52 < EF(\text{Pb}) < 5,69$; $4,29 < EF(\text{U}) < 6,94$; $3,26 < EF(\text{Sn}) < 5,48$; $2,29 < EF(\text{Sb}) < 7,26$), l'ensemble des éléments métalliques les valeurs du EF baissent après la profondeur de 11cm pour atteindre la valeur de l'ordre de 1 ; il faut noter que le Bismuth (Bi) a un facteur d'enrichissement faible le long de la carotte sauf à la profondeur de 3 cm où il atteint 2,06 (**Tableau 17**).

Dans la carotte T, on observe selon le facteur d'enrichissement trois groupes de métaux traces ; le premier groupe contient : V, Cr, Mn, Sc, Co, Ni, Cu, Sr, Ba et Th , il est caractérisé par un enrichissement modéré (ne dépasse pas la valeur de 4) dans la partie supérieur [0-3] cm de la carotte, pour le reste de la carotte les valeurs sont faibles indiquant un enrichissement faible ou inexistant sauf à la profondeur 10cm où on a un enrichissement modéré des 10 éléments ; le deuxième groupe est composé des éléments (As, Cd, Sn, Cs, Tl, Pb, Bi, , Mo) où on a un enrichissement modéré dans la tranche[0-10] cm de la carotte et on observe un enrichissement significatif pour le troisième groupe ($1,37 < EF(\text{Zn}) < 5,71$; $2,44 < EF(\text{Ag}) < 7,3$; $1,54 < EF(\text{Sb}) < 5,28$) dans la même tranche [0-10] cm de la carotte. Après la profondeur 10cm et jusqu'à 34cm de profondeur, les facteurs d'enrichissement sont faibles pour tous les métaux traces sauf pour : Cu, Zn, As, Ag, Sb, Ba, Tl et Bi où on observe à la profondeur 18cm un enrichissement modéré, comme s'il y a eu un apport modéré d'une même source et dans la même période. Il faut noter que les facteurs d'enrichissement de l'U sont significatifs ($2,59 < EF(\text{U}) < 8,63$) dans une partie très importante de la carotte [0-18] cm (**Tableau 18**).

Tableau 16: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte A.

Profondeur (cm)	F.E (V)	F.E (Cr)	F.E (Mn)	F.E (Sc)	F.E (Co)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Zn)	F.E (As)	F.E (Sr)	F.E (Ag)	F.E (Cd)	F.E (Sn)	F.E (Sb)	F.E (Cs)	F.E (Ba)	F.E (Tl)	F.E (Pb)	F.E (Bi)	F.E (Th)	F.E (U)	F.E (Mo)
0,5	0,84	0,82	1,15	0,94	0,82	0,85	1,12	1,36	1,38	1,14	1,38	1,11	1,32	0,78	0,86	1,07	0,84	2,46	1,84	0,05	0,90	0,84
1	1,29	1,25	1,71	1,46	1,26	1,29	1,70	3,03	2,08	1,81	2,14	1,76	1,79	1,18	1,49	1,51	1,31	2,65	2,63	0,93	1,38	1,23
1,5	1,32	1,25	1,82	1,47	1,26	1,32	1,73	3,21	2,11	1,97	3,61	1,73	1,84	1,31	1,57	1,58	1,39	2,84	3,03	0,22	1,49	1,25
2	1,12	1,09	1,51	1,28	1,11	1,14	1,57	2,85	1,82	1,66	2,11	1,45	2,03	1,21	1,15	1,42	1,18	2,37	2,46	1,05	1,26	1,10
3	1,06	1,01	1,34	1,18	1,04	1,10	1,43	2,45	1,71	1,44	1,82	1,32	1,55	1,07	0,96	1,36	1,04	2,11	2,07	0,24	1,13	1,06
4	1,16	1,11	1,61	1,30	1,12	1,17	1,51	3,33	1,83	1,72	2,10	1,51	1,55	1,08	1,05	1,45	1,28	2,51	2,45	0,17	1,39	1,17
5	1,20	1,14	1,40	1,33	1,17	1,20	1,54	3,07	1,75	1,55	5,19	1,31	1,93	1,18	1,16	1,48	1,13	2,27	2,39	1,29	1,21	1,22
6	1,38	1,34	1,67	1,52	1,34	1,39	1,76	4,96	2,01	1,80	2,10	1,70	1,91	1,34	1,58	1,58	1,37	2,59	3,33	1,14	1,46	1,25
7	1,14	1,09	1,47	1,24	1,11	1,13	1,41	4,20	1,64	1,58	1,82	1,57	1,47	1,06	1,36	1,34	1,20	2,22	2,47	1,28	1,27	1,05
8	2,02	2,03	2,40	2,22	1,95	2,02	2,57	4,20	2,82	2,47	3,19	2,31	2,51	1,89	2,10	2,48	1,92	3,65	3,80	0,03	2,04	1,85
9	1,09	1,05	1,27	1,18	1,07	1,12	1,38	1,63	1,52	1,43	1,64	1,55	1,64	1,04	1,18	1,45	1,09	1,99	2,21	1,52	1,21	1,27
10	1,19	1,12	1,49	1,28	1,16	1,19	1,47	1,82	1,59	1,64	2,38	1,51	1,44	1,19	1,30	1,48	1,29	2,47	2,41	1,86	1,42	1,18
11	1,44	1,33	1,76	1,54	1,39	1,42	1,72	2,05	1,88	2,01	2,17	1,69	1,79	1,42	1,39	1,87	1,53	2,67	2,96	1,95	1,67	1,37
12	0,92	0,91	1,12	0,97	0,89	0,90	1,02	1,31	1,14	1,33	1,98	0,99	1,03	0,94	1,21	1,24	1,04	1,59	1,80	1,27	1,08	0,95
13	0,79	0,78	0,84	0,82	0,78	0,78	0,85	1,12	0,96	0,97	0,96	0,91	0,87	0,81	0,95	1,03	0,82	1,11	1,16	1,37	0,86	0,85
14	1,09	1,08	1,13	1,12	1,05	1,05	1,18	1,42	1,28	1,30	1,20	1,12	1,15	1,05	1,25	1,33	1,10	1,47	1,66	1,60	1,14	0,99
16	1,39	1,40	1,35	1,38	1,38	1,35	1,44	1,87	1,39	1,40	1,38	1,25	1,35	1,37	1,52	1,51	1,40	1,44	1,33	1,62	1,43	1,17
18	1,43	1,44	1,35	1,43	1,45	1,42	1,46	1,49	1,42	1,36	1,46	1,47	1,38	1,44	1,54	1,50	1,46	1,39	2,10	1,77	1,45	1,30
20	0,83	0,83	0,87	0,83	0,83	0,83	0,83	0,86	0,79	0,90	0,87	0,82	0,82	0,86	0,78	0,85	0,90	0,87	0,82	1,08	0,91	0,83
22	1,05	1,05	1,06	1,05	1,05	1,06	1,06	1,06	1,09	1,05	1,01	1,01	1,02	1,03	1,10	1,03	1,05	1,07	1,05	1,02	1,05	1,11
24	1,18	1,17	1,11	1,18	1,17	1,18	1,18	1,12	1,20	1,08	1,17	1,24	1,23	1,16	1,20	1,17	1,08	1,09	1,19	0,87	1,06	1,11

Tableau 17: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte B.

Profondeur (cm)	F.E (V)	F.E (Cr)	F.E (Mn)	F.E (Sc)	F.E (Co)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Zn)	F.E (As)	F.E (Sr)	F.E (Ag)	F.E (Cd)	F.E (Sn)	F.E (Sb)	F.E (Cs)	F.E (Ba)	F.E (Tl)	F.E (Pb)	F.E (Bi)	F.E (Th)	F.E (U)
0,5	2,35	2,55	2,18	2,50	2,16	2,23	2,40	<u>5,64</u>	3,10	2,87	3,09	4,98	3,66	2,79	2,96	2,00	2,77	4,35	1,24	2,94	<u>5,14</u>
1	3,00	3,18	2,65	3,03	2,79	2,78	3,11	<u>5,66</u>	3,81	3,37	4,21	<u>6,53</u>	4,77	3,25	3,77	2,50	3,60	<u>5,44</u>	1,82	3,57	<u>6,52</u>
1,5	2,88	3,01	2,81	2,95	2,70	2,83	2,85	<u>5,48</u>	3,64	3,50	4,20	<u>5,79</u>	4,54	3,90	3,39	2,56	3,24	<u>5,13</u>	1,68	3,39	<u>6,06</u>
2	3,10	3,23	3,05	3,05	2,94	3,04	3,02	<u>5,16</u>	3,73	3,71	3,98	<u>5,67</u>	<u>5,13</u>	4,96	3,50	2,60	3,34	<u>5,42</u>	1,93	3,66	<u>6,30</u>
3	3,36	3,43	3,33	3,33	3,09	3,16	3,41	<u>5,29</u>	4,14	3,95	3,92	<u>6,87</u>	<u>5,26</u>	3,66	3,84	2,66	3,65	<u>5,69</u>	2,06	3,68	<u>6,94</u>
4	2,12	2,16	2,11	2,02	1,99	1,99	2,11	3,61	2,20	2,52	2,60	3,45	3,32	2,29	2,37	1,58	2,20	3,52	1,18	2,62	<u>4,29</u>
5	3,26	3,35	3,43	3,25	3,22	3,13	3,24	<u>5,10</u>	3,67	4,04	3,78	<u>6,28</u>	4,95	4,30	3,60	2,41	3,55	<u>5,68</u>	1,63	3,65	<u>6,48</u>
6	2,20	2,25	2,39	2,43	2,32	2,13	2,22	3,54	2,86	2,89	2,59	4,05	3,31	2,43	2,51	1,90	2,47	4,20	1,22	2,90	4,62
7	2,77	2,82	2,92	2,62	2,93	2,69	2,75	4,46	3,74	3,57	3,14	<u>6,75</u>	4,12	3,94	3,00	2,12	2,77	4,70	1,35	3,09	<u>5,24</u>
8	2,35	2,47	2,56	2,44	2,47	2,36	2,44	4,27	3,02	3,05	3,26	5,12	3,47	4,65	2,17	1,98	2,51	4,72	1,43	2,65	<u>5,08</u>
9	2,19	0,08	2,47	2,56	2,45	2,17	2,31	4,21	3,28	2,99	2,70	4,63	3,26	4,68	2,02	2,26	2,67	4,50	1,20	2,90	4,86
10	2,37	2,51	2,71	2,74	2,58	2,39	2,31	4,09	2,94	3,38	2,58	4,76	3,50	<u>7,16</u>	2,29	2,68	2,64	4,51	1,94	2,95	4,85
11	2,58	2,71	2,97	3,12	2,85	2,60	2,48	<u>5,04</u>	3,85	3,60	3,34	<u>5,08</u>	<u>5,48</u>	<u>7,26</u>	2,76	3,66	3,04	4,88	1,88	3,46	<u>5,91</u>
12	0,94	1,04	1,03	1,02	0,99	0,98	1,36	1,60	1,43	1,26	1,51	2,03	1,28	1,19	1,15	1,21	1,09	1,86	0,70	1,32	0,71
13	1,03	1,15	0,95	1,05	0,94	1,01	1,41	2,46	1,59	1,13	1,48	2,20	1,48	1,12	1,10	0,91	1,20	2,03	0,77	1,20	1,24
14	1,14	1,36	1,02	1,11	1,07	1,12	1,58	2,34	1,34	1,20	1,88	2,56	1,69	1,20	1,10	0,96	1,38	2,28	0,68	1,33	1,60
16	1,21	1,40	1,09	1,29	1,12	1,19	1,67	2,39	1,51	1,06	1,70	2,64	1,78	1,27	1,32	1,01	1,51	2,56	0,80	0,45	1,65
18	1,08	1,15	1,05	1,10	1,07	1,06	1,40	1,66	1,31	1,27	1,34	1,99	1,53	1,06	0,98	0,99	1,20	2,00	0,84	1,50	1,25
20	1,35	1,42	1,32	1,40	1,32	1,35	1,78	1,96	1,70	1,54	1,67	2,53	1,94	1,28	0,57	1,19	1,43	2,55	1,10	1,87	1,45
22	1,09	1,14	1,03	1,08	1,03	1,06	1,31	1,45	1,23	1,22	1,12	1,69	1,48	1,05	0,92	0,96	1,14	1,79	0,87	1,37	1,19
24	1,00	1,00	0,92	0,99	0,93	0,97	1,22	1,20	1,09	1,10	1,11	1,43	1,28	0,96	1,09	0,93	1,02	1,58	1,07	1,24	1,18
26	0,96	0,95	0,88	0,90	0,91	0,92	1,11	1,02	0,90	1,04	0,66	1,25	1,24	0,85	1,04	0,79	0,92	1,18	1,08	1,32	1,13
28	1,01	1,01	0,99	0,98	1,00	1,01	1,05	0,99	0,87	0,94	0,49	1,01	0,99	0,95	1,09	0,92	0,98	0,92	1,07	0,91	0,95
30	1,09	1,07	1,07	1,12	1,05	1,05	1,00	1,13	1,11	1,07	2,46	1,25	1,14	1,14	0,89	1,07	1,17	1,30	1,23	0,93	1,22
32	0,93	0,94	0,96	0,93	0,96	0,95	0,93	0,91	1,03	1,00	0,36	0,81	0,91	0,94	1,01	1,02	0,89	0,85	0,76	1,14	0,88

Tableau 18: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte B.

Profondeur (cm)	F.E (V)	F.E (Cr)	F.E (Mn)	F.E (Sc)	F.E (Co)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Zn)	F.E (As)	F.E (Sr)	F.E (Ag)	F.E (Cd)	F.E (Sn)	F.E (Sb)	F.E (Cs)	F.E (Ba)	F.E (Tl)	F.E (Pb)	F.E (Bi)	F.E (Th)	F.E (U)	F.E (Mo)
0,5	2,25	2,64	2,28	2,18	2,09	2,12	2,56	3,20	2,19	2,19	3,62	2,68	2,48	3,14	2,36	2,23	2,86	2,57	2,29	1,67	<u>6,43</u>	3,25
1	2,27	3,12	2,31	2,17	1,94	2,19	3,23	4,44	2,42	2,16	<u>5,10</u>	2,98	2,77	3,83	3,02	2,17	3,43	3,92	1,91	1,78	<u>7,43</u>	3,70
1,5	2,22	3,25	1,90	2,12	1,91	2,12	3,50	4,22	2,37	1,78	4,85	2,70	3,13	4,35	2,80	2,07	2,97	3,65	1,87	1,89	<u>6,39</u>	3,48
2	2,57	3,72	2,58	2,45	2,17	2,46	3,98	<u>5,71</u>	2,80	2,41	<u>7,30</u>	3,21	3,64	<u>5,28</u>	3,88	2,26	3,96	4,97	2,24	2,58	<u>8,57</u>	3,30
3	2,39	3,15	2,46	2,24	1,97	2,22	3,38	4,74	2,43	2,23	4,87	2,93	2,96	4,17	3,43	2,06	3,36	3,86	2,39	2,46	<u>7,48</u>	2,46
4	1,18	1,55	1,25	1,10	0,95	1,07	1,69	2,47	1,23	1,13	2,53	1,46	1,63	1,87	1,58	1,00	1,70	1,84	1,13	1,70	3,35	1,17
5	1,97	2,77	2,02	1,87	1,61	1,86	3,48	4,60	2,23	1,69	<u>6,40</u>	2,57	2,92	3,53	2,52	1,59	2,86	3,37	2,17	1,99	<u>5,79</u>	2,35
6	1,08	1,78	1,07	1,06	0,93	1,06	2,26	3,31	1,54	0,88	4,03	1,81	2,00	2,48	1,47	0,92	1,53	2,35	1,40	1,58	3,10	1,39
7	1,05	1,70	1,06	1,05	0,92	1,03	2,21	3,09	1,59	0,89	3,58	1,47	1,97	3,20	1,39	1,06	1,42	2,23	1,34	1,68	3,04	1,30
8	0,99	1,35	1,01	1,04	0,95	0,98	1,61	1,94	1,41	0,91	2,44	1,29	1,43	1,82	1,05	1,27	1,17	1,45	0,77	1,49	2,59	1,01
9	0,98	1,10	1,13	1,04	0,96	0,95	1,15	1,37	1,30	1,01	3,78	1,16	1,10	1,54	0,99	1,19	1,11	1,09	1,08	1,57	2,70	0,77
10	3,14	3,29	3,26	3,18	3,02	3,04	4,03	3,87	4,26	2,95	4,09	3,37	3,30	4,61	3,17	3,78	3,59	3,15	2,24	2,04	<u>8,63</u>	2,73
11	1,09	1,13	1,14	1,09	1,08	1,03	1,29	1,34	1,52	1,03	1,35	1,16	1,10	1,56	1,12	1,28	1,24	1,28	0,74	1,63	3,06	0,92
12	1,09	1,16	1,10	1,10	1,06	1,03	1,24	1,36	1,47	1,05	1,36	1,18	1,28	1,75	1,09	1,18	1,23	1,14	0,82	1,55	3,07	1,21
13	1,26	1,36	1,28	1,23	1,18	1,16	1,42	1,57	1,56	1,25	1,91	1,22	1,33	1,85	1,22	1,58	1,40	1,29	1,07	1,45	3,51	1,57
14	1,32	1,44	1,35	1,31	1,24	1,24	1,33	1,57	1,55	1,33	1,55	1,25	1,52	2,02	1,25	1,65	1,45	1,28	1,11	1,60	3,50	1,39
16	1,10	1,17	1,23	1,08	1,17	1,09	1,10	1,54	1,42	1,21	1,67	1,08	1,13	1,94	1,15	1,30	1,41	1,19	0,98	1,69	3,32	1,04
18	1,91	1,99	1,99	1,90	1,86	1,79	2,00	2,07	2,20	1,92	2,31	1,95	1,91	2,58	1,76	2,50	2,03	1,74	<u>5,04</u>	1,88	<u>5,17</u>	1,65
20	0,98	1,03	0,99	1,05	1,03	1,00	1,01	1,04	1,15	0,95	1,12	1,02	0,86	1,27	0,81	1,16	0,94	0,79	0,58	0,84	0,87	0,85
22	0,99	1,00	1,04	1,01	0,97	0,97	0,90	1,09	1,10	1,01	1,17	0,95	0,82	1,24	0,89	1,09	0,97	0,86	0,86	0,92	0,91	0,79
24	0,99	1,01	1,04	1,02	0,98	1,00	1,00	1,05	1,08	1,02	1,37	1,15	0,83	1,35	0,92	1,20	1,00	0,88	0,70	0,93	0,86	0,78
26	0,97	0,97	1,04	0,98	0,97	0,95	0,94	1,00	1,03	1,00	0,99	1,06	0,90	1,14	0,94	0,99	1,00	0,88	0,92	0,96	0,93	0,84
28	1,00	1,03	0,95	1,00	0,95	0,99	1,07	0,95	1,05	0,92	0,99	1,08	0,91	1,26	0,94	0,94	1,00	0,90	0,72	0,99	0,97	1,35
30	0,98	0,98	0,98	0,99	0,95	0,97	1,00	0,96	0,96	0,99	0,91	0,93	0,96	0,86	0,99	1,04	0,99	0,96	0,93	1,01	1,00	0,98
32	1,01	1,01	1,01	1,01	0,96	1,00	1,00	1,00	1,03	1,02	1,05	1,00	1,09	1,02	1,01	0,98	1,00	1,01	0,92	1,02	1,01	0,96
34	1,01	1,01	1,01	1,00	0,95	0,98	1,04	1,02	1,01	1,00	1,04	1,08	0,96	1,14	1,01	0,98	1,02	1,03	1,15	0,98	0,99	1,06

1.8. L'analyse de corrélation inter-métaux

Une analyse de corrélation a été effectuée pour tester la relation entre les métaux traces, selon l'analyse statistique Pearson sur les résultats des éléments métalliques des trois carottes, une abondance des couples à corrélation significative dans les carottes sédimentaires A et T où :

- La carotte sédimentaire A montrée des corrélations positives dans la matrice de corrélation des métaux traces (**Tableau 19**), tel que l'Antimoine (Sb) qu'est fortement corrélé (0,8) avec Fe, V, Cr, Ni, Co, U et Tl ; cette forte corrélation est aussi observée avec d'autres couples tel que : Cr/V, Ni/V, Co/V, Pb/Zn, As/Zn, Mn/ Zn, Bi/Zn, Co/Cr, Ni/Cr, Co/Ni, Mo/Ni, Cu/ Sn, As/ Sn, Tl/U ; ces fortes corrélations positives entre les métaux traces s'expliquent par des sources similaires (**Li et al., 2009**). Ni et Co ont des corrélations significatives avec Fe indiquant l'adsorption probable de ces métaux sur les oxyhydroxydes de Fe. Les corrélations négatives du Pb, Zn, As et Bi avec certains métaux traces indiquant une provenance différente. Corrélations non significatives de Ag et Cd avec la plupart des métaux peut être dues à des processus différents comme les effets biologiques et des apports externes différents (**Ray et al., 2006**).
- Les métaux traces Cu, Pb, Zn et Cr sont fortement corrélés positivement avec les éléments métalliques Cs, Sn, Th, U, Mo, Ag, Sb, Cd et Tl dans la carotte sédimentaire T (**Tableau 20**). La corrélation significative inverse est présente dans 23 couples de métaux, ou le Sr est fortement corrélé avec Cd, Sb, Ag, Sn, Cs, Cu, Cr, Pb. Cependant, Bi à des corrélations non significatives dans la matrice de corrélation avec tous les métaux traces.
- La carotte sédimentaire B se caractérise par la dominance des corrélations non significatives dans la matrice de corrélation (**Tableau 21**). Les corrélations positives élevées sont observées entre Co/Mn, Cd/Zn, Pb/Zn, Ni/V et Cd/Pb. Les corrélations significatives inverses sont au nombre de 16 couples de métaux ou la plus forte corrélation est Bi/U ($r = -89$).

L'abondance des couples à corrélation significative dans les carottes sédimentaires A et T peut être due à la position géographique du point de prélèvement de ces deux carottes où elle est située près des côtes de la baie et de l'embouchure de l'oued El Harrach où il y a un déversement continu des rejets urbains et industriels (provenant des zones industrielles), indiquant leurs sources communes possibles à partir des activités industrielles et/ou urbaines ainsi que des comportements comparables dans le sédiment. À l'inverse, la carotte sédimentaire B où on a des corrélations non significatives qui indiquent que les métaux ont une provenance différente et des comportements indépendants les-uns des autres dans le sédiment.

Tableau 19: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire A

	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ba</i>	<i>Zn</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Cr</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Co</i>	<i>As</i>	<i>Sc</i>	<i>Bi</i>	<i>Cs</i>	<i>Sn</i>	<i>Th</i>	<i>U</i>	<i>Mo</i>	<i>Sb</i>	<i>Ag</i>	<i>Cd</i>	<i>Tl</i>	
<i>Fe</i>	<u>1,00</u>																							
<i>Mn</i>	0,04	<u>1,00</u>																						
<i>Ba</i>	0,49	-0,01	<u>1,00</u>																					
<i>Zn</i>	-0,37	<u>0,80</u>	-0,01	<u>1,00</u>																				
<i>Sr</i>	-0,30	0,66	0,29	<u>0,81</u>	<u>1,00</u>																			
<i>V</i>	<u>0,93</u>	-0,23	0,43	-0,65	-0,48	<u>1,00</u>																		
<i>Cr</i>	<u>0,91</u>	-0,24	0,42	-0,66	-0,51	<u>0,99</u>	<u>1,00</u>																	
<i>Pb</i>	-0,42	0,73	-0,04	<u>0,88</u>	0,64	-0,67	-0,67	<u>1,00</u>																
<i>Ni</i>	<u>0,94</u>	-0,19	0,40	-0,62	-0,50	<u>0,99</u>	<u>0,98</u>	-0,63	<u>1,00</u>															
<i>Cu</i>	0,47	0,58	0,26	0,52	0,25	0,12	0,10	0,45	0,20	<u>1,00</u>														
<i>Co</i>	<u>0,91</u>	-0,26	0,40	-0,68	-0,52	<u>1,00</u>	<u>0,99</u>	-0,69	<u>0,99</u>	0,10	<u>1,00</u>													
<i>As</i>	-0,14	0,72	-0,01	<u>0,85</u>	0,57	-0,49	-0,49	<u>0,83</u>	-0,42	0,74	-0,51	<u>1,00</u>												
<i>Sc</i>	0,40	0,04	0,42	-0,33	0,00	0,49	0,50	-0,21	0,49	-0,14	0,50	-0,26	<u>1,00</u>											
<i>Bi</i>	-0,43	0,50	-0,04	<u>0,83</u>	0,66	-0,67	-0,69	0,79	-0,65	0,40	-0,70	0,73	-0,47	<u>1,00</u>										
<i>Cs</i>	0,58	-0,27	0,44	-0,56	-0,22	0,70	0,72	-0,55	0,62	-0,15	0,68	-0,46	0,39	-0,39	<u>1,00</u>									
<i>Sn</i>	0,17	0,60	0,19	0,64	0,47	-0,17	-0,20	0,61	-0,09	<u>0,86</u>	-0,18	<u>0,81</u>	-0,06	0,55	-0,34	<u>1,00</u>								
<i>Th</i>	0,29	-0,52	0,47	-0,57	-0,09	0,47	0,44	-0,58	0,40	-0,36	0,49	-0,64	0,45	-0,38	0,59	-0,30	<u>1,00</u>							
<i>U</i>	0,60	-0,15	0,51	-0,49	-0,12	0,76	0,74	-0,56	0,71	-0,18	0,76	-0,63	0,61	-0,56	0,60	-0,33	0,70	<u>1,00</u>						
<i>Mo</i>	0,73	-0,12	0,54	-0,46	-0,22	0,77	0,76	-0,46	<u>0,81</u>	0,09	0,78	-0,33	0,71	-0,53	0,52	0,00	0,51	0,69	<u>1,00</u>					
<i>Sb</i>	<u>0,86</u>	-0,25	0,47	-0,63	-0,38	<u>0,95</u>	<u>0,94</u>	-0,70	<u>0,93</u>	0,07	<u>0,95</u>	-0,52	0,56	-0,66	0,66	-0,14	0,56	<u>0,81</u>	0,77	<u>1,00</u>				
<i>Ag</i>	-0,05	0,32	0,09	0,48	0,46	-0,24	-0,29	0,39	-0,23	0,37	-0,27	0,45	-0,17	0,45	-0,23	0,54	-0,14	-0,28	-0,10	-0,20	<u>1,00</u>			
<i>Cd</i>	0,03	0,26	0,02	0,26	0,08	-0,13	-0,14	0,36	-0,04	0,39	-0,11	0,45	0,05	0,39	-0,08	0,49	-0,13	-0,26	0,14	-0,21	-0,11	<u>1,00</u>		
<i>Tl</i>	0,69	-0,19	0,41	-0,62	-0,28	<u>0,86</u>	<u>0,86</u>	-0,68	<u>0,82</u>	-0,19	<u>0,87</u>	-0,67	0,61	-0,67	0,70	-0,39	0,63	<u>0,96</u>	0,71	<u>0,89</u>	-0,33	-0,29	<u>1,00</u>	

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

Tableau 20: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire B

	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ba</i>	<i>Zn</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Cr</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Co</i>	<i>As</i>	<i>Sc</i>	<i>Bi</i>	<i>Cs</i>	<i>Sn</i>	<i>Th</i>	<i>U</i>	<i>Sb</i>	<i>Ag</i>	<i>Cd</i>	<i>Tl</i>	
<i>Fe</i>	<u>1,00</u>																						
<i>Mn</i>	0,34	<u>1,00</u>																					
<i>Ba</i>	0,22	0,12	<u>1,00</u>																				
<i>Zn</i>	0,18	-0,31	-0,35	<u>1,00</u>																			
<i>Sr</i>	-0,05	0,52	-0,16	0,18	<u>1,00</u>																		
<i>V</i>	0,63	0,45	-0,13	0,02	0,04	<u>1,00</u>																	
<i>Cr</i>	0,34	0,12	-0,02	0,16	-0,04	0,64	<u>1,00</u>																
<i>Pb</i>	-0,01	-0,35	-0,49	0,80	0,22	-0,11	0,09	<u>1,00</u>															
<i>Ni</i>	0,68	0,56	0,13	-0,09	0,02	<u>0,93</u>	0,61	-0,19	<u>1,00</u>														
<i>Cu</i>	0,47	-0,06	0,08	0,24	-0,20	0,57	0,50	0,37	0,62	<u>1,00</u>													
<i>Co</i>	0,50	<u>0,87</u>	0,18	-0,32	0,31	0,64	0,22	-0,36	0,76	0,22	<u>1,00</u>												
<i>As</i>	0,17	-0,09	-0,03	0,72	0,30	-0,04	0,03	0,64	-0,01	0,33	-0,09	<u>1,00</u>											
<i>Sc</i>	0,50	0,13	0,53	-0,31	-0,39	0,53	0,35	-0,31	0,67	0,72	0,42	-0,10	<u>1,00</u>										
<i>Bi</i>	0,31	0,11	0,41	-0,60	-0,42	0,44	0,26	-0,62	0,51	0,33	0,31	-0,51	0,79	<u>1,00</u>									
<i>Cs</i>	0,14	0,12	-0,11	0,25	0,12	0,42	0,36	-0,10	0,30	0,03	0,12	0,06	0,01	-0,05	<u>1,00</u>								
<i>Sn</i>	-0,27	-0,31	-0,57	0,67	0,32	-0,07	0,19	0,66	-0,26	-0,02	-0,42	0,35	-0,59	-0,64	0,16	<u>1,00</u>							
<i>Th</i>	0,14	0,31	0,14	-0,05	0,68	0,28	0,08	-0,02	0,27	0,18	0,33	0,15	0,16	0,11	0,01	0,13	<u>1,00</u>						
<i>U</i>	-0,25	-0,04	-0,64	0,45	0,44	-0,20	-0,19	0,33	-0,41	-0,59	-0,25	0,10	<u>-0,89</u>	-0,71	0,26	0,66	-0,05	<u>1,00</u>					
<i>Sb</i>	-0,39	0,00	0,11	0,07	0,28	-0,68	-0,44	0,04	-0,58	-0,62	-0,21	-0,03	-0,56	-0,39	-0,29	0,11	-0,17	0,41	<u>1,00</u>				
<i>Ag</i>	-0,12	-0,40	-0,25	0,42	-0,17	-0,08	0,14	0,49	-0,18	0,14	-0,43	0,27	-0,11	-0,18	-0,16	0,21	-0,24	0,09	-0,13	<u>1,00</u>			
<i>Cd</i>	-0,13	-0,25	-0,54	<u>0,81</u>	0,31	-0,07	0,13	<u>0,89</u>	-0,17	0,24	-0,26	0,69	-0,44	-0,69	0,08	0,69	-0,06	0,46	0,09	0,44	<u>1,00</u>		
<i>Tl</i>	0,54	-0,21	-0,27	0,69	-0,19	0,53	0,43	0,56	0,41	0,63	-0,01	0,43	0,20	-0,13	0,34	0,30	-0,10	0,04	-0,49	0,45	0,51	<u>1,00</u>	

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

Tableau 21: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire T

	<i>Fe</i>	<i>Mn</i>	<i>Ba</i>	<i>Zn</i>	<i>Sr</i>	<i>V</i>	<i>Cr</i>	<i>Pb</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Co</i>	<i>As</i>	<i>Sc</i>	<i>Bi</i>	<i>Cs</i>	<i>Sn</i>	<i>Th</i>	<i>U</i>	<i>Mo</i>	<i>Ag</i>	<i>Sb</i>	<i>Cd</i>	<i>Tl</i>	
<i>Fe</i>	<u>1,00</u>																							
<i>Mn</i>	0,41	<u>1,00</u>																						
<i>Ba</i>	0,55	0,34	<u>1,00</u>																					
<i>Zn</i>	-0,24	-0,06	-0,50	<u>1,00</u>																				
<i>Sr</i>	0,40	0,69	0,50	-0,64	<u>1,00</u>																			
<i>V</i>	0,62	0,42	0,07	0,17	0,28	<u>1,00</u>																		
<i>Cr</i>	-0,17	-0,16	-0,49	0,97	-0,66	0,28	<u>1,00</u>																	
<i>Pb</i>	-0,32	-0,16	-0,58	0,97	-0,67	0,17	0,97	<u>1,00</u>																
<i>Ni</i>	0,81	0,23	0,13	0,03	0,22	0,71	0,11	0,00	<u>1,00</u>															
<i>Cu</i>	-0,13	-0,14	-0,44	0,97	-0,73	0,23	0,96	0,94	0,12	<u>1,00</u>														
<i>Co</i>	0,80	0,44	0,71	-0,60	0,68	0,34	-0,58	-0,66	0,60	-0,54	<u>1,00</u>													
<i>As</i>	0,44	0,32	0,39	0,43	-0,17	0,27	0,37	0,33	0,29	0,50	0,27	<u>1,00</u>												
<i>Sc</i>	0,69	0,38	0,28	-0,23	0,40	0,25	-0,26	-0,29	0,59	-0,20	0,62	0,26	<u>1,00</u>											
<i>Bi</i>	0,03	0,21	0,11	0,17	0,06	0,19	0,16	0,14	-0,02	0,17	-0,03	0,07	-0,16	<u>1,00</u>										
<i>Cs</i>	-0,46	-0,12	-0,70	0,87	-0,53	0,21	0,87	0,93	-0,10	0,80	-0,72	0,09	-0,42	0,10	<u>1,00</u>									
<i>Sn</i>	-0,08	-0,05	-0,39	0,95	-0,59	0,31	0,95	0,93	0,14	0,96	-0,49	0,52	-0,14	0,21	0,80	<u>1,00</u>								
<i>Th</i>	0,31	0,52	0,18	0,40	0,09	0,30	0,33	0,34	0,21	0,37	0,18	0,72	0,51	0,09	0,22	0,49	<u>1,00</u>							
<i>U</i>	-0,37	0,11	-0,08	0,62	-0,31	0,11	0,61	0,63	-0,37	0,57	-0,44	0,43	-0,59	0,20	0,63	0,62	0,35	<u>1,00</u>						
<i>Mo</i>	-0,07	-0,31	-0,39	0,48	-0,34	0,45	0,63	0,57	0,23	0,51	-0,35	-0,01	-0,35	-0,01	0,57	0,52	-0,09	0,42	<u>1,00</u>					
<i>Ag</i>	-0,25	0,00	-0,40	0,86	-0,61	-0,05	0,81	0,82	-0,13	0,83	-0,59	0,41	-0,18	0,16	0,68	0,81	0,43	0,58	0,31	<u>1,00</u>				
<i>Sb</i>	-0,07	-0,03	-0,21	0,89	-0,54	0,19	0,87	0,85	0,12	0,88	-0,36	0,63	-0,16	0,15	0,69	0,88	0,50	0,64	0,44	0,77	<u>1,00</u>			
<i>Cd</i>	-0,14	-0,11	-0,54	0,91	-0,67	0,19	0,90	0,88	0,11	0,91	-0,54	0,37	-0,12	0,17	0,75	0,86	0,32	0,45	0,52	0,80	0,75	<u>1,00</u>		
<i>Tl</i>	-0,45	0,01	-0,56	0,85	-0,44	0,23	0,85	0,88	-0,14	0,77	-0,65	0,17	-0,51	0,10	0,93	0,77	0,23	0,79	0,63	0,68	0,71	0,72	<u>1,00</u>	

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

1.9. Discussion des résultats

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne à l'Est de la plaine de Mitidja, s'étend sur une longueur de 35 km et comprend 11 communes côtières (**Rabehi et al., 2018**), plus de 4,3 millions de personnes (950 habitants/km²) vivent dans l'agglomération d'Alger (**Soualili et al., 2008**) ; Alger s'est métamorphosée d'une capitale aérée à une métropole très urbanisée où le taux d'urbanisation du littoral est passé de 26 % en 1962 à 94.30% en 2008 (**ONS, 2011**). En outre, 1000 entreprises exercent des activités dans le domaine de la métallurgie, matériaux de construction, pétrochimie, produits pharmaceutiques, industries de la mécanique, de l'électricité et de l'électronique, de l'alimentation et production de papier (**Larid, 2003**), dont la majorité des unités sont concentrées dans les zones industrielles, le port d'Alger, Rouiba et Réghaia (**Bachari Houma, 2009**). Les rejets industriels et urbains de la région algéroise sont drainés par les principaux oueds, l'oued El Hamiz et l'oued El Harrach, les eaux ne sont traitées qu'à 8% et sont déversées directement dans la baie d'Alger (**PAC, 2005**). Ces eaux usées sont chargées de matières organiques, matières en suspension, métaux traces, détergents et des huiles lubrifiantes ...etc. (**Houma et al., 2004 (a); LEM,1998**), ces différentes particules précipitent dans le sédiment de la baie, selon **Lesouef et al.,1979**, le sédiment est considéré comme un indicateur de pollution à mémoire, témoin du degré de pollution et il est soumis aux perturbations anthropiques de différentes origines (**Guendouzi et al.,2015**).

C'est dans ce cadre qu'on a prélevé les trois carottes sédimentaires, deux se trouvent près de l'embouchure de l'oued El Harrach : les carottes A et T et la troisième carotte B est située plus au large. Cette étude nous a permis d'avoir une idée générale sur la nature du sédiment des trois carottes, où on constate que la composition minéralogique est relativement homogène dans les échantillons des trois carottes qui peuvent représenter la zone d'étude. Cela a été identifié par la DRX et confirmé par la XRF et le calcimètre de Bernard où les carbonates dominant, suivie de la silice. L'apport en carbonate peut être d'origine détritique tel que les apports fluviaux, ou d'origine biogénique d'organismes planctoniques et/ou benthiques (**Schneider et al., 2000**). La silice entre dans la formation des argiles qui représentent 40 à 60% du sédiment total, ces résultats correspondent à ceux trouvés par **Beladel et al., 2013**; où il confirme la dominance de l'illite, qui est un minéral argileux, le plus typique des milieux marins et se trouve souvent associé à d'autres minéraux argileux (**Lamouri, 2008**) formant des argiles interstratifiées du type Illite/smectite et Illite/chlorite leur proportion varie en fonction de la profondeur dans les trois carottes, la dominance de

l'illite est lié à des conditions d'érosion mécanique dominante et donc à un fort détritisme (**Le Gouche, 2017**). La présence de la kaolinite est liée à l'altération d'une roche acide comme le granite et/ou à un bon drainage et lessivage des oueds El-Harrach et El-Hamiz. Le gypse est présent dans les échantillons de surface dans les trois carottes et cela est dû à l'augmentation de salinité avec la profondeur qui peut conduire à la précipitation de gypse (**Hoareau, 2009**).

Les sédiments des trois carottes sont riches en matière organique, les teneurs de cette dernière fluctuent considérablement en profondeur dans les trois carottes, ces fluctuations sont liées au phénomène de dégradation de la matière organique et aux apports aussi bien terrigènes que marins. Les sédiments riches en matière organique dans le milieu marin peuvent être expliqués par : leur préservation dans des conditions d'anoxie dans une situation statique, ou par une forte productivité primaire dans le système d'adynamie (**Pedersen et Calvert 1990, Pedersen et Calvert 1991**). Aussi, le taux de la matière organique augmente avec le volume de fraction fine présente dans le sédiment (**Thamban et al., 1997 ; Berthois et al., 1968**). Les fortes teneurs de la matière organique dans notre étude se situe dans la carotte B, qui est prélevée au large de la baie où la fraction fine est supérieure à 95 % (**Baba-Ahmed et al., 2018**) ce qui lui donne la capacité d'adsorber la matière organique (**Keil et Hedges, 1993 ; Bergamaschi et al., 1997**). Le taux de sédimentation est un facteur prépondérant dans l'accumulation et surtout dans la préservation de la matière organique (**Ibach, 1982 ; Tyson, 2001; Bohacs et al., 2005**). Le taux de sédimentation et l'anoxie semblent être des paramètres clés dans la préservation de la matière organique ; en anoxie et un très faible taux de sédimentation permettent la concentration de la matière organique (**Le Gouche, 2017**). Le faible taux de sédimentation est lié au manque d'apports détritiques qui permet de concentrer la matière organique (**Loutit et al., 1988 ; Wignall et al., 1991 ; Creaney et Passey, 1993**).

Le calcul des taux de sédimentation dans les deux carottes A et B est réalisé par les courbes du Pb-210 dans les sédiments qui ont permis de distinguer deux épisodes de décroissance radioactive. Le changement sédimentaire est très particularisé dans les deux carottes où on observe dans la partie supérieure un sédiment très mélangé et dans la partie profonde un sédiment plus stable où on a pu calculer des faibles taux de sédimentation (la carotte A : de 10,5cm au fond le taux d'accumulation du sédiment de 0,07 g/cm²/an, un taux de sédimentation 0,05cm/an ; la carotte B : de 12,5cm au fond le taux d'accumulation du sédiment de 0,21 g/cm²/an, un taux de sédimentation 0,11cm/an), qui sont liés respectivement au maximum de la teneur en matière organique (16.4% ; 17.06%) dans les deux carottes. Les

résultats de la carotte **B** se rapprochent de l'étude établie par **Arabi et al., 2006** sur la vitesse de sédimentation par ^{137}Cs au niveau du sédiment de la baie d'Alger, on a trouvé un taux de sédimentation (0.133cm/an) ainsi que le taux d'accumulation (0.335g/cm/an) qui semble un peu fort ; selon **Trentesaux et al. (2005b)**, le ^{210}Pb permet de calculer les taux de sédimentation indiqués tandis que le ^{137}Cs met en évidence des événements d'origine anthropique.

Tableau 22: Taux de sédimentation dans la littérature

Zone géographique	Taux de sédimentation (cm/an)	Références
La Baie de Funka	0,06 - 0,22	Matsumoto et al., 1980
La marge continentale de Barcelone	0,07 - 0,22	Sanchez-Cabeza et al. 1999
La Baie de Sagami	0,02 et 0,62	Kato et al., 2003
La mer d'Alboran	0,30 - 0,28	Miralles(2004)
Golfe du Lion	0,08-0,14	Miralles(2004)
La Baie d'Alger	0,05-0,11	Cette étude

Le taux de sédimentation est lié à de nombreux paramètres (bioturbation, re suspension par les courants de fond et remaniements anthropiques) (**Monna et al., 1996**), plus le milieu subit l'un de ces paramètres plus le taux de sédimentation est faible, c'est le cas de la baie d'Alger qui enregistre les plus faibles taux de sédimentation (**Tableau 22**) ; **Matsumoto et al., 1980** décrit le sédiment des carottes en tant que des sédiments non perturbés de la baie de Funka (Japon), la baie de Sagami (Japon) enregistre un taux fort de sédimentation en domaine de pente continentale (**Kato et al., 2003**) avec celle de la mer d'Alboran, (**Miralles, 2004**) l'explique par des forts flux verticaux présents dans la zone, les carottes sont prélevées dans la partie Ouest de la mer d'Alboran, au milieu d'une terrasse qui retient une partie importante du matériel qui y transite.

Les profils des éléments métalliques des trois carottes résultant du dosage par ICP-MS confirment les résultats du Plomb 210 où on observe la présence de deux couches, la couche sédimentaire supérieure est très mélangée. Ce phénomène ne peut être expliqué que par deux hypothèses :

- Le Centre et l'Est de la baie ont subi les pressions humaines les plus importantes (**Belhai-Benazzouz Et Djelal., 2010**), par les travaux d'aménagement réalisés sur le littoral de la baie notamment la réalisation de l'autoroute de l'Est le long du rivage du secteur oued El Harrach - Port d'Alger; autoroute dont une partie empiète sur le domaine maritime, les trois communes (Hussein Dey, Mohammadia, Bordj El Kiffan) à l'Est de la baie sont caractérisées par une forte vulnérabilité socioéconomique (urbanisation, forte

démographie, densité du réseau routier) (**Rabehi et al., 2018**). Au cours des travaux, les principales perturbations sont: la remise en suspension des sédiments fins, l'augmentation de la turbidité des eaux, les apports et les sédimentations de matériaux solides (**Bakalem, 2008**).

- Plusieurs oueds débouchent dans la Baie d'Alger, dont les plus importants sont l'oued El Harrach, l'oued El Hamiz et l'oued Koriche, ces oueds sont soumis à une série d'aléas naturels qui récemment ont été la cause de grandes catastrophes : des inondations comme ce fut dramatiquement le cas de Bab el Oued 2001 (**Rebahi et al., 2018 ; Djellouli et Saci, 2003**) ; des tremblements de terre dévastateurs ont affecté Boumerdes en 2003 (**Yelles-Chaouche et al., 2009**), les côtes algériennes sont des zones de forte sismicité, en raison de leur localisation proche du Sahel, cette activité sismique élevée génère un risque de tsunami latent (**Maouche et al., 2009 ; Larara, 2012**). Ce risque a une probabilité d'occurrence de quelques décennies à 100 ans, sur la base d'événements historiques connus (**Egis Eau / IAU-IDF BRGM, 2013**). Ces effets naturels qui ont provoqué un déversement brusque du matériel terrigène vers la baie d'Alger par le biais des trois oueds, le plus important c'est oued El Harrach, le bassin versant d'Oued El-Harrach couvre une superficie d'environ 1250 km². Il s'étend essentiellement sur les wilayas d'Alger et de Blida et touche au Sud la wilaya de Médéa et au Nord-Est une petite partie de la wilaya de Boumerdes, il comprend 04 zones industrielles et 10 zones d'activités commerciales (**Louati, 2015**). Les inondations centennales des oueds El-Harrach et El-Hamiz touchent de vastes zones en partie urbanisées avec des espaces sensibles comme des zones d'activité, des équipements, des zones d'urbanisation dense. L'urbanisation souvent récente de ces espaces renforce la vulnérabilité de ces espaces. Les apports sédimentaires de ces oueds qui débouchent sur le littoral sont susceptibles d'apporter en période de crues des matériaux au rivage (**Egis Eau / IAU-IDF BRGM, 2013**)

Les fluctuations des profils des métaux traces s'observent au-dessus de 10cm pour la carotte A, à l'inverse les perturbations des teneurs des éléments métalliques se situe au-dessous de 10cm dans la carotte B. Ces fluctuations des profils des métaux traces se corrèlent avec les résultats du facteur d'enrichissement, où on note que les légères fluctuations des profils des métaux trace de la carotte A sont liés à de faibles enrichissements dus à des apports naturels et même les éléments Th, Cs, Sc et Fe qui présentent des profils avec des fluctuations assez importantes dans la gamme d'enrichissement naturel qui est dû à des apports fluviaux mais d'origines différentes et cela est expliqué par la très faible corrélation entre ces éléments, sauf entre césium Cs et le fer Fe, ce dernier montre une forte corrélation

positives avec les métaux : Sb, V, Cr, Ni, Co, U et Tl indiquant l'adsorption probable de ces métaux sur les oxyhydroxydes de Fe. Les éléments Bi, Zn, Pb et Ag montrent un enrichissement modéré en surface de la carotte [0-8] cm, avec des fortes corrélations des couples : Pb/Zn, Bi/Zn et Pb/Bi ce qui indique une même provenance. Les sédiments de la carotte B sont caractérisés par une contamination modérée à significative pour l'ensemble des métaux traces sauf Bi, ces EF dépasse la valeur de 7 dans le cas de Sb, dans la tranche [0-11] cm, ce métal antimoine (Sb) provient des émissions atmosphériques du trafic routier (**Weckwerth, 2001**) et/ou utilisé comme durcisseur dans les alliages Pb-Sb composant les plaques d'accumulateur au plomb, utilisé dans l'industrie chimique, fabrication des caractères d'imprimerie, le métal trouve également des applications en soudure et préparation d'autres alliages, pour colorer certains verres (**Bernatchez et al., 2008**). Bien que de la carotte B présente une distribution des teneurs de métaux plus stable dans cette partie que le reste de la carotte ; en dessous de cette profondeur les valeurs EF des éléments métalliques indiquent un enrichissement naturel. La matrice de corrélation de ces métaux montre des corrélations non significatives de ces métaux, cela signifie que ces métaux ne sont pas contrôlés par un seul facteur (**Suresh et al., 2011**), et qu'ils ont un comportement et une origine différents, sauf pour les couples Co/Mn, Cd/Zn, Pb/Zn, Ni/V et Cd/Pb où les corrélations positives sont fortes.

La carotte T est caractérisée par deux pics de concentration de certains métaux, le premier au niveau de la profondeur de 6cm et le second à la profondeur 16 cm de la carotte. La distribution des éléments Cr, Zn, Pb, Cu, Sn et liée à la forte corrélation positive de ces métaux avec Cs, Sn, Th, U, Mo, Ag, Sb, Cd et Tl dans la carotte sédimentaire, ces corrélations dépassent 0.80, un enrichissement modéré à significatif est observé dans les premiers 3cm de la carotte avec des valeurs qui atteignent $EF = 8.5$ dans le cas de l'Uranium (U), cet enrichissement est aussi observé à la profondeur 10 cm de la carotte sédimentaire pour tous les métaux et avec un EF qui dépasse 8 pour U, à la profondeur 18cm un enrichissement modéré est noté pour Cu, Zn, As, Ag, Sb, Ba, Tl, Bi et U ($EF = 5,17$).

Une très forte corrélation du couple Pb/Zn est observée dans les trois carottes avec un enrichissement significatif de ces deux éléments, ce qui indique une même source continue et importante de pollution de ces métaux (**Kükrer et al., 2014**). La forte corrélation du Zn, Pb et Cu dans la carotte T. Selon **Atroune et Boutaleb (2012)** l'association de ces trois éléments en trace est due aux usines métallurgiques installées le long des oueds El Harrach et oued Smar, ce qui va engendrer une contamination importante par ces métaux traces (**Chouikhi et al.,**

1988 ; Boudjellal et al., 1993 ; Maouche, 1987) (Tableau 23) à un taux de contamination relativement important dans la baie d'Alger. Les eaux usées résultant des activités humaines dans la région algéroise arrivent directement ou indirectement dans le milieu marin, ces eaux chargées en métaux traces tel que le plomb, sont utilisées par des unités industrielles.

Tableau 23: *Quelques activités polluantes en baie d'Alger (PAC, 2005)*

Zone industrielle	Unité industrielle	Nature de l'activité
Port d'Alger	COGRAL Filiale ENCG HRSA/UP5	Raffinage des huiles et fabrication de savon
	Centrale thermique	Production d'électricité
	COGRAL RSA/UP6	Production d'huile et de savon
Oued El Harrach	Parfumerie et Cosmétique de l'Oasis	Fabrication de parfum et cosmétique
	EPBH	Fabrication de boissons gazeuses et bières
	ENPC TP1G	Transformation de plastique
Oued Smar	EN PEC	Fabrication d'accumulateurs de démarrage de plomb
	SIAD	Production de détergents
	Complexe de levure ERIAD	Production de levure
	ENAP	Peinture, vernis, diluants et colles
	Arômes d'Algérie	Émulsion 10t, Essences 3t/an, Arômes 2t/an

Les résultats des teneurs des métaux traces dans les trois carottes comparés aux travaux antérieurs dans la baie d'Alger (Tableau 24), montrent qu'en général, les valeurs de notre étude sont plus élevées, surtout dans la carotte T qui se situe près de l'oued El Harrach, ce dernier contient les concentrations les plus élevées de métaux lourds en raison de la présence d'une zone fortement industrialisée qui est caractérisée par la présence d'usines de fer, de papier et de pâte à papier, de peintures antisalissure, d'usines de chlore-alcali, d'industries chimiques, d'industries textiles, de transformation des métaux, transformation des aliments, fabrication et embouteillage des boissons, tanneries, huile et savon (Tableau 22). Les valeurs élevées du plomb dans les travaux d'Atroune & Boutaleb (2012) ont été enregistrées près du port d'Alger, cela est dû aux rejets des affluents domestiques et industriels dans les ports et aux activités portuaires, les carottes de cette zone sont prélevées loin du port d'Alger. Selon Bachouche et al., 2017, la teneur élevée du Cu a été mesurée dans la partie intérieure de la baie d'Alger et peut être liée à l'utilisation intensive de Cu dans les produits de

peintures antisalissure. D'après une étude antérieure (Yoshida et al., 2005), les taux élevés du Zn et Mn ont été enregistrés dans les sédiments de surface d'Oued El Harrach.

Tableau 24: Evolution des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la baie d'Alger

	Cd	Cr	Cu	Mn	Fe	Zn	Pb	Ni	
Maouche 1987	-	-	24-51	250-316	38000-48000	123-231	20-161	-	
Chouikhi et al.1991	-	11-8	-	109-350		72-222	18-117	-	
Benamar et al 1997	-	15-159	9-87	148-442	31000-41000	58-274	4-69	-	
Matmed, 2004	0,09	82,31	26,37	417,49	-	109,38	26,02	40,20	
Yoshida et al. 2005	-	36,2-95	28-86	630-1100	-	98-520	37-127	-	
Yoshida et al. 2007	-	-	-	317-497	-	82,8-121,4	20,8-44,5	29,2-46,1	
Atroune et al 2012	-	30-105	22-98	258-425	11300-13400	128-375	33-154	-	
Bachouche et al., 2017	0,4-0,7	21-52	11-155	212-1600	14000-34000	45-520	0,01-2,44	-	
	Carotte A	0,67	129,25	33,41	409,09	52082,7	104,58	39,74	41,92
Ce travail	Carotte B	0,23	94,06	32,17	286,25	40788,5	125,02	43,49	30,35
	Carotte T	0,80	138,80	45,20	414,02	55421,6	165,67	54,73	41,96
	Sc	Sr	Tl	Sn	Th	U	Mo	Sb	
Yoshida et al. 2007	5,3-8,2	322,2-427,1	0,04-0,15	0,9-4,7	1,3-2,8	0,3,-0,5	0,87-2	0,65-1,25	
	Carotte A	2,8-7,7	320,6-433,7	0,37-0,5	3,86-6,31	0,05-5,58	3,28-4,23	1,01-1,53	1,01-1,52
Ce travail	Carotte B	3,7-14,9	254,8-387,3	0,34-0,5	2,51-4,13	1,37-5,39	0,77-2,56	-	0,98-2,80
	Carotte T	4,6-16,4	401,8-541,4	0,33-0,5	3,34-8,48	4,05-10,87	0,89-3,57	1,18-2,64	0,88-3,14

La comparaison des valeurs des métaux de cette étude à celles d'autres travaux dans le monde a révélé que la plupart des éléments indiquent un enrichissement dans cette étude comparé à ceux affichés dans le **Tableau 25**, sauf pour les éléments suivants : Mn (511.3-694.4 $\mu\text{g/g}$) et Co (13.9-18.1 $\mu\text{g/g}$) en estuaire du Yangtze en Chine, cela est dû au déversement de plus de 6 millions de tonnes/jours d'eaux usées industrielles et domestiques dans l'estuaire du Yangtze et d'une densité de population (plus de 600 habitant/km²) (Chen et al 2003). Le Cadmium (0,12-6,6 $\mu\text{g/g}$) en Baie St. Helena, Afrique du Sud, ces teneurs sont dues à l'intensité de l'urbanisation (Monteiro et al 2005), Sn est un élément trace polluant (01-11,01 $\mu\text{g/g}$) dans la baie, et en particulier en bordure de l'agglomération de Fort-de-France, par contre les teneurs Sr (682-932 $\mu\text{g/g}$), malgré qu'elles soient très élevées par rapport à notre étude, elles entrent dans la gamme du phénomène naturel. Certaines argiles d'origine hydrothermale sont particulièrement riches en cet élément (Pons et al., 1987).

Partie II-Chapitre II : Analyse des Résultats

Tableau 25: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans la baie d'Alger comparée à d'autres régions dans le monde

		Fe	Mn	Ba	Zn	Sr	V	Cr	Pb	Ni	Cu	Co	As
Baie de Fort de France	Pons et al 1987	-	-	-	130-290	682-932	-	-	40-122	16	47-48	14-16	01-04
Estuaire du Yangtze, Chine	Chen et al 2003	25481,2-46929,8	511,3-694,4	209,1-303,2	65,9-107,2	68,5-92,2	65,7-80,7	10,1-18,4	15,4-21,2	28,6-42,1	21,6-42,9	13,9-18,1	10,2-13,7
Baie St. Helena, Afrique du Sud	Monteiro et al 2005	1140-31301	9,27-156,20	-	3,95-97,06	-	-	1-96,66	1,43-13,12	0,5-49,41	0,96-35,94	0,27-7,56	1,9-23,4
Littoral d'Annaba	Belabed 2010	1300-17790	10-382,2	-	70-284,4	-	-	40-420	10-186	17-52,8	0-90,21	-	-
Mer Ligure NW Méditerranée	Heimbürger et al., 2012	42200-58400	317-569	-	66,8-83,9	-	63-79	49,9-65,5	16,77-22,7	30,2-39,3	19,9-25,6	-	-
Ce travail	Carotte A	44599,3-58157,2	464,8-371,6	249,6-323,9	84,4-118,9	320,6-433,7	139,6-200,1	105,4-158,3	24,9-67,5	35,4-50,4	29,5-37,4	10,9-16,2	13,4-20,1
	Carotte B	37315,3-44330,8	251,3-329,3	244,2-405,9	78,8-192,8	254,8-387,3	87,9-125,8	3-119,73	25,7-54,9	3-35,3	21,5-43,4	9,1-12,2	8,4-14,2
	Carotte T	50852,1-59098,1	351,9-451,5	301,3-491,4	104,1-337,6	401,8-541,4	135,2-157,9	109,5-198,6	34,4-96,6	39,4-45,4	31,9-77,1	12,3-16,2	14,1-22,7
		Sc	Bi	Cs	Sn	Th	U	Mo	Sb	Ag	Cd	Tl	
Baie de Fort de France	Pons et al 1987	-	-	-	01-11,01	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire du Yangtze, Chine	Chen et al 2003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Baie St. Helena, Afrique du Sud	Monteiro et al 2005	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,12-6,6	-	-
Littoral d'Annaba	Belabed 2010	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0-1,75	-	-
Mer Ligure NW Méditerranée	Heimbürger et al., 2012	-	-	-	-	-	63-79	-	-	0,09-0,17	0,14-0,19	-	-
Ce travail	Carotte A	2,81-7,69	4,6-9,82	4,53-7,71	3,86-6,31	0,05-5,58	3,28-4,23	1,01-1,53	1,01-1,52	0,85-3,35	0,6-0,8	0,37-0,5	-
	Carotte B	3,76-14,98	0,34-0,85	2,14-6,39	2,51-4,13	1,37-5,39	0,77-2,56	-	0,98-2,80	0,18-0,93	0,12-0,31	0,34-0,49	-
	Carotte T	4,62-16,41	3,2-14,4	4,98-8,79	3,34-8,48	4,05-10,8	0,89-3,57	1,18-2,64	0,88-3,14	0,8-3,23	0,66-1,21	0,33-0,52	-

Le signe(-) :valeur indéterminée

2. Lac El Mellah

2.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX :

L'analyse minéralogique semi-quantitative, aux rayons X, des échantillons de la carotte sédimentaire **P** de lac El Mellah (**Tableau 26, Figure 37**) révèle la dominance des carbonates présents sous forme d'Aragonite ($d= 1.97$ et 4.2 \AA) [23,5-49,9] %, Dolomite ($d=2.88 \text{ \AA}$) [3,9-13,1] % et de Calcite ($d=3.03 \text{ \AA}$) [5-11,5] %, ; suivie des silicates présents sous forme de Quartz ($d=3.34 \text{ \AA}$, 2.6 \AA et 1.8 \AA) (22,4-44,9) % et enfin, l'Hématite (Fe_2O_3) ($d= 2.69$ et 2.51 \AA) avec un taux qui varie de [9,3-16,2] %. La présence de minéraux argileux ou l'argile totale ($d= 4.4 \text{ \AA}$) avec un pourcentage compris entre 32 et 52 % du sédiment total. L'origine des argiles provient des sols qui se situent aux alentours du lac où leurs compositions sont à dominance de sables fins associés soit à des limons grossiers soit à des argiles, les sables grossiers sont très peu (**Boumezbeur, 2005**).

Tableau 26: Distribution des minéraux non argileux dans la carotte sédimentaire lac El Mellah

	Minéraux non argileux %					Argile totale%
	Les silicates	Les carbonates			Les hydroxides	
	Quartz	Calcite	Dolomite	Aragonite	Hématite	
P1	22,4	5	13,1	49,9	9,5	42,9
P18	33,3	6,9	8	42,4	9,3	32,9
P23	44,9	11,5	3,9	23,5	16,2	52,3

Le point de prélèvement de la carotte P se situe près de l'embouchure du chenal de communication du lac avec la mer, les pourcentages non négligeables du Quartz sont dus à la nature du sédiment qui est de la vase sableuse qui se situe au niveau de cette embouchure (**Draredja et al. ,2013**). La présence d'aragonite dans 50 % des sédiments de la lagune est dû à l'abondance d'êtres vivants à coquille, puisqu'elle est le composant principal de la partie extérieure, plus friable des coquilles (**Grandjean, 2013**).

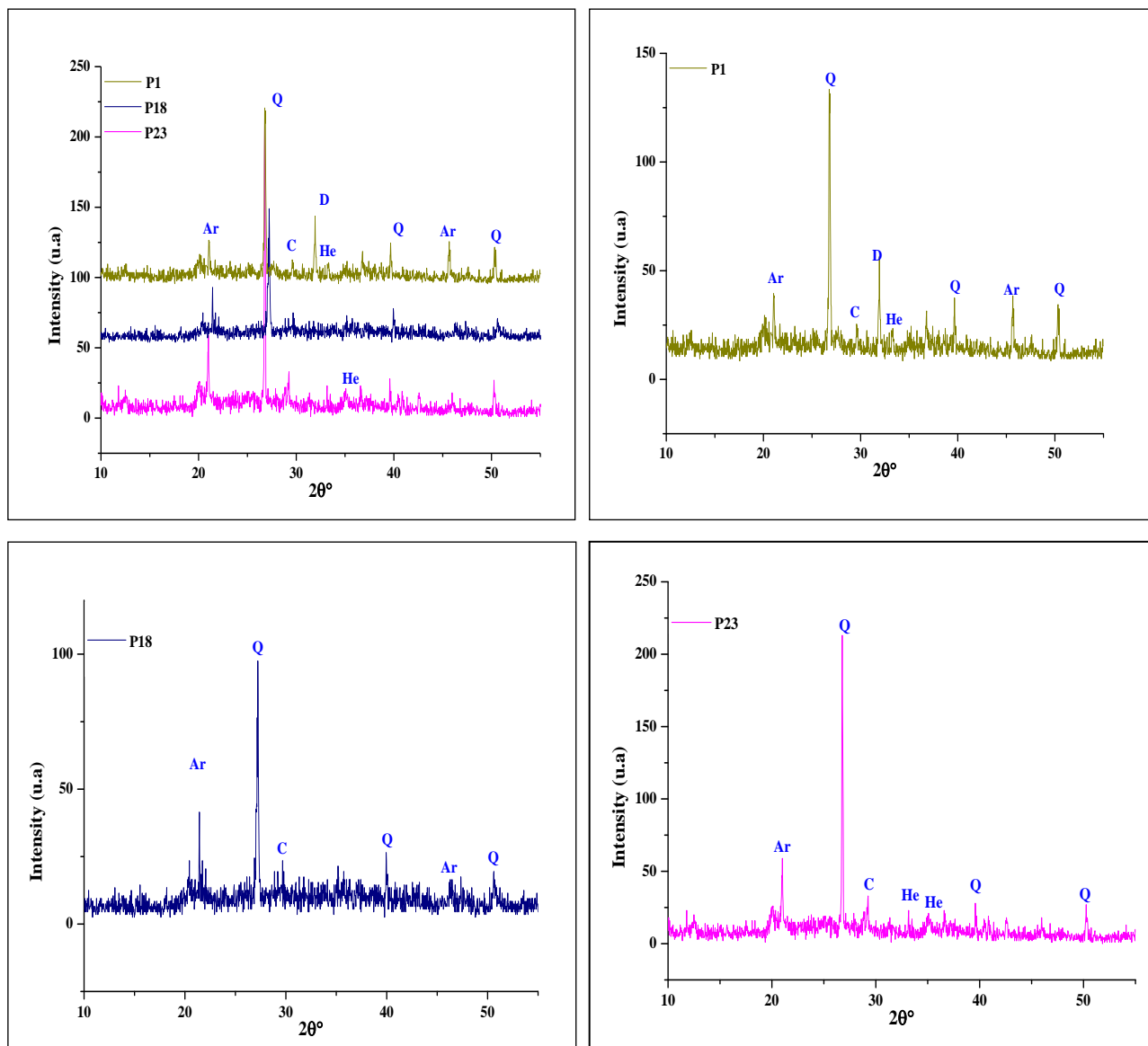


Figure 34: Les diffractogrammes des échantillons de la carotte sédimentaire du lac El Mellah (Na : Nacrite, C : Calcite, Q : Quartz, Ar : Aragonite, He : Hematite et D : Dolomite)

Il faut noter que les pourcentages de l’Aragonite et la Dolomite diminuent avec une augmentation de la teneur de la Calcite, cela peut s’expliquer par la transformation de l’aragonite qu’est une particule minérale instable en calcite particule stable (Péna et al ; 1991).

2.2. Détermination de la composition chimique par XRF

Les éléments majeurs représentent en moyenne : 87% de la totalité de la composition chimique de la carotte. La dominance de la Silice SiO₂ [31.8-47.8] %, suivie de l’Aluminium Al₂O₃ [10-12] %, les pourcentages très importants de ces deux composants indiquent une présence importante des argiles et plus précisément la

présence de Kaolinite ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$) (Qlihaa et al., 2016). La composition globale des autres oxydes (Fe_2O_3 , MgO , K_2O et Na_2O) atteints des pourcentages respectivement de 14, 5, 20, 2 et 13.2 %, ce qui montre que notre sédiment est riche en oxydes ; les teneurs en Fe_2O_3 sont relativement élevées (4 à 9) % corrélées à la présence de l'hématite observées par les analyses DRX. La teneur importante du magnésium est liée à la présence de la calcite magnésienne dans les algues rhodophycées benthiques (Mathieu et al., 2011) et au test des foraminifères (Rosenthal et al., 1997). Les taux de CaO sont très faibles par rapport à ceux trouvés dans les autres carottes sédimentaires. Les valeurs n'atteignent pas 2 % de la totalité de la composition minéralogique du sédiment (Tableau 27). Le soufre SO_3 est présent avec une moyenne 8.3%, il faut noter que le soufre est un élément important dans la mobilité des métaux traces par l'oxydo-réduction. Les rapports massiques $\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$ sont autour de 3, ce qui suggère la présence d'une quantité importante de silice libre (quartz ou silice amorphe) due probablement à un apport détritique assez important (Abdelhak Arib et al., 2007).

Tableau 27: La composition chimique et minéralogique de quelques échantillons de la carotte sédimentaire (P) du lac El Mellah (**P1:** échantillon de surface [0-0,5]cm, **P18:** échantillon du milieu [20-22]cm et **P23:** échantillon du fond [30-32]cm)

	Compound	P1	P18	P23		Compound	P1	P18	P23
Concentrations (%)	SiO_2	47,8	31,8	47,4	Concentration (ppm)	Br	460	510	240
	Al_2O_3	12,7	11,9	10,4		MnO	420	850	510
	Cl	6,0	11,1	5,2		Zr	210	190	110
	Na_2O	5,2	9,2	4,6		Sr	170	140	110
	Fe_2O_3	5,1	7,1	5,5		Ba	150	260	230
	SO_3	5,0	10,7	9,2		V	100	70	90
	MgO	2,5	2,4	1,9		Rb	100	120	60
	CaO	1,8	0,6	0,9		Pb	80	150	80
	K_2O	1,7	1,5	1,2		Zn	70	90	50
	TiO_2	0,7	0,6	0,4		Y	20	20	20
	P_2O_5	0,2	0,1	0,1		Ga	20	30	20
	$\text{SiO}_2/\text{Al}_2\text{O}_3$	3.76	2.67	4.56		Nb	20	20	20
						Cr	-	-	290

2.3. Matière organique :

Les pourcentages en matière organique dans le profil de la carotte ont : un minimum de : 7,93 % et un maximum de : 24,64 % avec une moyenne de (16,17± 5,10) %. Les teneurs en matière organique sont plus élevées dans cette carotte sédimentaire par rapport aux autres carottes sédimentaires étudiées et plus précisément dans les couches profondes, au-delà de 10 cm (**Figure38**). La richesse en matières organiques et d'origine allochtone : le sol des Aulnaies aux alentours du lac El Mellah (**Boumezbeur, 2005**), et d'origine autochtone : ce site est caractérisé par la richesse en espèces aquatiques en plus d'une activité piscicole non négligeable. L'accumulation de matière organique dans les sédiments, semble être favorable à l'immobilisation des métaux lourds (**Chuan et al., 1996; Thornton, 1996**). La matière organique peut être délimitée par quelques fractions de métaux et peut affecter les taux d'enrichissement en métaux des sédiments fluviaux (**Eimers et al., 2002**). La richesse significative des sédiments profonds en matière organique peut renseigner sur un milieu lagunaire qui avait des conditions d'eutrophisation et/ou qui recevait des quantités non négligeables de la matière organique par les cours d'eau. Ces conditions ont changé d'une manière assez brutale et qui peuvent être en relation avec l'environnement générale de la zone humide dont fait partie cet écosystème lagunaire : sécheresse, changement climatiques ...

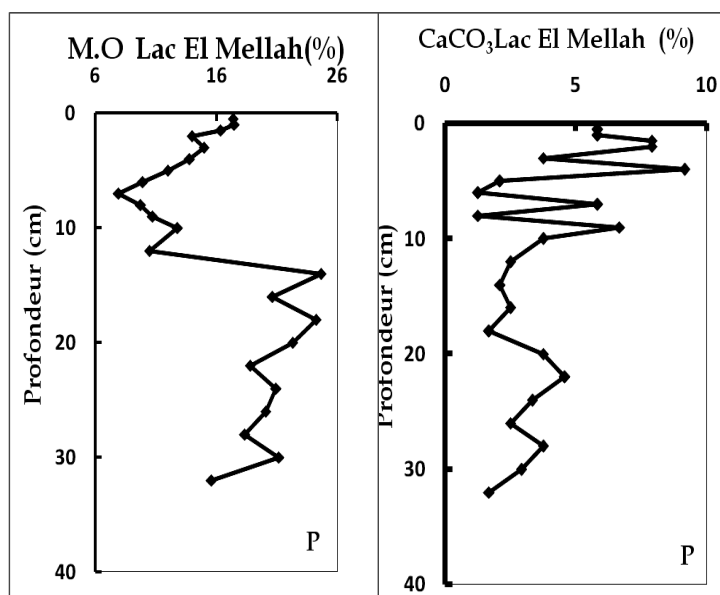


Figure 35: Profils verticaux de la matière organique et des carbonates de calcium en pourcentage dans la carotte sédimentaire

2.4. Teneurs des carbonates :

Les teneurs des carbonates de calcium dans la carotte sédimentaire ont des valeurs moyennes (en %) qui varient entre un minimum de 1,25% et un maximum de 9,17 %, pour la carotte P, avec une moyenne de $4,02 \pm 2,30$ %. Ces faibles valeurs mettent en évidence une origine autochtone des carbonates, La lagune abrite des espèces benthiques et pélagiques où leurs structures sont à base de carbonate de calcium qui se présente essentiellement sous la forme d'exosquelettes, tels que : les foraminifères, les mollusques, les échinodermes, les crustacés. Leurs systèmes à base de carbonate de calcium marqués par la présence de carbonate de Calcium Amorphe qui se transforment en calcite ou en aragonite (Ajili, 2018).

La distribution des teneurs des carbonates de calcium montre une fluctuation le long de la carotte et avec une ampleur importante dans la tranche [0-10] cm, cette fluctuation peut être due à des apports discontinus d'eau à pH alcalin qui peut être marqués en périodes de crues des oueds R'kibet, El Mellah et Bouaroug, un pH supérieur à 8 permet la précipitation des carbonates de calcium lorsque les conditions qui favorisent la saturation en carbonate sont réunies (Dean et schwalb, 2002). La précipitation de carbonate de calcium est souvent associée à la photosynthèse ou, alternativement, à la dégradation de la MO par l'activité des bactéries sulfato-réductrices, ou par l'interaction avec la matière organique (organominéralisation) (Gautret et al., 2006). Pour un pH acide une association à l'oxydation des sulfures stimule la dissolution des carbonates (Risgaard-Petersen et al., 2012).

2.5. Métaux traces

Les valeurs des métaux traces obtenues par l'analyse de la carotte par SAA et leurs profils de distributions verticales (Figure 39, Tableau 28), ainsi que de leurs écarts types, fait ressortir deux groupes de métaux :

- Les métaux à distribution hétérogène : manganèse, zinc, cuivre et fer leurs écarts types sont proches de leurs moyennes, ce qui reflète une hétérogénéité des concentrations et de leur distribution le long de la carotte. La distribution du **manganèse** est identique à celle du zinc. Les valeurs les plus élevées sont observées au niveau des couches superficielles de la carotte: Mn=461,23µg/g et Zn= 216,43 µg/g observées respectivement aux profondeurs de [3-4] et [1-2] cm,

alors que de faibles teneurs sont relevées au niveau du fond de la carotte. Les profils verticaux des teneurs en cadmium et en zinc montrent une forte similitude entre les deux, cela est certainement dû au fait que le cadmium est généralement associé au zinc en tant qu'impuretés (**Robbe, 1981**). Une distribution similaire pour les métaux traces Mn; Pb et Zn avec les valeurs maximums se situe dans la profondeur entre 2 et 3cm, après cette profondeur on observe une diminution continue des teneurs jusqu'à 5 cm pour le Pb, 7 cm pour le Zn et 9 cm pour Mn, après cette profondeur les valeurs fluctuent modérément, ce qui peut indiquer que la tranche [0-9]cm de la carotte c'est la zone oxygène, après cette tranche on a observé un deuxième pic pour le Pb et Mn à la profondeur 18 cm

- Les métaux traces sont marqués par une répartition homogène : - Bien que le Cu a une distribution homogène, mais son profil suit, en général, celui du Pb où les deux teneurs pics du Cu se situent à la même profondeur que le Pb, sans oublier la valeur minimum qui se situe à la profondeur 22cm avec des teneurs respectives : 4,02µg/g et 5,25µg/g

Tableau 28: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah

	Mn	Zn	Ag	Pb	Sc	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd
Moyenne	195,54	88,54	2,59	6,65	11,19	218,67	6536,95	15,90	36,21	7,09	0,29
Ecart type	107,93	36,77	0,64	1,47	1,29	69,59	560,09	1,15	2,10	1,14	0,12
Max	461,23	216,43	3,87	10,53	12,86	350,33	7714,80	18,17	39,09	9,40	0,59
Min	90,60	38,09	1,78	4,61	9,00	109,58	5765,03	14,37	29,45	4,02	0,11

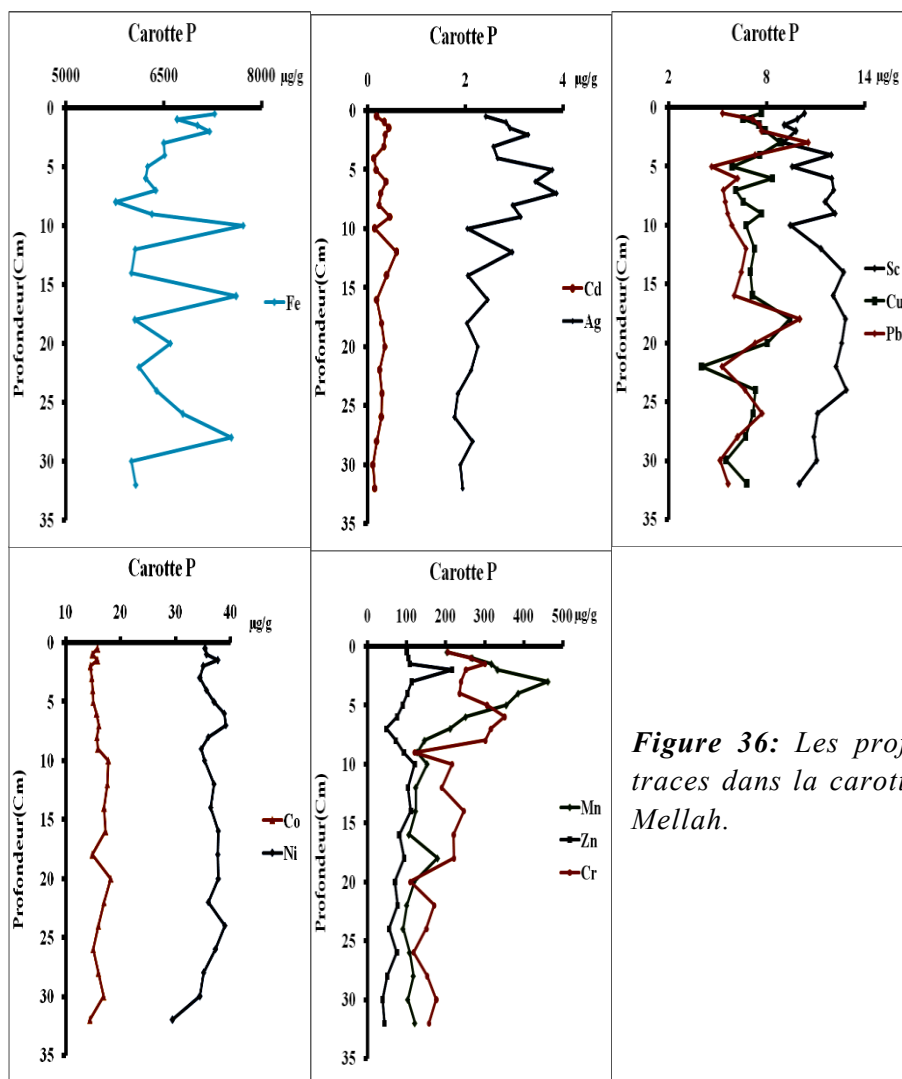


Figure 36: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah.

La distribution du **manganèse** est identique à celle du zinc. Les valeurs les plus élevées sont observées au niveau des couches superficielles de la carotte : Mn=461,23µg/g et Zn= 216,43 µg/g observées respectivement aux profondeurs de [3-4] et [1-2] cm, alors que de faibles teneurs sont relevées au niveau du fond de la carotte. Les profils verticaux des teneurs en cadmium et en zinc montrent une forte similitude entre les deux, cela est certainement dû au fait que le cadmium est généralement associé au zinc en tant qu'impuretés (**Robbe, 1981**).

2.6. Facteur d'Enrichissement (FE)

Les facteurs d'enrichissement des métaux traces de la carotte sédimentaire **P** prélevés au niveau du lac El Mellah font apparaitre (**Tableau 29**):

- Un faible enrichissement le long de la carotte avec des valeurs qui ne dépassent pas 2 pour les métaux traces : ($0,76 < EF(\text{Co}) < 1,24$; $0,72 < EF(\text{Ag}) < 1,98$; $0,53 < EF(\text{Cu}) < 1,59$; $0,92 < EF(\text{Ni}) < 1,34$; $0,77 < EF(\text{Fe}) < 1,33$) ce qui les rend dans la gamme de la variabilité naturelle, le plomb Pb ($0,86 < EF(\text{Pb}) < 2,34$) entre aussi dans cette gamme, sauf à la profondeur 3cm où une légère contamination est enregistrée.
- Un enrichissement modéré pour les autres métaux traces : Cr, Cd, Mn et Zn. Le chrome Cr ($0,66 < EF(\text{Cr}) < 2,51$) montre un enrichissement continu de la surface jusqu'à la profondeur 6cm, un apport discontinu du cadmium ($0,65 < EF(\text{Cd}) < 3,94$) est observé en surface [1.5-3] cm, au centre de la carotte 10cm et en profondeur [26-28] cm. Une contamination modérée du Mn ($0,66 < EF(\text{Mn}) < 4,79$) dans la tranche [1-5] cm de la carotte sédimentaire après cette profondeur les valeurs ne dépassent pas 2 ; pour le Zn ($0,84 < EF(\text{Zn}) < 5,39$) l'enrichissement modéré est identifié dans la tranche [1-5] cm et la tranche [10-14] cm de la carotte sédimentaire, avec un fort enrichissement qui dépasse 5 est constaté dans la profondeur 2 cm ; après les 14 cm de profondeur, les valeurs deviennent assez faibles et oscillent autour de l'unité.

Dans cette carotte sédimentaire les contaminations légères à fortes du milieu surtout pour le Mn et Zn sont dues au niveau de lac El Mellah aux trois points de rejets urbains, ceux des agglomérations Guantra el Hamra, El Melha, et de Boumalek. (**Bentouili, 2007**).

Tableau 29: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte P.

Profondeur (Cm)	F.E (Mn)	F.E (Zn)	F.E (Ag)	F.E (Pb)	F.E (Fe)	F.E (Cr)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Cd)	F.E (Co)
0,5	1,85	2,37	1,25	1,02	1,15	1,52	1,11	1,25	0,65	1,05
1	2,54	2,57	1,44	1,45	1,11	2,03	1,16	1,08	1,74	0,99
1,5	3,27	2,91	1,61	1,67	1,26	2,51	1,34	1,35	2,05	1,15
2	3,18	5,39	1,68	1,57	1,20	1,95	1,15	1,32	3,94	0,98
3	4,79	3,05	1,43	2,34	1,18	2,01	1,23	1,59	2,06	1,08
4	3,01	2,08	1,11	1,22	0,89	1,49	0,96	1,03	1,50	0,82
5	3,48	2,31	1,98	0,97	1,07	2,42	1,25	1,01	1,80	1,04
6	1,96	1,53	1,43	1,04	0,85	2,22	1,05	1,13	1,31	0,86
7	1,63	0,96	1,60	0,88	0,86	1,97	1,04	0,82	1,18	0,87
8	1,18	1,51	1,28	0,94	0,81	1,97	1,00	0,92	1,42	0,90
9	0,97	1,86	1,29	0,92	0,85	0,75	0,92	1,03	1,53	0,86
10	1,51	3,11	1,08	1,24	1,33	1,73	1,20	1,16	2,27	1,24
12	1,02	2,23	1,31	1,19	0,87	1,27	1,05	1,00	1,70	1,02
14	0,90	2,13	0,81	1,02	0,77	1,47	0,92	0,89	1,63	0,88
16	0,82	1,64	1,02	0,99	1,03	1,38	1,01	0,96	1,54	0,95
18	1,31	1,77	0,79	1,56	0,77	1,31	0,95	1,19	1,56	0,76
20	0,88	1,36	0,90	1,15	0,85	0,66	0,97	1,04	1,53	0,96
22	0,76	1,52	0,87	0,86	0,81	1,06	0,95	0,53	1,75	0,92
24	0,66	1,05	0,72	1,04	0,81	0,89	0,98	0,92	1,55	0,82
26	0,90	1,64	0,80	1,39	0,99	0,80	1,08	1,04	2,38	0,89
28	1,00	1,12	0,99	0,96	1,13	1,06	1,04	1,00	2,17	0,97
30	0,87	0,84	0,86	0,93	0,88	1,21	1,01	0,81	1,81	1,01
32	1,13	1,05	0,97	1,13	0,99	1,19	0,95	1,10	2,07	0,95

2.7. L'analyse de corrélation inter-métaux

Les résultats obtenus par l'analyse de corrélation statistique Pearson sur les vingt-trois échantillons révèlent, pour les dix métaux analysés, que la majorité des couples d'éléments métalliques (**Tableau 30**) tels que Ni/Pb, Cu/Cr et Cd/Pb ont des corrélations non significatives, ce qui impliquerait que ces métaux ne proviennent pas des mêmes sources naturelles et/ou anthropiques et qu'ils n'ont pas les mêmes affinités et les mêmes comportements chimiques et géochimiques dans l'environnement naturel. Le couple Cu/Sc montre un coefficient de corrélation très

faible (0,01). Ceci signifie que ces deux éléments se comportent et évoluent indépendamment l'un de l'autre et ayant probablement des sources différentes.

Les bonnes corrélations positives sont observées pour les couples de métaux : Cu/Pb, Cr/Ag, Mn/Ag, Mn/Cr et Mn/Zn, ce qui signifierait que ces éléments évoluent dans le même sens des variations des concentrations dans la carotte et une même source de contamination qui peut être proche de la zone d'étude. La corrélation positive du manganèse avec quelques métaux est due en raison de son affinité pour les éléments métalliques (**Gadde et Laitinen, 1974**) et son rôle très important qui joue sous forme d'oxyde dans la précipitation et la mobilité des métaux traces. Les couples d'éléments Mn/Sc et Mn/Co montrent, par rapport aux autres couples, des bons coefficients de corrélations négatives, cette corrélation signifie que pour les deux couples la relation est inversement proportionnelle.

Tableau 30: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire du Lac El Mellah.

	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Ag</i>	<i>Pb</i>	<i>Sc</i>	<i>Cr</i>	<i>Fe</i>	<i>Co</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>Cd</i>
Mn	1										
Zn	0,51	1									
Ag	0,53	0,27	1								
Pb	0,42	0,37	-0,20	1							
Sc	-0,56	-0,37	-0,18	-0,09	1						
Cr	0,58	0,25	0,69	-0,03	-0,25	1					
Fe	0,08	0,33	-0,10	0,04	-0,39	-0,10	1				
Co	-0,56	-0,19	-0,22	-0,34	0,35	-0,27	0,12	1			
Ni	-0,02	-0,04	0,28	0,09	0,45	0,31	0,03	0,29	1		
Cu	0,33	0,35	0,02	0,72	0,01	0,04	0,13	-0,28	0,13	1	
Cd	0,04	0,35	0,31	0,32	0,10	0,04	-0,20	0,13	0,31	0,36	1

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

2.8. Discussion des résultats

Les milieux lagunaires constituent environ 13 % des littoraux mondiaux (**Larras, 1964**). Les lagunes sont des plans d'eau, allongées parallèlement au littoral, peu profonds, isolés de la mer souvent par un cordon meuble de sables et de galets. La communication avec la mer se fait par des ouvertures plus ou moins nombreuses dans le cordon (**Maanan, 2007**). **Lankford (1977)** définit les lagunes étant des dépressions côtières situées au-dessous du niveau moyen des océans ayant une communication permanente ou temporaire avec la mer mais isolée par un cordon, ces dépressions ont été formées à la fin de la transgression postglaciaire, vers 5000-6000 ans B.P. (**Zenkovitch, 1969**).

En Algérie, le lac El Mellah est l'unique lagune du pays (**Chekchaki, 2012**), il est classé en 5^{ème} position par rapport aux 14 lagunes Nord-Africaines (**Kherifi, 2016**), cette lagune se situe au Nord-Est algérien, et fait partie d'un ensemble de dépressions du complexe de zones humides dit d'El Kala, et à 15 Km à l'Ouest de la ville d'El Kala, classé réserve intégrale au sein du Parc National d'El Kala et site Ramsar depuis 2004.

Le lac El Mellah est une ancienne vallée fluviale qui s'est transformée en lagune après avoir été envahie par l'eau marine (**Arrignon, 1963 ; Bentouili, 2007 ; Belabed, 2010; Kherifi, 2016**). Lors des anciens accidents tectoniques, la mer a pu pénétrer dans cette région littorale pendant tout le néogène et jusqu'à l'heure actuelle (**Bentouili, 2007**). Le lac El Mellah est situé à voisinage des agglomérations, la population du BV du El Mellah représente le 1/10 de la population totale de la commune d'El Kala, elle est estimée à 30 673 habitants (**Baba Ahmed, 2008**). La densité est de 36 habitants/km² (**Kherifi, 2016 ; Bendjama, 2007**). Elle est partagée entre une agglomération secondaire El Gantra El Hamra qui regroupe 36% de la population du sous bassin versant et une zone rurale éparsée constituée par les douars El Melha, El Frine, Douar Aslâa, Boumalek, El Gmihet et Souk Reguibe. La région d'étude est très peu développée, les atouts dont elle dispose tel que l'agriculture avec une superficie qui représente 9 % de la superficie du BV, la localisation majoritaire de l'activité agricole est essentiellement au sud du lac El Mellah (**Bendjama, 2007**), l'élevage, la pêche et le tourisme. Ces activités sont également en accroissement et influent sur la qualité par les rejets d'eaux usées (**Kherifi, 2016**), des agglomérations Guantra el Hamra, El Melha, et de Boumalek. (**Bentouili, 2007**). Ces rejets

essentiellement des eaux usées domestiques ont pour destination finale l'exutoire. Le réseau hydrographique et les eaux souterraines qui rejoignent en dernier lieu le plan d'eau du lac (**Bendjama, 2007 ; Belabed ; 2010**), et cela par les trois affluents principaux à l'Ouest (El Rguibet, El Mellah, El Aroug) et de petits cours d'eau qui se jettent également dans le lac et proviennent de la partie Est du bassin représentée par Oued Boumalek et le rejet de la station d'épuration de l'agglomération de Gantra El Hamra dont la station de traitement connaît des pannes fréquentes (**Sarri, 2017**). **Kherifi (2016)**, indique que le lac subit une détérioration de la qualité de ses eaux par les eaux usées des communes situées aux alentours, ces eaux usées sont chargées de matière organique, de coliformes, de déchets et de sable. Cette charge polluante détériore considérablement l'état des milieux récepteurs (lacs, oueds...).

La carotte sédimentaire prélevée près de l'embouchure l'Oued Eriguibet qui se jette au Nord-Ouest du lac El Mellah, dans la zone aval « zone de l'embouchure », où se déroule une activité conchylicole, indique la dominance des carbonates dans la composition minéralogique et chimique du sédiment et plus précisément l'aragonite qui est d'origine biogénique. Ces minéraux proviennent de la sédimentation des débris coquilliers et des tests de la microfaune (**Maanan, 2007**). L'aragonite étant rarement préservée dans les sédiments anciens, les tests originellement aragonitiques ne sont qu'exceptionnellement préservés ou recristallisés en calcite (**Mathieu et al., 2011**), ce qui explique la diminution de la teneur de l'aragonite dans les couches profondes de la carotte.

La richesse du sédiment en magnésium est due à de la calcite recristallisée et la formation de la dolomite synsédimentaire par la reprise du magnésium au cours de la diagenèse précoce (**Bathurst, 1971**). La présence d'une eau chaude, au niveau d'une lagune à salinité élevée et riche en magnésium (**Bouden et al., 2009**) dans les coquilles des organismes, favorise la formation de la dolomite (**Foucault et al., 1992**). Les teneurs de la dolomite diminuent en profondeur et cela selon **Femex et al. (1984)** est due à l'oxygénation du sédiment, si la surface des sédiments est oxygénée, le manganèse n'est pas relargué, par contre si l'environnement est anoxique, la remobilisation de cet élément est très importante. Le taux faible de la calcite indique que la composition des sédiments est pauvre en CaCO_3 au niveau du point de prélèvement, qui sont composés des sables venus de la mer, mais aussi des limons et argiles apportés par les rivières selon l'étude de **Draredja et al. (2013)**.

Les dépôts alluvionnaires qui caractérisent la lagune marine du lac El Mellah, sables, cailloux et limons fins avec dominance d'argiles (**Bentouili, 2007**), cette composition est confirmée dans notre analyse de la composition minéralogique et chimique où il y a des teneurs non négligeables du quartz et de l'argile totale. Selon **Maanan (2007)** dans les dépôts lagunaires sont toujours présents les argiles : l'illite, le chlorite et la kaolinite, ils ont pour origine les colluvions qui remanient les dépôts encaissants.

La présence des oxydes de Fe dans les sédiments correspond à l'hématite, qui est probablement détritique et moins réactives (**Canfield, 1989**). La formation des oxydes de Fe est contrôlée par les conditions d'oxydoréduction ainsi que par le pH du milieu (**Dubé, 1997**).

Lac El Mellah se distingue par des valeurs de pH supérieures à 7 (**Kherifi, 2016 ; Embarek et al., 2017 et Bensafia et al., 2020**) ce qui traduit un caractère basique et réducteur. Ces résultats montrent que la variation du potentiel d'oxydoréduction est très liée à l'effet des pluies et les eaux qui alimentent le lac (**Kherifi, 2016**). La plupart des eaux des rivières ont leur pH compris entre 6,5 et 8,5 (**Sigg et al., 2001**). Les tables conchylicoles se situent du côté Nord-Est du lac El Mellah constituent des sources de rejets en matières organiques pouvant entraîner la réduction des sédiments. Cette activité conchylicole peut être l'une des sources d'enrichissement en matière organique, les teneur très élevées dans la carotte sédimentaire du lac El Mellah en matière organique sont similaires à celles enregistrées dans l'étude faite sur les sédiments de surface du lac Sud de Tunis par **Ouertaniet al., 2006** ; où l'auteur montre que les teneurs en matière organique relativement élevées semblent être caractéristiques de ce milieu; et est due à l'installation de conditions anoxiques voire même réductrices dans le sédiment dues à une augmentation excessive de la demande en oxygène.

Les processus biogéochimiques dégradant la matière organique sont appelés réactions primaires. Ces processus se succèdent le long d'un gradient vertical d'oxydo-réduction (**Froelich et al., 1979 ; Berner, 1980**). Dans le cas du profil de la matière organique de la carotte sédimentaire lac El Mellah, on observe une rupture à la profondeur 10cm ou au-delà de cette profondeur les valeurs sont très élevées, à la même profondeur, on observe une réduction des teneurs des carbonates, cette dissolution est liée à la réduction du pH (**Helali et al., 2009**) ; dans les conditions

d'anoxie. L'enrichissement de la matière organique dans la carotte sédimentaire est dû à des sources multiples et importantes, incluant les apports allochtones, les sédiments, ainsi que la productivité primaire autochtone (**Warren et Haack, 2001**) et peut être en relation avec un changement climatique important.

La matière organique s'associe particulièrement aux argiles en formant des complexes argilo-humiques (**Maanan, 2007**) et représente un composant essentiel des sédiments en raison de son rôle nutritionnel dans les compartiments microbiens et les invertébrés, et son rôle dans l'adsorption des polluants et le contrôle de leur biodisponibilité (**Landrum et al., 1987 ; Tye et al., 1996**). Elle conditionne la solubilité, la mobilité et la concentration de certains éléments métalliques (**Manskaya et Drozdova, 1968 ; Rashid, 1974**).

Les contaminants métalliques étudiés sont : Mn, Zn, Ag, Pb, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Cd et Sc, les valeurs de ces métaux ont été obtenues par l'analyse de la carotte sédimentaire par SAA, les profils verticaux des éléments manganèse, zinc, cuivre, Pb, Cd et fer représentent des distributions hétérogènes le long de la carotte. Une distribution similaire pour les métaux traces Mn; Zn et Pb avec les valeurs maximum se situe dans la profondeur entre 2 et 3cm , après cette profondeur on observe une diminution continue des teneurs jusqu'aux profondeurs : 5 cm pour le Pb, 7cm pour le Zn et 9cm pour Mn, après ces profondeurs les valeurs fluctuent modérément, ce qui peut indiquer que la tranche [0-9]cm de la carotte c'est la zone oxiqie, après cette tranche, on identifie un deuxième pic pour le Pb et Mn à la profondeur 18 cm. Le profil vertical de la teneur en cadmium se rapproche de celui du zinc, avec une corrélation positive du couple Zn/Cd, cela est certainement dû au fait que le cadmium est généralement associé au zinc en tant qu'impuretés (**Robbe, 1981**). Malgré cette similitude dans la distribution de ces éléments métalliques, seulement Cd, Mn et Zn ont un enrichissement modéré ; pour le Zn à significative à la profondeur 2cm, le Pb entre dans la gamme de la variabilité naturelle, sauf à la profondeur 3cm où une légère contamination est enregistrée. La matrice de corrélation confirme la similitude de la distribution des teneurs du Mn et Zn le long de la carotte avec une corrélation positive, d'autre part, bien que le couple Mn/Pb se rapproche de la valeur 0,5, mais il entre dans le groupe des corrélations non significatives. Pour le cuivre et le fer, qui ont une distribution des teneurs hétérogène, ces éléments se caractérisent par un enrichissement faible et des corrélations non significatives avec les autres métaux traces, sauf pour le cas du couple Pb/Cu où la corrélation positive est la plus élevée

(0,72) dans cette matrice de corrélation. Le lessivage des sols riches en fertilisants ainsi que celui des ordures ménagères contribue aussi à l'apport du cuivre et du plomb (Azzaoui et al., 2002).

Les autres métaux traces sont marqués par une répartition homogène : Ag, Cr, Co, Ni et Sc avec un faible enrichissement le long de la carotte, sauf pour le chrome qui enregistre un enrichissement modéré dans les échantillons de surfaces jusqu'à la profondeur 6cm, des corrélations positives de cet élément avec Ag et Mn. Il faut noter que le manganèse présente des corrélations négatives avec les éléments Sc et Co.

Tableau 31: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Lac El Mellah comparée à d'autres études

		Mn	Zn	Ag	Pb	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd
Bendjama 2007	Lac	520-	87.6		21-	71.2-	1560		82.6-	21-	0.03-
	Oubeira	520.	-	-	19.3	78.5	0-	-	87.8	24.2	0.07
		5	98.1				1590				
Belabed (2010)	Lac El	20-	79-		7,4-4	610-	6100-		200-	6-4,9	0,04-
	Mellah	8,6	69,5	-		203	1500	-	178		0,18
Cette Etude	Lac El Mellah	195, 5	88,5	2,5 9	6,65	218, 6	6536, 95	15,9	36,2 1	7,09	0,29

En comparant les valeurs enregistrées dans cette étude avec les études antérieures des sédiments de surfaces (Tableau 31), montrent qu'en général les valeurs de notre étude sont plus élevées que celles de Belabed (2010) pour les métaux Mn, Zn, Cr, Cu, Cd, pouvant s'expliquer par l'augmentation de la population rurale autour du Lac El Mellah, le taux d'accroissement moyen de la population selon (Kherifi, 2016) est d'environ 3.37% et donc l'augmentation du débit des rejets domestiques. Les résultats des analyses du sédiment superficiel de la lagune El Mellah par Belabed (2010), font apparaître de fortes contaminations par le nickel et le chrome ; les teneurs en nickel sont déterminées par la nature du sédiment et restent liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques et sont sensibles aux variations du pH (selon Cawet et Faguet ; 1982).

Toutefois Lac El Mellah qui présente les teneurs les plus faibles en plomb, nickel et cuivre, cela est certainement lié à la nature du sédiment du lac El Mellah (sable), contrairement aux lac Oubeira dont la nature de leur sédiment est argileuse et

constitue davantage un meilleur support d'adsorption pour ces éléments métalliques (**Bendjama, 2007**). **Cawet et Faguet (1982)** ont montré que le fond argileux est considéré comme étant le substrat sur lequel le Mn et le fer s'adsorbent le plus. La pollution par le manganèse est liée à l'érosion de la roche pendant les périodes de crues (lessivage) et aux rejets domestiques et urbains. (**Bendjama, 2007**).

Les éléments traces de cette étude sont de teneurs faibles par rapport à quelques milieux lagunaires dans le monde. Les plus fortes valeurs sont enregistrées dans le sédiment de la lagune de Aveiro Portugal (**Rochaet al., 2005**) (**Tableau 32**), sauf pour le chrome qui reste assez faible par rapport aux autres travaux, cet enrichissement est dû à une activité anthropique pertinente (particulièrement industrielle) dans un milieu des plus confinés (donc moins hydrodynamiques) : canaux. Alors que les concentrations des éléments traces dans le sédiment de la lagune de Nador sont plus élevées que celles de notre étude, mais selon **Gonzalez et al., 2007**, le sédiment est non pollué après avoir calculé les indices géo accumulation de ces éléments. Les sédiments de surface de la lagune de Fusaro semblent s'enrichir en Cu, Cr, Pb, Cd et Zn qui est due à la nature volcanique de la lagune (**Pacifico et al., 2007**). Lac Goreckie en Pologne (**Zerbe et al., 1999**), les sédiments lacustres sont principalement constitués de métaux lourds d'origine naturelle. Les concentrations en métaux lourds de la lagune de Fresco sont largement inférieures à celles mesurées dans les autres lagunes. Ces concentrations confirment le caractère rural de la lagune de Fresco, qui pourraient servir de référence pour caractériser une lagune côtière tropicale non polluée selon **Issola et al., (2009)**. L'étang de Thau France est réparti en trois zones selon le degré de contamination des métaux traces, ce degré augmente de la zone occidentale, zone centrale à la zone Nord en corrélation avec l'augmentation du pourcentage de particules fines et de matière organique dans le sédiment (**Péna et Picot (1991)**). Ce qui est très intéressant, c'est que ces différentes lagunes ont un point commun c'est le pH qui est basique.

Tableau 32: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans lac El Mellah comparée à d'autres régions dans le monde

		Mn	Zn	Ag	Pb	Sc	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd
Lagune Fusaro Italie	Pacifico et al., 2007	-	87-262	-	24-93.8	-	24.6-128	-	-	12.6-31.4	26-126.3	0.3-4
Lagune Nador Maroc	Gonzalez et al., 2007	170-960	1-194	-	5-76	-	20-110	-	3-28	1-66	2-95	0,3-1,7
Laguna de Aveiro Portugal	Rochaet al., 2005	126-2607	94-3961	-	34-1091	-	19-67	15578- 36301	28-60	24-66	12-298	0.3-10
Lac Goreckie	Zerbe et al., 1999	78-690	13-110	-	11-74	-	1.5-22	1700- 15000	-	4.5-21	2.9-19	1.2-5.2
Lagune de Fresco cote d'Ivoire	Issola et al., 2009	8.13- 25.33	4.63-10	-	2.43-6.50	-	-	-	-	-	-	0.5-1.33
Etang de Thau France	Péna et Picot (1991)	141.3- 350.1	20.1- 536.8	-	20.2- 116.2	-	24.2-62.3	5000-- 33300	-	24.8-63.7	9.6-144.8	0.08-1.42
Cette étude	Carotte P	461,2- 90,6	216,4- 38,1	3,87-1,78	10,5-4,6	12,8-9	350,3- 109,6	7714,8- 5765,1	18,2-14,4	39,1-29,4	9,4-4,02	0,59-0,11

Le signe(-) : valeur indéterminée

3. Fontaine des Gazelles

3.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX

La diffraction des rayons X (DRX) a permis de caractériser les phases minéralogiques présentes dans les échantillons et de préciser autant que possible la nature des minéraux (qualitativement et semi-quantitativement) (**Tableau 33, Figure 40**). Le tableau montre la dominance des minéraux carbonatés : la teneur de la Calcite ($d= 3.03\text{Å}, 2.25\text{Å}, 2.06\text{Å}$) [25.3-52.9] % augmente avec la profondeur, par contre l'Aragonite ($d=4.24\text{Å}, 1.90\text{Å}$) et la Dolomite ($d= 2.87\text{Å}, 2.27\text{Å}$) sont identifiés dans la couche superficielle. Le Quartz ($d=2.6\text{Å}, 3.34\text{Å}, 3.27\text{Å}$) [39.7-9.2] % à l'inverse de la Calcite diminue en profondeur. On note la présence de la Goethite ($\alpha\text{-FeO (OH)}$) ($d=4.14\text{Å}, 2.45\text{Å}$) et d'Anatase (TiO_2) ($d=1.89\text{Å}$) dans l'échantillon du milieu et du fond de cette carotte. Le pourcentage de l'argile totale ($d= 4.4 \text{Å}$) qui représente les minéraux argileux est compris entre 16.4 et 42.9 % du sédiment total.

Tableau 33: Distribution des minéraux non argileux dans la carotte sédimentaire du barrage Fontaine des Gazelles

	Minéraux non argileux %						Argile totale%
	Les silicates	Les carbonates			Les hydroxides		
	Quartz	Calcite	Dolomite	Aragonite	Anatase	Goethite	
F1	39.7	25.3	3.5	31.5	-	-	16.4
F9	16	52.9	-	-	3.4	27.6	33
F16	9.2	52.4	-	-	3.4	35.1	42.9

Cette hétérogénéité dans la composition minéralogique dans la carotte **F** est surtout due aux formations géologiques très variables qui affleurent dans l'environnement géologique de l'Oued El Hai. On y rencontre des roches sédimentaires allant du calcaire parfois dolomitique aux roches marneuses fortement altérées en surface du fait surtout du climat très rude de la région. Les différentes unités géologiques qu'on rencontre, s'étalent du Quaternaire au Trias. Dans cette région, le faciès géologique se présente avec une dominance carbonatée et à un degré

moindre gréseuse. Ces formations fournissent à la plaine des sédiments riches en calcaire, de marnes et parfois en sable.

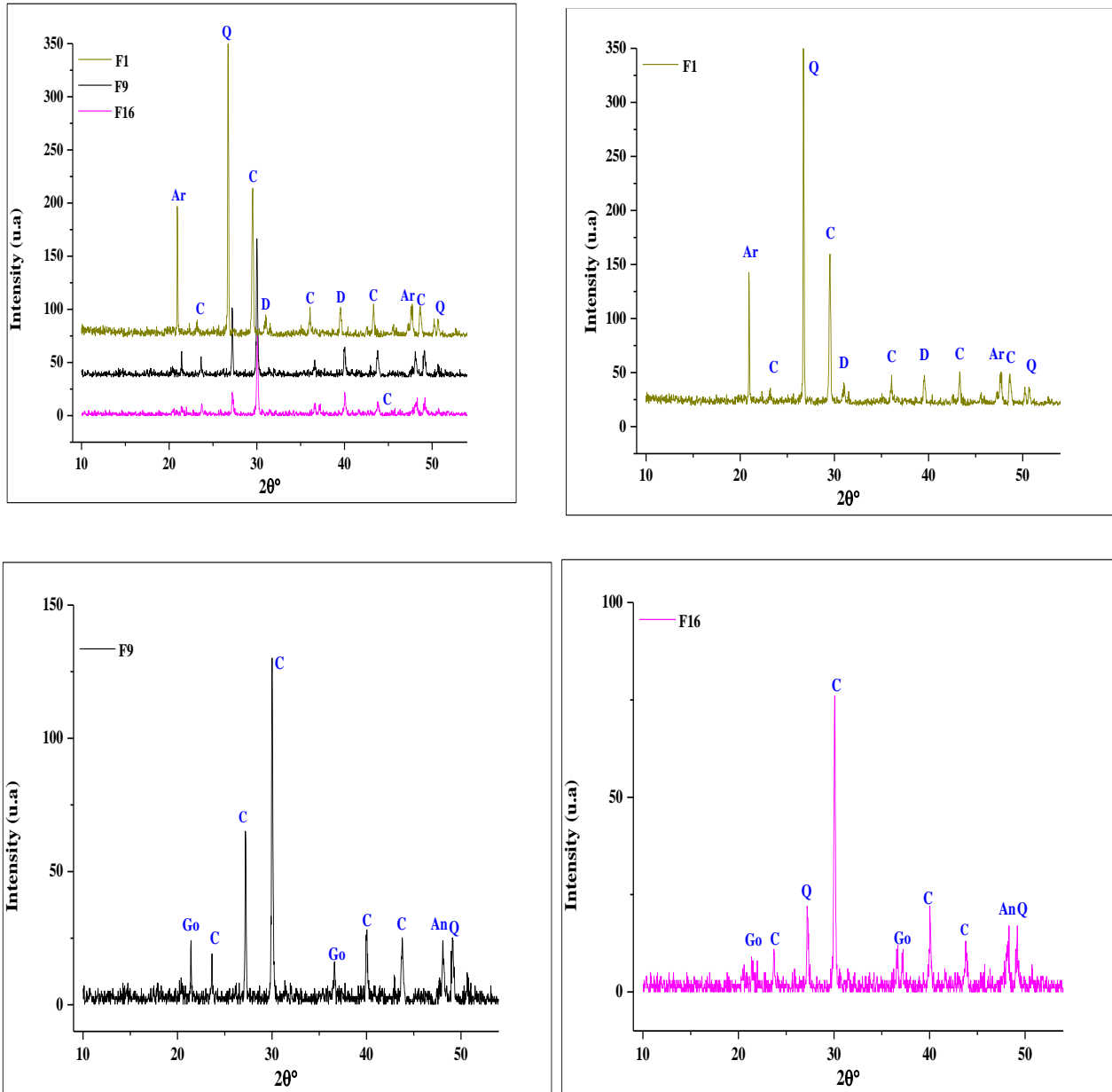


Figure 37: Les diffractogrammes des échantillons de la carotte sédimentaire du barrage Fontaine des Gazelles (**Go** : Goethite, **C** : Calcite, **Q** : Quartz, **An** : Anatase, **Ar** : Argonite et **D** : Dolomite)

3.2. Détermination de la composition chimique par XRF :

Les résultats des analyses élémentaires totales par XRF réalisée sur les échantillons de la carotte sédimentaire prélevée au niveau du barrage de la Fontaine des Gazelles, sont donnés dans le **Tableau 34**.

Ces données confirment les résultats obtenus par DRX et par le calcimètre de Bernard où on constate que le CaO qui présente les phases carbonatées est dominant dans la carotte F avec une moyenne de 36% suivi des silicates (32%) et l'alumine Al_2O_3 (9%) qui caractérise les phases argileuses, ce qui peut indiquer une faible présence des argiles. La composition globale des autres oxydes (Fe_2O_3 , MgO et K_2O) atteints des pourcentages moyens de: 8,26 %.

La moyenne du rapport massique SiO_2/Al_2O_3 (3,46%), ainsi que la faible teneur du quartz estimé par DRX, nous amènent à suggérer que ce rapport est lié aux argiles et en grande partie aux différentes espèces minérales de smectite (**Weaver 1989**). Cela est confirmé par l'étude de la caractérisation des argiles des roches sédimentaires de la région d'El Kantara où la smectite représente l'essentiel de la fraction argileuse (**Lamouri et al., 2016**)

Tableau 34: La composition chimique de quelques échantillons de la carotte sédimentaire de Barrage Fontaine des Gazelles (**F1**: échantillon de surface [0-0,5]cm, **F9**: échantillon du milieu [6-7]cm et **F16**: échantillon du fond [16-18]cm)

	Compound	F1	F9	F16		Compound	F1	F9	F16
Concentrations (%)	SiO_2	32,1	32	31,2	Concentration (ppm)	MnO	255	423	469
	Al_2O_3	8,3	9,5	9,9		Sr	655	695	688
	CaO	36,2	36,9	37,9		Ba	395	--	--
	Fe_2O_3	3,6	3,6	3,8		Zr	146	231	152
	K_2O	1,1	1,1	1,1		Rb	19	26	26
	MgO	0,09	3,6	6,8		Zn	44	41	41
	TiO_2	0,73	0,63	0,73		Y	10	7	12
	SO_3	0,43	0,24	0,23		Cr	48	40	27
	P_2O_5	--	0,12	0,065		Ni	12	8	8
	SiO_2/Al_2O_3	3,87	3,36	3,15		Cu	22	28	26

3.3. Matière organique :

La matière organique joue également un rôle spécifique : d'une part, elle peut intervenir directement dans des réactions chimiques et/ou biochimiques, d'autre part, elle peut, lors de son évolution, modifier les propriétés du milieu. L'origine de la matière organique dissoute et particulaire présente dans l'eau fluviale peut être autochtone (production primaire principalement), allochtone (transport depuis les zones humides et/ou agricoles, lessivage du sol du bassin versant ...) ou formée par le cumul des deux fractions. Les valeurs du taux de la matière organique en pourcentage sont comprises dans l'intervalle [1,02-7,29] % avec une moyenne de 3,64 % et un écart type de 2,53 % montrent une certaine hétérogénéité dans la distribution verticale. En effet, on observe une nette diminution du taux de la matière organique depuis le niveau de profondeur de 10 cm vers la surface. Ceci peut être en rapport direct avec les processus diagénétiques et surtout l'amointrissement des apports en matière organique, résultat de la réduction de la biomasse ou de sa consommation dans la colonne d'eau et/ou en milieu benthique (**Figure 41**). Les valeurs de la matière organique semblent plus élevées que celles enregistrées dans les sols de l'Outaya [0,3-3,1] % par **Benaouda et al., (2008)**, cet enrichissement en matière organique s'explique par l'élevage dans le barrage des poissons benthique tel que Barbeau et Carpe Royale.

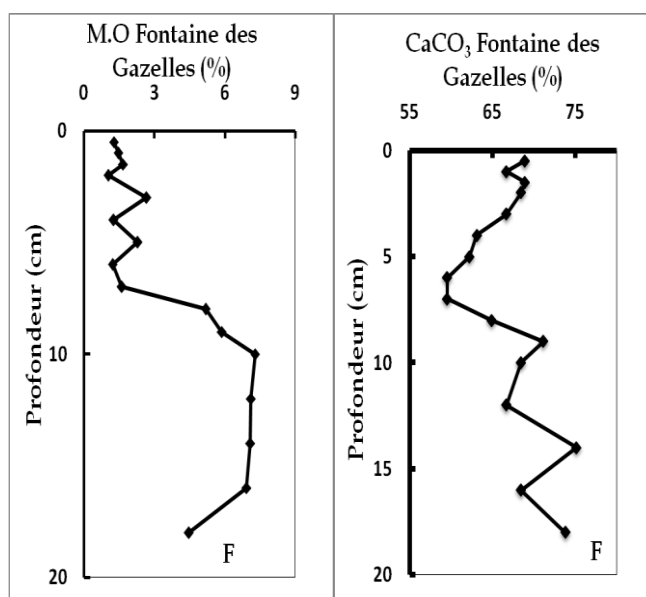


Figure 38: Profils verticaux de la matière organique et des carbonates de calcium en pourcentage dans la carotte sédimentaire du barrage de la Fontaine des Gazelles

3.4. Teneurs des carbonates :

Le pourcentage des carbonates de calcium varie entre un minimum de 55,83%, un maximum de 70,42 % et un écart type de 4,44% (**Figure 41**).

Selon **Baize (1988)** les valeurs des carbonates de calcium allant de 50-80% forment des sédiments très fortement calcaires, c'est le cas de la carotte F. Le profil vertical montre certaines fluctuations dont la plus importante se situe aux niveaux de profondeurs 6 et 7 cm et correspond certainement à un déficit significatif en CaCO_3 dans les apports et l'accumulation dans le sédiment. A partir du niveau 6 cm, la concentration en CaCO_3 commence à augmenter vers la surface, ce qui peut correspondre à une augmentation du taux de CaCO_3 dans les apports et l'accumulation dans les sédiments.

L'évolution des deux profils de la matière organique et des CaCO_3 sont en partie inter dépendants. En effet, l'amoindrissement de la matière organique dans les apports est accompagné par l'augmentation du taux des carbonates de calcium. Dans l'écosystème aquatique, ceci peut correspondre au développement d'espèces biologiques, notamment zoo planctoniques et/ou zoo benthiques à test carbonaté qui arrivent à dévorer la matière organique produite et fournissent après leur mort des carbonates de calcium qui s'accumulent dans le sédiment. A une échelle plus large de l'environnement global, ceci peut correspondre aussi à la sécheresse et à la désertification qui font que la couverture végétale se rétrécit et s'amoindrit, ce qui favorise, en parallèle, le phénomène d'érosion des faciès géologiques à majorité carbonatés et leur transport vers ce milieu humide pour s'accumuler dans le sédiment.

3.5. Métaux traces

Les concentrations des métaux traces relevées dans les sédiments du barrage de la Fontaine des Gazelles sont moyennement élevées pour certains métaux (Zn, Pb, Cr et Cu, Mn) et relativement normales à faibles pour d'autres (Ag, Sc, Co, Ni et Cd) et même pour l'arsenic (**Tableau 35**). Les écarts types relativement élevés pour certains métaux, comme le Mn, le Zn, le Cr, le Fe ..., renseignent sur la grande hétérogénéité des teneurs relevées le long de la carotte sédimentaire.

L'analyse des profils de distribution verticale des concentrations des métaux évoque que :

- Certains métaux notamment le Co, le Pb, le Fe, le Zn, le Mn et aussi l'As, manifestent un enrichissement progressif du sédiment en ces métaux avec le temps à partir du fond.
- D'autres métaux, par contre, observent un état stationnaire avec le temps : c'est l'exemple du cadmium, du chrome, du nickel, le scandium ...
- Les métaux Pb, Cu, Zn et Fe montrent une anomalie identique entre 9 et 5 cm de profondeur. L'argent, quant à lui, montre une anomalie avec de petites fluctuations et qui s'étale sur échelle de temps plus large : à partir de 9 cm de profondeur jusqu'à presque le temps actuel.

Cette analyse fait apparaître que, d'une manière globale, le comportement géochimique des éléments traces étudiés est régi beaucoup plus par les phénomènes et processus naturels. L'enrichissement du sédiment en métaux et en arsenic avec le temps est certainement influencé par la pression et les apports anthropiques que nous pouvons considérer comme faible à négligeable. Les anomalies décelées pour certains métaux peuvent être d'origine naturelle ou anthropique. Comme ces anomalies concernent des métaux très utilisés dans les activités anthropiques et elles se manifestent d'une manière brutale et assez limitées dans le temps, renseignent beaucoup plus sur un impact anthropique que celui naturel.

Pour mieux élucider l'archive géochimique des sédiments de ce barrage, ces observations et cette analyse sont à confronter avec d'autres données non disponibles présentement, tels que :

- Le fond géochimique local et régional dont dépend en partie l'enrichissement des sédiments en métaux,
- La nomenclature des activités industrielles et la gestion de sa charge polluante dont peut dépendre les anomalies observées pour certains métaux.
- Le recensement des événements naturels exceptionnels du passé dans la région, tel que les intempéries sévères et les inondations dont peut dépendre l'enrichissement chronique et/ou ponctuel des sédiments en métaux traces (**Tableau 35, Figure 42**).

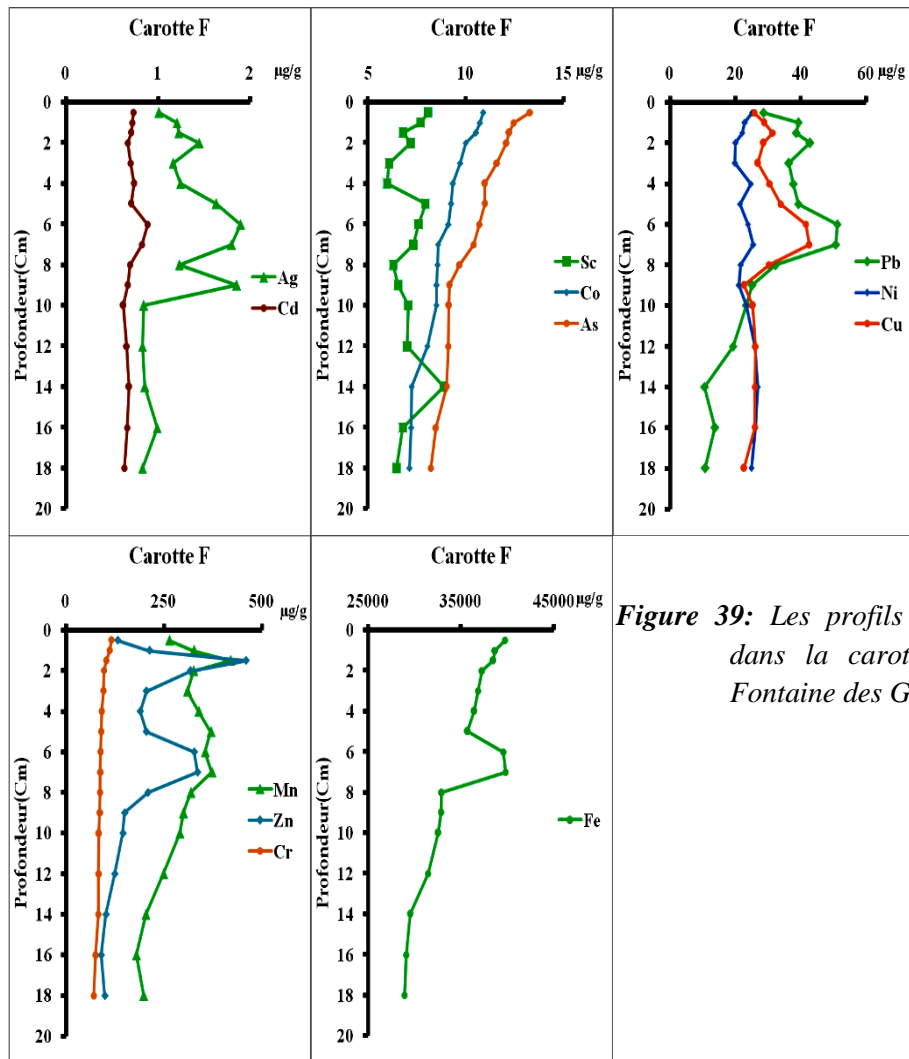


Figure 39: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Barrage Fontaine des Gazelles.

Tableau 35: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire du Barrage Fontaine des Gazelles.

	Mn	Zn	Ag	Pb	Sc	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Cd
Moyenne	301,27	206,57	1,25	31,29	7,10	90,88	34994,37	8,96	23,50	29,36	10,47	0,71
Ecart type	67,94	104,57	0,37	13,09	0,78	11,82	3932,74	1,22	2,23	5,84	1,56	0,07
Min	179,28	89,64	0,83	10,64	5,98	71,55	28924,56	7,13	19,92	22,61	8,21	0,62
Max	420,11	460,06	1,90	51,24	8,87	115,85	39813,13	10,90	26,87	42,72	13,29	0,88

3.6. Facteurs d'Enrichissement (FE)

En calculant le facteur d'enrichissement des éléments traces au niveau de la carotte sédimentaire prélevée au niveau du Barrage Fontaine des Gazelles, on peut observer que :

- Les éléments qui entrent dans la gamme de la variabilité naturelle sont : Co, Ni, Fe, Ag et Mn qui ne dépassent pas 2, sauf à la profondeur 1.5cm et 4cm pour le magnésium où la contamination est modérée;
- Les métaux traces à contamination légère avec des facteurs d'enrichissement modérée de la surface jusqu'à 12cm pour $0,75 < EF(Pb) < 4,34$ et $0,69 < EF(Cu) < 3,38$; les autres métaux $0,66 < EF(Cd) < 2,52$; $0,97 < EF(Ag) < 2,83$, cet enrichissement se situe à différentes tranches de la carotte;
- Un enrichissement significatif est constaté dans les premiers centimètres de la carotte [1–4] cm pour : ($0,88 < FE (Zn) < 5,16$) et ($0,96 < FE (Cr) < 5,64$), l'arsenic ($1,95 < FE (As) < 9,18$) enregistre les plus fortes valeurs dans la couche de surface [0.5-1] cm et au fond de la carotte [14-18] cm, pour le reste de la carotte c'est un enrichissement modéré (**Tableau 36**). Cet enrichissement est causé par les contaminations anthropiques liées à la production et utilisation de pesticides, et les dépôts et incinérations d'ordures (**Wang and Mulligan, 2006**).

Tableau 36: Facteurs d'enrichissement des éléments métalliques identifiés dans la carotte F.

Profondeur (Cm)	F.E (Mn)	F.E (Zn)	F.E (Ag)	F.E (Pb)	F.E (Fe)	F.E (Cr)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Cd)	F.E (Co)	F.E (As)
0,5	1,24	1,24	1,04	2,23	1,24	3,11	1,30	1,78	1,84	1,39	9,18
1,0	1,62	2,12	1,57	3,19	1,27	3,21	1,24	2,80	1,91	1,33	8,33
1,5	2,35	5,16	1,80	3,56	1,43	1,76	1,36	3,38	2,12	1,37	4,81
2	1,73	3,38	2,02	3,74	1,31	1,58	1,17	2,92	1,91	1,47	1,95
3	1,93	2,57	1,91	3,73	1,53	5,64	1,36	2,45	2,35	1,35	2,86
4	2,16	2,42	2,08	3,95	1,54	1,77	1,73	2,84	2,52	1,53	3,57
5	1,77	1,97	2,06	3,09	1,13	2,64	1,12	2,37	1,82	1,55	3,78
6	1,78	3,30	2,51	4,23	1,32	1,52	1,31	3,05	2,38	1,15	4,52
7	1,94	3,50	2,46	4,34	1,37	1,55	1,45	3,24	2,29	1,13	2,63
8	1,93	2,54	1,95	3,21	1,32	1,80	1,44	2,69	1,93	1,17	2,30
9	1,74	1,75	2,83	2,40	1,27	1,82	1,35	2,35	1,31	1,35	3,01
10	1,57	1,57	1,20	2,08	1,17	1,38	1,38	2,00	0,93	1,30	4,37
12	1,35	1,36	1,18	1,72	1,13	1,39	1,55	2,08	1,05	1,14	4,83
14	0,87	0,88	0,97	0,75	0,84	0,96	1,03	0,69	0,66	1,03	5,54
16	1,01	1,01	1,46	1,27	1,08	0,96	0,99	1,31	1,41	0,81	8,06
18	1,17	1,17	1,29	1,05	1,13	1,11	0,97	1,10	1,06	1,05	6,79

3.7. L'analyse de corrélation inter-métaux

Les résultats obtenus sur dix-huit échantillons révèlent, pour les douze métaux analysés, que les bonnes corrélations positives sont observées pour la majorité des couples de métaux, ce qui signifierait que ces éléments évoluent dans le même sens des variations des concentrations dans la carotte. Cela peut être expliqué par la provenance de ces éléments de sources similaires ou d'une même source de contamination au voisinage de la zone d'étude (**Tableau 37**).

Les plus fortes corrélations sont enregistrées entre Mn/Zn, Mn/Pb, Mn/Fe, Pb/Zn, Pb/Fe, Pb/Cu, Cr/Co, Cr/As, As/Co, As/Fe et Cd/Cu.

Tableau 37: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire du Barrage Fontaine des Gazelles.

	<i>Mn</i>	<i>Zn</i>	<i>Ag</i>	<i>Pb</i>	<i>Sc</i>	<i>Cr</i>	<i>Fe</i>	<i>Co</i>	<i>Ni</i>	<i>Cu</i>	<i>As</i>	<i>Cd</i>
<i>Mn</i>	1											
<i>Zn</i>	0,86	1										
<i>Ag</i>	0,65	0,55	1									
<i>Pb</i>	0,88	0,80	0,74	1								
<i>Sc</i>	-0,10	-0,05	0,01	-0,03	1							
<i>Cr</i>	0,49	0,40	0,14	0,51	0,26	1						
<i>Fe</i>	0,79	0,72	0,56	0,90	0,12	0,78	1					
<i>Co</i>	0,67	0,55	0,26	0,66	0,06	0,95	0,86	1				
<i>Ni</i>	-0,54	-0,41	-0,41	-0,45	0,35	-0,33	-0,34	-0,51	1			
<i>Cu</i>	0,67	0,68	0,66	0,81	0,17	0,12	0,63	0,21	0,02	1		
<i>As</i>	0,60	0,54	0,24	0,66	0,18	0,95	0,87	0,97	-0,41	0,27	1	
<i>Cd</i>	0,53	0,54	0,67	0,75	0,22	0,28	0,71	0,31	0,10	0,88	0,38	1

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

Le couple d'éléments Mn/Ni montre, par rapport aux autres couples, un bon coefficient de corrélation négative, cette corrélation signifie que pour les deux éléments la relation est inversement proportionnelle dans le temps.

Les corrélations non significatives entre les couples d'éléments métalliques tels que : Mn/Cr, Zn/Cr, Ni/Zn et Cu/As impliqueraient que ces métaux ne proviennent pas probablement des mêmes sources naturelles et/ou anthropiques et qu'ils n'ont pas les mêmes affinités et les mêmes comportements chimiques et géochimiques dans l'environnement naturel. Le Scandium ne se corrèle avec aucun des métaux étudiés, ceci laisserait penser que cet élément évolue indépendamment des autres.

3.8. Discussion des résultats

Pénurie d'eau dans un pays ou une région, c'est le seuil de rareté théorique fixé par la Banque mondiale, où le niveau d'eau est inférieur à 1 000 m³ /an/habitant. Cette limite est basée sur la demande globale en eau pour l'agriculture, les villes et l'industrie, ainsi que pour la conservation des écosystèmes d'eau douce. (**Schiffler, 2002**). Devant cette pénurie, la consommation est en constante augmentation en raison : de la croissance économique, de l'explosion démographique, des taux d'urbanisation élevés, de l'amélioration du niveau de vie, de l'industrie et surtout de l'agriculture. (**Touati, 2010**).

L'Algérie est aujourd'hui l'un des pays les plus pauvres en termes de potentiel hydrique. C'est-à-dire en dessous de la limite théorique. En 1962, l'eau théorique était disponible par habitant et 1500 m³ par an, ce qui plaçait le pays dans une situation confortable, en 1990 elle n'était que de 720 m³, en 1995 680 m³, en 1998 630 m³ et 300 m³ en 2050 (**Moussaoui, 2017**). Ce qui a amené le secteur des ressources en eau à réaliser de nombreux nouveaux projets de barrages dans les différentes régions du pays et contribué à l'irrigation de grandes superficies de terres agricoles (**ONS, 2013**). Dans les années 1962 le nombre de barrages n'était que de 13, ce nombre a augmenté d'environ 68 barrages en 2012 (**Saggai et al., 2016**), avec une capacité de stockage qui était de l'ordre de 4 milliards de m³ en 2000. De nos jours, le parc national compte 84 barrages, ce qui a augmenté la capacité des eaux mobilisées à 8.9 milliards m³, soit les 78% des potentialités (**Bouchaala et al., 2017**). Ces barrages sont, en majorité, situés au nord du pays, parmi les barrages situés au sud de l'Algérie, on note le barrage Fontaine des Gazelles qui est entré techniquement en service en mai 2000, avec une capacité de stockage brut d'environ 55millions m³ (**Brinis, 2011**). Il est situé au Nord-Est de la plaine d'El Outaya et il est construit sur l'Oued El Hai. Son exploitation pour l'irrigation de la plaine d'El Outaya a commencé après 2004, le périmètre d'irrigation du barrage est d'environ 1137 Ha, selon l'ONID (office nationale d'irrigation et drainage de Biskra (<http://onid.com.dz/dr-sahara>)).

La qualité de l'eau irriguée est liée à la nature du sédiment déposé dans le barrage, ce sédiment provient du réseau hydrographique qui alimente ce barrage, qui est principalement constitué par l'Oued El Hai, Oued Tamtam et Oued El Melah (**Touati, 2010**), Oued Tiltatou et Oued Fadhala qui convergent pour former Oued El

Hai. Ces oueds traversent plusieurs agglomérations rurales et urbaines, tel que l'agglomération suburbaine d'El Kantara avec une population de 11046 habitants et un taux d'accroissement de 2.02 et l'agglomération urbaine de Ain Touta avec une population de 55736 habitants et un taux d'accroissement de 2.22, pour les agglomérations rurales sont : l'Outaya avec une population de 4514 habitants et Fontaine des Gazelles avec une population de 3532 habitants (**O.N.S., 2011**). Ces agglomérations rejettent leurs eaux usées dans ces oueds, les contaminants sont fixés par adsorption ou absorption sur les sédiments, qui sont drainé vers le barrage. Cette étude, relative à l'évaluation de la contamination métallique de ces sédiments.

L'activité la plus fréquente est l'agriculture, essentiellement l'élevage (agriculture sédentaire). La majorité des citoyens qui occupent la région étudiée exercent l'agriculture sédentaire dans des petites parcelles autour des Oueds (les Tamarins, O. Fedhala, Mâafa, El-kantara) sauf la plaine de Ain Touta où il y a la culture de céréale. (**Rerboudj, 2005**).

Les résultats d'analyse de la carotte sédimentaire prélevée au Nord du barrage près du point de rejet de l'Oued El-Hai par DRX et XRF permettent de déterminer les phases minéralogiques dominantes dans la carotte. Dans cette recherche, on observe la dominance des carbonates de calcium : Calcite, aragonite et dolomite, suivies des silicates : Quartz, et d'Anatase et d'hydroxyde de fer : Goethite. Le dosage des carbonates a confirmé ces résultats où on a trouvé que le sédiment est très fortement calcaire, avec un taux faible d'argile. Cela est confirmé par la carte établie par **Laffit, 1939** où les deux oueds qui se jettent dans Oued El Hai: oued Tilatou et oued Fedhala traversent des terrains de nature marne et calcaire, dolomie, marne avec gypse, calcaire massif et quaternaire. Ce dernier est formé par des éboulis, graviers, sable, limons et grès ; avec une épaisseur très variée. **Chebbah (2007)** montre qu'au milieu des formations géologiques de la Fontaine des gazelles, Branis et Djemoura, on trouve les cristaux fréquents de ce faciès, tels que : l'aragonite, l'anhydrite, la dolomie, le quartz bipyramide et l'hématite. D'autre part, **Amri (2006)** indique du point de vue lithologique, que le sol du barrage de la Fontaine des gazelles est composé principalement de roches et sédiments qui sont des alluvions argilo-sableux, des calcaires, des dolomies, des marnes, des argiles, des sables, des grès et des sels sédimentaires de chott ou de sel diapirique.

L'évolution du taux de la matière organique dans la carotte sédimentaire pourrait être engendré par :

- i) à l'échelle locale du barrage par le développement d'espèces biologiques à test calcaire qui dévorent la biomasse produite dans la masse d'eau du barrage
- ii) à l'échelle régionale par l'amoindrissement de la biomasse (couverture végétale, agriculture ...) par les changements climatiques qui pourraient, aussi engendrer une érosion significative.

L'analyse de cette évolution du taux de la matière organique dans la carotte sédimentaire a permis de montrer des taux faibles de la matière organique dans la tranche supérieure de la carotte [0-8]cm, après cette profondeur, on constate une augmentation des taux; cette évolution du taux de la matière organique est en corrélation avec l'évolution du taux de l'argile totale ; ce qui confirme l'association du MO avec l'argile pour former des complexes argilo-humiques (**Maanan, 2007**).

La matière organique contribue de manière significative à l'acidité de l'eau naturelle et du sédiment par les acides organiques et les activités biologiques dues à l'adsorption de la lumière et à la chimie de l'eau par le la complexation des métaux (**Zoumis et al., 2001**). Ce qui implique que plus de métaux sont adsorbés aux matières organiques (**Nelson et Sommer, 1982**).

Les profils verticaux des éléments (Zn, Pb, Cr, Cu, Mn, Ag, Sc, Co, Ni et Cd) ont été obtenus par l'analyse de la carotte sédimentaire par SAA. Des distributions hétérogènes le long de la carotte de certains métaux traces sauf pour le cadmium, le chrome, le nickel et le scandium. Ces deux derniers montrent un enrichissement qui entre dans la gamme de la variabilité naturelle avec des corrélations non significatives avec les autres métaux traces, sauf pour le cas du couple Mn/Ni ou la corrélation est la seule négative (-0,54) dans cette matrice de corrélation ; le magnésium a un enrichissement naturel, sauf à la profondeur 1.5cm et 4cm. Bien que le fer entre dans la gamme des enrichissements naturels, cet élément présente des corrélations positives avec la majorité des éléments étudiés, ces éléments présentent des anomalies identifiées dans la tranche [0-9] cm, qui correspond à un enrichissement modéré à significatif. De très fortes corrélations ont été constatées entre les couples : Co/As (0,97) ; Cr/As (0,95) ; Co/Cr (0,95) et Pb/Fe (0,90), qui reflèteraient une éventuelle source commune de ces éléments ainsi que leurs comportements similaires dans le sédiment **Smatti-**

Hamza et al., 2019. Les corrélations non significatives se limitent aux couples: Mn/Cr, Zn/Cr, Ni/Zn et Cu/As.

Tableau 38: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Barrage Fontaine des Gazelles comparée à d'autres études

		Mn	Zn	Ag	Pb	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd
Smatti-Hamza et al., (2019)	Barrage Koudiet Medouar	-	33.1-108.5	-	-	-	-	0.2-32.8	-	4.2-39.5	0.01-0.16
Djeddi et al. (2018)	Barrage Béni Haroun	-	20.5-272.75	-	2.26-91.86	-	-	-	-	6.15-19.7	-
Cette Etude	Barrage fontaine des gazelles	179,-3 420,1	89,6- 460,1	0,8- 1,9	10,6- 51,3	71,5- 115,8	28924,6- 39813,2	7,13- 10,9	19,9- 26,8	22,6- 42,7	0,6- 0,8

Il y a peu d'études sur les métaux traces dans le sédiment des barrages algériens, les études citées dans le **Tableau 38** indiquent des valeurs en moyenne : Zn, Pb, Co, Cu et Cd sont inférieures que celles de notre étude. Selon **Smatti-Hamza et al., 2019**, les teneurs des métaux traces des sédiments du barrage Koudiet Medouar Batna, traduiraient une bonne qualité des sédiments. **Djeddi et al., 2018**, indique que les valeurs des métaux traces semblent être proches des teneurs des sédiments non pollués dans l'ensemble du barrage Béni Haroun de la wilaya de Mila et cela est confirmé par le calcul des facteurs de contamination (FC), qui montrent une contamination absente à modérée. Ces faibles teneurs dans les deux études ont été expliquées par la diffusion de chaque élément dans la phase dissoute, sous l'action des courants et la température élevée en période sèche ; et par les phénomènes de dilution qui s'opèrent par des apports de sédiments moins ou non contaminés en période pluvieuse (**Yao et al., 2009**).

La comparaison entre les teneurs des métaux traces de cette étude et ceux de la littérature ont conclu que certaines concentrations observées dans le barrage Fontaine des gazelles étaient en général supérieures à celles enregistrées dans le **Tableau 39**. Dans le barrage de Seyhan (**Çevik et al., 2009**), bien que les concentrations moyennes du Cr et Mn soient beaucoup plus élevées que les sédiments d'autres régions, le calcul des facteurs d'enrichissement a montré que le Cd a eu un enrichissement significatif

(valeur moyenne de 8,45) qui est dû à des sources, y compris les engrais et les pesticides utilisés dans les activités agricoles, le Cr et le Mn ont un enrichissement modéré (de 1,57 et 1,12, respectivement). La concentration en Cr dans le sédiment est due aux déchets de l'usine de chromite qui se situe près du barrage. Des niveaux d'enrichissement "significatif" et "très élevé" pour le Pb et Cd et des enrichissements modérés pour Co et Ni dans les sédiments du barrage de Kowsar (**Karbassi et al., 2011**), ces concentrations sont dues à la contamination par le pétrole. Il s'agit du champ pétrolifère de Gachsaran qui est situé à environ 30 km du réservoir. Selon **Keskin et al., 2012**, les activités agricoles, industrielles (l'usine detextile) situées à proximité de la région de la rivière Karasu, ainsi que la surpopulation de la ville de Nigde qui rejette ses eaux usées directement dans la rivière Karasu sont la cause de l'enrichissement significatif Cu, Pb, Ni, Co, Mn, As et Cr à très forte pour le Zn. Cet enrichissement est aussi observé dans notre étude pour le Zn (ou la valeur est la plus élevée dans le **Tableau 39**, As, Cr, Pb et Cu qui peut être dû à l'activité agricole le long de l'Oued El Hai, ainsi que le déversement direct des eaux usées dans cet oued par les populations riveraines. Les sédiments de Wadi Al-Arab ne sont pas pollués par le Mn, Fe, et Cu, modérément pollué par Zn, et fortement à très fortement polluée par le Cd. Ces concentrations élevées de Cd et de Zn sont dues à des sources anthropiques y compris les engrais et les pesticides utilisés dans l'agriculture et les effluents de la station d'épuration d'Irbid City (**Ghrefat et Yusuf, 2006**). Le barrage sarawak, Malaisie (**Sim et al 2016**) et le barrage Sidi Chahed, Maroc sont caractérisés par un sédiment à risque de contamination par les métaux traces, selon **Abrid et al., 2014** ; cela est dû à l'implantation des stations d'épuration au niveau des communes de Taoujdate et Mhaya à proximité du barrage Sidi Chahed.

Tableau 39: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Barrage Fontaine des Gazelles comparée à d'autres régions dans le monde

		Mn	Zn	Ag	Pb	As	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd
Barrage Seyhan Turquie	Çevik et al., 2009	803.63	39.09	-	-	-	118.95	39350	-	-	19.8	2.15
Barrage Sarawak Malaisie	Sim et al., 2016	32.32- 265.5	6.54- 62.28	-	-	-	-	10342- 22126	-	-	4.26- 16.26	
Barrage Kowsar Iran	Karbassi et al., 2011	250-270	30-40	-	38-50	-	-	-	10-13	57-83	17-25	5-6
BarrageSidi Chahed Maroc	Abridet al., 2014	225.58	38.27	-	14.74	-	55.18	31000	-	-	8.6	2.32
Barrage Wadi Al- Arab Jordan	Ghrefat et Yusuf , 2006	200-800	17-96	-	-	-	-	7000- 15800	-	-	20-190	5-12
Barrage Akkaya Turquie	Keskin, 2011	67- 397	11-402	-	0.9-31.2	5.7-257	2-28	1000- 15800	0.5-7.3	2.2-29.6	0.9-30.5	0.1-0.6
Cette étude	Carotte F	179,-3 420,1	89,6- 460,1	0,83- 1,90	10,6- 51,3	8,2- 13,3	71,5- 115,8	28924,6- 39813,2	7,13- 10,9	19,9- 26,8	22,6- 42,7	0,6- 0,8

Le signe(-) : valeur indéterminée

4. Chott Melghir

4.1. Détermination des phases minéralogiques par DRX :

Les diffractogrammes des échantillons traités par la méthode des agrégats orientés (**n** : normal sans traitement, **c** : chauffé à 490°C et **g** : traité par Ethylène-Glycol) et celui des échantillons sans traitement montrent pour les fractions non argileuses la dominance du quartz (SiO_2) ($d=3.34 \text{ \AA}$) [40 – 63.6]% suivie de la calcite ($d=3.03 \text{ \AA}$) [7.2-24.7]% et la dolomite ($d=2.8 \text{ \AA}$) ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) [5.1-10.9]% présentent en faibles proportions, le gypse ($d= 2,09 \text{ \AA}$)[3.3-4.4]%, la halite ($d= 1,99 \text{ \AA}$) [9.5-12.6]%, l'hématite ($d= 2,70 \text{ \AA}$) [10.4-14.3]% sont présent le long de la carotte. Le pourcentage de l'argile totale ($d= 4.4 \text{ \AA}$) est respectivement 37.6, 22.7 et 25.9% du sédiment total, représente les minéraux argileux : la kaolinite ($d=7.15 \text{ \AA}$) [35.1-43.9] % et la vermiculite ($d=3.6 \text{ \AA}$) [29.7-42.8] % et interstratifiées du type Illite/smectite (10 \AA) [21.1-35] % (**Tableau 40, Figure 43**).

Tableau 40: Distribution des minéraux argileux et non argileux dans la carotte sédimentaire du Chott Melghir

	Fraction non argileuses %						Fractions argileuses %		
	Q	C	D	G	He	H	V	K	In
C1	45,3	13,4	9,9	4,4	14,3	12,6	29.7	35.3	35
C9	63,6	7,2	5,1	3,3	11,4	9,5	35	43.9	21.1
C19	40	24,7	10,9	3,4	10,4	10,5	42.8	35.1	22.1

Q : Quartz, **C** : Calcite, **D** : Dolomite, **G** : Gypse, **He** : Hématite, **H** : Halite **I** : Illite, **V** : Vermiculite, **K** : Kaolinite, **In** : Interstratifié

La variation de l'intensité de certains pics montre que la proportion des phases associées varie en fonction de la profondeur, tel que les argiles interstratifiées du type Illite/smectite (10 \AA) qui apparaissent parfois avec des pics à intensité faible. On remarque aussi la présence de l'hématite et halite avec une intensité importante du pic dans les sédiments de surfaces, mais qui diminue avec la profondeur. Il faut dire que la variation dans la composition des phases minéralogiques du sédiment le long de la carotte est liée : à différentes sources (oueds) qui alimentent le chott Melghir par

les matériaux alluviaux, aux apports éoliens qui sont importants dans cette région, sans oublier que les sols de cette zone aride présentent une grande hétérogénéité, ils se composent essentiellement par des sols minéraux bruts, des sols peu évolués, des sols halomorphes (Halitim, 1985) (Figure 43).

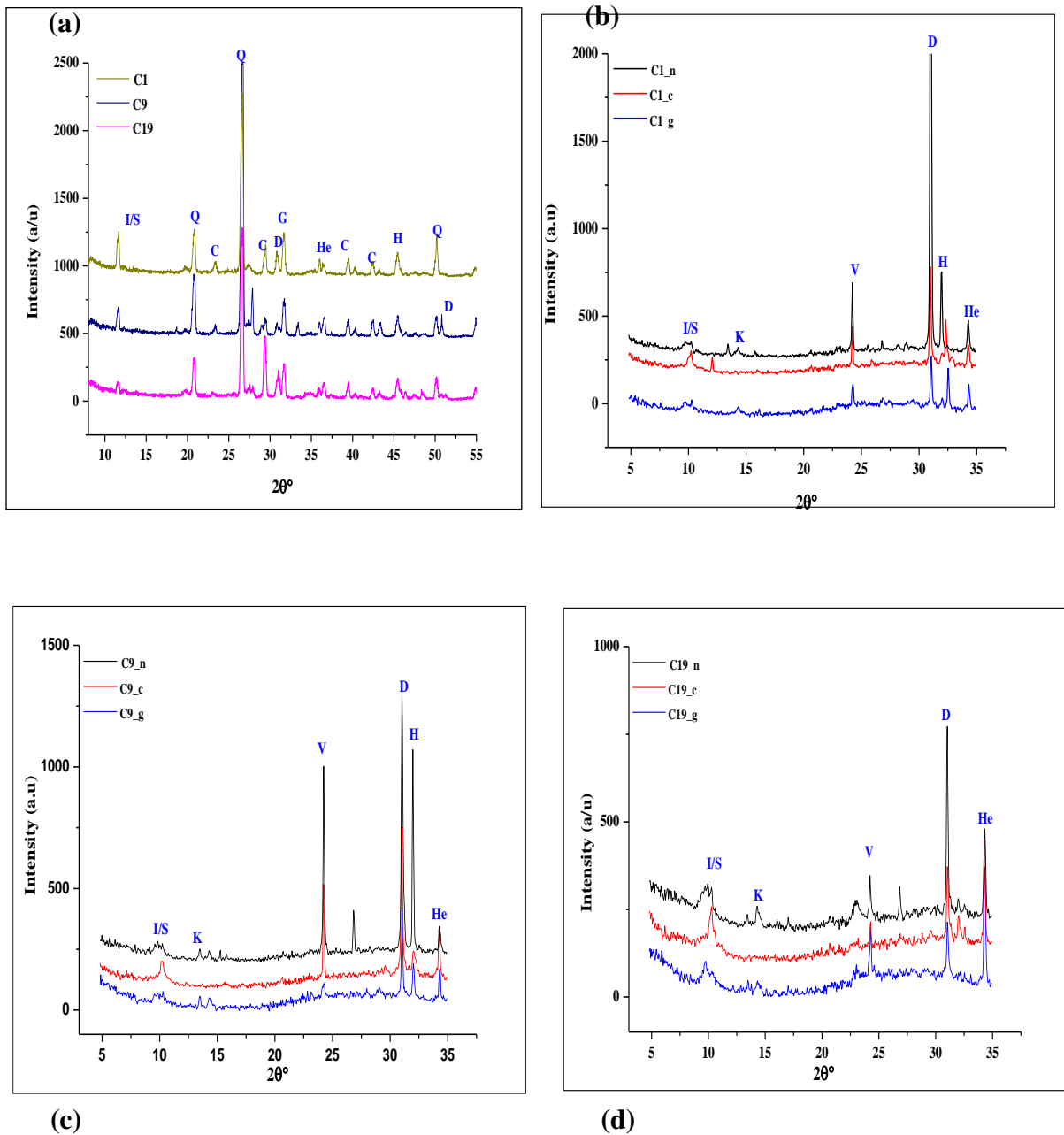


Figure 40: Le diffractogramme (a) représente les échantillons de Chott Melghir sans traitement, les diffractogrammes (b), (c) et (d) représentent les échantillons de la méthode des agrégats orientés. (n : Normal, c : Chauffer, g : Glycoler)(G : Gypsum, C : Calcite, Q : Quartz, K : Kaolinite, D : Dolomite, V : Vermiculite, H : Halite, He : Hématite et I/S : Illite-Smectite

4.2. Détermination de la composition chimique par XRF

Les éléments majeurs représentent en moyenne 80% de la totalité de la composition chimique de la carotte. La teneur en SiO₂ est aux alentours de 36 % et elle manifeste une légère augmentation avec la profondeur. Le Calcium (CaO) représente, dans ce cas, entre 8 % et 12% de la totalité. Les teneurs des Al₂O₃ sont comprises entre 5 % et 7 %, cela indique une faible présence des argiles dans la carotte (**Tableau 41**).

Tableau 41: La composition chimique des échantillons sédimentaires de Chott Melghir (**C1:** échantillon de surface [0-0,5]cm, **C2:** échantillon du milieu [6-7]cm et **C19:** échantillon du fond [18-20]cm)

	Compound	C1	C9	C19		Compound	C1	C9	C19
Concentrations (%)	SiO ₂	34,9	38,1	38	Concentration (ppm)	Sr	394	456	660
	Al ₂ O ₃	5,1	6,2	7,5		Zr	196	106	180
	CaO	8,4	10,3	11,9		Rb	26	19	35
	Fe ₂ O ₃	1,6	1,1	1,9		Zn	20	11	24
	K ₂ O	1,5	1,2	1,8		Y	7	--	7
	MgO	1,5	13,5	13,1		Cr	18	23	32
	TiO ₂	0,32	0,26	0,41		Ni	7	--	--
	SO ₃	5,6	12,5	7,7		Cu	16	18	22
	P ₂ O ₅	0,35	0,8	0,58		As	110	79	101
	MnO	271	283	340		Cd	476	323	293
	SiO ₂ / Al ₂ O ₃	6.84	6.14	5.06		Ce	33	26	42

Les teneurs de K₂O sont faibles et présentent des valeurs aux alentours de 1,5%, ce qui correspond aux teneurs en illite. La teneur du Mg est très faible en surface, mais augmente vers la profondeur. Ceci peut être dû à une présence plus marquée de la calcite magnésienne dans ces horizons. Notons que l'augmentation de la concentration du Mg avec la profondeur est accompagnée de celle du Si, de l'Al et plus légèrement du K. Le rapport SiO₂/Al₂O₃ élevé confirme la dominance du Quartz, selon **Bazzine (2018)**, la fraction minérale de cette zone est constituée dans sa quasi-totalité de sable. Les teneurs des éléments chimiques connus pour être des contaminants potentiels sont faibles, sauf pour l'arsenic et le cadmium.

4.3. Matière organique :

Les pourcentages en matière organique dans le profil de la carotte ont un taux moyen de $(9,01 \pm 1,54)$ %. Il faut noter qu'il y a deux pics du taux de la matière organique, le premier à la profondeur 20cm avec une valeur maximale dans cette carotte égale à 12,31 % et le deuxième pic à la surface à 1cm de profondeur et un taux égal à 10,88%, pour la valeur minimale observée à la profondeur de 4cm avec un taux égal à de 5,88 %. Selon **Medjani (2016)** et **Bazzine (2018)**, le taux de la matière organique est très faible.

Cela est dû aux sols qui se situent aux alentours du chott Melghir qui ont réputés pour être, dans leur ensemble, pauvres en matière organique (**Daoud et Halitim, 1994**). Cette faible teneur résulte de la rareté de la végétation et de la faible biomasse (**Koull et Halilat, 2016**) (**Figure 44**).

Les teneurs de la matière organique fluctuent le long de la carotte d'une manière plus ou moins cyclique. Ces fluctuations sont certainement liées aux cycles d'apports de la matière organique dans le sédiment : production interne et apports terrigènes selon les cycles répétés d'inondation et d'exondation.

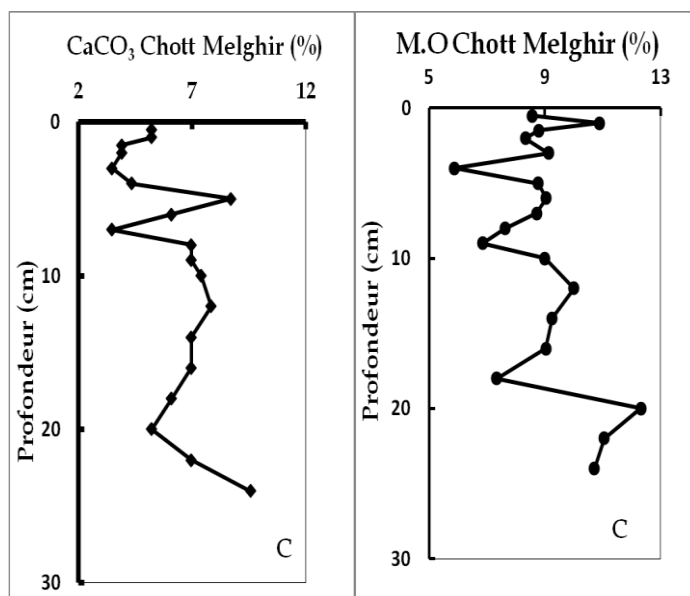


Figure 41: Les profils verticaux des carbonates et matière organique dans la carotte sédimentaire de chott Melghir.

4.4. Teneurs des carbonates :

La distribution des teneurs des carbonates est caractérisée par un minimum de 3,48 % à la profondeur 7 cm et un maximum de 9,57 % au fond de la carotte à la profondeur 24 cm, donc les teneurs augmentent légèrement en profondeur, mais restent homogènes le long de la carotte avec une moyenne de $(6,06 \pm 1,76)\%$.

D'une façon générale, les eaux très calcaires ont un pH élevé ; et celles provenant de terrains pauvres en calcaires ou siliceux ont un pH voisin de 7. Ces variations suivent le cycle géochimique ou l'augmentation du pH en été, s'explique par l'augmentation des concentrations des carbonates et des bicarbonates sous l'effet des fortes évaporations (Koull et al., 2016).

Les teneurs des carbonates restent légèrement faibles par rapport aux valeurs CaO déterminées par XRF. Ce qui indique que CaO se trouve sous d'autres formes que les carbonates de calcium (Figure 44).

Les sols qui sont développés en climat aride et semi-aride, renferment des quantités plus ou moins importantes de carbonates de calcium (CaCO_3), il prend son origine soit : de la roche mère pédologique ou de l'apport par l'eau de ruissellement (Koull, 2015). Donc, le calcaire est toujours présent dans les sols de ces régions, sauf au centre de certaines sebkhas qui sont caractérisées par du sédiment sable siliceux. Les carbonates sont sous forme diffuse, pseudo-mycélium ou amas friables pouvant être aussi gypso calcaires (Halitim, 1988).

4.5. Métaux traces

Les résultats du dosage des métaux traces par ICP-MS dans la carotte sédimentaire prélevée au niveau de chott Melghir montrent une distribution verticale homogène pour la quasi-totalité des éléments. En effet, pour tous les éléments, la distribution verticale montre des fluctuations plus ou moins importantes qui suivent, d'une manière générale, un rythme plus ou moins cycliques de bas en haut de la carotte (Tableau 42, Figure 45). Les concentrations relevées, pour la majorité des éléments, sont faibles à modérées avec des valeurs qui peuvent être considérées comme naturelles. En effet, le facteur anthropique n'est pas apparent ou quasiment absent.

Tableau 42: Les maximums et minimums des teneurs des métaux traces dans la carotte sédimentaire de Chott Melghir

	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Th	U	Sc	Ti	V
Moyenne	230,90	19,51	679,32	0,61	1,11	0,16	5,93	3,51	2,25	3,44	2241,45	41,97
Ecart type	86,99	6,82	261,85	0,06	0,48	0,03	1,13	0,69	0,57	0,71	486,97	14,25
Min	75,98	6,98	242,41	0,48	0,27	0,10	3,19	1,82	1,16	2,29	1161,33	16,23
Max	355,75	30,60	1234,65	0,70	1,90	0,23	7,78	4,67	3,32	4,74	2916,87	63,72
	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	
Moyenne	32,62	14689,91	4,47	11,16	8,22	3,40	2,72	0,57	0,92	0,24	225,01	
Ecart type	11,39	5399,66	1,66	3,91	2,35	1,01	0,92	0,04	0,32	0,04	34,35	
Min	14,44	5137,37	1,51	5,18	4,02	1,51	1,52	0,48	0,39	0,16	151,94	
Max	47,70	23004,76	6,94	17,39	12,00	4,98	5,40	0,63	1,65	0,32	289,35	

Le caractère cyclique qui apparaît dans la distribution verticale avec un rythme assez ordonné ne peut être qu'un phénomène naturel qui se répète dans le temps. Il peut être en relation avec le fonctionnement des systèmes aquatiques des milieux arides dont fait partie le chott Melghir. En effet, le fonctionnement saisonnier de ces écosystèmes passe par des périodes où il y a la formation de plans d'eau plus ou moins importants : période d'inondation de l'endoréisme qui est caractérisée par des apports liquides et solides pendant la saison hivernale où le phénomène de l'évaporation est limité.

Les périodes d'inondations sont suivies par les périodes d'exondation qui s'étalent à partir du printemps et conduisent à l'assèchement de l'eau des saumures pour ne laisser, au départ, que des auréoles d'évaporites sur les pourtours, et à la fin, des couches d'épaisseurs variables de sels cristallisés. Ce phénomène assez cyclique avec les processus physicochimiques, géochimiques et sédimentologiques qui en découlent et qui s'opèrent au sein de l'écosystème aquatique restent homogènes et plus ou moins ordonnées dans le temps et dans l'espace. En effet, ces derniers dépendent beaucoup plus de l'importance des apports liquides et solides, de leurs compositions chimique et minéralogique et de leur régularité dans le temps. L'apport qui peut apporter le plus de fluctuations, de désordre et d'hétérogénéité dans la composition des sédiments, leurs formations et leurs structures sont les apports issus des eaux pluviales qui parcourent les terrains, érodent les faciès géologiques et apportent une charge d'une composition assez complexe et assez variable dans le

temps. Ces apports dans le cas du chott Melghir sont très limités à cause des précipitations qui sont inférieures à 150 mm/an et ne constituent que quelques pourcents de l'apport total. Si on se réfère au bilan hydrique du Chott Merouane qui est mitoyen au chott Melghir, l'apport des eaux pluviales ne représentent que 2,5 % de l'apport total (Remli et Bounouala, 2016).

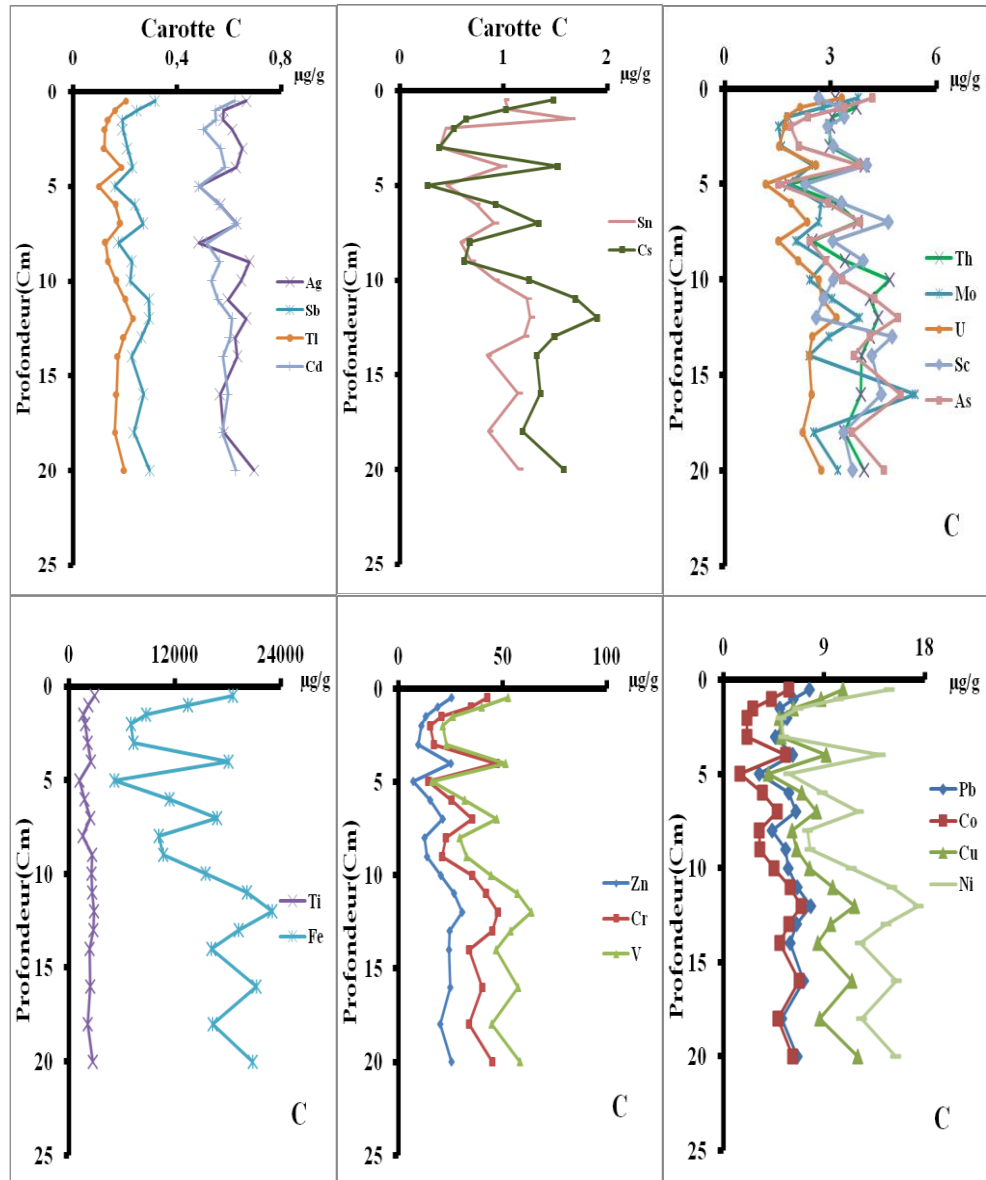


Figure 42: Les profils verticaux des métaux traces dans la carotte sédimentaire du chott Melghir.

4.6. Facteur d'Enrichissement (FE)

On observe au niveau de la carotte sédimentaire de chott Melghir que les facteurs d'enrichissement calculés pour les éléments (**Tableau 43**) :

- Ti, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Sr, Ag, Cd, Sn, Sb et U ont une évolution similaire dans le temps avec des valeurs qui ne dépassent pas 2, facteur d'enrichissement entre dans la zone de l'enrichissement naturel ce qui les rend dans la gamme de la variabilité naturelle.
- Ba($2,64 < EF(Ba) < 5,77$), Tl($2,55 < EF(Tl) < 6,65$), Pb($3,13 < EF(Pb) < 6,82$), Mo ($2,44 < EF(Mo) < 6,92$) et Th ($2,9 < EF(Th) < 6,14$) ; un enrichissement significatif enregistré en surface de la carotte 0,5cm et dans la tranche [10-12]cm, le reste de la carotte est caractérisé par un enrichissement modéré pour ces éléments, sauf molybdène Mo ou un enrichissement significatif est enregistré à 16cm de profondeur.
- Mn et Cs ($1,45 < EF(Mn) < 5,98$ et $1,14 < EF(Cs) < 7,12$), l'enrichissement de ces deux éléments varie entre faible dans les profondeurs [1,5-3] cm, 5cm et 7cm; un enrichissement significatif à la profondeur [11-12] cm et un enrichissement modéré pour le reste de la carotte.

La contamination modérée à significative, par les éléments traces Ba, Tl, Pb, Mo, Th, Mn et Cs de cette zone classée réserve protégée par la convention Ramsar peut être due aux oueds qui traversent les plaines, les zones agricoles irriguées et les zones urbaines qui déversent leurs eaux usées dans ces oueds tel que l'Oued Djeddi, Oued Biskra, Oued EL Arab et Oued EL Abiod (**Medjani, 2016**). Ces derniers se jettent directement dans le chott Melghir.

Pour le reste des éléments étudiés, surtout ceux réputés pour être des contaminants potentiels (Cd, Cu, Zn, Ni et Cr), leurs teneurs maximales observées ainsi que leurs facteurs d'enrichissement sont assez faibles. Les concentrations maximales observées sont, en principe, d'origine naturelle et peu ou pas affectées de l'origine anthropique. De ce fait, ces concentrations renseignent beaucoup plus sur le fond géochimique de ces éléments dans la région et peuvent témoigner de l'absence d'une contamination par ces éléments dans le sédiment du chott Melghir.

Tableau 43: Facteurs d'enrichissement des métaux traces dans la carotte sédimentaire de chott Melghir

Profondeur	F.E (Ti)	F.E (V)	F.E (Cr)	F.E (Mn)	F.E (Fe)	F.E (Co)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Zn)	F.E (As)	F.E (Sr)	F.E (Ag)	F.E (Cd)	F.E (Sn)	F.E (Sb)	F.E (Cs)	F.E (Ba)	F.E (Tl)	F.E (Pb)	F.E (Mo)	F.E (Th)	F.E (U)
0,5	1,60	1,34	1,42	2,03	1,32	1,39	1,40	1,36	1,47	1,35	0,93	1,37	1,36	1,33	1,57	<u>5,38</u>	<u>5,77</u>	<u>5,70</u>	<u>6,56</u>	<u>6,65</u>	4,28	1,76
1	0,97	0,83	0,95	3,51	0,78	0,84	0,79	0,91	0,89	0,90	0,55	0,97	0,98	1,12	1,00	3,04	3,60	3,69	4,34	4,01	4,19	0,93
1,5	0,69	0,52	0,54	1,99	0,49	0,50	0,49	0,63	0,59	0,60	0,41	0,93	0,95	1,70	0,74	1,83	3,11	2,97	3,38	2,49	3,29	0,74
2	0,92	0,49	0,46	1,65	0,45	0,45	0,45	0,58	0,58	0,55	0,43	1,15	1,00	0,53	0,87	1,73	3,47	3,13	4,42	2,44	3,74	0,82
3	0,98	0,51	0,49	1,49	0,45	0,44	0,44	0,56	0,47	0,59	0,39	1,16	1,07	0,44	0,89	1,18	3,20	2,90	3,41	2,44	3,52	0,70
4	0,89	0,87	1,04	3,27	0,85	0,87	0,88	0,78	0,96	0,82	0,92	0,86	0,85	0,86	0,75	3,66	2,89	3,44	3,51	2,89	3,61	0,91
5	0,74	0,48	0,56	1,45	0,42	0,42	0,64	0,60	0,47	0,57	0,41	1,16	1,23	0,68	0,93	1,14	3,53	3,20	3,16	3,66	2,90	0,72
6	0,77	0,65	0,68	2,03	0,65	0,67	0,67	0,72	0,70	0,76	0,69	0,94	0,99	0,77	0,95	2,71	3,85	3,69	4,00	3,87	3,49	0,80
7	0,75	0,69	0,68	1,97	0,68	0,65	0,66	0,61	0,71	0,71	0,56	0,75	0,79	0,69	0,77	2,80	2,84	2,94	3,18	2,69	2,97	0,72
8	0,73	0,65	0,66	2,40	0,63	0,66	0,62	0,68	0,63	0,68	0,75	0,87	0,98	0,67	0,76	2,13	3,16	3,05	3,25	3,07	2,95	0,70
9	0,97	0,56	0,47	2,24	0,51	0,52	0,49	0,56	0,53	0,63	0,65	0,95	0,83	0,61	0,76	1,52	3,28	2,55	3,22	3,42	3,16	0,75
10	1,22	0,98	1,02	3,43	0,95	0,93	0,94	0,85	1,02	0,93	0,87	1,15	1,01	1,05	0,95	3,93	3,75	4,02	4,26	3,67	<u>5,55</u>	1,23
11	1,35	1,38	1,33	<u>4,99</u>	1,35	1,33	1,35	1,17	1,46	1,30	1,14	1,16	1,15	1,53	1,38	<u>5,83</u>	4,31	<u>5,32</u>	<u>5,34</u>	<u>5,05</u>	<u>5,34</u>	1,39
12	1,58	1,67	1,63	<u>5,98</u>	1,68	1,69	1,69	1,53	1,81	1,63	1,35	1,41	1,38	1,70	1,50	<u>7,12</u>	<u>5,57</u>	<u>6,65</u>	<u>6,82</u>	<u>6,92</u>	<u>6,14</u>	1,74
13	0,84	0,77	0,84	2,55	0,77	0,78	0,77	0,69	0,80	0,75	0,68	0,72	0,74	0,89	0,73	3,04	2,85	3,07	3,13	2,92	3,17	0,74
14	0,80	0,76	0,72	3,19	0,73	0,76	0,74	0,69	0,89	0,76	0,81	0,83	0,81	0,71	0,72	3,07	2,64	3,09	3,23	2,68	3,40	0,81
16	0,79	0,88	0,80	3,16	0,90	0,97	0,88	0,88	0,86	0,97	1,08	0,70	0,78	0,90	0,81	2,96	2,74	2,83	3,67	<u>5,70</u>	3,18	0,79
18	0,90	0,90	0,89	2,41	0,91	0,91	0,92	0,87	0,92	0,92	1,03	0,94	0,99	0,89	0,92	3,40	3,72	3,57	3,52	3,49	3,67	0,92
20	1,09	1,09	1,10	3,27	1,08	1,08	1,07	1,12	1,08	1,08	0,97	1,05	1,01	1,11	1,08	4,22	3,92	4,07	4,11	4,14	3,97	1,07

4.7. L'analyse de corrélation inter-métaux

Les résultats de l'analyse de corrélation statistique Pearson sur les vingt-deux échantillons, pour les vingt-deux métaux traces analysés, montrent que la majorité des couples d'éléments métalliques (**Tableau 44**) ont de très bonnes corrélations positives qui dépassent 0,80 et qui atteignent parfois 0,99 à 1 tel que les couples de métaux : Zn/Cs, Zn/V, V/Fe, V/Co, V/Ni, Fe/Co, Fe/Ni, Fe/As, Co/Ni et Co/As. Le cadmium se corrèle avec tous les éléments étudiés. Ce qui signifierait que l'ensemble de ces éléments évoluent dans le même sens des variations des concentrations dans la carotte. Ceci s'explique par : le comportement assez voisin de ces éléments dans ce milieu, la provenance de ces éléments de sources régulées ou/et qu'ils sont gouvernés par des facteurs et processus qui agissent selon un phénomène cyclique au sein de l'écosystème aquatique.

Les corrélations non significatives sont observées pour les couples Th/Mo et Ti/Sn, ainsi que deux éléments qui ne se corrèlent pas avec tous les éléments, c'est :

- Le Scandium qui ne se corrèle avec aucun des métaux étudiés sauf avec : le Sr et le Cd
- L'Argent qui se corrèle uniquement avec : Tl, Pb, Th, U, Ti, Cd, et Ba.

Ces corrélations non significatives de ces couples de métaux, peuvent s'expliquer par la différence d'affinité et de comportement de ces éléments dans ces milieux qui sont liés aux caractéristiques physiques et géochimiques de ces éléments et des composantes de ce milieu.

Tableau 44: Matrice de corrélations entre les métaux dans la carotte sédimentaire Chott Melghir

	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Th	U	Sc	Ti	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	
Mn	1																							
Zn	0,95	1																						
Sr	0,77	0,83	1																					
Ag	0,46	0,49	0,28	1																				
Cs	0,91	0,99	0,80	0,46	1																			
Tl	0,88	0,96	0,69	0,55	0,97	1																		
Pb	0,86	0,87	0,64	0,61	0,84	0,89	1																	
Th	0,73	0,80	0,67	0,62	0,80	0,77	0,73	1																
U	0,92	0,93	0,68	0,65	0,92	0,93	0,90	0,77	1															
Sc	0,25	0,31	0,52	0,23	0,27	0,22	0,27	0,41	0,14	1														
Ti	0,82	0,82	0,63	0,81	0,79	0,82	0,84	0,80	0,90	0,31	1													
V	0,93	0,99	0,86	0,48	0,98	0,94	0,85	0,80	0,91	0,34	0,84	1												
Cr	0,91	0,97	0,80	0,44	0,97	0,94	0,81	0,77	0,90	0,32	0,79	0,97	1											
Fe	0,91	0,98	0,88	0,45	0,97	0,93	0,85	0,78	0,90	0,34	0,81	1,00	0,96	1										
Co	0,93	0,98	0,89	0,42	0,96	0,92	0,86	0,76	0,90	0,34	0,80	0,99	0,96	1,00	1									
Ni	0,92	0,98	0,85	0,41	0,97	0,94	0,82	0,74	0,90	0,28	0,79	0,99	0,97	0,99	0,99	1								
Cu	0,90	0,94	0,83	0,46	0,92	0,90	0,87	0,71	0,89	0,29	0,79	0,96	0,93	0,97	0,98	0,96	1							
As	0,91	0,96	0,88	0,46	0,94	0,91	0,87	0,77	0,88	0,38	0,81	0,98	0,94	0,99	0,99	0,97	0,98	1						
Mo	0,75	0,70	0,76	0,23	0,65	0,63	0,76	0,47	0,67	0,28	0,61	0,76	0,67	0,77	0,80	0,77	0,82	0,84	1					
Cd	0,67	0,75	0,63	0,65	0,74	0,79	0,77	0,56	0,74	0,51	0,76	0,78	0,75	0,78	0,77	0,76	0,80	0,81	0,62	1				
Sn	0,62	0,64	0,45	0,22	0,63	0,63	0,57	0,56	0,59	0,24	0,43	0,62	0,63	0,62	0,62	0,61	0,65	0,63	0,47	0,50	1			
Sb	0,81	0,85	0,62	0,59	0,84	0,90	0,90	0,63	0,88	0,19	0,85	0,87	0,82	0,86	0,86	0,86	0,89	0,89	0,75	0,84	0,53	1		
Ba	0,71	0,76	0,57	0,66	0,76	0,85	0,86	0,59	0,85	0,26	0,83	0,77	0,74	0,77	0,77	0,76	0,81	0,80	0,66	0,85	0,50	0,90	1	

Corrélation significatives ($p < 0,05$) en gras

4.8. Discussion des résultats

Les lacs salés sont des écosystèmes aquatiques intérieurs (**Donaire, 2000**), ils sont principalement limités aux zones arides et semi-arides (moyenne précipitations annuelles entre 25 et 500 mm) (**Williams 1998**). En Afrique du Nord, ces écosystèmes sont considérés comme des chotts et sebkhas, ce sont des dépressions fermées en forme de cuvette qui sont périodiquement inondées et accumulent des sels (**Stone 1967; Coque et al. 1972; Dubost (2002)**). La structure géomorphologique du chott est composée d'une sebkha, c'est une zone centrale humides au fond des dépressions où s'accumulent et se concentrent les eaux de pluies, donc fortement salée et à régime hydrologique superficiel sous la dépendance des actions météoriques ; et d'un chott c'est une zone périphérique entourant la sebkha et relativement moins salée (**Kaabeche et al. (1993); Dubost (2002); Demnati (2013); Salhi (2017)**). Selon **Aubert (1978)**, les Chotts de l'Afrique du Nord sont des terrains salés souvent couvert de croûtes salines à perte de vue en saison sèche ; alors qu'en saison de pluie ne se voit plus que la surface moins salée. Les chotts se caractérisent par une évaporation élevée et les précipitations rares ; les concentrations de sel sont 10 à 20 fois plus important dans les chotts par rapport au lacs salés dans le monde (**Demnati et al., 2017**), La salinité de l'eau du Chott Merouane était estimée entre 230 et 360 g/l (**Amarouayache et al., 2009**).

L'Algérie renferme un grand nombre de chotts (29 chotts) (**Demnati et al., 2017**), se répartissent entre les hauts plateaux et le Sahara septentrional. Du point de vue paléogéographique (**Merabat & Popov, 1971 in Hacini, 2006**), ces zones ont été formées au cours de l'époque Quaternaire et elles sont alimentés en sel gemme (sel cristallisé qui se trouve dans le sous-sol) par lessivage des terrains salifères antérieurs notamment du Tertiaire (**Djouadi Bettiche, 2011**). Le plus grand chott en Algérie et en Afrique du Nord c'est le chott Melghir situé entre la wilaya d'El Oued et la wilaya de Biskra, ce chott joue un rôle écologique essentiel et a des valeurs paysagistes, culturelles et économiques (**Demnati et al., 2012**). Le site est classé comme zone humide et protégé à l'échelle internationale par la convention de Ramsar en 2003.

Chott Melghir se trouve partagé entre six communes (la commune de Hamraia, la commune de R'guiba, la commune de Méghaier, la commune d'Oum El Tiour, la commune d'El Feidh et la commune d'El Haouch), mais seulement les populations des communes de Hamraia et la commune d'Oum El Tiour vivent dans cette zone humide. Le taux

d'accroissement annuel moyen entre 1998 et 2008 (avec 3260 habitants en 2008) est de 2,8%, par contre le taux d'urbanisation est nul pour la commune de Hamraia, la commune de Oum El Tiour a enregistré un taux d'accroissement annuel moyen entre 1998 et 2008 de 1,31%, avec un taux d'urbanisation de 90.6% (O.N.S., 2011) avec une migration des habitants de la zone éparsée (Sif El Menadi) vers le chef-lieu. Le secteur le plus en activité c'est l'agriculture avec un taux de 60% pour la commune de Hamraia et de 47% pour la commune d'Oum El Tiour (D.P.A.T, 2010). Cette évolution des activités agricoles autour du chott a induit des actions anthropiques (par la multiplication des points de rejets des eaux usées et de drainage) qui constituent un énorme danger pour l'écosystème dans ce bassin (Samraoui et al., 2006 ; Khadraoui, 2005 ; Demnati, 2013).

Les études sur la pollution par l'action anthropique dans les zones humides sahariennes sont rares, ce qui nous conduit à réaliser ce travail et à procéder à l'analyse de la carotte sédimentaire prélevée dans le chott Melghir par DRX, XRF et le calcimètre de Bernard, les résultats ont montré que la composition minéralogique est relativement identique le long des carottes ; où la silice domine suivie des carbonates. Les argiles identifiées sont la kaolinite, l'illite et la vermiculite. La variation d'intensité de certains pics montre que la proportion des phases associées varie en fonction de la profondeur, tels que le gypse et les argiles interstratifiées de type Illite/smectite : gypse ($d= 2,09 \text{ \AA}$) halite ($d= 1,99 \text{ \AA}$), hématite ($d= 2,70 \text{ \AA}$), goethite ($d= 2,45 \text{ \AA}$), Quartz ($d=1,82 \text{ \AA}$) et Calcite ($d=2,29\text{\AA}, 2,10\text{\AA}$) sont présents en faible proportion. Les argiles identifiées sont la kaolinite ($d=7.15 \text{ \AA}$) et la vermiculite ($d=3.6 \text{ \AA}$). Le taux du calcaire du sédiment de chott Melghir se rapproche de celui trouvé dans le sol qui se situe au tour de Chott El-Gharbi 23% Ghezlaoui et al., 2011. Selon l'étude faite par Zatout et al. (2020) sur la composition minéralogique du sédiment de chott Ain Beida, La variation des phases minéralogiques varie en fonction de la profondeur, de la même manière est avec la même composition minéralogique que celui de chott Melghir avec une relation entre les argiles et la matière organique (Zatout et al., 2020).

Les teneurs de la matière organique fluctuent considérablement en profondeur, ces fluctuations sont liées au phénomène de dégradation de la matière organique et aux apports terrigènes. La richesse en matière organique est la signature d'une période humide et la matière organique n'est pas dégradée en raison de la faible activité biologique due à la forte salinité (Zatout et al., 2020). Le taux est plus élevé de celui de Chott El-Gharbi, le taux de matière organique faible (0.45 %) s'explique par la diminution du taux de recouvrement de la végétation (Ghezlaoui et al., 2011).

Les profils des éléments métalliques résultant du dosage par ICP-MS sont presque identiques pour l'ensemble des éléments métalliques, ce qui indique une même provenance. La distribution verticale est hétérogène pour la majorité des métaux, ce qui peut être dû à des apports discontinus des matériaux alluviaux. Les plus faibles concentrations moyennes de la majorité des métaux dosés s'observent à la profondeur 5cm de la carotte sédimentaire, par contre les teneurs les plus élevées des éléments métalliques se trouvent entre la surface pour: Sb, Ti, Ba, U et Sn et le fond de la carotte pour le reste des métaux étudiés. Ces fluctuations rythmées se manifestent en 4 à 5 cycles définis par les profils des métaux, selon **Hacini et Oelkers (2011)**, les éléments métalliques ont tendance à précipiter lors de l'évaporation du chott. Elles ne peuvent pas être déchiffrées et élucidées plus profondément en absence d'outils nécessaires et spécifiques qui sont les traceurs isotopiques ou encore la reconstitution historique de l'archive géochimique et de la sédimentation par la datation par les radioéléments. Les études de **Herut et al. (1998)** et **Stiller et Sigg (1990)**, les métaux traces co-précipités avec l'halite dans les eaux salées.

Les facteurs d'enrichissement des métaux oscillent entre un enrichissement faible à significatif, ce qui nous amène à dire que le site d'étude est dans un début de contamination, cela est dû à l'augmentation de la production agricole et plus précisément la production de dates, ce qui a mis du stress sur les réserves d'eau souterraines (Sutton et Zaimèche 1992). Cette agriculture intensive implique une augmentation l'utilisation de produits chimiques (**Demnati et al., 2012**). Il faut une surveillance continue de ce site protégé par la convention Ramsar et qui constitue une source d'eau très importante pour la population riveraine, la faune et la flore qui l'hébergent.

Tableau 45: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Chott Melghir des Gazelles comparée à d'autres études

		Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Th	U	Sc	Ti	V
Hacini et Oelkers (2011)	Chott Merouane	0.02-0.47	0.24-0.43	10.33-29.6	-	-	-	0.002-0.01	-	0.01-0.08	-	0.04-0.2	0.85-3.6
Benhaddya et al., 2019	Chott Merouane	0.5	0.14	-	-	-	-	1.76	-	-	-	-	26.96
Cette étude	Chott Melghir	230,9	19,5	679,3	0,6	1,1	0,2	5,9	3,5	2,3	3,4	2241,5	42,0
		Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	
Hacini et Oelkers (2011)	Chott Merouane	0.02-0.41	-	0.001-0.02	0.05-0.18	0.26-0.78	0.88-2.7	-	-	-	-	0.001-0.024	
Benhaddya et al., 2019	Chott Merouane	0.61	2.26	2.3	1.39	-	-	-	0.29	-	-	-	
Cette étude	Chott Melghir	32,6	14689,9	4,5	11,2	8,2	3,4	2,7	0,6	0,9	0,2	225,0	

Les études faites sur la pollution du sédiment d'un chott par les métaux traces en Algérie sont presque inexistantes, deux études traitent de la pollution par les métaux traces des eaux de chott Marouane, ce dernier se situe près de chott Melghir. L'étude de **Hacini et Oelkers (2011)** (**Tableau 45**) sur les eaux de chott Merouane pour une durée de 6 mois, qui mis en évidence le comportement des éléments traces pendant l'évaporation complète d'un lac salé où ils indiquent que les éléments Li, B, Cr, Co, Cu, et U ont tendance à être conservés et les éléments Ni, Sr, Ba, Pb, et Bi ont tendance à être facilement précipités en phases solides. Il est probable que le Co, le Cu et l'U constituent la plus grande menace potentielle, car ils ont tendance à rester en solution pendant l'évaporation complète de l'eau du chenal. Les teneurs des métaux traces dans l'étude de **Benhaddya et al., (2019)**, montrent une augmentation par rapport à celle de **Hacini et Oelkers (2011)** où ils ont indiqué que le comportement des métaux traces peut être modifié à l'avenir car le chott devient de plus en plus concentré en éléments traces dues à l'apport anthropique. Sur la base de la concentration moyenne des métaux de cette étude, les composants de l'eau ont été classés dans l'ordre ordre décroissant suivant : $\text{Co} > \text{Fe} > \text{Pb} > \text{Ni} > \text{Cr} > \text{Mn} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu}$. Les concentrations de Cr, Pb, et Fe dans les eaux de surface ont tendance à être élevés affectées par les activités anthropogéniques. Des distributions spatiales similaires ont été observées pour le Co et Zn, l'important point chaud de ces deux éléments ainsi que celui du Pb est situé près du site industriel, ce qui indique selon

les auteurs que d'énormes quantités d'eaux usées brutes, d'eaux usées agricoles, et industrielles déversées dans le Chott Merouane contribuent à l'accumulation de ces métaux dans la zone étudiée. Les concentrations des métaux traces dans notre étude sont élevées par rapport aux autres études dans le **Tableau 46** et c'est tout à fait normal cela est dû à la précipitation des phases solides qui adsorbe ou absorbe les métaux sur leurs surfaces. D'autre part les teneurs de quelques métaux se rapprochent de celles trouvées dans l'étude de **Machowski et al., 2017, Chott El Jerid, Tunis (Tableau 46)** ou la teneur de la plupart des métaux traces dans les sédiments correspond à leurs concentrations naturelles dans l'environnement et qu'elle est liée à l'origine des sédiments de fond, tandis que les concentrations des éléments en trace: As, Sb et Sr sont élevées par rapport au fond géochimique du site d'étude et à notre étude. Les teneurs d'arsenic et d'antimoine légèrement supérieures au fond géochimique, peuvent être liés à des conditions locales favorables à leurs concentrations. Le strontium (Sr) est un métal alcalino-terreux dont la teneur dans la croûte terrestre est inférieure à celle du calcium et du magnésium. Selon **Machowski et al. (2017)**, La présence de cet élément dans les sédiments avec des concentrations élevées résulte probablement des conditions naturelles typiques des alcalino-terreux. L'enrichissement significative des éléments Cr, Cu, et Zn, Ni, As et Pb dans les sédiments de surface au nord du lac salé **Maharlu, Iran**, où la rivière Khoshk déverse ses eaux usées dans le lac. Selon **Forghani et al., 2009**, l'association dominante de : As, Cu, Cd, Pb, Zn et Ni avec les fractions réductibles est due probablement aux conditions redox du lac Maharlu et à leur source anthropique probable. Le **Sédiments du Grand Lac Salé** enregistre enrichissement superficiel en Cu, Pb, Zn, Cd et Mo. Ceci est dû au ruissellement d'une grande mine à ciel ouvert de Cu dans les montagnes Oquirrh voisines du lac. Malgré l'enrichissement anthropique, les concentrations dissoutes de ces métaux dans les fluides interstitiels ne sont pas anormalement élevées. Les concentrations sédimentaires totales préindustrielles de tous les métaux sont inférieures à celles du schiste noir moyen, à l'exception du Mo (**Domagalski et al., 1990**)

Tableau 46: Teneurs des métaux traces ($\mu\text{g/g}$) dans Chott Melghir comparée à d'autres régions dans le monde

		Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Th	U	Sc	Ti	Ba
Forghani et al.,2009	Maharlu saline Lake	-	37	-	-	-	-	29	-	-	-	-	-
Machowski et al., 2017	Chott El Jerid	-	24.5	1616.5	0.5	1.25	-	9	4.1	-	3.8	-	162
Domagalski et al., 1990	Great Salt Lake sediments	180-280	54-120	-	-	-	-	6-110	-	-	-	-	-
Cette étude	Chott Melghir	230,9	19,5	679,3	0,6	1,1	0,2	5,9	3,5	2,3	3,4	2241,5	225,0
		V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	
Forghani et al.,2009	Maharlu saline Lake	-	38.2	-	-	78.3	13.8	2.3		4.4	-	-	
Machowski et al., 2017	Chott El Jerid	31	27.5	-	7	10	8	4	2.5	-	-	3.8	
Domagalski et al., 1990	Great Salt Lake sediments	30-34		11000-14000	6	-	11-210	-	7-61	<1-3	-	-	
Cette étude	Chott Melghir	42,0	32,6	14689,9	4,5	11,2	8,2	3,4	2,7	0,6	0,9	0,2	

Le signe(-) :valeur indéterminée

CHAPITRE III : COMPORTEMENT GEOCHIMIQUE DES METAUX TRACES DANS LES QUATRE ECOSYSTEMES AQUATIQUES ETUDIÉS

Ce dernier chapitre présente une étude comparative de quatre zones d'étude : la baie d'Alger, lac El Mellah, barrage Fontaine des Gazelle et Chott Melghir, quatre sites étudiés séparément lors des précédents chapitres. Les caractéristiques et le régime hydrodynamique de chacun d'eux sont présentés dans le **Tableau 47**. Chaque site est soumis à des activités anthropiques différentes, qui contribuent à contaminer le milieu étudié en particulier par les éléments métalliques. Dans cette partie, on procède à une comparaison de la géochimie des métaux traces dans les quatre écosystèmes et en ressortir les différences et les similitudes dans leurs comportements.

1. Caractéristiques de chaque site étudié

La forme semi-fermée de la baie génère des contres courants à vitesse très faibles tournant dans le sens des aiguilles d'une montre (**Boumelik, 2014**), ce qui contribue au renouvellement des eaux de la baie avec exportation des substances polluantes (**Boulahdid et al., 2003**). Le contre courant, dans la baie d'Alger, engendré par le courant atlantique tourne dans le sens des aiguilles d'une montre avec une vitesse moyenne en surface de l'ordre de 0.3 km/h. À proximité du fond la vitesse de ces courants diminue très rapidement et devient pratiquement négligeable (**LEM, 1998**).

Le chenal dulac El Mellah permet les échanges entre le lac et la mer qui se font dans une lenterotation périphérique dans le sens des aiguilles d'une montre (**Guelorget et al., 1989**), en accord avec la direction des vents dominants, engendrant la concentration des fractions fines (vase pure) au centre du lac. La forme fermée du barrage Fontaine des Gazelle a fait que la plus grande quantité des sédiments transportés lors de l'écoulement périodique de l'Oued El Hai soit piégée dans le barrage. Les eaux des différents oueds qui alimentent Chott Melghir traversent des terrains sur plusieurs kilomètres, ce qui fait que seulement les particules les plus fines (des particules argileuses) qui se sédimentent avec des cristaux de sels dans le chott.

Bien que le bassin versant de la baie d'Alger soit classé le troisième par rapport à la superficie des autres bassins versants, le taux d'urbanisation et les activités industrielles et

agricoles intenses font que la baie d'Alger soit la plus exposée à la pression et la contamination anthropique que les autres sites, suivie par le barrage Fontaine des gazelles, puis le Chott Melghir et en fin le Lac El Mellah selon le **Tableau 47**.

Tableau 47: Description et caractéristiques de chaque site étudié

	<i>Baie d'Alger</i>	<i>Lac El Mellah</i>	<i>Barrage Fontaine des</i>	<i>Chott Melghir</i>
Situation géographique	Nord d'Algérie	Nord –Est d'Algérie	Sud –Est d'Algérie	Sud –Est d'Algérie
Forme géomorphologique des retenues	semi-fermée	fermée, communique avec la mer par un chenal long et étroit	fermée	fermée
Superficie du bassin versant	3 886 km ²	8250 ha	1788 km ²	68751 km ²
Nombre d'habitants (année)	2 millions et demi	700	7641	3260
Type de rejets des eaux usées	urbains (+++) industriels (+++) et agricoles (++)	urbains (++) et agricoles (+++)	urbains (+++) industriels (+) et agricoles (++)	urbains (++) et agricoles (++)

(+) indique le débit des rejets : (+++) très fort, (++) moyen et (+) faible

2. La composition chimique du sédiment

Une analyse statistique des données sera effectuée en utilisant l'Analyse en Composantes Principales (ACP) réalisée par le logiciel XlStat, afin d'étudier les corrélations entre les éléments chimiques analysés dans les sédiments des carottes des quatre sites étudiés par matrice de corrélation (Pearson (n)). L'Analyse en Composantes Principales (ACP) est une méthode statistique permettant d'établir des corrélations entre des données quantitatives complexes. Dans cette partie, elle est utilisée pour permettre d'expliquer les différentes associations entre la composition chimique analysée dans les sédiments et les sites étudiés. L'ACP est largement utilisée afin d'évaluer les grandes tendances des données environnementales dans les milieux aquatiques (**Rubio et al., 2000**).

Partie II-Chapitre III : Comportement géochimique des métaux dans les quatre écosystèmes aquatiques étudiés

Tableau 48: Matrice de corrélations entre les éléments chimiques dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des quatre carottes des sites d'études (baie d'Alger, lac El Mellah, barrage fontaine des gazelles et chott Melghir)

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	CaO	Fe ₂ O ₃	K ₂ O	MgO	TiO ₂	SO ₃	P ₂ O ₅	Cl	Na ₂ O	MnO	Sr	Ba	Zr	Rb	Zn	Pb	Y	Nb	Cr	Ni	Cu	As	Cd	Ce	Ba	V	Ga	
SiO ₂	1																													
Al ₂ O ₃	0,63	1																												
CaO	-0,50	-0,06	1																											
Fe ₂ O ₃	0,47	0,90	-0,10	1																										
K ₂ O	0,55	0,73	-0,18	0,62	1																									
MgO	-0,19	-0,49	-0,07	-0,67	-0,29	1																								
TiO ₂	0,41	0,91	0,29	0,81	0,72	-0,55	1																							
SO ₃	-0,05	-0,50	-0,70	-0,44	-0,41	0,56	-0,77	1																						
P ₂ O ₅	-0,06	-0,56	-0,33	-0,72	-0,21	0,85	-0,65	0,69	1																					
Cl	0,02	0,05	-0,61	0,21	-0,25	-0,11	-0,25	0,58	-0,10	1																				
Na ₂ O	0,03	0,05	-0,62	0,20	-0,26	-0,11	-0,26	0,58	-0,10	1,00	1																			
MnO	0,04	0,43	-0,26	0,53	0,16	-0,20	0,22	0,12	-0,30	0,63	0,63	1																		
Sr	-0,57	-0,38	0,83	-0,50	-0,24	0,37	-0,05	-0,40	0,13	-0,68	-0,68	-0,41	1																	
Ba	0,32	0,52	-0,03	0,59	0,54	-0,47	0,55	-0,34	-0,49	-0,07	-0,07	0,00	-0,23	1																
Zr	-0,15	-0,07	0,02	0,01	0,00	-0,20	-0,03	-0,16	-0,20	0,00	-0,01	0,00	0,10	0,13	1															
Rb	0,53	0,81	-0,41	0,86	0,74	-0,47	0,65	-0,18	-0,41	0,34	0,34	0,63	-0,62	0,48	0,04	1														
Zn	0,42	0,73	0,02	0,77	0,61	-0,43	0,74	-0,44	-0,43	-0,13	-0,13	0,11	-0,30	0,44	-0,39	0,60	1													
Pb	0,18	0,30	-0,64	0,47	-0,01	-0,29	-0,02	0,42	-0,25	0,93	0,93	0,71	-0,80	0,05	0,03	0,56	0,1	1												
Y	0,53	0,82	-0,22	0,93	0,61	-0,68	0,71	-0,39	-0,70	0,24	0,24	0,48	-0,57	0,61	0,06	0,86	0,66	0,47	1											
Nb	0,60	0,58	-0,65	0,69	0,29	-0,43	0,26	0,18	-0,38	0,72	0,72	0,62	-0,86	0,35	0,03	0,77	0,31	0,83	0,74	1										
Cr	0,40	0,13	-0,20	0,24	0,11	-0,25	-0,03	0,05	-0,24	0,04	0,05	0,11	-0,33	0,21	-0,01	0,12	0,00	0,15	0,33	0,37	1									
Ni	0,29	0,65	0,32	0,65	0,76	-0,51	0,83	-0,75	-0,50	-0,53	-0,54	0,03	0,06	0,61	0,03	0,54	0,67	-0,30	0,61	0,04	0,11	1								
Cu	0,15	0,47	0,44	0,45	0,66	-0,26	0,69	-0,72	-0,31	-0,70	-0,71	-0,12	0,31	0,40	0,15	0,33	0,59	-0,47	0,35	-0,20	0,02	0,89	1							
As	0,40	0,62	0,07	0,58	0,67	-0,35	0,68	-0,51	-0,25	-0,42	-0,42	0,05	-0,11	0,21	-0,09	0,46	0,73	-0,09	0,47	0,05	0,04	0,70	0,73	1						
Cd	-0,11	-0,52	-0,26	-0,57	-0,05	0,40	-0,46	0,35	0,68	-0,34	-0,35	-0,54	0,11	-0,33	-0,03	-0,42	-0,17	-0,38	-0,53	-0,52	-0,26	-0,19	-0,02	0,11	1					
Ce	0,15	0,55	0,57	0,48	0,62	-0,32	0,81	-0,83	-0,41	-0,71	-0,72	-0,08	0,37	0,45	-0,04	0,29	0,61	-0,51	0,38	-0,23	-0,03	0,92	0,93	0,71	-0,14	1				
Ba	0,11	0,07	-0,62	0,18	-0,24	-0,11	-0,23	0,53	-0,08	0,97	0,97	0,54	-0,68	-0,09	0,02	0,35	-0,13	0,89	0,24	0,73	-0,03	-0,54	-0,72	-0,43	-0,35	-0,73	1			
V	0,30	0,05	-0,64	0,13	-0,28	-0,12	-0,29	0,52	-0,08	0,87	0,88	0,41	-0,72	-0,10	-0,03	0,25	-0,18	0,80	0,25	0,76	0,27	-0,56	-0,74	-0,44	-0,36	-0,75	0,92	1		
Ga	0,10	0,05	-0,64	0,19	-0,27	-0,12	-0,28	0,58	-0,10	0,99	0,99	0,59	-0,71	-0,08	-0,02	0,32	-0,15	0,92	0,25	0,75	0,14	-0,56	-0,74	-0,44	-0,36	-0,74	0,97	0,93	1	

Partie II-Chapitre III : Comportement géochimique des métaux dans les quatre écosystèmes aquatiques étudiés

Tableau 49: La composition chimique des échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)

Compound	Baie d'Alger									Lac El Mellah			Barrage Fontaine des Gazelles			Chott Melghir		
	A1	A12	A21	B1	B12	B25	T1	T13	T26	P1	P18	P23	F1	F9	F16	C1	C9	C19
SiO ₂	40,8	45,1	47,4	39,5	39,5	47,2	38,1	38,5	42,1	47,8	31,8	47,4	32,1	32	31,2	34,9	38,1	38
Al ₂ O ₃	13,9	15,1	17,2	11,9	11,9	15,8	11,5	11,3	14,2	12,7	11,9	10,4	8,3	9,5	9,9	5,1	6,2	7,5
CaO	16,2	16,6	13,5	20,8	20,8	18,5	17,2	17,2	20,1	1,8	0,6	0,9	36,2	36,9	37,9	8,4	10,3	11,9
Fe ₂ O ₃	6,3	6,9	7,3	6,7	6,7	7,3	6,1	6	6,8	5,1	7,1	5,5	3,6	3,6	3,8	1,6	1,1	1,9
K ₂ O	2,7	3	3,4	2,1	2,1	-	2,3	2,1	2,1	1,7	1,5	1,2	1,1	1,1	1,1	1,5	1,2	1,8
MgO	2,05	1,93	2,03	2,06	1,84	1,87	1,83	-	0,38	2,5	2,4	1,9	0,09	3,6	6,8	1,5	13,5	13,1
TiO ₂	0,94	1	1,2	0,86	0,86	1,1	0,79	0,78	0,97	0,7	0,6	0,4	0,73	0,63	0,73	0,32	0,26	0,41
SO ₃	0,8	0,59	0,59	1,2	1,2	0,65	2,5	0,65	0,88	5	10,7	9,2	0,43	0,24	0,23	5,6	12,5	7,7
P ₂ O ₅	0,1	0,12	0,12	0,09	0,09	0,04	0,1	-	0,16	0,2	0,1	0,1	-	0,12	0,065	0,35	0,8	0,58
Cl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	11,1	5,2	-	-	-	-	-	-
Na ₂ O	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5,2	9,2	4,6	-	-	-	-	-	-
MnO	500	500	520	454	560	360	160	400	500	420	850	510	255	423	469	271	283	340
Sr	370	400	360	420	431	380	340	450	370	170	140	110	655	695	688	394	456	660
Ba		530	540	0	673	500	700	500		460	510	240	395	-	-	-	-	-
Zr	120	150	150	137	151	130	120	600	120	210	190	110	146	231	152	196	106	180
Rb	90	110	130	97	106	70	70	80	90	100	120	60	19	26	26	26	19	35
Zn	150	150	125	204	123	200	200	20	150	70	90	50	44	41	41	20	11	24
Pb	40	29	18	26	12	20	20	30	40	80	150	80	-	-	-	-	-	-
Y	20	18	24	20	25	20	20	20	20	20	20	20	10	7	12	7	-	7
Nb	7	13	12	9	11	10	6	9	7	20	20	20	-	-	-	-	-	-
Cr	70	90	90	65	79	6	70	100	70	-	-	290	48	40	27	18	23	32
Ni	20	23	32	24	30	20	20	20	20	-	-	-	12	8	8	7	-	-
Cu	40	53	45	58	47	40	40	50	40	-	-	-	22	28	26	16	18	22
As	790	471	336	555	263	570	310	340	790	-	-	-	45	15	-	110	79	101
Cd	150	33	20	103		140	190		150	-	-	-	-	-	-	476	323	293
Ce	97	106	118	103	113	110	80	80	97	-	-	-	76	66	76	33	26	42
Ba	-	-	-	-	-	-	-	-	-	150	260	230	-	-	-	-	-	-
V	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	70	90	-	-	-	-	-	-
Ga	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	30	20	-	-	-	-	-	-

Le signe(-) : valeur indéterminée

Une très forte corrélation entre Cl et Na₂O ($r = 1$) dans les sédiments de la carotte du Lac El Mellah. K₂O, TiO₂, Al₂O₃ et Fe₂O₃ montrent de fortes corrélations positives entre eux (ces substances sont les principales composantes des minéraux argileux), ainsi que les éléments Ba, Rb, Zn, Y, Ni, As, Ce ($0,52 < r < 0,93$), ces éléments peuvent être adsorbés sur la surface des minéraux qui composent la fraction argileuse; une partie de leurs concentrations dans les sédiments n'est probablement pas très mobile. Le Sr a une corrélation positive avec le CaO ($r = 0,83$). Selon **Kabata-Pendias (2011)**, le Sr peut remplacer CaO dans la structure du carbonate de calcium. Le taux du CaO indique que la fraction sableuse des sédiments a une composition principalement carbonatée d'origine biogénique surtout au niveau des sédiments de la carotte du Barrage Fontaine des Gazelles où on note sa dominance par rapport aux SiO₂ et Al₂O₃ qui sont présents en abondance dans les sédiments des autres carottes. Les plus fortes corrélations ($0,92 < r < 0,97$) sont observées entre les couples Br/V, Br/Ga, V/Ga, qui caractérisent les échantillons sédimentaires analysés du Lac El Mellah et les couples Pb/Ga, Cu/Ce, Ni/Ce des autres échantillons (**Tableau 48**), ce qui indique que ces éléments ont probablement une même provenance. Le Zr et Cr ne se corrélaient avec aucun élément chimique malgré leur présence dans tous les échantillons analysés des quatre sites étudiés, ce qui peut être expliqué par une origine différente des sédiments.

La **Figure 46(a)** présente la distribution des paramètres analysés (SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, K₂O, TiO₂, SO₃, MgO, P₂O₅, Na₂O, MnO, CaO, Y, Cd, Cl, Pb, Nb, Br, V, Ga, Sr, Ba, Rb, Zn, Ni, As, Ce, Zr, Cr, Cu) selon les deux axes principaux (F1 et F2), expliquant 70,09% de la variance totale. La première composante (F1) représente environ 35,72% de la variance totale et la seconde (F2) 34,37% de la variance de l'ensemble des données.

La composante majeure (F1) est expliquée principalement par Ni, Cu, Ce, As, Zn, Ba, Al₂O₃, K₂O, TiO₂ avec une contribution positive et également expliquée par SO₃, MgO, P₂O₅ avec une contribution négative. Le premier groupe à contribution positive semble typique de sédiments argileux avec la présence de l'élément conservatif Ba, alors que le deuxième groupe à contribution négative semble être une association plus représentative d'un système terrigène.

En revanche, F2 est constituée par la contribution positive du MnO, Nb, Pb, Fe₂O₃, Rb, Y, Na₂O, Cl, Br, V, Ga et de l'autre côté par la contribution négative de Sr, CaO, Cd (**Tableau 50**).

Le diagramme d'observation (**Figure 46(b)**) apporte des informations sur la variabilité spatiale et temporelle de la géochimie. Trois groupes peuvent être identifiés en ce qui concerne les deux premières composantes :

- **Le premier groupe** contient Cu, Ni, Ce, As, Zn, Ba, Al₂O₃, K₂O, TiO₂ et SiO₂, ces éléments composés chimiques caractérisent les échantillons sédimentaires des sites de prélèvement de la Baie d'Alger, qui se spécifient par un sédiment de vase sableuse à vase ; les éléments (Cu, Ni, Cu, Ce, As, Zn, Ba) montrent leurs origines naturelles liées à la lithologie de la zone d'étude (**Wang et al., 2017**).
- **Le deuxième groupe** concerne Na₂O, Cl, Br, V, Ga et Pb qui se regroupent avec les échantillons sédimentaires de Lac El Mellah. Le **Tableau 49** indique que ces éléments chimiques sont présents seulement dans les échantillons du Lac El Mellah, donc ces éléments chimiques caractérisent la lithologie de cette zone d'étude.
- **Le troisième groupe** regroupe les échantillons sédimentaires des deux zones d'étude du barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir. Ce groupe contient les éléments et composés chimiques MgO, P₂O₅, Cd, Sr, CaO. Les valeurs les plus élevées de ces éléments chimiques s'observent dans tous les échantillons sédimentaires du barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir, sauf pour le cadmium qui caractérise seulement la zone d'étude Chott Melghir (**Tableau 49**). Les autres éléments et composés chimiques (MnO, Fe₂O₃, SO₃, Cr, Zr, Nb, Rb, Y), malgré leur présence dans les sédiments des quatre sites d'étude, mais ces éléments selon la **Figure 45(b)** ne caractérisent pas ces sédiments.

Tableau 50: Corrélation entre les composantes principales et les variables obtenus pour l'ensemble des données dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des Six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)

Parameters	F1	F2
SiO2	0,324	0,479
Al2O3	0,714	0,594
CaO	0,405	-0,603
Fe2O3	0,668	0,717
K2O	0,742	0,272
MgO	-0,500	-0,476
TiO2	0,900	0,290
SO3	-0,842	0,164
P2O5	-0,549	-0,438
Cl	-0,573	0,782
Na2O	-0,577	0,786
MnO	-0,016	0,694
Sr	0,134	-0,858
Ba	0,562	0,326
Zr	0,019	-0,008

Parameters	F1	F2
Rb	0,481	0,783
Zn	0,719	0,341
Pb	-0,318	0,903
Y	0,589	0,753
Nb	0,007	0,974
Cr	0,083	0,289
Ni	0,962	0,029
Cu	0,907	-0,236
As	0,771	0,065
Cd	-0,230	-0,536
Ce	0,956	-0,237
Br	-0,569	0,777
V	-0,573	0,752
Ga	-0,591	0,795

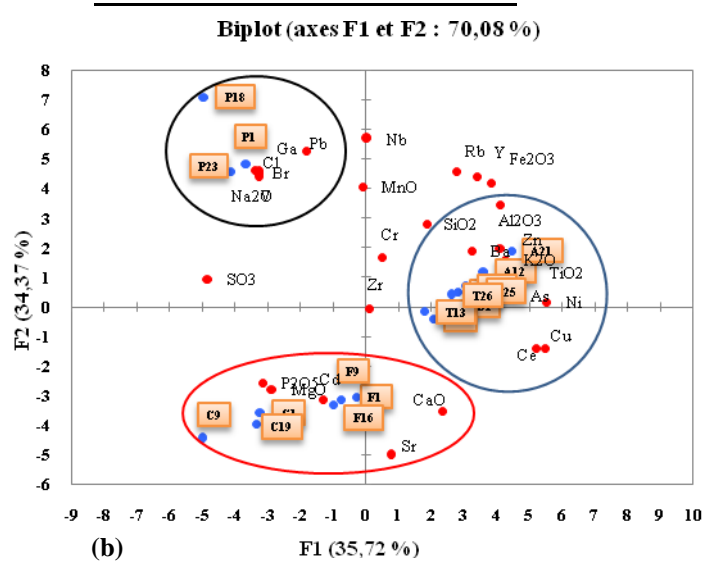
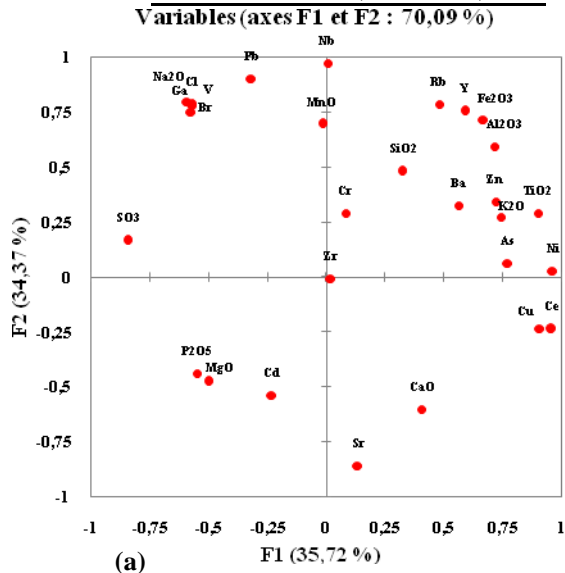


Figure 43: (a) Cercle de corrélation montrant la répartition des éléments chimiques selon les axes F1 et F2. (b) Le diagramme de l'Analyse des Composantes Principales (ACP) des éléments chimiques dans les échantillons sédimentaires (A1, A12, A21, B1, B12, B25, T1, T13, T26, P1, P18, P23, C1, C9, C18, F1, F9, F16) des Six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir). (cercle bleu désigne le premier groupe, le cercle noir désigne deuxième groupe et le cercle rouge désigne le troisième groupe)

3. Caractéristique minéralogique des sédiments et comportement des matières organiques

En fonction de leur degré de solubilisation dans l'eau, les minéraux primaires sont dominés par le quartz suivi des carbonates avec des valeurs proches et variables qui déterminent le faciès géologique des bassins versants des sites étudiés. La dominance de la calcite au niveau des sédiments de la baie d'Alger et du barrage Fontaine des Gazelles est due à des apports en carbonate d'origine détritique tel que les apports fluviaux (oued El Harrach et oued El Hai), ou d'origine biogénique (**Schneider et al., 2000**). L'aragonite d'origine biodétritique (débris coquilliers et restes de la microfaune) n'est présente que dans les sédiments des carottes du barrage Fontaine des Gazelles et du lac El Mellah avec des pourcentages élevés. La dolomite est présente dans l'ensemble des sédiments des carottes des quatre sites d'étude, cela est lié aux formations géologiques des zones d'études où la recristallisation de la calcite et la richesse du sédiment en magnésium permet la formation de la dolomite.

Le gypse est faiblement présent dans le cortège, vu que la dynamique de sa solubilisation est accentuée dans les milieux salins (Baie d'Alger et Chott Melghir). En effet, la solubilité du gypse à des températures ambiantes est de l'ordre de 2g/l, elle augmente jusqu'à 7 g/l dans les milieux contenant 120 à 130 g/l de chlorure de sodium et de magnésium, elle diminue ensuite pour les solutions plus concentrées (**Rouahna, 2007**), c'est l'effet d'ion commun, la solubilité du gypse diminue. **Timpson et al., (1986)** démontre que la précipitation du gypse n'est pas générée par le type de texture, mais surtout par un processus de saturation qui se déclenche dès que le produit ionique $[\text{SO}_4^-][\text{Ca}^{++}]$ de la solution dépasse la valeur du produit de solubilité. Elle est corrélativement liée au taux des chlorures de sodium, et à la force ionique (la tension osmotique) de la solution. Aussi le gypse et le carbonate de calcium ne sont pas indépendants l'un de l'autre. Il est observé que quand la teneur de carbonate de calcium diminue, la teneur en gypse augmente. Ceci peut être dû à la différence de solubilité entre les deux minéraux (**Fao, 1990**) et selon **Halitim 1988**, la cristallisation de l'un détruit l'autre, ainsi de suite.

Au regard des résultats obtenus sur les lames orientées par DRX, on constate que la fraction argileuse est composée exclusivement d'illite et des interstratifiés (illite-vermiculite), dans les sédiments des carottes de la Baie d'Alger et du Chott Melghir. Pour les minéraux primaires, la proportion importante du quartz dans le substrat d'origine à une texture

sablonneuse associée aux calcaires indiquerait que c'est du grès où les sables sont cimentés par la silice issue de ce même quartz et aussi des carbonates (dolomites et calcite). Les illites composées de trois couches, une couche d'aluminium (Al) entourée de deux couches de silicate (Si). Elles sont structurellement très proches des micas (muscovite, biotite) et d'autres silicates (feldspath, feldspathoïdes, orthose et autres) dont elles sont issues par bisiallisation qui une altération progressive des minéraux des roches mères en argiles riches en silice et cations basiques. Cette réaction ayant lieu lors de l'attaque de l'eau dans certaines conditions de température et de pression, donc la dominance des illites est liée à des conditions d'érosion mécanique dominante.

Pour la vermiculite dont le pourcentage oscille entre 9.1% et 13.1%. Cette phase minéralogique est souvent trouvée dans les sédiments comme un produit d'altération des feuillets micacés hérités des roches mères, ces minéraux peuvent être les muscovites, les biotites, les chlorites. Il est rare de trouver de la vermiculite à partir de minéraux non micacés (**Rich et Obershain, 1955**). La kaolinite est minérale néoformée. La silice et l'alumine qui entrent dans leur composition peuvent provenir des quartzs ou des micas comme le suggère **Wilson (1966)**. Mais les minéraux à 7 Å sont déjà présents dans les feldspaths décomposés de la roche mère. C'est donc plus volontiers à partir des produits de l'hydrolyse de ces derniers que s'élabore la néoformation des minéraux de la famille de la kaolinite. Ce qui implique que sa formation est périglaciaire ou sous l'effet de l'hydrolyse totale que subit les minéraux primaires dans les conditions actuelles.

La matière organique enregistrée dans les carottes sédimentaires des quatre sites d'études est soit d'origine biogénique apportée par les apports fluviaux ou soit de la biomasse produite (une forte productivité primaire) dans la masse d'eau des quatre sites. Les processus dégradant la matière organique se succèdent le long d'un gradient vertical d'oxydo-réduction. La dégradation est appelée reminéralisation, puisque le carbone organique, présent sous forme réduite dans la matière organique, est oxydé en carbone minéral (CO_2 ou HCO_3^-) (**Tribovillard & Baudin, 2017**). La vitesse de minéralisation de la matière organique au niveau du sédiment est liée à la taille des particules, si la granularité est faible (cas des argiles), le sédiment est peu perméable et les eaux interstitielles sont très peu renouvelées. En revanche, les sédiments plus grossiers comme les sables ou les calcaires bioclastiques permettent une meilleure circulation des eaux interstitielles, ce qui peut recharger en oxygène dissous l'espace poreux. Comme les paramètres qui viennent d'être évoqués sont assez variables, il n'est pas commode de proposer des profondeurs types auxquelles l'épuisement en

oxygène serait atteint. Le seuil de l'anoxie est généralement franchi en quelques dizaines de centimètres dans les sédiments sableux et en quelques millimètres dans les sédiments argileux. Une fois l'oxygène libre (sous forme O_2 dissous) consommé par les bactéries aérobies (sans oublier les réactions chimiques abiotiques d'oxydation, qui consomment également de l'oxygène), les premières populations bactériennes sont remplacées par d'autres, qui sont capables de faire intervenir l'oxygène lié à d'autres éléments par réduction : nitrates (NO_3^-), oxydes et hydroxydes de manganèse et de fer, sulfates (SO_4^{2-}) et les carbonates. Dans l'environnement anoxique, surtout quand il est sévère (apport important de matière organique), le processus de réduction aura lieu par toutes ses étapes jusqu'à l'achèvement par la méthanogènes. Dans le Lac El Mellah où les taux de la matière organique sont les plus élevés par rapports aux autres sites étudiés est un milieu anoxique.

4. Comportement des métaux traces

L'Analyse des Composantes Principales (ACP) a été réalisée à partir des concentrations de métaux (Mn, Zn, Sr, Ag, Cs, Tl, Pb, Bi, Th, U, Sc, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, As, Mo, Cd, Sn, Sb, Ba) mesurées dans tous les échantillons sédimentaires (130 échantillons sédimentaires) des six carottes prélevées au niveau de la Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir. La **Figure 47(a)** présente la distribution des paramètres analysés (Mn, Zn, Sr, Ag, Cs, Tl, Pb, Bi, Th, U, Sc, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, As, Mo, Cd, Sn, Sb, Ba) selon les deux axes principaux (F1 et F2), expliquant : 64,19 % de la variance totale. Les contributions sont comme suit : F1 (50,30 %) et F2 (13,90 %).

On peut regrouper les métaux en trois groupes selon les contributions sur les axes F1 et F2 (**Figure 47(a)** et **Tableau 51**) et selon la corrélation entre les métaux traces (**Tableau 53**):

- Sur l'axe (F1) comporte les métaux à contribution positive Zn, Cs, Tl, Th, V, Ni, As, Ba, Sn, Sb. Le Cs se corrèle positivement avec ces métaux traces ($0,53 < r < 0,93$). Les métaux Sc, Mo ont une contribution négative, où Sc se corrèle négativement avec les métaux traces de la contribution positive ($-0,51 < r < -0,83$). Le scandium se corrèle positivement seulement avec Sr et Mo respectivement (0,71; 0,68).
- Sur l'axe F2 est constitué par Cd à contribution positive et Ag à contribution négative. Le Cd se corrèle positivement avec Cu, Mn et Bi ; Ag se corrèle

positivement avec Co et Cr, ces éléments contribuent positivement sur l'axe F1 et négativement sur l'axe F2.

- Les métaux qui sont sur les deux axes F1 et F2 : Mn, Fe, Cu, Pb qui contribuent positivement sur les deux axes et des corrélations positive entre ces éléments métalliques.

Tableau 51: *Corrélation entre les composantes principales et les variables obtenues pour l'ensemble des données dans les échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)*

	F1	F2		F1	F2
Mn	0,629	0,545	Cr	0,519	-0,680
Zn	0,639	0,239	Fe	0,717	0,598
Sr	-0,491	0,281	Co	0,741	-0,527
Ag	0,345	-0,548	Ni	0,890	-0,242
Cs	0,942	-0,069	Cu	0,773	0,540
Tl	0,908	-0,111	As	0,937	-0,005
Pb	0,744	0,500	Mo	-0,566	0,196
Bi	0,355	0,185	Cd	0,337	0,699
Th	0,623	0,032	Sn	0,943	-0,001
U	-0,095	0,206	Sb	0,841	-0,079
Sc	-0,825	0,361	Ba	0,671	-0,016
V	0,923	-0,077			

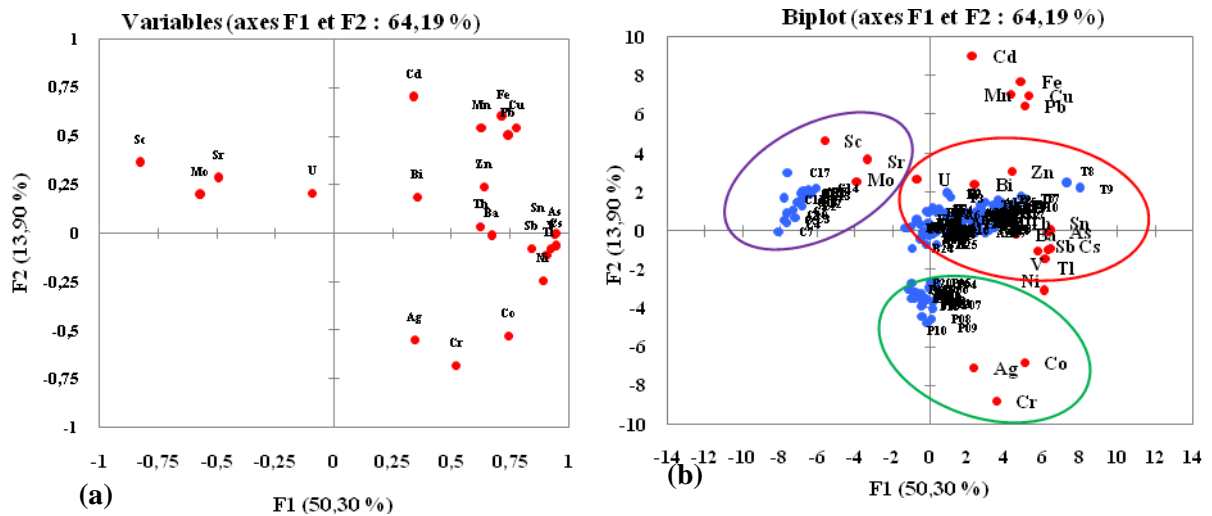


Figure 44: (a) Cercle de corrélation montrant la répartition des métaux traces selon les axes F1 et F2. (b) Le diagramme de l'Analyse des Composantes (ACP) des échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'étude selon les métaux traces (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir) (*cercle violet désigne le premier groupe, le cercle vert désigne deuxième groupe et le cercle rouge désigne le troisième groupe*)

Le diagramme d'observation Biplot (**Figure 47(b)**) apporte des informations sur la variabilité spatiale et temporelle de la géochimie des métaux traces dans les sédiments des six carottes sédimentaires (**Tableau 54**). Trois groupes peuvent être identifiés en ce qui concerne les deux premières composantes :

- **Le premier groupe** contient Sc, Sr et Mo, ces éléments caractérisent les échantillons sédimentaires du site de prélèvement Chott Melghir, qui se caractérisent par une concentration élevée en Sr (679,3 μ g/g) (**Tableau 54**), liée à la présence de sols salins dans cette zone (**Douaoui et al., 2006**).
- **Le deuxième groupe** concerne Ag, Co et Cr qui se regroupent avec les échantillons sédimentaires de Lac El Mellah, ces éléments métalliques sont présents avec des concentrations élevées dans les échantillons du Lac El Mellah et des facteurs d'enrichissements faibles, donc ces métaux traces caractérisent la lithologie de cette zone d'étude.
- **Le troisième groupe** regroupe les échantillons sédimentaires des deux zones d'étude barrage Fontaine des Gazelles et Baie d'Alger, qui se caractérise par des concentrations moyennes élevées en Zinc et des facteurs d'enrichissements de cet élément qui dépasse 5 donc un enrichissement significatif, qui est dû à des apports anthropiques. Ce groupe contient aussi les métaux traces U, Bi, Th, Ba, As, Sb, Cs, Tl qui caractérisent les échantillons sédimentaires de la Baie d'Alger par leurs concentrations importantes et des facteurs d'enrichissement

qui varient de modérés à significatifs surtout pour l'uranium, ainsi que les corrélations positives entre eux. Cependant, l'uranium ne se corrèle qu'avec Bi, ce qui peut être expliqué par une source de contamination différente de cet élément par rapport aux autres. Les autres métaux traces (Mn, Fe, Pb, Cu et Cd) malgré leur présence dans les sédiments des quatre sites d'étude, selon la **Figure 47(b)**, ils ne caractérisent pas ces sédiments ou leurs comportements dans ces sédiments sont différents des autres éléments.

Tableau 52: Le Minimum et le Maximum des facteurs d'enrichissement de l'ensemble des métaux dans les échantillons sédimentaires des six carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)

Carottes	F.E (Mn)	F.E (Zn)	F.E (Ag)	F.E (Pb)	F.E (Fe)	F.E (Cr)	F.E (Ni)	F.E (Cu)	F.E (Cd)	F.E (Co)	F.E(U)
F	0,87- 2,35	0,88 - 5,16	0,97-2,83	0,75- 4,34	0,84-1,54	0,96 - 5,64	0,97-1,73	0,69-3,38	0,66 -2,52	0,81-1,55	-
P	0,66- 4,79	0,84- 5,39	0,72-1,98	0,86- 2,34	0,77- 1,33	0,66-2,51	0,92-1,34	0,53-1,59	0,65-3,94	0,76-1,24	-
A	0,84- 2,40	0,86- 4,96	0,87-5,19	0,87- 3,65	0,82- 2,22	0,78-2,03	0,78-2,02	0,83-2,57	0,82-2,31	0,78-1,95	0,86-2,04
B	0,88- 3,43	0,91- 5,66	0,36-4,21	0,85- 5,69	0,90- 3,33	0,08-3,43	0,92-3,16	0,93-3,41	0,81- 6,87	0,91-3,22	0,71- 6,94
T	0,95- 3,26	0,95- 5,71	0,91- 7,30	0,79- 4,97	0,98- 3,18	0,97-3,72	0,95-3,04	0,90-4,03	0,93-3,37	0,92-3,02	0,86- 8,63
C	1,45- 5,98	0,47-1,81	0,70-1,41	3,13- 6,82	0,42- 1,68	0,46-1,63	0,44-1,69	0,56-1,53	0,74-1,38	0,42-1,69	0,7-1,76

Carottes	F.E (Cs)	F.E (Ba)	F.E (Tl)	F.E (Bi)	F.E(Th)	F.E (V)	F.E (As)	F.E (Sr)	F.E (Sn)	F.E (Sb)	F.E (Mo)
F	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
P	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
A	0,78-2,10	0,85-2,48	0,82-1,92	0,82-3,80	0,03-1,95	0,79-2,02	0,79-2,82	0,90-2,47	0,82-2,51	0,78-1,89	0,83-1,85
B	0,57-3,84	0,79-3,66	0,89-3,65	0,68-2,06	0,45-3,68	0,93-3,36	0,87-4,14	0,94-4,04	0,91- 5,48	0,85- 7,26	-
T	0,81-3,88	0,92-3,78	0,94-3,96	0,58- 5,04	0,84-2,58	0,97-3,14	0,96-4,26	0,88-2,95	0,82-3,64	0,86- 5,28	0,77-3,7
C	1,14- 7,12	2,64- 5,77	2,55- 6,65	-	2,9- 6,14	0,48-1,67	0,55-1,63	0,39-1,35	0,44-1,7	0,72-1,52	2,44- 6,92

Partie II-Chapitre III : Comportement géochimique des métaux traces dans les quatre écosystèmes aquatiques étudiés

Tableau 53: Matrice de corrélation entre les métaux traces dans les échantillons sédimentaires des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir)

	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Bi	Th	U	Sc	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba
Mn	<i>1</i>																						
Zn	0,45	<i>1</i>																					
Sr	-0,02	-0,29	<i>1</i>																				
Ag	-0,02	0,26	-0,04	<i>1</i>																			
Cs	0,53	0,58	-0,48	0,33	<i>1</i>																		
Tl	0,46	0,60	-0,54	0,27	0,93	<i>1</i>																	
Pb	0,66	0,70	-0,38	-0,05	0,66	0,69	<i>1</i>																
Bi	0,44	0,08	0,14	0,35	0,31	0,12	0,13	<i>1</i>															
Th	0,33	0,47	-0,09	0,28	0,54	0,52	0,47	0,03	<i>1</i>														
U	0,10	-0,08	0,36	0,20	-0,03	-0,12	-0,12	0,53	-0,20	<i>1</i>													
Sc	-0,25	-0,53	0,71	-0,32	-0,81	-0,83	-0,48	-0,08	-0,41	0,32	<i>1</i>												
V	0,60	0,44	-0,43	0,28	0,91	0,86	0,54	0,45	0,43	0,01	-0,79	<i>1</i>											
Cr	0,09	0,22	-0,23	0,79	0,53	0,51	0,01	0,22	0,33	0,01	-0,54	0,52	<i>1</i>										
Fe	0,81	0,46	-0,28	-0,28	0,63	0,60	0,83	0,26	0,40	-0,09	-0,42	0,67	-0,12	<i>1</i>									
Co	0,25	0,23	-0,29	0,55	0,72	0,68	0,19	0,30	0,49	-0,10	-0,71	0,79	0,78	0,23	<i>1</i>								
Ni	0,50	0,30	-0,39	0,39	0,86	0,82	0,47	0,39	0,50	-0,08	-0,74	0,93	0,65	0,55	0,90	<i>1</i>							
Cu	0,70	0,67	-0,34	-0,07	0,69	0,69	0,95	0,19	0,53	-0,12	-0,47	0,61	0,01	0,89	0,22	0,52	<i>1</i>						
As	0,63	0,50	-0,38	0,37	0,84	0,78	0,65	0,50	0,53	0,01	-0,73	0,89	0,51	0,67	0,77	0,89	0,67	<i>1</i>					
Mo	-0,24	-0,20	0,72	-0,13	-0,51	-0,46	-0,29	-0,31	-0,09	0,11	0,68	-0,60	-0,26	-0,38	-0,42	-0,53	-0,29	-0,57	<i>1</i>				
Cd	0,58	0,39	0,22	0,05	0,26	0,09	0,45	0,63	0,27	0,41	0,07	0,29	-0,15	0,53	-0,05	0,15	0,55	0,37	-0,05	<i>1</i>			
Sn	0,54	0,63	-0,43	0,44	0,89	0,85	0,73	0,41	0,56	0,03	-0,76	0,84	0,52	0,61	0,67	0,81	0,74	0,91	-0,48	0,37	<i>1</i>		
Sb	0,39	0,60	-0,49	0,30	0,79	0,82	0,67	0,09	0,59	-0,10	-0,74	0,69	0,44	0,53	0,60	0,69	0,64	0,73	-0,39	0,14	0,82	<i>1</i>	
Ba	0,44	0,36	-0,14	0,19	0,54	0,51	0,40	0,16	0,74	-0,32	-0,51	0,56	0,33	0,50	0,61	0,62	0,49	0,65	-0,22	0,21	0,54	0,57	<i>1</i>

Partie II-Chapitre III : Comportement géochimique des métaux traces dans les quatre écosystèmes aquatiques étudiés

Tableau 54 : *La concentration moyenne des métaux traces, le taux de la matière organique, le taux des carbonates et la composition minéralogique dans les échantillons sédimentaires des quatre carottes des sites d'études (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir).*

	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Bi	Th	U	Sc	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo
A	409,1	104,6	386,7	1,23	6,45	0,42	39,74	7,34	2,94	3,67	5,01	167,95	129,25	52082,74	13,28	41,92	33,41	16,55	1,18
B	286,3	125,1	343,3	0,51	5,12	0,41	43,49	0,52	4,36	1,83	8,29	113,13	94,06	40788,55	10,42	30,35	32,17	10,72	-
T	414,2	165,6	471,7	1,55	6,66	0,42	54,73	5,29	7,46	2,53	12,35	148,05	138,80	55421,60	14,25	41,96	45,20	17,07	1,76
C	230,9	19,5	679,3	0,61	1,11	0,16	5,93	-	3,51	2,25	3,44	41,97	32,62	14689,91	4,47	11,16	8,22	3,40	2,72
P	195,5	88,5	-	2,59	-	-	6,65	-	-	-	11,19	-	218,67	6536,95	15,90	36,21	7,09	-	-
F	301,3	206,6	-	1,25	-	-	31,29	-	-	-	7,10	-	90,88	34994,37	8,96	23,50	29,36	10,47	-

	Cd	Sn	Sb	Ba	MO %	CaCO3%	Quartz %	Calcite%	Dolomite%	Aragonite	Hématite	Anatase	Geothite	Gypse	Halite	Illite	Vermiculite	Kaolinite	Intertraffite
A	0,67	4,70	1,28	283,99	9,06	24,91	43,3	52,7	2,8	-	-	-	-	3,1	-	50,3	9,7	8,5	31,6
B	0,23	3,48	1,36	301,96	10,58	30,09	39,4	48,7	6,8	-	-	-	-	21,8	-	47,6	11,3	8,7	32,4
T	0,80	5,10	1,57	388,64	5,67	28,40	37,6	53,2	5,2	-	-	-	-	13,7	-	49,1	10,8	8,1	32,1
C	0,57	0,92	0,24	225,01	9,01	6,06	49,6	15,1	8,6	-	12,1	-	-	3,7	10,8	-	35,8	38,1	26,1
P	0,28	-	-	-	16,17	4,02	33,5	7,8	10,5	38,6	11,7	-	-	-	-	-	-	-	-
F	0,71	-	-	-	3,64	62,84	21,3	43,5	3,5	31,5	-	3,4	31,4	-	-	-	-	-	-

Le signe (-) ;valeur indéterminée

Conclusion générale et perspectives

Ce travail de recherche concerne l'évaluation du degré de contamination inorganique par les métaux traces dans le cadre de la surveillance du milieu aquatique, et cela, par la compréhension du comportement et du devenir des éléments traces métalliques au sein du compartiment sédimentaire. On a prélevé six carottes sédimentaires dans quatre zones d'étude différentes (Baie d'Alger, Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et chott Melghir). Les trois carottes sédimentaires prélevées au niveau de la Baie d'Alger s'inscrivent dans le cadre d'un projet de coopération (**COMETALG-Mermex**). Sur les échantillons prélevés, on a fait l'acquisition des données relatives à l'identification des phases minérales par XRD, la composition chimique du sédiment par XRF, la détermination du taux de la matière organique, le taux des carbonates, la détermination du taux du ^{210}Pb sur les deux carottes de la baie d'Alger et les teneurs des métaux traces qui sont déterminées par ICP – MS dans les échantillons sédimentaires prélevés au niveau de la Baie d'Alger et du Chott Melghir. Cependant, pour les autres échantillons, les métaux traces ont été dosés par la spectrophotométrie d'absorption atomique SAA.

Les résultats des concentrations des métaux traces dans cette étude varient d'un site à un autre, leurs profils verticaux dans les carottes sédimentaires montrent des distributions assez hétérogènes et variables d'un élément à un autre et d'une carotte à l'autre, sauf pour la carotte sédimentaire de Chott Melghir où la distribution verticale des métaux traces est homogène avec un rythme assez ordonné, qui ne peut être qu'un phénomène naturel qui se répète dans le temps. Les facteurs d'enrichissement de ces métaux traces dans les quatre sites enregistrent des enrichissements allant du naturel aux significatifs. Des corrélations entre les métaux traces et les six carottes sédimentaires des quatre sites d'étude et entre ces six carottes sédimentaires et la composition chimique des sédiments par XRF ont été établies par l'utilisation d'une méthode statistique c'est l'Analyse en Composantes Principales (ACP), fait apparaître trois groupements. Le premier groupe contient le Sc, le Sr et le Mo, ces éléments caractérisent les échantillons sédimentaires du site de prélèvement Chott Melghir, avec des concentrations moyennes élevées en Mo (2,72 $\mu\text{g/g}$) et en Sr (679,3 $\mu\text{g/g}$) et avec des facteurs d'enrichissement respectivement significatifs et naturels, ce qui indique qu'il y a une contamination par le molybdène au niveau de ce site. Pour le Strontium, ses teneurs élevées

Conclusion générale et perspectives

sont liées à la présence de sols salins qui caractérise les sols de Fontaine des gazelles et Chott Melghir avec des valeurs élevées du MgO, P₂O₅, Cd, Sr, CaO. Le deuxième groupe concerne l'Ag, le Co et le Cr qui se regroupent avec les échantillons sédimentaires de Lac El Mellah. Ces éléments métalliques sont présents avec des concentrations moyennes les plus élevées dans les échantillons du Lac El Mellah [Ag (2,59 µg/g), Co (15,90 µg/g) et Cr (218,67 µg/g)] par rapport aux autres sites d'étude et des facteurs d'enrichissements qui entrent dans la gamme de la variabilité naturelle [$0,72 < EF(Ag) < 1,98$, $0,76 < EF(Co) < 1,24$ et $0,66 < EF(Cr) < 2,51$], ce qui indique que ces métaux traces avec Na₂O, Cl, Br, V, Ga caractérisent la lithologie de cette zone d'étude. Le troisième groupe regroupe les échantillons sédimentaires des deux zones d'étude barrage Fontaine des Gazelles et Baie d'Alger, qui se caractérisent par des concentrations élevées en Zinc avec un enrichissement significatif qui dépasse la valeur 5, qui est dû à des apports anthropiques. Ce groupe contient aussi les métaux traces U, Bi, Th, Ba, As, Sb, Cs, Tl qui caractérisent les échantillons sédimentaires de la Baie d'Alger par leurs concentrations importantes et des facteurs d'enrichissement qui varient entre modéré et significatif. Les corrélations sont positives entre ces éléments, sauf pour l'Uranium qui ne se corrèle positivement qu'avec Bi. Les éléments métalliques : Mn, Fe, Pb, Cu et Cd montrent des enrichissements modérés à significatifs dans les 10 premiers centimètres des carottes sédimentaires des quatre sites d'étude, avec des corrélations positives entre ces éléments.

Les teneurs en métaux traces sont liées à :

- La nature minéralogique et la composition chimique des sédiments qui se caractérisent par la dominance des silicates et des carbonates avec des valeurs proches et variables que déterminent les faciès géologiques des bassins des quatre zones d'étude. Des taux élevés d'Al₂O₃ (de 10.4% à 17.2%) et K₂O (de 1.7% à 2.7%) dans les carottes sédimentaires des deux sites (Baie d'Alger et Lac El Mellah) indiquent la présence des argiles en quantité assez importante, et la richesse en oxydes : l'oxyde de fer (Fe₂O₃) avec des valeurs entre 5,1-7,1% représentées par l'hématite, l'oxyde de magnésium (1,9-2,5%). L'oxyde de sodium (4,6-9,2%) et l'oxyde de soufre (5- 10,7%) caractérisent les sédiments du Lac El Mellah. Les teneurs des Al₂O₃ entre 5 % et 7% et K₂O (1,5%), dans le sédiment du Barrage Fontaine des Gazelles indiquent une faible présence des argiles dans la carotte. On note la présence du gypse en faibles proportions dans la composition minéralogique de la Baie d'Alger et Chott Melghir, la solubilité de ce minéral est corrélativement liée au taux des chlorures de sodium dans le milieu

Conclusion générale et perspectives

aquatique. On observe que quand la teneur de carbonate de calcium diminue, la teneur en gypse augmente.

- La matière organique ou les plus fortes valeurs dans les carottes sédimentaires sont enregistrées dans les sédiments du Lac El Mellah [7,9- 24,6] %, cette lagune est connue par une forte activité aquacole qui enrichit le sédiment en matière organique. Par contre, les plus faibles valeurs sont enregistrées dans les sédiments du Barrage Fontaine des Gazelles [1,02-7,29] % avec une distribution hétérogène le long de la carotte sédimentaires, qui est lié à un enrichissement irrégulier dû aux eaux usées déversées dans Oued El Hai, ainsi qu'aux périodes des crues. En général, l'enrichissement des sédiments en matières organiques dans les quatre zones d'études est lié aux apports des oueds des bassins versants qui s'enrichissent par des rejets d'eaux usées domestiques et/ou industrielles, des activités agricoles qui se situent le long des oueds et à la biomasse existante dans le milieu aquatique. La présence des oxydes et la richesse en matière organique montrent que le sédiment contient une activité importante d'oxydoréduction ce qui permet la mobilité des métaux traces.

Enfin, on peut conclure que malgré la différence des quatre sites d'étude de point de vue taux d'urbanisation, importance des agglomérations, l'activité industrielle et agricole, on enregistre une contamination modérée à significative pour les métaux traces étudiés avec un enrichissement naturel à significatif qui est dû à la nature du sédiment et à l'apport continu par les différents oueds des bassins versants des zones d'études. Les bonnes corrélations positives sont observées pour la majorité des couples de métaux, ce qui signifie que ces éléments évoluent dans le même sens des variations des concentrations dans les carottes sédimentaires des trois sites (Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir). Pour la Baie d'Alger, les trois carottes sont constituées de deux couches de sédiments, avec celle de la surface très mélangée, ce qui a rendu très difficile le calcul de la datation par le ²¹⁰Pb.

Perspectives :

Les résultats préliminaires obtenus dans le cadre de cette étude ouvrent certaines perspectives d'étude qu'il serait judicieux d'explorer :

- Poursuivre cette étude sur d'autres sites afin de réunir le maximum d'informations sur les niveaux de contamination par les métaux traces et leurs comportements dans les différents milieux ;
- Inclure dans l'étude l'extraction séquentielle des métaux traces afin d'aller vers la spéciation chimique de certains contaminants métalliques. Ceci permettra d'élucider le comportement de ces métaux traces.

RÉFÉRENCE
BIBLIOGRAPHIQUE

- Achard R., 2013.** Dynamique des contaminants inorganiques dans les sédiments de dragage; rôle spécifique de la matière organique. *Thèse Doctorat de l'Université du Sud Toulon Var, France, p183.*
- Ablain F., 2002.** Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole. *Thèse Doctorat de l'Université de Rennes I, France, 148p+ annexes.*
- Adams W., Kirnede R., et Barnett J., 1992.** Sediment quality and aquatic life assessment. *Environ. Sci. Technol. 26 : 1865-1875.*
- Adriano D., Chlopecka A., Kaplan D., Clijsters H., Vangronsveld J., 1997.** Soil contamination and remediation: philosophy, science and technology. *In Contaminated Soils. Edited by R. Prost. Paris: INRA. p 465-504.*
- Agostini F., 2006.** Inertage et valorisation des sédiments de dragage marins. *Thèse de Doctorat de l'Université des Sciences et Techniques de Lille, p57.*
- Ajili H., et Bourri A., 2018.** Corporate governance quality of Islamic banks: measurement and effect on financial performance. *International Journal of Islamic and middle eastern finance and management., vol. 11 no 3, p. 470-487. <https://doi.org/10.1108/IMEFM-05-2017-0131>*
- Alleg O., 1986.** Etude du Cerf de Barbarie- *Vervus elephatus* (Benett, 1833) dans le parc national d'El-Kala. *Thèse Doctorat de l'INA, Alger, Algérie, 75p.*
- Alloway, B.J., 1995.** Heavy metals in soils. *Second edition, London, 368 pp.*
- Alvarez-Guerra M., Viguri J.R., Casado M.C., Delvalls T., 2007.** Sediment quality assessment and dredged material management in Spain: Part II, Analysis of action levels for dredged material management and application to the Bay of Cadiz. *Integr. Environ. Assess. Manag. 3, 539-551.*
- Alloway, B., et Ayres, D., 1997.** Chemical principles of environmental pollution. *Second edition, 395 p.*
- A.N.A.T, 2003.** Etude Schéma Directeur des Ressources en Eau. *Wilaya de Biskra. Rapport .60P*
- ANIREF, 2013.** Rubrique Monographie Wilaya de Biskra, *Algérie, 6p.*
- ANDI, 2015.** Invest in Algeria (wilaya Biskra). *Agence Nationale de Développement de l'Investissement, 20p.*
- ANRH (a), 2005.** Carte des pluies moyennes annuelles du Nord de l'Algérie pour le période : Septembre 1965 à Aout 2002; echelle1 :500 000. *Rédaction cartographique et l'impression à l'Institut National de Cartographie et de la Télédétection à Alger.*
- ANRH (b), 2005.** Carte du réseau hydroclimatologique et de la surveillance de la qualité des eaux; echelle1 :500 000. *Rédaction cartographique et l'impression à l'Institut National de Cartographie et de la Télédétection à Alger.*
- Amri C., 2006.** Les Collembolles de quelques habitats et biotopes de l'est algérien : Inventaire et dynamique saisonnière. *Mémoire Magister de l'Université Mentouri Constantine, Algérie, 108p.*
- Amarouyache M., Derbal, F. et Kara, M., 2009.** Biological data on *Artemia salina* (branchiopoda, anos-traca) from Chott Marouane (North East Algeria). *Crustaceana, 82 : 997-1005.*
- Appleby P.G. et Oldfield F., 1978.** The calculation of lead-210 dates assuming a constant rate of supply of unsupported 210Pb to the sediment. *CATENA, 5(1): 1-8.*
- Appleby P.G., Shotyk W. et Fankhauser A., 1997.** Lead-210 Age Dating of Three Peat Cores in the Jura Mountains, Switzerland. *Water, Air, et Soil Pollution, 100(3-4): 223-231.*

Arabi M., Benamar M., Toumert I., et al., 2006. Evaluation of the sedimentation rate by ^{137}Cs and heavy metals in a column of sediment sampled at the El-Kittani site (Algiers Bay). 2nd National Conference on Radiation and its Applications, Algiers, 210-213p.

Arib A., Sarhiri A., Moussa R., Remmal T., et Gomina M., 2007.Caractéristiques structurales et mécaniques de céramiques à base d'argiles: influence de la source de feldspath. *Comptes Rendus Chimie*, 10(6), 502-510.

Arnaud F., Lignier V., Revel M., Desmet M., Beck C., Pourchet M., Charlet F., Trentesaux A., Tribouvillard N., 2002. Flood and earthquake disturbance of ^{210}Pb geochronology (Lake Anterne, NW Alps). *Terra Nova*, 14, 225-232.

Aroua N., et Berezowska-Azzag E., 2009. Contribution à l'étude de la vulnérabilité urbaine au risque d'inondation dans un contexte de changement climatique. Cas de la Vallée d'Oued El Harrach à Alger. *Fifth Urban Research Symposium*, 20p.

Atroune F., et Boutaleb A., 2012.Les métaux lourds dans les sédiments superficiels de la baie d'Alger: influence de l'oued el Harrach sur leur distribution. *Bulletin du service géologique national*.vol.23, N° 2, p169.

Aubert G., 1978. Méthodes d'analyses des sols. *Edit. C.R.D.P.Marseille*, 189p.

Audigie C., Dupont G., et Zonszain, F., 1985 (a). Principes des méthodes d'analyse biochimique.*Ed.DOIN, Tome1, 2ème, 190p.*

Audigie, C., Dupont, G., et Zonszain, F., 1985 (b). Principes des méthodes d'analysebiochimique.*Ed.DOIN, Tome2, 2ème, 190p.*

Audry, S., 2003. Bilan géochimique du transport des éléments métalliques dans le système fluvial anthropisé LotGaronne-Gironde. *Thèse Doctorat de l'Université de Bordeaux I, France, 415 p.*

Audry S., Schäfer J., Blanc G. et Jouanneau J.M., 2004. Fifty-year sedimentary record of heavy metal pollution (Cd, Zn, Cu, Pb) in the Lot River reservoirs (France). *Environ. Pollut.* 132(3): 413-426.

Azzouz S., 2014.Spéciation du Phosphore dans des Sédiments Aquatiques Optimisation Analytique Application Environnementale. *Thèse Doctorat de l'Université Constantine I, Algérie, 132p + annexes.*

Arrignon J., 1963,Hydrobiologie appliquée et pisciculture - Publications du Service des Eaux et Forêts – Ministère de l'Agriculture et de la Réforme Agraire, Alger, *Imprimeries laThipo-Lytho et Carbonnel réunies, 101 p.*

Azzaoui S., Hanbali M. E., et Leblanc M., 2002. Note technique–Cuivre, plomb, fer et manganèse dans le bassin versant du Sebou; Sources d'apport et impact sur la qualité des eaux de surface. *Water Quality Research Journal*, 37(4),773-784.

Baba Ahmed F., 2005. Evaluation de la contamination fécale de trois plans d'eau du complexe des zones humides d'El Kala (Oubeira, El Mellah, Tonga). *Thèse de Magister, Université Annaba, 117 p.*

Baba Ahmed L., Benamar M., et al., 2018. Natural radioactivity levels in sediments in Algiers Bay using instrumental neutron activation analysis. *Radiochimica Acta*.<https://doi.org/10.1515/ract-2018-2926>

BabaAhmed R., 2008. Identification des sources d'effluents domestiques et voies de contamination d'une zone humide : cas du lac El Mellah . *Thèse de Magister, Université d'El Tarf, 120p.*

Bachari N., Abdellaoui A., Houma F., 2011. Modélisation des données multi sources pour l'étude de la pollution de la baie d'Alger à base d'un système d'information géographique. *Conférence Méditerranéenne Côtière et Maritime Edition 2, Tanger, Maroc. 283p*

Bachari Houma F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire.*Thèse Doctorat de l'Université du Val de Marne Paris XII, France, 258p + annexes.*

- Bachouche S., Houma F., Gomiero A., et al., 2017.** Distribution and evaluation of the environmental risks of heavy metals in surface sediments and red mullet (*Mullus barbatus*) of Algiers and BouIsmaïl bay (Algeria). *Approximately Model Assess* <https://doi.org/10.1007/s10666-017-9550-x>
- Bakalem A., Romano J., et Semroud R., 1981.** Contribution à l'étude des milieux saumâtres en Algérie : les peuplements benthiques du lac el El Mellah. *Rapp. Comm. Int. Mer. Médit.*, 27 (4) : 135-136.
- Bakalem A., 2004.** Sédimentologie sous-marine. In Grimes et al., 2004. Biodiversité marine et littorale Algérienne. Ed. Sonatrach., Algérie. 19-22.
- Bakalem A., 2008.** Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. *Thèse Doctorat de l'Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene (USTHB), Algérie, 603p.*
- Barbier J., 1996.** L'inventaire géochimique du territoire français. Commentaires et explications pour une meilleure exploitation des données. *Note technique n°HYDR/NT/96/078 du BRGM, 51 p.*
- Bathurst R., 1971.** Carbonate sediments and their diagenesis. *Developments in Sedimentology*, n° 12, Elsevier Ed., 620p.
- Baize D., 1997.** Teneurs en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation. *INRA Editions, Paris, France, 408 p.*
- Baize D., Paquereau H., 1997.** Teneurs totales en éléments traces dans les sols agricoles de Seine-et-Marne. *Etude et gestion des sols 4 (2), 77-94.*
- Baize D., 1988.** Guide des analyses en pédologie, INRA Edition, Paris.
- Baize D., 2009.** Éléments traces dans les sols. Fonds géochimiques, fonds pédogéochimiques naturels et teneurs agricoles habituelles : définitions et utilités. *Courrier de l'environnement de l'INRA n° 57, 63-71p.*
- Bazzine M., 2018.** Etat d'environnement des écosystèmes aquatiques dans le Bas Sahara algérien. *Thèse Doctorat de l'Université Kasdi Merbah Ouargla, Algérie, 198p + annexes*
- Behloul L., 2002.** Note technique du 9 et 10 Novembre 2001. Région d'Alger. Agence Nationale des Ressources Hydrauliques. *Journées d'Etudes. KLI Conseil. 19 et 20 Février 2002.*
- Belabed B.A., 2010.** La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». *Thèse Doctorat de l'Université Badji Mokhtar, Annaba, p145.*
- Beladel B., Chohra M., Nacer D., et al., 2013.** Distribution of the rare earth metals concentrations in the sediments of Algiers bay and surkouf area. *Annals of Science and Technology, Vol 5 No 2: 127-135.*
- Belagoune F., 2012.** Etude et modélisation des crues des cours d'eaux en milieu semi-aride « cas des grands bassins versants 05, 06 et 07 ». *Mémoire Magister de l'Université Kasdi Merbah Ouargla, Algérie, 156p + annexes.*
- Bel Hadj Ali I., 2013.** Contribution à l'étude des sédiments marins tunisiens : cas des ports de Radès et de Gabès. Autre. Ecole Centrale de Lille. *Thèse Doctorat Université Lille Nord-de-France, 195p.*
- Belhai-Benazzouz A, Djelal N., 2010.** Land as a vector of urban sprawl in Algiers. *Symposium: Identity and territorial competitiveness, ASRDLF-AISRE.*
- Belkessa R., Houma F., Ciortan R., et Mezouar K., 2008.** Protection Works of The Sea Coast in Algeria, Copedec VII, Dubai, UAE, Paper No: S-26.
- Bellair P., Pomerol C., 1977.** Eléments de géologie. Armand Colin, Paris, France, 528p.
- Benaouda L., Assami T., Meridja W., Halitim S. et Halitim A., 2008.** Changement de la qualité des sols irrigués de la plaine d'El-Outaya (Biskra) : Données de base et hypothèses. *Colloque international sur l'aridoculture- optimisation des productions agricoles et développement durable. Biskra, C.R.S.T.R.A, 13-14 Décembre 2008.*

- Benamar M., Toumert I., Tobbeche S., Tchanchane A., Chalabi A., 1999.** Assessment of the state of pollution by heavy metals in the surficial sediments of Algiers Bay, *50(5)*, 975–980. doi:10.1016/s0969-8043(98)00111-0
- Bendjama A., 2007.** Niveaux de contamination par les métaux lourds du complexe lacustre « Tonga, Oubeira, El El Mellah » du parc national d'El-Kala. *Mémoire de Magister. Université Badji-Mokhtar Annaba*, 157p.
- Benhaddya M., Halis Y., et Lahcini A., 2019.** Concentration, distribution et évaluation des risques aquatiques potentiels des métaux dans l'eau de Chott Merouane (site Ramsar), Algérie. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 77(1), 127-143
- Benhassine-Gherzouli C., 2013.** Anthropisation et dynamique des zones humides dans le nord-est algérien : apport des études palynologiques pour une gestion conservatoire. *Thèse Doctorat de l'Université Toulouse le Mirail - Toulouse II, France*, 206p.
- Bensafia N., Djabourabi A., Touati H., Rachedi M., et Belhaoues S., 2020.** Évolution des paramètres physico-chimiques et état trophique de trois plans d'eau du Parc National d'El-Kala (Nord-Est de l'Algérie). *Egyptian Journal of Aquatic Biology and Fisheries*, 24(2), 249-263
- Bentouili M., 2007.** Inventaire et qualité des eaux des sources du parc national d'el kala N. Est Algérien. *Thèse Doctorat de l'Université d'Annaba, Algérie*, 134p.
- Benoit C., 2005.** Biogéochimie et enregistrements des composés organostanniques dans les sédiments du bassin d'Arcachon. *Thèse de Doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux, France*, 208p.
- Benmarce S., 2012.** Potentialités aquacoles de la lagune El Mellah à travers la connaissance du chaînon de la macrofaune benthique. *Mémoire Magistère de l'Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie*, 82p + annexes.
- Benyacoub S., 1993.** Ecologie de l'avifaune forestière nicheuses de la région d'El Kala (Nord-Est algérien). Thèse de doctorat, Université de Dijon, 285 p.
- Benzohra M., 1993.** Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes. Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb. *SOSMED*. 33-45 p.
- Bergamaschi B., Tsamakis E., Keil R., et al., 1997.** The effect of grain size and surface area on organic matter, lignin and carbohydrate concentration, and molecular compositions in Peru Margin sediments. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 61 (6), 1247-1260.
- Bernard F., 1950.** Notes sur la distribution du plancton au large d'Alger. *Arch. Zool. Exp. et Générale*, 86 (3): 103 - 113.
- Bernatchez P., Fraser C., Friesinger S., Jolivet Y., Dugas S., Drejza S. et Morissette A., 2008.** Sensibilité des côtes et vulnérabilité des communautés du golfe du Saint-Laurent aux impacts des changements climatiques». Laboratoire de dynamique et de gestion intégrée des zones côtières, Université du Québec à Rimouski. *Rapport de recherche remis au Consortium OURANOS et au FACC*, 256 pages
- Bernard F. et Lecal - Schlauder J., 1953.** Rôle des Flagelés dans la sédimentation actuelle en Méditerranée. *Congres Géologique international : Topographie sous- marine et sédimentation actuelle. Fac. Sci. Alger, C.R.*, 4, 11p.
- Berner R., 1980.** Early diagenesis :A theoretical approach. *Princeton Univ. Press, Princeton*, 241 p.
- Berthelin J., Bourrelrier P., 1998.** Contamination des sols par les éléments en traces : les risques et leur gestion. *Académie des sciences, rapport n° 42. TEC et DOC (Ed), Londres, Paris, New York*. 440 p.
- Berthois L., Crosnier A., Le Calvez Y., 1968.** Contribution to the sedimentological study of the continental shelf in the Bay of Biafra. *ORSTOM Notebook Vol. VI: 1–34*.

- Bertreau I., Martin S., Vassiliadis A., 1993.** Le curage des cours d'eau lorsque les sédiments contiennent des éléments-traces toxiques. *Le courrier de l'environnement de l'INRA, Vol. 20, pp 27-35.*
- Billon G., Descamps R., Grare C., Ouddane B., et Fischer J-C., 2010.** Evolution de la biodisponibilité des métaux dans les sédiments. *Rapport final, université de Lille, France, 36p.*
- Blanchard C., 2000.** Caractérisation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. *Thèse Doctorat de l'Institut national des sciences appliquées de Lyon, France, 301p.*
- Bliefert C., et Perraud R., 2008.** Chimie de l'Environnement Air, Eau, Sols, Déchets. *De boeck. P. 477.*
- Blunden S.J., Chapman A., 1986.** Organotin compounds in the environment. In: *Organometallic compounds in the environment. Principles and Reactions*; Craig, P.J., ed; Longman, London, 111-159.
- Boening D., 1999.** An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environmental monitoring and assessment 55, 459-470.*
- Bohacs K., Grawbowski G., Carroll A., et al., 2005.** Production, Destruction, and Dilution - the Many Paths to Source-Rock Development, in *NB Harris, (ed.), The deposition of organic-carbon-rich sediments; models, mechanisms, and consequences: SEPM Special Publication 82, p. 61-101.*
- Bolt G., Bruggenwert M., 1978.** Soil chemistry. A. Basic Elements. *Developments in Soil Science, 5A. Elsevier, Amsterdam, 281 p.*
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. *Thèse Doctorat de l'Université de Metz, France, 309 P.*
- Bonneville S., Van Cappellen P., and Behrens T., 2004.** Microbial reduction of iron(III) oxyhydroxides: effects of mineral solubility and availability. *Chemical Geology, 212: 255-268.*
- Bonneville S., 2005.** Kinetics of microbial Fe(III) oxyhydroxide reduction: The role of mineral properties. *Thèse Doctorat de l'Université d'Utrecht, Pays-Bas, 128 pp.*
- Bouchaala L., Charchar N., et Gherib A., 2017.** Ressources hydriques: traitement et réutilisation des eaux usées en Algérie. *Algerian journal of arid environment, 7(1), 84-95.*
- Bouden S., Chaabani F., et Abdeljaoued S., 2009.** Dynamique sédimentaire de la lagune de Korba (Nord-Est de la Tunisie). *Quaternaire (Paris), 20(2), 227.*
- Boudjema A., 2015.** Hydrogéologie, vulnérabilité et modélisation de la nappe du Mio-Pliocène d'El Outaya, (Biskra, Sud-Est algérien). *Thèse Doctorat de l'Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen, Algérie, 151p + annexes.*
- Boudjellal B., Sellali B., Benoud D. et Mallem M.T., 1993.** Métaux lourds dans le sédiment superficiel de la baie d'Alger. In: "Water Circulation and Pollution in the Maghrebian Coasts of the Mediterranean Sea". *Proc. of the INOC workshop on SOSMED Projet, Rabat(Morocco), 153 - 156.*
- Boudjellal B., Refes W., Eddalia N., Ounadi F., Benchikh S., Azzouz M., 1998.** Etude de la variabilité des teneurs en métaux lourds chez la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lmk) d'un milieu lagunaire: le lac El Mellah (el-kala/algérie). *Rapp.Comm.int.MerMédit.,35,*
- Boudouresque C. F., 1996.** Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. *GIS Posidonie publ., 2ème édit., Marseille : 1-243.*
- Bougazelli N., Djender M., Tomas J.P., 1977.** Projet du parc national marin lacustre terrestre d'El-Kala Annaba, Algérie, Présenté à la consultation d'experts sur les parcs marins et les zones humides de la région méditerranéenne à Tunis du 12 au 14 Janvier, p. 65.
- Bougherara M., 2011.** Etude du fond géochimique de la région de Tlemcen Par la technique XRF. *Mémoire de Magister Chimie Option : Spectrochimie et Méthode d'Analyse de l'Université Abou Bakr Belkaid, Tlemcen, p14.*

Bouhali A., 2005. Synthèse, Caractérisation et Etude Structurale par Diffraction des RX des Oxalates mixtes à base de Plomb, de Lanthane et de Strontium. *Magister En Chimie Université Mentouri de Constantine*, p16.

Boukoffa M., 2018. Les phénomènes d'altération (superficielle ?) des roches silicatées alumineuses (granitiques et gneissiques) des massif de Petite Kabylie (NE Algérien) : Conséquences au point de vue minier et hydrogéologique. *Thèse Doctorat de l'Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie*, 177p + annexes.

Boulahdid M., Eddalia N., et Boudjellal B., 2003. Les eaux de la baie d'Alger, quelques aspects physico-chimiques et environnementaux. *Annales de l'Institut national Agronomique El Harrach*, V24,N° 1, 39-54p.

Boulahdid M., Taieb Errahmani D., Noureddine A., Hocini N. et Ounadi F., 2013. Les métaux traces dans les sédiments de la baie d'Alger. *Rapp. Comm. int. Mer. M,dit., 40,2013*, 833p.<http://www.ciesm.org/online/archives/abstracts/pdf/40/index.php#>

Boulvain F.,2011 (a). Eléments de sédimentologie et de pétrologie sédimentaire. Disponible sur : (<http://www2.ulg.ac.be/geosed/sedim/sedimentologie.htm>)

Boumaraf B., 2013. Caractéristiques et fonctionnement des sols dans la vallée d'oued Righ, Sahara Nord oriental, Algérie. *Thèse Doctorat de l'Université de Reims Champagne-Ardenne, France*, 97p + annexes.

Boumelik A., 2014. *Approche statistique de la modélisation de la pollution côtière: cas du littoral ouest algérien.* Mémoire Magistère de l' Université Djillali Liabes De Sidi Bel Abbes, Algérie, 95p.

Boumezbeur, A., 2005. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar: Réserve intégrale du Lac El Mellah (Wilaya d'El Tarf). *Ministère de l'Agriculture et du Développement Rural Direction Générale des Forêts, Algérie*, 16 p.

Boumessenegh A., 2007. Les inondations dans la ville de BISKRA, Causes et Impacts(Algérie). *Mémoire Magistère de l'Université de El Hadj Lakhdar-Batna, Algérie*, 202 p.

Bourg A., 1988(a). Adsorption of trace elements by suspended particulate matter in aquatic systems. The determination of trace metals in natural waters. T.S. WEST and the Late H.W. Nürnberg (Ed). *Blackwell Scientific Publications, section 8*, p. 256-286.

Bourg A., 1988 (b). Metals in aquatic and terrestrial systems: sorption, speciation, and mobilization. Chemistry and biology of solid waste – Dredged material and mine tailings. W. Salomons and U. Förstner (Ed). *Springer-Verlag*, p. 3-32.

Boski, T., Pessoa, J., et Alvereirinho Dias, J., 1995. Diagenese de aminoacidos nos sedimentos recentes do talude continental Atlantico, 49°23'12"N, 11°37'34"W. *Resultados preliminares.Proceedings of the 111 Congress Geoquim PLP, Rio de Janeiro, in CD-ROM*, 5pp.

Boust D., 1981. Diagenèse organique de sédiments deltaïques (Delta de la Mahakam, Indonésie). *Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Orléans, France*, 187p.

Boust D., Fischer J.C., Ouddane B., Petit F., et Wartel M., 1999. Fer et manganèse: réactivités et recyclages. *Rapport Seine Aval. Ifremer, France*, 40 pp.

Boutiba M., 2012. Stratégie Nationale relative à la Gestion Intégrée des Zones Côtières en Algérie, les risques côtiers en Algérie. *Rapport N° 1 MATE-PAP RAC/ 2012*.

Bouzonville A., Colin A., Durin L., Gruffat V., et Chassagnac T., 2008. Analyse rapide des métaux et autres minéraux dans des milieux solides pollués (déchets, sols) à l'aide de méthodes non destructives de terrain par fluorescence X. *Rapport Final RECORD*, p 44.

Brahic A., Hoffert M., Schaaf A., Tardy M., 1999. Sciences de la terre et de l'univers. *Vuibert, Paris, France*, 634 p.

- Brinis N., 2011.** Caractérisation de la salinité d'un complexe aquifère en zone aride cas de l'aquifère d'El-Outaya région Nord-Ouest de Biskra. Algérie. *Thèse Doctorat de l'Université Mohamed Kheider – Biskra, Algérie, 191p + annexes*
- Broll N. 1996.** Caractérisation de solides cristallisés par diffraction X. *Techniques de l'Ingénieur, PE 1 080.*
- Brosse E., 1982.** Contribution à la minéralogie et à géochimie des sédiments pélagiques profonds: comparaison des " blacks-shales" du crétacé dans l'atlantique central nord et des dépôts du malm et du crétacé en briançonnais. *Thèse Doctorat de l'Ecole nationale supérieure des mines de Paris, France, 333p + annexes*
- Burgess R., et Scott K., 1992.** The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Processes and effects. *Sediment Toxicity Assessment, Burton G.A.J. Eds Lewis, Chelsea, MI, USA 129-165.*
- Burton G.A., 1992b.** Sediment Collection and Processing: Factors Affecting. *In Burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 37-54p.*
- Calace N., Liberatori A., Petronio B.M. et Pietroletti M., 2001.** Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. *Environmental Pollution, 113: 331-339.*
- Campy M., et Meybeck M., 1995.** Les sédiments lacustres. *Limnologie générale, Masson, Paris, France, 956p.*
- Canfield D., 1989.** Fer réactif dans les sédiments marins. *Geochimica et cosmochimica acta, 53(3), 619-632*
- Castañeda C., Herrero J., 2008.** Assessing the degradation of saline wetlands in an arid agricultural region in Spain. *CATENA 72, 205-213.*
- Caulet J., 1972.** Les sédiments organogènes du précontinent algérien. *Mém. Mus. Hist. Nat., Nlle série, 25, 289p.*
- Cauwet G., et Faguet D., 1982.** The role of organic matter in transport processes of metals in estuarine environments. *Thalassia Jugosl, 18, 379-391*
- Chabour N., 2006.** Hydrogéologie des domaines de transition entre l'Atlas saharien et la plateforme saharienne à l'Est de l'Algérie. *Thèse Doctorat de l'Université Mentouri Constantine, Algérie, 176p.*
- Chabroulet C., 2007.** Étude de la remobilisation d'éléments traces à partir d'un sol de surface contaminé : Influence du vieillissement des composés organiques du sol sur la remobilisation du sélénium. *Thèse Doctorat de l'Université Joseph Fourier de Grenoble I, France, 204 p+ annexes.*
- Chamley H., 1988.** Les milieux de sédimentation. *BRGM éditions, Paris 172 p.*
- Chaoui L., Kara M. H., Faure E. et Quignard J. P., 2006.** L'ichtyofaune de la lagune du El Mellah : diversité, production et analyse des captures commerciales. *Cybium, 30 (2): 123-132.*
- Chapman P., Long E., 1983.** The use of bioassays as part of a comprehensive approach to marine pollution assessment. *Mar Pollut Bull14:81-84.*
- Chapman P., Wang F., Janssen C., Persoone G., Allen H., 1998.** Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. fish. Aquat. Sci., 55, 2212-2243.*
- Charlou, J. et Joanny, M., 1983.** Dosage du mercure et d'autres métaux (Pb, Zn, Cu, Cd, Co, Ni, Cr, Mn) dans les sédiments marins par absorption atomique in Aminot, A., Chaussepied, M. (Eds) : *Manuel des analyses chimiques en milieu marin. BNDO/Documentation, Brest, pp. 285-295.*
- Chekchaki, S., 2012.** Caractérisation morpho-analytique des sols des aulnaies glutineuses du complexe lacustre (Parc National d'El Kala). *Mémoire de Magister. Université Badji-Mokhtar Annaba, 141p.*

- Chen ZY, Saito Y, Kanai Y et al., 2004.** Low concentration of heavy metals in the Yangtze estuarine sediments, China: a diluting setting. *Is. Coast. Shelf Sci.* 60, 91–100.
- Chouikhi A., Sellali B. et Azzouz M., 1988.** Heavy metal concentrations contained on the sediment surface of Algiers' Bay. *Rapp. Comm. int. Mer Médit.*, 31 (2): 161.
- Chuan, M.C., Shu, G. Y., et Liu, J.C. (1996).** Solubilité des métaux lourds dans un sol contaminé: effets du potentiel redox et du pH. *Pollution de l'eau, de l'air et des sols*, 90(3), 543-556
- Cîteau, L., 2004.** Etude des colloïdes naturels dans les eaux gravitaires de sols contaminés: relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). *Thèse Doctorat de l'Université de Paris VI, INRA Versailles*, 251 pp.
- Coïc Y., et Coppenet M., 1989.** Les oligo-éléments en agriculture et élevage. *INRA, Paris, France*, 114 pages.
- Cook, H.E., Johnson, P.D., Matti, J.C., et Zemmels, I., 1975.** Methods of sample preparation and x-ray diffraction data analysis in x-ray mineralogy laboratory. In *A.G. Kaneps, Initial Reports of the DSDP, Print Office, Washington DC, 997–1007.*
- Coque R., Tricat J., Cailleux A., 1972.** Le modèle des régions sèches, traité de géomorphologie. *Annale de Géographie*, 81: 734-740
- Cowardin, L. M., Carter V., Godet F.C., LaRoe E. T., 1979.** Classification of wetlands and deepwater habitats of the United States. *U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington, DC, États-Unis*, 131p.
- Creaney S., et Passey Q., 1993.** Recurring patterns of total organic carbon and source rock quality within a sequence stratigraphic framework: *American Association of Petroleum Geologists Bulletin*, v. 77.
- Daby, D., 2006.** Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution* 174, 63-91.
- Daoud Y., Halitim A., 1994.** Irrigation et salinisation au Sahara algérien. *Sécheresse* ; 3 (5) 151-160.
- Dean E., et Schwalb A., 2002.** Le cycle du carbone lacustre éclairé par les eaux et les sédiments de deux lacs d'amont hydrologiquement distincts dans le centre-nord du Minnesota, aux États-Unis. *Journal of Sedimentary Research*, 72(3), 416-431.
- De Belair G., 1990.** Structure, fonctionnement et perspective de gestion de quatre éco-complexe lacustres et marécageux (El Kala, Algérie) extrême orientale). *Thèse Doctorat de l'Université USTL Montpellier II, France*, 193p + annexes.
- Defaye S., Plumail D., Vitré E., 1998.** Les boues d'épuration composent-elles un risque de pollution des sols? *Environnement et technique* 177, 41-44.
- Delmas-Gadras C., 2000.** Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. *Thèse Doctorat de l'Université de Pau et des Pays de l'Adour, France*, 165p + annexes.
- Delvigne J., 1965.** Pédogenèse en zone tropicale. La formation des minéraux secondaires en milieu ferrallitique. *Mémoire ORSTOM no 13 - Dunod Paris - 177 p.*
- Demnati F., Allache F., Ernoul L., et Samraoui B., 2012.** Socio-economic stakes and perceptions of wetland management in an arid region: a case study from Chott Merouane, Algeria. *Ambio*, 41(5), 504-512.
- Demnati F., 2013.** Biodiversité et enjeux socio-Economiques des lacs salés (Chotts et Sebkhass) d'Algérie, cas du Chott Merouane et Melghir. *Thèse Doctorat de l'Université Mohamed Khider-Biskra, Algérie*, 109p + annexes.
- Demnati F., Samraoui B., Allache F., Sandoz A., et Ernoul L., 2017.** A literature review of Algerian salt lakes: values, threats and implications. *Environmental Earth Sciences*, 76(3), 1-15.

Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J., Leyval C., 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. *TEC et DOC, Paris, France, 91- 98 p.*

Devallois V., 2009. Transferts et mobilité des éléments traces Métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. *Thèse Doctorat de l'Université De Provence Academie D'aix-Marseille, France, 25p.*

DeWitt T., Swartz R., Hansen D., McGovern D., Berry W., 1996. Bioavailability and chronic toxicity of cadmium in sediment to the estuarine amphipod *Leptocheirus plumulosus*. *Environ Toxicol Chem*15:2095-2101.

DGF, 2003. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar, Chott Melghir (Wilaya d'El Oued, Algérie). *Direction Générale des Forêts, Algérie, p13.*

Djebar A.B., Messerer Y., Tandjir L., Bensouilah M., 2003. Equilibres Hydrologiques du Lac El Mellah (Complexe Lacustre d'El Kala). *Sciences et Technologie C, N°20, Décembre, 15-20 p.*

Djeddi, H., et al., 2018. Teneurs Des Éléments Traces Métalliques Cu, Zn Et Pb Des Sédiments Du Barrage Béni Haroun (Nord-Est De l'Algérie). *European Scientific Journal, ESJ 14(15).*

Djellouli Y., et Saci A., 2003. Catastrophe « Naturelle » : Les Inondations Devastatrices Du 9 Et 10 Novembre 2001 À Bab El Oued (Alger, Algérie). *Publication de l'Association Internationale de Climatologie, Vol. 15, 236-242p.*

Djoudar Hallal D., Toubal A.C., 2008. Etat actuel de l'invasion marine dans la baie d'Alger. *13th IWRA World Water Congress, 1-4 September, Montpellier, France.* (http://www.iwra.org/congress/2008/index.php?page=proceedingsetabstract_id=142)

Di Toro D., Mahony J., Hansen D., Scott K., Hicks M., Mayr S., et Remond M., 1990. Toxicity of Cd in sediments: the role of AVS. *Environmental Toxicity and Chemistry; 9: 1487-1502.*

Draredja B., Melouah K., and Beldi H., 2013. Caractéristiques granulométriques actuelles de la lagune El Mellah (Algérie Nord-Est): effets de colmatage du chenal de communication avec la mer. *Rapp. Comm. int. Mer Médit., 40, 82p.*

Domagalski J. L., Eugster H. P., et Jones B. F. 1990. Trace metal geochemistry of Walker, Mono, and Great salt lakes. *Fluid-mineral interactions: a tribute to HP Eugster, 2, 315-353*

Domzig A., 2006. Déformation active et récente, et structuration tectono-sédimentaire de la marge sous-marine algérienne. *Thèse Doctorat de l'Université de Bretagne Occidentale, France, 332p+ annexes.*

Donaire S., 2000. Descriptive and functional wetland typology and classification. *Observatorio Medioambiental, 3: 311-340.*

Donard O.F.X., Lespes G., Amouroux D., Morabito R., 2001. Organotin compounds in the environment: still a most critical issue. In: Trace element speciation for environment, food and health. *Cornelis R., Crews H., Donard O.F.X., Ebdon L., Quevauviller P., Eds. Royal Society of Chemistry.*

Douaoui A., Hervé N., Walter C., 2006. Detecting salinity hazards within a semiarid context by means of combining soil and remote-sensing data - *ScienceDirect. Geoderma; 217- 230.*

DPAT, 2010. Direction de Planification et d'Aménagement de Territoire de wilaya EL oued. Monographie de la wilaya EL oued, 290 p.

Dresch J., 1954. Mouvements du sol quaternaire au Maghreb Oriental. *Annale de Géographie, 63: 61-62.*

Dubief J., 1959. Le Climat du Sahara, Vol. I. Alger: *Mémoire Hors-Série de l'Institut de Recherches Sahariennes. 312 pp.*

Dubost D., 2002. Ecologie, aménagement et développement agricole des oasis algériennes. *Biskra: Edition CRSTRA. 423 p.*

Dubé J.S., 1997. Application d'un protocole analytique à l'évaluation de la distribution géochimique des métaux lourds dans les sols contaminés. *Mémoire de maîtrise en génie civil, Laval, Université Laval, Québec, Canada, 126 p.*

Duffus, J., 2002. Heavy metals a meaningless term? *Pure Appl.Chem.* 74, 793–807.

Dzombak D., et Morel F., 1990. Surface Complexation Modeling - Hydrous Ferric Oxide. *John Wiley et Sons (A Wiley-Interscience Publication), 393 pp.*

Egis Eau / IAU-IDF / BRGM., 2013. Etude sur la vulnérabilité et l'adaptation de la Wilaya d'Alger au changement climatique et aux risques naturels. *Rapport final, 278p + annexes.*

Eimers M. C., et Dillon P. J., 2002. Climate effects on sulphate flux from forested catchments in south-central Ontario. *Biogeochemistry*, 61(3), 337-355.

Emmanuelle F., 2010. Détermination des niveaux historiques en radionucléides et éléments traces métalliques à partir d'enregistrements sédimentaires au sein des marges alluviales du Rhône aval et de la Têt. *Rapport finale DEI/SESUREN°2010-02, IRSN.*

Embarek R., Amara R., et Kara M. H., 2017. Structure d'assemblage des poissons dans les eaux peu profondes de la lagune du El Mellah (Algérie): Modèles de distribution saisonniers et spatiaux et relation avec les paramètres environnementaux. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 47(2).

Ermosele C. O., Ermosele I. C., Muktar S. A. et Birdling S. A., 1995. Metals in fish from the upper Benue River and Lakes Geryo and Njuwa in Northern Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 54: 8-14.

Eslinger E., Pevear D., 1988. Clay Minerals for Petroleum Geologists and Engineers. SEPM Short Course Notes no. 22. ix, *Society of Economic Paleontologists and Mineralogists*, Tulsa, USA+ 405 p.

Evangelou V.P., 1995. Pyrite oxidation and its control. *CRC Press, Boca Raton, USA, 69p.*

Fagel N., Boski T., Likhoshway L., et Oberhaensli H., 2003. Late quaternary clay mineral record in central lake Baikal (Academician Ridge, Siberia). *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 193(1), 159-179.

F.A.O., 1990. Management of Gypsiferous soils. *FAO soils Bulletin n° 62, F.A.O, Rome.*

Ferro I., 2003. Cycling of iron and manganese in freshwater estuarine and deep sea sediments, Netherlands Institute of Ecology (University Groningen), *Centre for Estuarine and Coastal Ecology*, 156 pp.

Filipek-Mazur B., Mazur K., Gondek K., 2001. The contents of heavy metal mobile forms in composts and vermicomposts based on sludge from municipal and industrial sewage treatment plants. Part I. Zinc, nickel and chromium. *Zeszyty Naukowe Akademii Rolniczej, Kraków, 372, Scientific Session*, 75: 133–138.

Forghani, G., Moore, F., Lee S., et Qishlaqi, A., 2009. Géochimie et spéciation des métaux dans les sédiments du lac salin Maharlu, Shiraz, sud-ouest de l'Iran. *Environmental Earth Sciences*, 59(1), 173-184

Förstner U., Wittmann G., 1979. Metal pollution in the aquatic environment. *Springer-Verlag. New-York. pp 475.*

Forstner U., et Salomons W., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. Part I : assessment of sources and intensities. *Environmental Technology Letters, vol.I, pp.494-505.*

Förstner U., Wittmann G., 1981. Metal pollution in the aquatic environment. *Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York, 486 pp.*

Förstner U., 1987. Sediment–Associated Contaminants – An overview of Scientific Bases for Developing Remedial Options. *Hydrobiologia*, 149,221-246.

Förstner U., 1993. Metal speciation: general concept and application. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry, Vol.51, 23p.*

Foucault A., et Raoult J.F., 1992. Dictionnaire de géologie. Guides de géologie régionaux. 3e Edition 2e tirage, Masson, Paris, 350 p.

Froelich P., Klinkhammer G. P., Bender M. L., Luedtke N. A., Heath G. R., Cullen D., et al., 1979. Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: suboxic diagenesis. *Geochimica et cosmochimica acta*, 43(7), 1075-1090.

Gadde R. R., et Laitinen H. A. 1974. Heavy metal adsorption by hydrous iron and manganese oxides. *Analytical Chemistry*, 46(13), 2022-2026.

Gaivez-Cloutier R., 1995. Study of heavy metal accumulation mechanisms in the Lachine canal sediments. *Thèse Doctorat de l'Université McGill, Montréal, Canada.*

Gaumer G., 1981. Evolution annuelle des communautés microplanctoniques de la baie d'Alger. Variations de la composition spécifiques liées à la nature du facteur nutritionnel limitant de la biomasse algale. *Thèse Doctorat de l'Université Paris VI, France, 91 P.*

Gautret P., De Wit R., Albéric P., Défarge C., Masseret E., et Bouvier T. 2006. Mécanismes de précipitation de carbonate de calcium dans les biofilms photosynthétiques. In Les biofilms dans l'environnement: procédés industriels et risques sanitaires. *BRGM.*

Geffard A. 2001. Réponses du biota à la contamination polymétallique d'un milieu estuarien, la Gironde, Fr : Exposition, Imprégnation, Induction d'une protéine de détoxification, la métallothionéine, impact au niveau individuel et populationnel. *Thèse Doctorat de l'Université de Nantes, France, 251 p.*

Ghezlaoui B. E., Benabadji N., Benmansour D., et Merzouk A. 2011. Analyse des peuplements végétaux halophytes dans le Chott El-Gharbi (Oranie-Algérie). Vegetal halophytes plants analysis in Chott El-Gharbi (Oranie-Algeria). *Acta Botanica Malacitana*, 36, 113-124

Godin M., Feinbert M. H. et Ducauze C. J., 1985. Modeling of soil contamination by air - borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, 10: 97-114.

Gold C., 2002. Étude des effets de la pollution métallique (Cd/Zn) sur la structure des communautés de diatomées périphtiques des cours d'eau. Approches expérimentales in situ et en laboratoire. *Thèse Doctorat de l'Université de Bordeaux I, France, 175p.*

Goldberg, E.D., 1963. Geochronology with lead-210 radioactive dating. STI/PUB/68, pp. 121-131, *International Atomic Energy Agency, Vienna, Austria.*

Goldschmidt V.M., 1937. The principles of distribution of chemical elements in minerals and rocks. The seventh Hugo Müller Lecture, delivered before the Chemical Society on March 17th, 1937. *Journal of the Chemical Society (Resumed)*, p655.

González I., Águila E., et Galán E., 2007. Partitioning, bioavailability and origin of heavy metals from the Nador Lagoon sediments (Morocco) as a basis for their management. *Environmental Geology*, 52(8), 1581-1593

Grandjean M., 2013. Étude de la réactivité et de l'hydratation des particules obtenues par carbonatation de saumures alcalines. *Thèse Doctorat en Géosciences, Université de Lorraine s, France, 38 p.*

Grimanis A. P., Zafiroopoulos D., Vassilaki R. et Grimanis M., 1978. Trace Elements in the Flesh and Liver of Two Fish Species From Polluted and Unpolluted Areas in the Aegean Sea. *Environmental Science and Technology*, 12: 723-726.

Grimes S., 2001. Les aires marines protégées, passage obligé pour la préservation de la biodiversité marine d'Algérie ? Séminaire International d'Alger sur la biodiversité marine des pays musulmans. *INOC/MPRH, 22-24 nov.2001, Alger*

Grimes S., 2002(a). Espaces marins d'Algérie d'intérêt écologique. In Atlas de l'Environnement de l'Algérie : espace côtier. *Symbiose-Burlington ressources Edition: 51-51.*

Grimes S., 2002(b). Perspectives des aires marines protégées en Algérie. *PNUD/GEF ALG 31.*

Grimes S., 2005. Projet régional pour le développement d'aires protégées marines et côtières dans la région méditerranéenne (*Projet MedMPA*).

Grovel A., 1961. Recherches sédimentologiques en baie d'Alger. *Thèse Doctorat de l'Université d'Alger, Algérie*, 45p.

Guelorget O., Ximens M.C., Frisoni G.F., Perthuisot J.P., 1982. Diagnose écologique du lac El Mellah (Algérie) pour l'évaluation de ces potentialités halieutiques et aquacoles. *Rapport de mission FAO(PNUD/MEDRAP),130p.*

Guelorget O., Perthuisot J.P. et Frisoni G.F., 1983. Contribution à l'étude écologique du lac El Mellah – Algérie", *Rapport F.A.O. Gredopar.*

Guelorget O., Frisoni G., Ibrahim A., Jauzein A., Medhioub K., Clastere J., Maurin A., Rouchy J., et Perthuisot J., 1984. Ombilics hydrodynamiques et chenaux, zones singulières des bassins paraliés. Leurs caractéristiques biologiques et sédimentaires. *5ème Congr. Europ. Sédimentologie, Marseille, Abstract.s : 202-203.*

Guelorget O., Frisoni G.F., Ximens M.C., Perthuisot J.P., 1989. Expressions biologiques du confinement dans une lagune méditerranéenne. Le lac El Mellah (Algérie) *Rev. Hydrobiol. Trop.* 22 (2): 87-99.

Guendouzi Y., Ghalmi R., Boudjellal M., El morhit M., 2015. Impact of metals traces on the ecosystem at *Posidonia oceanica* in the Algiers Bay, *J. Mater. About. Sci.* 6 (4) 918-923.

Hacini M., 2006. Géochimie des sels et des saumures et calcul des vitesses de précipitation de quelques minéraux évaporitiques. *Thèse Doctorat Université M. Badji, Annaba, Algérie*, 200 p.

Hacini, M., Oelkers, E.H., 2011. Geochemistry and Behavior of Trace Elements During the Complete Evaporation of the Merouane Chott Ephemeral Lake: Southeast Algeria. *Aquat Geochem* 17, 51–70. <https://doi.org/10.1007/s10498-010-9106-z>

Halitim A., 1988. Les sols des régions arides d'Algérie. Ed. OPU., 361p.

Haouchine A., 2010. Hydrogéologie en zone semi aride et aride : région de Biskra (Algérie). *Thèse Doctorat de l'Université de Houari Boumediene –Alger, Algérie*, 155 p.

Haridi H., 1999. Le zooplancton de la lagune Mellah (El Kala, Algérie). Bilan d'échanges avec la mer et incidences écologiques en hiver et au printemps. *Mémoire de Magister d'Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ISMAL., Alger)*, 64 p + annexes.

Harrison R.M., Mora S.J., 1996. Introductory chemistry for environmental sciences. 2nd edition, *Cambridge University Press*, 373p.

Hansen D., Berry W., Mahony J., Boothman W., DiToro D., Robson D., Ankley D., Ma D., Yan Q., Pesh C., 1996. Predicting the toxicity of metal-contaminated field sediments using interstitial concentrations of metals and acid-volatile sulfide normalizations. *Environ Toxicol Chem* 15:2080-2094.

Helali M.A., Added A., Oueslati W., 2009. Mécanismes de fixation des métaux lourds dans les sédiments. *Revue Méditerranéenne de l'Environnement* 3, 596-614p.

Heimbürger LE, Cossa D, Thibodeau B, Khripounoff A, Mas V, Chiffolleau JF, Migon C., 2012. Natural and anthropogenic trace metals in sediments of the Ligurian Sea (Northwestern Mediterranean). *Chemical Geology*, 291, 141-151.

Hernandez L., Probst A., Probst J.L. et Ulrich E., 2003. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of The Total Environment*, 312(1-3): 195- 219.

Herut B., Gavrieli I., et Halicz L. 1998. Coprécipitation d'oligo-éléments et d'éléments mineurs dans les halites authigènes modernes de la saumure hypersaline de la mer Morte. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 62(9), 1587-1598

Hiemstra T., De Wit J.C.M., Van Riemsdijk W.H., 1989. Multisite proton adsorption modeling at the solid/solution interface of (hydr)oxides: A new approach. II. Application to various important (hydr)oxides, *J. Colloid Interface Sci.* 133, 105-117p.

Hoareau G., 2009. Sulphate / carbonate relationships during diagenesis of marine sediments: sedimentological study of the Eocene delta of Sobrarbe (Spain) and thermodynamic modeling of ODP / IODP data. *Mineralogy. Paul Sabatier University - Toulouse III, French.*

Hodson M.E., 2004. Heavy metals - geochemical bogey men? *Environ Pollut*, 129: 341-343.

Hollis G.E., 1990. Environmental impacts of development on wetlands in arid and semi-arid lands. *Hydrological Sciences Journal* 35: 411-428.

Houhamdi M., Bensaci T., Nouidjem Y., Bouzegag A., Saheb M. et Samraoui B., 2008. Eco-éthologie des Flamants roses *Phoenicopterus roseus* hivernants dans les oasis de la Vallée de Oued Righ, (Sahara algérien). *Aves*. 45 (1): 15-27.

Houma F., Boulahdid M., et Khouider A., 2004(a). Développement d'une méthodologie pour caractériser et déterminer la pollution des eaux de mer par les hydrocarbures en utilisant des images satellites. *Rapport du 37^e Congrès de la CIESM Barcelone, volume 37, p208. Revue européenne de la géographie Cybergéo.*

Houma F., 2005(a). The development of a methodology to characterise and determine the sea water pollution by hydrocarbons using satellite images. 3rd International Conference on Marine Waste Discharges and Marine Environment. *CIESM Espagne 2004; INOC Izmir Turkey 12-14/11/2005.*

Hubert F., 2008. Modélisation des diffractogrammes de minéraux argileux en assemblages complexes dans deux sols de climat tempère. Implications minéralogique et pédologique. *Thèse Doctorat de l'Université de Poitiers, p46.*

Huynh M.T.D., 2009. Impact des métaux lourds sur les interactions plante/ ver de terre/ microflore tellurique. *Thèse Doctorat de l'Université Paris-Est, France, 145p.*

Hyacinthe C., Bonneville S., et Van Cappellen P., 2006. Reactive iron(III) in sediments: Chemicals versus microbial extractions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70: 4166-4180.

Ibn Ghazala M., 2009. Synthèse des complexes organo et inorgano-pyrophyllite et leur application dans le traitement des eaux chargées en métaux lourds. *Thèse Doctorat de l'Université Mohammed V – Agdal, Rabat, Maroc, 120p.*

Ibach L., 1982. Relation entre la vitesse de sédimentation et la teneur totale en carbone organique dans les sédiments marins anciens. *Bulletin de l'AAPG*, 66(2), 170-188

Issabayeva G., Aroua M., Sulaiman N., 2008. Continuous adsorption of lead ions in a column packed with palm shell activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 155 (1-2). pp. 109-113.

Issola Y., Kouassi A. M., Dongui B. K., Adingra A. A., et Biemi J., 2009. Concentration en métaux lourds des sédiments d'une lagune côtière tropicale: lagune de Fresco (Côte d'Ivoire). *Journal of applied Biosciences*, 18, 1009-1018.

Jahnke R. A., Craven D.B., et Gaillard J. F., 1994. L'influence de la diagenèse de la matière organique sur la dissolution du CaCO₃ au fond des grands fonds marins. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58(13), 2799-2809

Joubert A., 2008. Etude de l'effet de facteurs environnementaux sur les processus biogéochimiques de mobilisation du Pb, Zn, Cd, As et Hg dans les sols - Modélisation empirique de la mobilité et phytodisponibilité des ETM. *Thèse Doctorat de l'Université Henri Poincaré - Nancy I, France, 318p + annexes.*

Joleaud L., 1936. Etude géologique de la région de Bône et la Calle. *Bull sem. Carte géol. Algérie. Imp. Typo. Litho. Et cie Alger. 2^{ème} série, strat. N° 12, 185p+ annexes.*

Juste C., et Feix I., 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. *Ademe*, 209 p.

- Jung, M.C. et Thornton I., 1996.** Heavy metal contamination of soils and plants in the neary of a lead zinc mine, Korea [J]: *Applied Geochemistry*, v. 11, p.53–59.
- Kaabeche M., Gharzouli R., et Gehu J. M. 1993.** Observations phytosociologiques sur le Tell et les Hautes Plaines de Sétif (Algérie). *Documents Phytosociologiques*, 117-125
- Kabata-Pendias A., et Pendias H., 1991.** Trace elements in soil and plants. *CRC Press, Boca Raton*.
- Kabata-Pendias A., et Pendias H., 2001.** Trace elements in soils and plants. *CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D.C., pp 413*
- Kabata-Pendias A., 2011.** Oligo-éléments dans les sols et les plantes. *CRC Press, Boca Raton, p. 213*.
- Kaiser J., 2001.** Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment (*Enfield: Sciences publishers inc.*).
- Kato Y, Kitazato H et al., 2003.** 210Pb and 137Cs in sediments from Sagami Bay, Japan: sedimentation rates and inventorie. *Progress in Oceanography*.[https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(03\)00052-1](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(03)00052-1)
- Keil R. G., et Hedges J. I. 1993.** Sorption of organic matter to mineral surfaces and the preservation of organic matter in coastal marine sediments. *Chemical Geology*, 107(3-4), 385-388.
- Kemp S.J. et Spotila J.R., 1997.** Effects of urbanization on brown trout *Salmo trutta*, other fishes and macroinvertebrates in Valley Creek, Valley Forge, Pennsylvania. *American Midland Naturalist*, 138 (1): 55-67.
- Kerboub D., et Fehdi C., 2014.** Impact des rejets urbains et industriels sur la qualité des eaux souterraines : cas de la région d’El Kantar, Sud-Est Algérien. *Afrique Science* 10(1), 127 – 138p.
- Khadraoui A., 2005.** Eaux et Sols en Algérie (Gestion et impact sur l’environnement). *Ed. EMPAC, Constantine, Algérie, 392p*.
- Kherifi W., 2016.** Pollution et protection des eaux du lac Mellah (N-E Algérien) au droit des rejets urbains: proposition d’un collecteur principal. *Thèse Doctorat de l’Université d’Annaba, Algérie, 221p+annexes*.
- Koull, N., 2015.** Etude phytoécologique spatiotemporelle des zones humides du Nord-est du Sahara septentrional algérien (Région de Ouargla et de l’Oued Righ). *Thèse Doctorat de l’Université d’Ouargla, Algérie, 165p*
- Koull N., et Halilat M. T., 2016.** Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d’Ouargla (Algérie). *Etude et Gestion des sols*, 23, 9-23
- Koull, N., Chehma, A., Hamouda, N., Bellahcene, O., et Guezzoun, N., 2016.** Qualite des eaux des zones humides du bas sahara algérien. *Revue des BioRessources, Vol.6 Issue 1, pp.113-124*.
- Krauskopf K., et Bird, D., 1995.** Surface chemistry: the solution-mineral interface. In: Introduction to geochemistry (*Ed M.G.-H.I. Editions*) *Mc Graw-Hill International Editions edn, Earth Sciences and Geology Series, ch.6, pp. 135-163*.
- Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. *Thèse Doctorat de l’Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France, 216p + annexes*.
- Krishnaswamy S., Martin J.M., Meybeck M., 1971.** Geochronology of lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters* 11, 407-414.
- Kükrer S, Şeker, S et al., 2014.** Ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments of northern littoral zone of Lake Çıldır, Ardahan, Turkey. *Environ Monit Assess*.
<https://doi.org/10.1007/s10661-014-3662-4>
- Lacoue-Labarthe T., 2007.** Incorporation des métaux dans les œufs de la seiche commune *Sepia officinalis* et effets potentiels sur les fonctions digestives et immunitaires. *Thèse Doctorat de l’Université La Rochelle, France, 200 p*.

Laferrère, M., 1966. Les Flamants roses *Phoenicopterus ruber roseus* sur les chotts de la vallée de l'Oued Righ (Nord-Sahara). *Alauda* 34: 67-69.

Lafitte R., 1939. Structure et relief de l'Aurès (Algérie). *Bulletin de l'Association de Géographes Français*, 119, pp. 34-40.

Lambert Castel F., et Penot M., 1981. Actions des pétroles de l'Amoco Cadiz sur la croissance et certains aspects du métabolisme d'une algue phytoplanctonique *Pavlova lutheri* (DROPP) Green. In Indices Biochimiques et milieux marins. *Actes du colloque des journées du GABIM, 14, CNEOX, Brest, 411-422 p.*

Lamouri B., 2008. Etude géologique, géochimique et minéralogique de l'indice d'attapulgitite dans la région de Rhoufi (w. Batna). *Magister de l'Université d'Annaba, Algérie, 110p+annexes.*

Lamouri B., Bouabsa L., Chouabbi A., Boukoffa M., Otten J., et Fagel N., 2016. Characterization Of Clays Of Middle Miocene Of The Region Of Loutaya – Saharan Atlas-Algeria. *Courrier Du Savoir, N°21, p.75-82.*

Lamouri B., 2017. Caractérisation géologique, minéralogique et géochimique des argiles des formations du versant sud du massif des Aurès. Conséquences paléogéographiques et intérêts commerciaux. *Thèse Doctorat de l'Université d'Annaba, Algérie, 190p+annexes.*

Lankford, R., 1977. Lagunes côtières du Mexique leur origine et leur classification. *Dans Processus estuariens. Academic Press, 1977. p. 182 à 215.*

Landrum P.F., Nihart S.R., Eadie B.J. et Herche L., 1987. Reduction in bioavailability of organic contaminants to the amphipod *Pontoporeia hoyi* by dissolved organic matter of sediment interstitial waters. *Environmental Toxicology and Chemistry, 6:11-20.*

Larara M., Nedjari A., Maouche S., Benhamouche A., Meghraoui M., 2012. Littoral algérien et risques de Tsunamis, *Bulletin du service géologique national* 23, 3, p. 241-251.

Larras, J., 1964. Embouchures, estuaires, lagunes et deltas. *Ed. Eyrolles, 172 pp.*

Lascourrèges-Berdeü JF., 1996. Rôle des sulfatobactéries dans la remobilisation et la transformation des métaux et des composés organostanniques (butylétains et phénylétains) stockés dans les sédiments lagunaires. *Thèse Doctorat de l'Université de Bordeaux I, France.*

Lau SS., Chu LM. 1999. Contamination release from sediment in a coastal wetland. *Wat Res* 33(4):909-918p.

Larid M., 2003. Sustainability analysis within the framework of the "Algerian Coastal Zone" CAP (Algeria). *Report of the first stage, p 36.*

Léauté F., 2008. Biogéochimie des contaminants organiques HAP, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau. *Thèse Doctorat de l'Université Pierre et Marie Curie - Paris VI, France, 255p.*

Leclaire L., 1972. La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin algérobalaéares (Précontinent algérien). *Mém. Mus. Natn. Hist. Nat., Paris, C, 24, 391p.*

Leclaire L., 1963. Etudes littorales en baie d'Alger : Zone de Fort de l'eau - Ben Mered. *Cah. Oceanogr., 15 (2): 109 - 114.*

Le Goff F., et Bonnomet V., 2004. Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. *Rapport technique, INERIS et Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable Direction de l'Eau, Paris, France, 85p.*

Leguille F., 1992. Etude fondamentale du comportement du tributylétain dans un système eau sédiment. *Thèse Doctorat de l'Université de Bordeaux I, France.*

Le Gouche C., 2017. Sedimentation of organic matter in deep basins: case of the Arctic Basin in the Eocene. *Thèse Doctorat de l'Université de Rennes I, France, 267p+annexes.*

LEM., 1998. Laboratoire d'Etudes Maritime, Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger.

- Lesouef A., Belamie R., Montiel A., 1979.** An indicator of pollution with memory. Analysis of metals in river sediments. *J. Fr. Hydrol*, 10 (3): 165-172.
- Lesven L., 2008.** Devenir des Eléments Traces Métalliques au Sein du Sédiment, un Compartiment Clé de l'Environnement Aquatique. *Thèse de doctorat, USTL, Lille, 2008, 179p.*
- Li F., Fan Z., Xiao P., Oh K., Ma X., et Hou W., 2009.** Contamination, spéciation chimique et distribution verticale des métaux lourds dans les sols d'une ancienne et grande zone industrielle du nord-est de la Chine. *Géologie de l'environnement*, 57(8), 1815-1823p.
- Libes S.M., 2009.** Introduction to marine biogeochemistry, 2nd Edition. *Academic Press, 928 pp.*
- Lie U., 1974.** Distribution and structure of benthic assemblages in Puget Sound, Washington, USA. *Marine Biology*, 26: 203 - 223.
- Lie U., 1978.** The quantitative distribution of benthic macrofauna in Fanafjorden, Western Norway. *Sarsia*, 63 (4): 305 - 316.
- Liehr G. A., Zettler M. L., Leipe T. et Wilt G. 2005.** The ocean quahog *Arctica islandica* L. : a bioindicator for contaminated sediments. *Marine biology*, 147: 671-679.
- Lions J., 2004.** Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt: expérimentations, étude in situ et modélisations. *Thèse Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, France, 260 p.*
- Lisitzin A.P., 1996.** Oceanic sedimentation: Lithology and Geochemistry (Traduction anglaise éditée par Kennett, J.P.). *Amer. Géophys. Union, Washington, D.C., 400 p.*
- Louati B., 2015.** Étude de la dépollution industrielle du bassin versant de l'Oued El Harrach. *Mémoire de magister de l'Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 205p +annexes.*
- Loustau Cazalet M., 2012.** Caractérisation physico-chimique d'un sédiment marin traité aux liants hydrauliques : Evaluation de la mobilité potentielle des polluants inorganiques. *Thèse Doctorat de l'INSA de Lyon, France, 211p+ annexes.*
- Loutit T. S., Hardenbol J., Vail P. R., et Baum G., 1988.** Condensed sections : the key to age determination and correlation of continental margin sequences. In: Sea-level changes : an integrated approach, S.E.P.M. spec. publ. (Eds C.K. Wilgus, B.S. Hastings, C.G. Kendall, H.W. Posamentier, C.A. Ross & J.C. Van Wagoner), 42, 182-213.
- Luoma S., Ho K., 1993.** Appropriateness of marine and estuarine sediment bioassays. In *Handbook of Ecotoxicology*:193-226, P Calows (ed.), Blackwell, Oxford.
- MA. 1010 – PAF 1.0, 2003.** Détermination de la matière organique par incinération : méthode de perte de feu (PAF). *Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, , Ministère de l'Environnement du Québec, 9 p.*
- Maanan M., 2007.** Biomonitoring of heavy metals using *Mytilus galloprovincialis* in Safi coastal waters, Morocco. *Environmental Toxicology: An International Journal*, 22(5), 525-531.
- Machowski R., Rzetala M., et Rzetala M., 2017.** Chemical composition of the surface layer of bottom sediments in the northern part of the chott el jerid periodic lake in Tunisia. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference: SGEM*, 17(1.1), 89-96
- Madoui A., 2013.** Les incendies de forêts en Algérie. Étude de l'évolution après feu des peuplements de *Pinus halepensis* Mill dans l'Est algérien. Cas de la forêt de Bou-Taleb, du reboisement de Zenadia et du parc national d'El Kala. *Thèse Doctorat de l'Université Ferhat ABBAS de Sétif, Algérie, 104p + annexes.*
- Mahowald, N.M., Bryant R.G., Coral J.D., and Steinberger L. 2003.** Ephemeral lakes and desert dust sources. *Geophysical Research Letters* 30: 1–4.

- Maouche S., 1987.** Mécanismes hydrosédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologique, géochimique et traitement statistique. *Thèse Doctorat de l'Université Perpignan, France, 214p.*
- Maouche S., Morhange C., Meghraoui M., 2009.** Large boulder accumulation on the Algerian coast evidence tsunami events in the western Mediterranean, *Marine Geology* 262, 1-4, p. 96-104.
- Manaud F., Bouchet J.M., Deltreil J.P., Maurer D., Trut G., Auby I., Dreno J.P., Masson N., Pellier C., L'Yavanc J., 1997.** Etude intégrée du Bassin d'Arcachon. *IFREMER Arcachon (rapport), DEL/AR/RDN/1997.*
- Manskaya S.M. et Drozdova T.V., 1968.** Geochemistry of Organic Substances, vol. 28, L. Shapiro et I.A. Breger (Eds). *International Series of Mono-graphs in Earth Sciences, N.Y., Pergamon, 345p.*
- Mason A., Jenkins K., 1995.** Metal detoxication in aquatic organisms. In Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. *Eds Tessier A, Turner DR, Vol 3. Wiley et Sons, Chichester, pp. 469-608.*
- Marcoen J.M., Naud J., Brohée J.C., Crélot I., Delcarte E., et Agneesens R., 2000.** Le fond géopédochimique des sols: potentialité de l'analyse chimique élémentaire globale par spectrométrie de fluorescence X (XRF). *Séminaire 'Intensification agricole et qualité des sols et des eaux', Rabat, Maroc, 75-95p.*
- Marcos L., 2001.** Étude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans des milieux sableux modèles. *Thèse Doctorat de l'Université de Nantes, France, 299 p.*
- Martin W. R., et Sayles F. L., 1996.** Dissolution de CaCO₃ dans les sédiments de la montée de Ceara, atlantique équatorial occidental. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 60(2), 243-263*
- Mathieu R., Bellier J. P., et Granier B., 2011.** Manuel de micropaléontologie. *Carnets de Géologie, Brest, Livre 2011/02 (CG2011_B02), 123 p.*
- Matmed A., 2004.** Contribution à l'étude des métaux lourds et du carbone dans le sediment profond au large d'Alger et de Jijel. *These Magister en Environnement Littoral et Ressources Vivantes. Université Badji-Mokhtar, Annaba, 77p.*
- Matsumoto E, Togashi S., 1980.** Sedimentation rate in Funka Bay, Hokkaido. *Journal of the Oceanographical Society of Japan* 35, 261-267. <https://doi.org/10.1007/BF02108931>
- McLaughlin M.J., Zarcinas B.A., Stevens D.P., Cook N., 2000.** Soil testing for heavy metals. *Communication in Soil Sciences and Plant Analysis* 31, 1661-1700.
- M.E.A. (Millennium Ecosystem Assessment), 2005.** Ecosystems and human well-being: wetlands and water: Synthesis. *Washington, DC: World Resources Institute edition.*
- Medjani F., 2016.** Variation des paramètres physicochimiques des eaux des sebkhas de la région Ouargla-Tougourt (sud-est algérien). *Thèse Doctorat de l'Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie, 131p.*
- Messerer Y., 1999.** Etude morphométrique et morphologique du complexe lacustre d'El Kala (cas du lac Mellah et du lac Oubéira). *Mémoire de Magister de l'Université d'Annaba, Algérie, 123 p.*
- Meybeck M., Lestel L., Bonté P., Moilleron R., Colin J.L., Rousselot O., Hervé D., De Pontevès C., Grosbois C. et Thévenot D.R., 2007.** Historical perspective of heavy metals contamination (Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Zn) in the Seine River basin (France) following a DPSIR approach (1950-2005). *Sci. Total Environ.* 375(1-3): 204-231.
- Meyer P. D., Valocchi A. J., et Eheart J. W., 1994.** Surveillance de la conception du réseau pour assurer la détection initiale de la contamination des eaux souterraines. *Water Resources Research, 30(9), 2647-2659. doi:10.1029/94wr00872*
- Michalet A., 1998.** Le phosphate dans le compartiment sédimentaire fluvial : influence d'une station d'épuration. *Thèse Doctorat de l'Université de Lille, France, 221p.*

- Mijno V., 2007.** Modifications de la composition de déchets métallifères, miniers et industriels, stabilisés par liants hydrauliques et soumis à des tests de lixiviation. *Thèse Doctorat de l'Université de Limoges, France, 205p + annexes.*
- Millot C., 1987.** The circulation of the Levantine Intermediate Water in the Algerian Basin. *J. Geophysical Research, Vol. 92, NO. C8, 8265-8276 p.*
- Millot C., 1999.** Circulation in the western Mediterranean Sea. *Journal of Marine Systems 20, 423–442.*
- Miquel M., 2001.** Rapport N°261 sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. *Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, N° 2979, 344p.*
- Miralles J., 2004.** Étude couplée des radionucléides et des isotopes stables du plomb en Méditerranée Occidentale. *Thèse de Doctorat de l'Université d'Aix Marseille III, 149 p.*
- Monna F, Lancelot J et al., 1997.** Sedimentation rate in the Thau basin (France) according to geochronological, geochemical and stratigraphical data. *Oceanologica Acta* <https://archimer.ifremer.fr/doc/00093/20422/>
- Monod T., 1957.** Les grandes divisions chronologiques de l'Afrique. *Cons. Sci. Afr. au sud du Sahara. Publ. 24, London, grand-Bretagne, 147 p + 1 carte.*
- Monteiro P., Roychoudhury A., 2005.** Spatial characteristics of sediment trace metals in an eastern boundary upwelling retention area (St. Helena Bay, South Africa). *A hydrodynamic – biological pump hypothesis. Estuarine, Coastal and Shelf Science 65 123-134.*
- Morgan N.C., 1982.** An ecological survey of standing water in North west Africa II. Site descriptions for Tunisia and Algeria, *Biological conservation*, pp. 24-83-113.
- Morse J.W., and Wang Q., 1997.** Pyrite formation under conditions approximating those in anoxic sediments: II. Influence of precursor iron minerals and organic matter. *Marine Chemistry 57 (3-4), 187-193.*
- Moussaoui R., 2017.** L'impact de l'eau recyclée sur la performance de l'Agriculture, cas pratique : la réutilisation des eaux usées dans le périmètre d'Hennaya. *Thèse Doctorat de l'Université Abou Bekr Belkaid -Tlemcen, Algérie, 165p.*
- Nezzal F., Belkebir R., Benhaida A., 2015.** Risque d'inondations Dans Le Bassin Versant De l'oued Hamiz (Baie d'Alger). *Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°22, 81-89 p.*
- Nichols F.H., 1970.** Benthic Polychaete assemblages and their relationship to the sediment in Port Madison Washington. *Mar. Biol.*, 6 (1): 48 - 57.
- Noller J. S., 2000.** Lead-210 geochronology. Pp. 115-120 in: J.S. Noller, J.M. Sowers, and W.R. Lettis, (eds.), *Quaternary Geochronology: Methods and Applications. Washington, D.C., American Geophysical Union.*
- O.N.D.P.A., 2005.** Etude portant sur la connaissance des biomasses des lacs de la wilaya d'El-Tarf et établissement des règles de gestion halieutiques spécifiques. *Expertises et rapport pour le compte du Ministère de la pêche et des ressources halieutiques. Tomes 1 et 2. 420 p.*
- O.N.S., 2011.** Urban framework RGPH, 2008, The main results of the exhaustive exploitation, National Statistics Office. *Algiers: (Coll. Statist, N° 163: Série S) ISSN: 1111 – 5114.*
- O.N.S., 2013.** Statistique sur l'Environnement. *Office National des Statistiques. - Alger , 110.p.*
- Ould Baba S., M., 2005.** Recharge et paléorecharge du Système Aquifère du Sahara Septentrional. *Thèse Doctorat de l'Université de Tunis El Manar, Tunis, 271p.*
- Ouertani N., Hamouda R., et Belayouni H., 2006.** Étude de la matière organique dans les sédiments superficiels d'un système aquatique confiné anoxique évoluant en milieu urbain: cas du Lac sud de Tunis. *Geo-Eco-Trop, 30(2), 21-34.*

- Qlihaa A., Dhimni S., Melrhaka F., Hajjaji N., et Srhiri A., 2016.** Caractérisation physico-chimique d'une argile Marocaine [Physico-chemical characterization of a morrocan clay]. *J. Mater. Environ. Sci*, 7(5), 1741-1750.
- Pacifico R., Adamo P., Cremisini C., Spaziani F., et Ferrara L., 2007.** A geochemical analytical approach for the evaluation of heavy metal distribution in lagoon sediments. *Journal of Soils and Sediments*, 7(5), 313-325
- Panfili F., 2004.** Etude de l'évolution de la spéciation du zinc dans la phase solide d'un sédiment de curage contaminé, induit par phytostabilisation. *Thèse Doctorat de l'Université de Provence - Aix-Marseille I, France, 211p + annexes.*
- Park J.H., Lamb D., Paneerselvam P., Choppala G., Nanthi Bolan N., Chung J., 2011.** Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater*, 185: 549-574.
- Paucot H. et Potin-Gautier M., 2010.** ICP-MS: couplage plasma induit par haute fréquence – spectrométrie de masse. *Techniques de l'ingénieur.*
- Pedersen T., Calvert S., 1990.** Anoxia vs productivity: what controls the formation of carbon-rich organic sediments and sedimentary rocks ?. *The American Association of petroleum Geologists Bulletin*, V 74, N° 4, 454-466p.
- Pedersen T., Calvert S., 1991.** Anoxia vs Productivity: What Controls the Formation of Carbon-Rich Organic Sediments and Sedimentary Rocks ?: Answer. *The American Association of petroleum Geologists Bulletin*, V75, N° 3, 500-501p.
- Pedro G., 1964.** Contribution à l'étude expérimentale de l'altération géochimique des roches cristallines. *Ann. Agron.*, 15, 2-4, 344 p.
- Pennington W., Cambray R.S., Eakins J.D., et Harkness, D.D., 1976.** Radionuclide dating of the recent sediment in Blelham Tarn. *Freshwater Biology* 6:317-331.
- Péna G., et Picot B., 1991.** Métaux traces dans les sédiments d'une lagune méditerranéenne: l'étang de Thau. *Oceanologica acta*, 14(5), 459-472.
- Pempkowiak J., Sikora A., Biernacka E. 1999.** Speciation of heavy metals in marine sediment vs their bioaccumulation by mussels. *Chemosphere*, 32(2), 313-321.
- Perkin-Elmer., 1982.** Analytical methods for atomic Absorption Spectrometry. *Chap.9, 8p*
- Petit J.C.J., 2009.** Géochimie isotopique du Cu-Zn et spéciation des éléments en trace métalliques par titrage acidimétrique. Développement et applications aux phases particulières de l'estuaire de l'Escaut, aux émissions atmosphériques et aux sols contaminés d'Angleur/Prayon. *Thèse Doctorat en sciences de l'Université Libre de Bruxelles, Belgique, p136.*
- Pincemin M., 1970.** Le Chott Merouane et les oueds de la bordure Atlasique ; *Alger.*
- Pinot J.P., 1998.** La gestion du littoral. *Institut océanographique, Paris, 2 vol. : 759p.*
- Pinta M., 1979.** Spectrométrie d'absorption atomique. Application à l'analyse chimique. *Masson O.R.S.T.O.M.Ed., Tome 1, 2ème édition, 262p.*
- Pitois A., 2006.** Contribution au développement de nouvelles méthodes analytiques par le couplage entre l'électrophorèse capillaire et la spectrométrie de masse (ICP-MS et ESI-MS). Applications dans les domaines nucléaires et biologiques. *Thèse Doctorat de l'Université Louis Pasteur Strasbourg, 182 p.*
- P.N.U.E/F.A.O./O.M.S., 1989.** Évaluation de l'état de la pollution de la mer méditerranée par le Cadmium et les composés de Cadmium. *MAP Technical Reports séries, UNEP, Athènes N° 34, 175 p.*
- Poitevin A., 2012.** Caractérisation multi-échelles des phases porteuses des polluants métalliques Zn et Pb dans un sédiment mis en dépôt : de l'analyse de terrain au rayonnement synchrotron. *Thèse Doctorat de l'Université d'Orléans, France, 132p + annexes.*

- Pons JC., Parra M., Julius C., 1988.** Heavy metal content of fine sediments in the bay of Fort-de-France, Martinique, Lesser French Antilles. *Oceanologica Acta*, , VOL.11-N ° 1, p 47-54
- Pouget M., 1971.** Etude agropédologique du bassin du Zahrez Rharbi (feuille du rocher de sel), Alger, 158p.
- Pouget M., 1980.** Les relations sol-végétation dans les steppes Sud-algéroises. *Thèse Doctorat de l'Université Aix-Marseille, France*, 555 p.
- Post J.E., 1999.** Manganese oxide minerals: crystal structures and economic and environmental significance. *Proc.National Academy of Sciences.*, 96: 3447-3454.
- Power E., et Chapman P., 1992.** Assessing sediment quality. In *Burton, GAJ (Eds). Sediment Toxicity Assessment, Lewis, Chelsea, MI, USA. 1-18.*
- Pretorius P., et Linder P., 2001.** The adsorption characteristics of d-manganese dioxide: a collection of diffuse double layer constants for the adsorption of H⁺, Cu²⁺, Ni²⁺, Zn²⁺, Cd²⁺ and Pb²⁺. *Applied Geochemistry*, 16: 1067-1082.
- Programme d'Aménagement Côtier Algérois (PAC), 2005.** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua Actions pilotes, plan d'action et recommandations.
- Rabehi W., Guerfi M and Mahi H., 2018.** Mapping the vulnerability of the Bay of Algiers a socio-economic and physical approach to understanding the coast». *Méditerranée, Urban Spaces.*
- Radakovitch O., Charmasson S., Arnaud M., et Bouisset P., 1998.** 210Pb and caesium accumulation in the Rhône delta sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48, 77- 92.
- Radakovitch O., Roussiez V., Ollivier P., Ludwig W., Grenz C., et Probst J.L., 2008.** Input of particulate heavy metal from rivers and associated sedimentary deposit on the Gulf of Lion continental shelf. *Estuarine Coastal and shelf Science*, 77, 285-295.
- Ramade F., 1993.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et de sciences de l'environnement. *Ediscience internationale*, 823 p.
- Ramade, F., 1995.** Eléments d'écologie : écologie appliquée. *Ediscience Paris, France*, 631 p.
- Ramade F., 1998.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. *Ediscience Paris, France*, 785p.
- Ramaroson J., 2008.** Calcination des sédiments de dragage contaminés. Études des propriétés physico-chimiques. *Thèse Doctorat de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, France*, 180p.
- Rashid M. A., 1974.** Absorption des métaux sur les acides humiques sédimentaires et tourbeux. *Géologie chimique*, 13(2), 115-123
- Rayms-Keller A., Olson K. E., Megaw M., Oray C., Carlson J. O. et Beaty B. J., 1998.** Effect of Heavy Metals on Aedes aegypti (Diptera: Culicidae) Larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 39: 41-47.
- Ray A. K., Tripathy S.C., Patra S., et Sarma V., 2006.** Évaluation de l'écosystème de la mangrove estuarienne de Godavari par des études de métaux traces. *Environnement International*, 32(2), 219-223.
- Rerboudj A., 2005.** Essai de quantification de l'érosion et perspective de la protection du barrage de Fontaine des Gazelles contre l'envasement (approche numérique). *Mémoire de Magister de l'Université Hadj Lakhdar, Batna, Algérie*, 147p.
- Remli S., et Bounouala M., 2016.** Contribution géochimique-minéralogique et Optimisation du processus de cristallisation par énergie solaire : cas de salin du chott Merouane d'El Oued. *Le 4ème Séminaire International sur les Energies Nouvelles et Renouvelables, Ghardaïa – Algeria 24 - 25 Octobre 2016.* <http://uraer.cder.dz/sienr/sienr16/gr/4 Article S REMLI D04.pdf>

Remon E., 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. *Thèse Doctorat de l'Université Jean Monnet, France, 157p.*

Retima A., 1999. Incidences des échanges hydrologiques, chimiques, biochimiques et phytoplanktoniques sur la fertilité de lagune Mellah et du littoral voisin (El Kala, Algérie) selon le régime demarée dix ans après l'aménagement du chenal de communication. *Mémoire de Magister de l'Université d'Annaba, Algérie, 87 p.*

Rich, C.I., et Obershain, S., 1955. Chemical and clay mineral properties of a red-yellow podzolic soil derived from muscovite schist. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 19, 334-339.

Risgaard-Petersen N., Revil A., Meister P., et Nielsen L., 2012. Cycle du soufre, du fer et du calcium associé aux courants électriques naturels traversant les sédiments marins. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 92, 1-13.

Robert M., 1996. Le sol: interface dans l'environnement, ressource pour le développement. *Masson éd., Paris, France, 241 p.*

Robert M., et Juste C., 1999. Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In: Spéciation des métaux dans le sol. *Les Cahiers du Club Crin*, Paris, 15-37.

Robbe D., 1981. Pollution métallique du milieu naturel. Guide méthodologique de leur étude à partir des sédiments. Rapport bibliographique. *Rapport de recherche LPC N°1 04. Laboratoire central des Ponts et Chaussées. 88 pp.*

Robbins J.A., 1978. Geochemical and geophysical applications of radioactive lead. In: The biogeochemistry of lead in the environment. *Nriagu editor. Elsevier/North-Holland Biomedical Press (1978) 285-393.*

Robbins J.A. et Eglinton D.N., 1975. Determination of recent sedimentation rates in Lake Michigan using Pb-210 and Cs-137. *Geochim. Cosmochim. Acta* 39, 285-304.

Rocha F., Silva E., Bernardes C., Vidinha, J., et Patinha C., 2005. Caractérisation chimique et minéralogique des sédiments des canaux Mira, Ilhavo et Ovar de la lagune d'Aveiro (Portugal). *Ciencias marinas*, 31(1B), 253-263

Rosfelder A., 1955. Carte provisoire au 1/500000 de la marge continentale algérienne. Note de présentation. *Bull. Serv. Carte Géol. Algérie, Alger, Travaux des coll.*, 5, 57-106.

Rouahna H., 2007. Relation entre les nappes et la salinité dans les sols gypseux de la région de Ain Ben Noui. Biskra. Mémoire de Magister en agronomie, Université El Hadj Lakhdar de Batna., Algérie, 98p.

Rousset D., 2002. Etude de la fraction argileuse de séquences sédimentaires de la Meuse et du Gard. Reconstitution de l'histoire diagénétique et des caractéristiques physico-chimiques des cibles. Aspects minéralogiques, géochimiques et isotopiques. *Thèse Doctorat de l'Université Louis Pasteur de Strasbourg, France, 217p + annexes.*

Roussiez V., Ludwig W., Probst J.L., Monaco A., Bouloubassi I., Buscail R., et Saragoni G., 2006. Sources and sinks of sediment-bound contaminant in the Gulf of Lions (NW Mediterranean Sea): a multi-tracer approach. *Cont.Shelf Res.* 26, 843-1857.

Rosenthal Y., Boyle E. A., et Slowey N., 1997. Contrôle de la température sur l'incorporation de magnésium, de strontium, de fluor et de cadmium dans les coquilles benthiques foraminifères de Little Bahama Bank: Perspectives pour la paléocéanographie thermocline. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 61(17), 3633-3643

Rubio B, Nombela MA, Vilas F., 2000. Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution. *Marine pollution bulletin*; 40:968-980.

Saggai S., Boutoutaou D., et Lakhdar Saker L., 2016. Réduction de l'évaporation des eaux dans les barrages : une stratégie pour augmenter le stockage de l'eau dans les régions arides algériennes. *Hydrological Sciences Journal*, 61:8, 1548-1554.

Salhi B., 2017. Mutations socio-spatiales et environnementales du bassin minier de Gafsa (Sud-Ouest de Tunisie) : Approche par les outils géomatiques. *Thèse Doctorat de l'Université Le Mans, France*, 312p + annexes.

Salomon J.N., 2003. Danger pollutions !. *Collection « Scieteren », Presse Universitaire de Bordeaux, France*, 170 P.

Salomons W., Förstner U., 1980. Trace metal analysis on polluted sediments. II: Evaluation of environmental impact. *Environment Technology Letters 1*, 506-517.

Salomons W., Förstner U., 1984. Metals in the hydrocycle. *Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New-york, Tokyo*, 350 p.

Salvarredy Aranguren M. M., 2008. Contamination en métaux lourds des eaux de surface et des sédiments du Val de Milluni (Andes Boliviennes) par des déchets miniers. Approches géochimique, minéralogique et hydrochimique. *Thèse Doctorat de l'Université de Toulouse III - Paul Sabatier*, p65.

Santschi P.M., Guo.L., Means J.C., Ravichandran M., 1999. Natural organic matter binding of trace metals and trace organic contaminants in estuaries. In *Bianchi T.S, Pennock J.R. et Twilley R.R. (Eds). Biochemistry of gulf of Mexico Estuaries. John Wiley et Sons, Ltd, USA*, 347-380.

Samraoui B., Samraoui F., 2008. An ornithological survey of Algerian wetlands: Important Bird Areas, Ramsar sites and threatened species. *Wildfowl*, 58: 71-96.

Samraoui B., Chakri K., et Samraoui F., 2006. Large branchiopods (Branchiopoda: Anostraca, Notostraca and Spinicaudata) from the salt lakes of Algeria. *Journal of Limnology*, 65(2), 83

Samson Kechacha F.L., 1981. Variations saisonnières des matières nutritives de la baie d'Alger. Recherche des facteurs controlant le developpement du phytoplancton. *Thèse Doctorat de l'Université USTHB, Alger, Algérie*, 98p + annexes.

Sanchez-Cabeza JA., Masqué P., Ani-Ragolta I., Merino J., Frignani M., Alvisi F., Palanques A., Puig P., 1999. Sediment accumulation rates in the southern Barcelona continental margin (NW Mediterranean Sea) derived from 210Pb and 137Cs chronology. *Progress in Oceanography*, 44(1-3), 313–332 p. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(99\)00031-2](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(99)00031-2)

Sarri D., 2017. Développement durable au sein des aires protégées algériennes : cas du parc national d'el Kala et des sites d'intérêt biologique et écologique de la région d'El Tarf. *Thèse Doctorat de l'Université Ferhat Abbas Sétif 1, Alger, Algérie*, 175p + annexes.

Schiffler M., 2002. Pénurie mondiale d'eau et de nourriture Faut-il se fier aux prévisions pessimistes. *Agriculture + développement rural, volume 9 n° 2, Frankfurt, Allemagne*.

Schneider R., Schulz H., et Hensen C., 2000. Marine Carbonates: Their Formation and Destruction. In: *Marine Geochemistry (Eds H.D. Schulz, M. Zabel and Editors)*, pp. 283-308. *Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York*.

Schütz L. et Rahn K.A., 1982. Trace Elements concentration in erodable soils. *Atmospheric Environment*, 16(1): 171-176.

Schwartz D., 1969. Méthodes statistiques à l'usage des médecins et des biologiques. 3ème édition, *Ed. Flammarion, Médecine- Sciences*, 318p.

Scordia P., 2008. Caracterisation et valorisation de sediments fluviaux pollues et traites dans les materiaux routiers. *Thèse Doctorat de l'Ecole Centrale de Lille, France*, 170p+ annexes.

Sedrati N., 2011. Origines et caracteristiques physico-chimiques des eaux de la wilaya de Biskra-sud est Algérien. *Thèse Doctorat de l'Université Badji Mokhtar-Annaba, Algérie*, 252p + annexes.

Semroud R., 1983. Contribution à l'étude écologique des milieux saumâtres méditerranéen : le lac El Mellah (El Kala, Algérie). *Thèse Doctorat de l'Université USTHB, Alger, Algérie*, 137 p.

Semroud R., Belbacha S., Dupuy De La Grandrive R., et Foulquie M., 2004. Faisabilité d'une extension marine du Parc National d'El Kala – Algérie. *Rapport de mission. UNEP-MAP / CAR-ASP / ATEN / PNEK, Fr., 1-68p.*

Seridji R., 1989. Etude des larves de Crustacés Décapodes: aspects taxonomique, écologique et biogéographique. *Thèse Doctorat de l'Université USTHB, Alger, Algérie, 619p.*

Serpaud B., Al-Shukry R., Casteignau M., et Matejka G., 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau: rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. *Revue des Sciences de l'eau, 7: 343-365.*

Sharma P., Gardner L.R., Moore W.S., et Bollinger M.S., 1987. Sedimentation and bioturbation in a salt marsh as revealed by 210Pb, 137Cs, and 7 Be studies. *Limnology and Oceanography, v. 32, p. 313-326.*

Shepard F., 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *Journal of sedimentary Petrology 24, 151-158.*

Shen Y., 1999. Sorption of humic acid to soil: the role of soil mineral composition. *Chemosphère, 38: 2489-2499.*

Sibley P., Ankley G., Cotter A., Leonard E., 1996. Predicting chronic toxicity of sediments spiked with zinc : an evaluation of the acid-volatile sulfide model using life-cycle test with the midge, *Chironomus tentans*. *Environ Toxicol Chem 15:2102-2112.*

Sigg L., Behra P., and Stumm W., 2001. Chimie des milieux aquatiques: chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. *Dunod, Paris, 567 pp.*

Sigg L., Behra P. et Stumm W., 2006. Chimie des Milieux Aquatiques. *Chimie des Eaux Naturelles et des Interfaces dans l'Environnement (4ème édition). Dunod : Paris ; 564 p.*

Smart M., et Hollis G., 1990. Ramsar Advisory Missions: *Report No. 21. Lac Oubeïra and Lac Tonga, Algeria.*

Smatti-Hamza I., Keddari D., and Mehennaoui S., 2019. Niveau de contamination par les éléments traces métalliques cadmium, cobalt, cuivre et zinc de deux cyprinidés et des sédiments du barrage Koudiet Medouar (Batna, Algérie). *Journal of Applied Biosciences 143: 14606 - 14621 (ISSN 1997-5902)*.

Soualili D, Dubois P, Gosselin, P et al., 2008. Assessment of seawater pollution by heavy metals in the neighborhood of Algiers: use of the sea urchin, *Paracentrotus lividus*, as a bioindicator. - *ICES Journal of Marine Science, 65: 132–139.*

Stephens S. R., Alloway B. J., Parker A., Carter J. E. et Hodson M. E., 2001. Changes in the leachability of metals from dredged canal sediments during drying and oxidation. *Environmental Pollution 114 (3), 407-413.*

Stevenson A.C., Skinner J. and Smart M., 1988. The El Kala National park and environ, Algeria an ecological evaluation. *Environmental Conservation, England, 15(04):335 – 348.*

Stone O.R., 1967. A desert glossary. *Earth- Science Reviews, 3: 211-268.*

Sposito G., 1984. The surface chemistry of soils. *Oxford University Press, Oxford.*

Sposito G., 1989. The chemistry of soils. *Oxford University Press, Oxford, 277 pp.*

Sposito G., and Page A.L., 1984. Cycling of metals in the soil environment. *Metal Ions Biol. Sys. 18 : 287-325p.*

Stiller M., et Sigg L., 1990. Métaux lourds dans la mer Morte et leur coprécipitation avec l'halite. Dans : *Saline Lakes. Springer, Dordrecht, pp 23 -33.*

Taleb R., 1970. Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger. *Thèse Doctorat de l'Université d'Alger, Algérie, 194p.*

- Tatangelo A., 2006.** Optimisation de la précipitation des métaux lourds en mélange et valorisation des boues d'hydroxydes métalliques obtenues : Application aux effluents de traitement de surfaces. *Thèse Doctorat de l'Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne*, p116.
- Tebbi F.Z., 2014.** Modélisation de la régularisation des barrages dans la région des aurès. *Thèse Doctorat de l'Université Hadj Lakhdar Batna, Algérie*, 123p + annexes.
- Ternat F., 2007.** Erosion des sédiments cohésifs en consolidation. *Thèse Doctorat de l'Université de la Méditerranée Aix-Marseille 3, France*, 281 p.
- Tessier A., Fortin D., Belzile N., DeVitre R., et Leppard G., 1996.** Metal sorption to diagenetic iron and manganese oxyhydroxides and associated organic matter: Narrowing the gap between field and laboratory measurements. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 60(3): 387-404.
- Tessier E., Garnier C., Mullot J., Lenoble V., Arnaud M., Raynaud M., et Mounier S., 2011.** Study of the spatial and historical distribution of sediment inorganic contamination in the Toulon Bay (France) *Mar.Pollut.Bull.*2011.07.022.
- Thamban M., Purnachandra Rao V., Raju SV., 1997.** Controls on organic carbon distribution in sediments from the eastern Arabian Sea Margin. *Geo-Marine Letters* 17: 220–227.
- Thiry, M., Carrillo, N., Franke, C., et Martineau, N., 2013.** Technique de préparation des minéraux argileux en vue de l'analyse par diffraction des Rayons X et introduction à l'interprétation des diagrammes. *Rapport Technique N° RT131010MTHI, Centre de Géosciences, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, France*, 34 p.
- Thorez J., 1986.** Argillogenesis and the hydrolysis index. *Mineralogica et Petrographica Acta*, 29, 313–338.
- Timpson M. E. and Richardson J. L., 1986.** Ionic composition and distribution in saline seeps of southwestern North Dakota, U.S.A. *Geoderma* 37: 295-305.
- Tonkin J., Balistrieri L., et Murray J., 2004.** Modeling sorption of divalent metal cations on hydrous manganese oxide using the diffuse double layer model. *Applied Geochemistry*, 19: 29-53.
- Touati B., 2010.** Les barrages et la politique hydraulique en Algérie : état, diagnostic et perspectives d'un aménagement durable. *Thèse Doctorat de l'Université de Mentouri – Constantine, Algérie*, 371 p + annexes.
- Trentesaux A., 2005.** Enregistrement de processus sédimentaires pléistocènes Exemples de plates-formes détritiques et de bassins profonds Mer du Nord et mers de Chine. Hydrologie. *Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Université des Sciences et Technologie de Lille, France*, 83p.
- Tribovillard N., Baudin F., 2018.** Sédimentologie de la matière organique en milieu marin : le point de départ de la formation des roches mères d'hydrocarbures. *Ann. Soc. Géol. Nord T. 25 (2e série)*, p. 26-30, Décembre 2018.
- Tsadilas C., 2001.** Soil pH effect on the distribution of heavy metals among soil fractions. *Environmental Restoration of Metals Contaminated Soils*, pp. 107-119.
- Turner D., Withfield M., et Dickson A., 1981.** The equilibrium speciation of dissolved components in freshwater and seawater at 25°C and 1atm pressure. *Geochimica et Cosmochimica*, 45: 855-881.
- Tye R., Jepsen R., et Lick W., 1996.** Effects of colloids, flocculation, particle size, and organic matter on the adsorption of hexachlorobenzene to sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 15:643-651.
- Tyson R.V., 2001.** Vitesse de sédimentation, dilution, conservation et carbone organique total : quelques résultats d'une étude de modélisation. *Géochimie organique*, 32(2), 333-339
- Van Der Lee J., 1997.** Modélisation du comportement géochimique et du transport des radionucléides en présence de colloïdes. *Thèse Doctorat en Terre, océan, espace, ENSMP, Paris, France*, 200 p.

Van Der Oost, R., Beyer, J., Vermeulen, N., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. and Pharmacol.* 13, 57-149.

Vangronsveld J., Diels L., van der Lelie D., Bierken J., Corbisier P., Spelmans N., Adriaenssens E., Carleer R., Van Poucke L., Ruttens A., Colpaert J., Clijsters H., 2002. réhabilitation par immobilisation des métaux. Site de Lommel-Maatheide (Belgique). In Baize D, et Tercé M (eds) *les éléments traces métalliques dans les sols* : 393-407.

Wang X., Smethurst P., et Herbert A., 1996. Relationships between three measures of organic matter or carbon in soils of eucalypt plantations in Tasmania. *Australian Journal of Soil Research* 34: 545–553.

Wang S., et Mulligan C. N., 2006. Présence de contamination à l'arsenic au Canada : sources, comportement et distribution. *Science de l'environnement total*, 366(2-3), 701-721.

Wang Q., Li Y., Wang Y., 2011. Optimizing the weight loss-on-ignition methodology to quantify organic and carbonate carbon of sediments from diverse sources. *Environmental Monitoring and Assessment* 174: 241–257.

Wang W, Du C, Chen N, et al., 2017. Spatial distribution, sources identification and risk of the trace metals in surface sediments of Chaohu Lake using Multivariate Statistics and Geostatistics. *Nature Environment and Pollution Technology*; 339–350.

Warren L. A., et Haack E. A., 2001. Contrôles biogéochimiques du comportement des métaux dans les environnements d'eau douce. *Earth-Science Reviews*, 54(4), 261-320.

Weaver C. E., and Pollard, L. D., 1973. The Chemistry of clay minerals, *Developments in Sedimentology* 15, Amsterdam, cl, 213 p.

Weber W.J., 1972. Adsorption in physicochemical processes for water quality control. Ed. by Metcalf R.L, Pitts J.N., Wiley interscience, New York, chap. 5, 199-259p.

Weckwerth G., 2001. Verification of traffic emitted aerosol components in the ambient air of Cologne (Germany). *Atmospheric Environment* 35, 5525-5536p.

Wen X., and Allen H.E., 1999. Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *The Science of The Total Environment* 227 (2-3), 101-108.

Wentworth CK., 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology* 30: 377–392.

Wignall PB., Hallam A., 1991. Biofaciès, distribution stratigraphique et modèles de dépôt des schistes noirs du Jurassique terrestre britannique. *Geological Society, Londres, Special Publications*, 58(1), 291-309p. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.1991.058.01.19>

Williams W.D., 1998. Salinity as a determinant of the structure of biological communities in salt lakes. *Hydrobiologia*, 381: 191-201.

Williams W.D., 2001. Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia*, 466: : 329-337.

Wilkin R.T., and Barnes H.L., 1997 (a). Formation processes of framboidal pyrite. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61 (2), 323-339.

Wilson M., 1966. The weathering of biotite in some Aberdeenshire soils. *Min. Mag.*, 35, 269-276, p. 1080-1093.

Yahiaoui A., 2012. Inondations torrentielles cartographie des zones vulnérables en Algérie du Nord (cas de l'oued Mekerra, Wilaya de Sidi Bel Abbès). *Thèse Doctorat de l'Ecole Nationale Polytechnique, Algérie, 184p +annexes.*

Yelles-Chaouche A., Roger J., Déverchère J., Bracène R., Domzig A., Hébert H. and Kherroubi A., 2009. The 1856 Tsunami of Djidjelli (Eastern Algeria): Seismotectonics, Modelling and Hazard Implications for the Algerian Coast. *Pure and Applied Geophysics*, 166, 283-300p.

Yoshida M., Moali M., Houas O., et al., 2005. Environmental pollution in river El Harrach area, Alger - A preliminary report on mercury and heavy metals contaminations , *report of the Seminar on pollution and protection of the environment in Algeria, Algiers, 1937p.*

Yoshida M., Moali M., Houas O., Lakhdari M. 2007. Concentration of the potentially toxic element in sediments in the Algiers Bay. Report of the Algeria-Japan Joint *Workshops and Seminar on Quality Standards and Environmental Protection Efforts 2007, Algiers, 96-106p.*

Zatout M., Kadri M.M., Hacini M., et al., 2020. Origin and signs of disturbance of hyperarid climate wetland ecosystem: case of Chott Ain Beida, Algerian Sahara. *Environ Earth Sci* **79**, 170. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-08906-7>.

Zenkovich V., 1969. Origine des plages barrières et de la côte lagunaire. Dans les lagunes côtières, un symposium. Mexique: *Universidad Nacional Autónoma (Vol. 2738)*

Zerbe J., Sobczynski T., Elbanowska H., et Siepak J., 1999. Spéciation des métaux lourds dans les sédiments de fond des lacs. *Journal polonais d'études environnementales*, **8**, 331-340.

ANNEXES

Tableau 1 : Précipitations moyennes mensuelles 1951/2010 de la Baie d'Alger (ANRH)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec	Annuelle
P (mm)	100,11	84,32	73,31	66,76	44,48	13,96	3,93	8,54	29,09	72,35	114,01	122,24	733,1

Tableau 2: Précipitations moyennes mensuelles 1967/2009 de Lac El Mellah (ANRH)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec	Annuelle
P (mm)	119,4	96,1	81,5	75,9	36,6	14,6	3,0	8,0	49,1	79,3	115,8	132,8	812,1

Tableau 3 : Précipitations moyennes mensuelles 2000/2009 Barrage Fontaine des gazelles (source : Barrage Fontaine des gazelles)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc	Annuelle
P(mm)	25,4	12,0	11,5	25,5	26,8	5,3	1,5	2,3	31,1	12,7	21,1	24,4	184,0

Tableau 4 : Température moyennes mensuelles 2000/2009 (source : Barrage Fontaine des gazelles)

Mois	Jan	Fév	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Déc
T(C°)	11,74	12,97	17,13	20,73	26,46	31,48	35,62	34,37	28,38	23,00	16,01	12,05

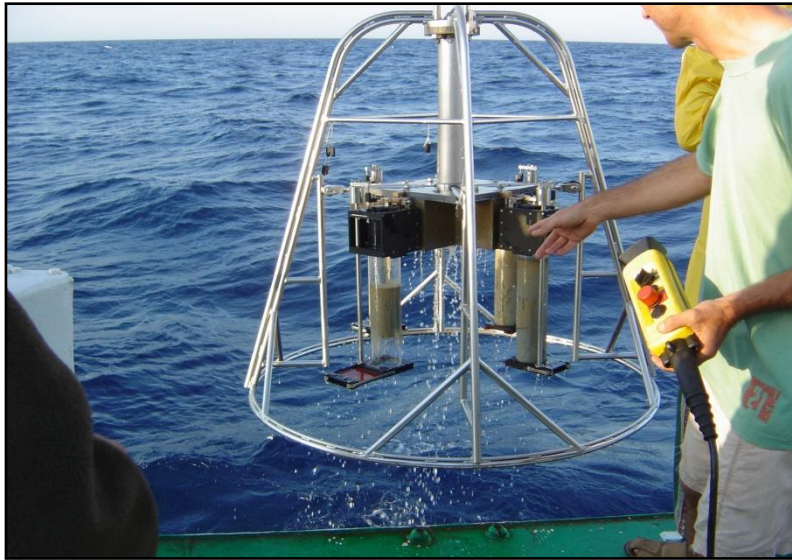


Figure 1 : Carottier-boite de type Reinck de prélèvements du sédiment.



*Figure 2: Le navire océanographique
« M.S.BENYAHIA »*

Tableau 5 : tableau de calcul de $\text{CaCO}_3\%$ pour les trois carottes de la Baie d'Alger ($\text{CaCO}_3 (\%) = (V \times 0,3 / V1 \times P) \times 100$, $V1=72\text{ml}$, $P=0.5\text{g}$ pois sédiment, prise d'essai de $\text{CaCO}_3=0.3\text{g}$), $V=$ volume du CO_2 libéré)

Echantillons	Vml	CaCO3%	Echantillons	Vml	CaCO3%	Echantillons	Vml	CaCO3%
T01	47.54	39.62	B01	49.50	41.25	A01	32.50	27.08
T02	30.96	25.8	B02	28.50	23.75	A02	29.50	24.58
T03	40.21	33.5	B03	35.50	29.58	A03	31.50	26.25
T04	35.47	29.6	B04	34.00	28.33	A04	32.50	27.08
T05	33.60	28.0	B05	32.00	26.67	A05	31.00	25.83
T06	37.50	31.3	B06	34.50	28.75	A06	31.00	25.83
T07	34.67	28.9	B07	34.00	28.33	A07	31.00	25.83
T08	34.40	28.7	B08	35.50	29.58	A08	29.00	24.17
T09	36.53	30.4	B09	39.00	32.50	A09	29.50	24.58
T10	43.99	36.7	B10	32.00	27.83	A10	31.00	25.83
T11	32.80	27.3	B11	33.00	27.50	A11	28.50	23.75
T12	35.20	29.3	B12	36.50	30.42	A12	29.50	24.58
T13	31.43	26.2	B13	36.50	31.74	A13	28.00	23.33
T14	34.13	28.4	B14	37.00	30.83	A14	27.00	22.50
T15	32.27	26.9	B15	33.50	27.92	A15	27.00	22.50
T16	30.40	25.3	B16	34.00	28.33	A16	23.00	19.17
T17	30.40	25.3	B17	31.00	25.83	A17	26.00	21.67
T18	31.07	25.9	B18	34.00	28.33	A18	22.00	18.33
T19	28.67	23.9	B19	32.00	26.67	A19	24.00	20.00
T20	25.84	21.5	B20	29.00	24.17	A20	23.00	19.17
T21	28.56	23.8	B21	31.00	25.83	A21	22.00	18.33
T22	20.10	16.8	B22	30.00	25.00	Moyenne		23.35
T23	32.53	27.1	B23	30.50	25.42	Ecartype		2.89
T24	30.40	25.3	B24	38.00	31.67	Max		27.08
T25	34.13	28.4	B25	32.00	26.67	Min		18.33
T26	41.46	34.6	Moyenne		28.52			
T27	29.20	24.3	Ecartype		3.54			
T28	23.86	19.9	Max		41.25			
Moyenne		28.40	Min		23.75			
Ecartype		4.27						
Max		39.62						
Min		16.75						

Tableau 6 : tableau de calcul de $\text{CaCO}_3\%$ pour les trois carottes de Lac El Mellah, Chott Melghir et Fontaine des Gazelle ; $(\text{CaCO}_3 (\%)) = (V \times 0,3 / V1 \times P) \times 100$, $V1=72\text{ml}$, $P=0.5\text{g}$ pois sédiment, prise d'essai de $\text{CaCO}_3=0.3\text{g}$, $V=$ volume du CO_2 libéré)

Echantillons	Vml	CaCO3%	Echantillons	Vml	CaCO3%	Echantillons	Vml	CaCO3%
P01	7.00	5.83	C01	6	5.22	F01	77.50	64.58
P02	7.00	5.83	C02	6	5.22	F02	75.00	62.50
P03	9.50	7.92	C03	4.5	3.91	F03	77.50	64.58
P04	9.50	7.92	C04	4.5	3.91	F04	77.00	64.17
P05	4.50	3.75	C05	4	3.48	F05	75.00	62.50
P06	11.00	9.17	C06	5	4.35	F06	71.00	59.17
P07	2.50	2.08	C07	10	8.70	F07	70.00	58.33
P08	1.50	1.25	C08	7	6.09	F08	67.00	55.83
P09	7.00	5.83	C09	4	3.48	F09	67.00	55.83
P10	1.50	1.25	C10	8	6.96	F10	73.00	60.83
P11	8.00	6.67	C11	8	6.96	F11	80.00	66.67
P12	4.50	3.75	C12	8.5	7.39	F12	77.00	64.17
P13	3.00	2.50	C13	9	7.83	F13	75.00	62.50
P14	2.50	2.08	C14	8	6.96	F14	84.50	70.42
P15	3.00	2.50	C15	8	6.96	F15	77.00	64.17
P16	2.00	1.67	C16	7	6.09	F16	83.00	69.17
P17	4.50	3.75	C17	6	5.22	Moyenne		62.84
P18	5.50	4.58	C18	8	6.96	Ecartype		4.16
P19	4.00	3.33	C19	11	9.57	Max		70.42
P20	3.00	2.50	Moyenne		6.06	Min		55.83
P21	4.50	3.75	Ecartype		1.71			
P22	3.50	2.92	Max		9.57			
P23	2.00	1.67	Min		3.48			
Moyenne		4.02						
Ecartype		2.30						
Max		9.17						
Min		1.25						

Annexes II

Tableau 7 : la matière organique en pourcentage % pour les carottes de la Baie d'Alger (les carottes : **T, B, A**), de Lac El Mellah (la carotte **P**), de Chott Melghir (la carotte **C**) et du Barrage Fontaine des Gazelles (la carotte **F**)

Echantillons	M.O%	Echantillons	M.O%	Echantillons	M.O%	Echantillons	M.O%	Echantillons	M.O%	Echantillons	M.O%
T01	6.1	B01	8.50	A01	7.84	P01	17.38	C01	8.56	F01	1.26
T02	8.9	B02	8.62	A02	7.85	P02	17.48	C02	10.88	F02	1.45
T03	9.5	B03	7.92	A03	7.98	P03	16.35	C03	8.78	F03	1.66
T04	8.2	B04	7.74	A04	8.42	P04	14.00	C04	8.33	F04	1.02
T05	7.1	B05	8.95	A05	8.44	P05	14.98	C05	9.12	F05	2.65
T06	4.0	B06	10.45	A06	8.23	P06	13.80	C06	5.88	F06	1.26
T07	8.6	B07	11.99	A07	8.55	P07	12.01	C07	8.77	F07	2.27
T08	12.8	B08	9.17	A08	10.90	P08	9.94	C08	9.04	F08	1.21
T09	13.3	B09	9.27	A09	9.32	P09	7.93	C09	8.71	F09	1.61
T10	6.1	B10	8.95	A10	9.56	P10	9.76	C10	7.62	F10	5.18
T11	3.9	B11	6.82	A11	7.70	P11	10.75	C11	6.85	F11	5.86
T12	4.0	B12	7.54	A12	7.27	P12	12.80	C12	9.00	F12	7.29
T13	5.1	B13	5.23	A13	8.31	P13	10.49	C13	10.00	F13	7.11
T14	3.9	B14	7.81	A14	16.04	P14	24.64	C14	9.25	F14	7.07
T15	3.7	B15	11.92	A15	12.76	P15	20.65	C15	9.03	F15	6.92
T16	3.0	B16	12.23	A16	12.68	P16	24.24	C16	7.34	F16	4.47
T17	3.0	B17	10.91	A17	7.52	P17	22.31	C17	12.31	Moyenne	3.64
T18	3.1	B18	10.23	A18	8.05	P18	18.81	C18	11.05	Max	7.29
T19	4.0	B19	18.00	A19	7.07	P19	20.95	C19	10.71	Min	1.02
T20	3.8	B20	16.76	A20	7.93	P20	20.09	Moyenne	9.01	Ecartype	2.53
T21	3.9	B21	17.06	A21	7.89	P21	18.34	Max	12.31		
T22	6.5	B22	14.47	Moyenne	9.06	P22	21.18	Min	5.88		
T23	3.8	B23	13.41	Max	16.04	P22	21.13	Ecartype	1.54		
T24	3.1	B24	14.28	Min	7.07	P23	15.60				
T25	3.7	B25	6.36	Ecartype	2.24	Moyenne	16.17				
T26	4.0	Moyenne	11.19			Max	24.64				
T27	5.67	Max	18.00			Min	7.93				
T28	13.27	Min	5.23			Ecartype	5.10				
Moyenne	3.03	Ecartype	3.97								
Max	2.93										
Min	6.1										
Ecartype	8.9										

Annexes III

Tableau 8: Teneurs en $\mu\text{g/g}$ des métaux traces de la carotte sédimentaire A dans la Baie d'Alger.

Profondeur (cm)	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Bi	Th	U	Sc	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	
A1	0,5	464,9	119,0	406,6	1,2	6,0	0,4	67,5	8,9	0,2	3,6	6,6	163,8	126,5	53222,6	12,8	41,4	36,7	20,1	1,2	0,7	5,7	1,2	297,2
A2	1,0	417,4	108,6	387,9	1,1	6,2	0,4	43,6	7,6	2,0	3,3	3,9	151,0	115,4	49444,0	11,9	37,7	33,3	18,2	1,0	0,7	4,6	1,1	251,2
A3	1,5	427,9	112,4	407,1	1,8	6,4	0,4	44,9	8,5	0,5	3,4	3,8	148,8	110,6	47994,6	11,4	37,2	32,7	17,8	1,0	0,7	4,6	1,1	253,0
A4	2	437,8	116,4	425,2	1,3	5,8	0,4	46,6	8,5	2,7	3,6	4,7	156,7	120,1	51983,5	12,4	39,6	36,8	19,0	1,1	0,7	6,3	1,3	282,3
A5	3	409,5	110,8	389,5	1,2	5,1	0,4	43,8	7,6	0,7	3,4	5,0	156,0	117,6	50667,5	12,3	40,5	35,3	18,8	1,1	0,7	5,1	1,2	284,4
A6	4	404,9	108,2	381,3	1,1	4,5	0,4	42,7	7,4	0,4	3,4	4,1	139,7	105,4	45452,0	10,9	35,4	30,5	16,5	1,0	0,6	4,2	1,0	249,6
A7	5	423,1	113,5	412,1	3,4	6,0	0,4	46,3	8,6	3,4	3,6	4,9	173,5	130,3	55912,9	13,6	43,4	37,4	18,9	1,3	0,7	6,2	1,3	304,7
A8	6	414,3	109,2	392,2	1,1	6,7	0,4	43,2	9,8	2,5	3,5	4,0	164,2	125,3	52618,1	12,9	41,2	35,1	17,8	1,1	0,7	5,1	1,2	267,3
A9	7	415,4	107,6	391,1	1,1	6,6	0,4	42,2	8,3	3,2	3,5	4,6	154,3	116,0	48763,0	12,1	38,3	32,0	16,5	1,0	0,7	4,4	1,1	258,8
A10	8	415,7	112,6	376,4	1,2	6,3	0,4	42,7	7,9	0,0	3,5	2,8	167,7	132,8	53676,9	13,0	42,0	35,8	17,5	1,1	0,7	4,7	1,2	292,7
A11	9	394,5	105,5	390,5	1,1	6,3	0,4	41,9	8,2	4,2	3,7	5,0	161,9	123,0	51026,8	12,8	41,7	34,5	17,0	1,4	0,8	5,5	1,2	306,9
A12	10	371,7	97,2	361,3	1,3	5,6	0,4	41,7	7,2	4,1	3,5	4,0	142,7	105,7	44599,3	11,2	35,7	29,5	14,2	1,0	0,6	3,9	1,1	252,7
A13	11	420,7	113,2	422,0	1,1	5,7	0,4	43,1	8,4	4,1	3,9	3,9	164,5	119,5	51289,0	12,8	40,7	33,0	16,1	1,1	0,7	4,6	1,3	303,7
A14	12	416,1	107,6	433,7	1,6	7,7	0,5	39,8	7,9	4,2	3,9	6,0	163,4	127,2	50050,4	12,8	39,8	30,4	15,1	1,2	0,6	4,1	1,3	313,1
A15	13	389,5	98,0	394,0	0,9	7,5	0,4	34,5	6,4	5,6	3,9	7,5	173,9	136,6	52744,7	13,9	43,0	31,6	15,9	1,4	0,7	4,3	1,4	323,9
A16	14	383,8	96,5	390,4	0,9	7,3	0,4	33,7	6,8	4,8	3,8	5,5	177,8	138,5	53164,9	13,9	42,8	32,4	15,7	1,2	0,6	4,2	1,3	308,1
A17	16	391,2	92,8	356,1	0,9	7,6	0,5	28,2	4,6	4,1	4,0	4,7	193,1	152,8	55757,2	15,5	46,9	33,7	14,5	1,2	0,6	4,2	1,5	298,2
A18	18	383,6	91,2	339,2	0,9	7,5	0,5	26,5	7,1	4,4	4,0	4,6	194,1	153,9	56714,9	15,9	48,1	33,4	14,4	1,3	0,7	4,2	1,5	290,6
A19	20	410,9	95,9	374,6	0,9	6,3	0,5	28,0	4,7	4,5	4,2	7,7	189,6	149,2	55003,0	15,3	47,0	31,6	13,4	1,4	0,6	4,2	1,5	276,0
A20	22	422,7	95,7	369,2	0,9	7,5	0,5	28,8	5,0	3,6	4,1	6,5	200,1	158,3	58157,2	16,2	50,5	33,9	15,5	1,5	0,7	4,3	1,5	279,3
A21	24	375,4	84,4	320,6	0,8	6,9	0,4	24,9	4,8	2,6	3,5	5,5	190,0	149,3	55495,0	15,3	47,6	32,0	14,5	1,3	0,7	4,4	1,4	270,2
Moyenne		409,1	104,6	386,7	1,2	6,5	0,4	39,7	7,3	2,9	3,7	5,0	167,9	129,3	52082,7	13,3	41,9	33,4	16,5	1,2	0,7	4,7	1,3	284,0
Ecarype		22,1	9,4	27,7	0,5	0,9	0,0	9,5	1,5	1,7	0,3	1,3	17,5	16,1	3570,6	1,6	4,2	2,2	1,9	0,1	0,0	0,7	0,2	22,6
Max		464,9	119,0	433,7	3,4	7,7	0,5	67,5	9,8	5,6	4,2	7,7	200,1	158,3	58157,2	16,2	50,5	37,4	20,1	1,5	0,8	6,3	1,5	323,9
Min		371,7	84,4	320,6	0,8	4,5	0,4	24,9	4,6	0,0	3,3	2,8	139,7	105,4	44599,3	10,9	35,4	29,5	13,4	1,0	0,6	3,9	1,0	249,6

Annexes III

Tableau 9: Teneurs en $\mu\text{g/g}$ des métaux traces de la carotte sédimentaire **B dans la Baie d'Alger.**

Profondeur (cm)	Li	Sc	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	As	Sr	Ag	Cd	Sn	Sb	Cs	Ba	Tl	Pb	Bi	Th	U	
B1	0,5	62,6	5,5	116,6	103,4	273,9	43 477,3	10,0	30,3	30,0	189,1	11,9	368,6	0,6	0,3	3,9	1,3	6,4	290,1	0,5	48,5	0,4	4,8	2,6
B2	1,0	59,4	4,1	112,0	97,1	251,3	39 691,8	9,8	28,4	29,5	142,9	11,0	325,7	0,6	0,3	3,8	1,1	6,1	272,0	0,4	45,7	0,4	4,4	2,4
B3	1,5	58,7	4,3	113,3	96,9	280,7	40 841,5	10,0	30,6	28,6	146,0	11,1	357,6	0,6	0,3	3,8	1,4	5,8	294,3	0,4	45,4	0,4	4,4	2,4
B4	2	55,2	3,9	111,0	94,6	277,3	38 292,3	9,9	29,8	27,5	124,9	10,4	343,9	0,5	0,2	3,9	1,6	5,5	271,6	0,4	43,7	0,4	4,3	2,3
B5	3	57,0	3,8	115,6	96,5	291,2	40 284,0	9,9	29,8	30,0	123,1	11,0	352,1	0,5	0,3	3,9	1,2	5,8	267,6	0,4	44,0	0,5	4,2	2,4
B6	4	60,4	6,4	122,7	102,7	311,4	41 196,0	10,8	31,6	31,3	141,7	9,9	378,9	0,6	0,2	4,1	1,2	6,0	268,6	0,4	45,9	0,4	5,0	2,5
B7	5	55,7	3,8	113,2	95,1	302,3	39 573,7	10,5	29,7	28,7	119,7	9,9	363,6	0,5	0,2	3,7	1,4	5,4	244,2	0,4	44,3	0,4	4,2	2,3
B8	6	56,7	5,4	106,9	89,2	294,8	41 416,4	10,5	28,3	27,5	116,1	10,8	362,7	0,5	0,2	3,4	1,1	5,3	269,9	0,4	45,8	0,4	4,6	2,2
B9	7	54,7	4,6	115,8	96,7	310,4	38 463,1	11,5	30,8	29,4	126,3	12,1	387,3	0,5	0,3	3,7	1,5	5,5	259,2	0,4	44,3	0,4	4,2	2,2
B10	8	54,2	5,2	110,6	95,2	306,2	40 294,7	10,9	30,5	29,4	136,1	11,0	371,9	0,6	0,3	3,5	2,0	4,5	273,2	0,4	50,0	0,4	4,1	2,4
B11	9	52,8	4,9	97,7	3,0	279,9	40 051,3	10,2	26,4	26,3	127,1	11,3	345,5	0,4	0,2	3,1	1,9	3,9	294,0	0,4	45,1	0,3	4,2	2,2
B12	10	50,9	4,7	100,4	87,1	291,6	40 722,9	10,2	27,7	25,0	117,4	9,7	371,1	0,4	0,2	3,2	2,8	4,2	331,2	0,4	43,0	0,5	4,1	2,1
B13	11	49,8	3,8	87,9	75,6	256,9	37 315,3	9,1	24,3	21,5	116,0	10,2	317,3	0,4	0,2	4,0	2,3	4,1	364,3	0,3	37,4	0,4	3,9	2,0
B14	12	60,2	12,0	102,2	92,5	283,8	39 035,7	10,0	29,2	37,7	118,0	12,1	355,4	0,6	0,2	3,0	1,2	5,4	384,0	0,4	45,5	0,5	4,7	0,8
B15	13	64,9	12,8	119,2	109,0	279,8	42 780,9	10,2	31,9	41,7	192,8	14,2	337,2	0,6	0,3	3,7	1,2	5,6	308,8	0,5	52,8	0,6	4,5	1,4
B16	14	64,6	11,8	122,6	119,7	277,3	41 643,0	10,7	32,8	43,4	170,0	11,1	334,4	0,7	0,3	3,9	1,2	5,2	299,9	0,5	54,9	0,5	4,7	1,7
B17	16	59,6	10,2	111,3	105,6	255,3	41 690,0	9,7	30,1	39,4	149,4	10,8	254,9	0,6	0,3	3,5	1,1	5,3	273,8	0,5	53,1	0,5	1,4	1,5
B18	18	61,4	12,1	117,8	102,9	291,7	42 261,7	11,0	31,9	39,2	123,1	11,1	361,3	0,5	0,2	3,6	1,1	4,7	317,7	0,4	49,2	0,6	5,4	1,4
B19	20	56,9	9,5	116,2	99,8	287,9	42 455,7	10,7	31,8	39,1	114,0	11,3	344,0	0,5	0,2	3,6	1,0	2,1	300,4	0,4	49,4	0,6	5,3	1,2
B20	22	56,0	11,6	114,4	98,0	275,2	39 937,2	10,2	30,5	35,3	103,3	10,1	333,9	0,4	0,2	3,4	1,0	4,2	294,7	0,4	42,5	0,6	4,8	1,3
B21	24	61,3	13,1	118,1	96,8	276,9	41 173,2	10,3	31,3	36,9	96,4	10,0	338,3	0,5	0,2	3,2	1,0	5,6	320,2	0,4	41,9	0,8	4,8	1,4
B22	26	59,9	13,7	119,2	96,9	277,7	39 470,0	10,6	31,3	35,1	85,9	8,7	333,7	0,3	0,2	3,3	1,0	5,6	287,4	0,4	33,1	0,8	5,4	1,4
B23	28	61,9	13,8	125,9	103,2	313,6	42 959,2	11,7	34,6	33,3	83,3	8,4	304,6	0,2	0,1	2,6	1,1	5,9	333,6	0,4	25,7	0,9	3,7	1,2
B24	30	63,2	11,4	112,0	89,9	279,9	40 355,9	10,1	29,7	26,3	78,8	8,9	287,0	0,9	0,1	2,5	1,1	4,0	322,7	0,4	30,1	0,8	3,1	1,3
B25	32	63,7	15,0	125,7	104,3	329,3	44 330,8	12,2	35,3	32,3	83,9	10,9	350,5	0,2	0,1	2,6	1,2	6,0	405,9	0,4	25,9	0,7	5,1	1,2
Moyenne	58,5	8,3	113,1	94,1	286,2	40 788,6	10,4	30,3	32,2	125,0	10,7	343,3	0,5	0,2	3,5	1,4	5,1	302,0	0,4	43,5	0,5	4,4	1,8	
Ecartype	4,2	4,0	8,8	20,7	18,7	1 693,3	0,7	2,3	5,7	29,8	1,2	29,5	0,2	0,0	0,4	0,5	1,0	39,2	0,0	7,7	0,2	0,8	0,5	
Max	64,9	15,0	125,9	119,7	329,3	44 330,8	12,2	35,3	43,4	192,8	14,2	387,3	0,9	0,3	4,1	2,8	6,4	405,9	0,5	54,9	0,9	5,4	2,6	
Min	49,8	3,8	87,9	3,0	251,3	37 315,3	9,1	24,3	21,5	78,8	8,4	254,9	0,2	0,1	2,5	1,0	2,1	244,2	0,3	25,7	0,3	1,4	0,8	

Annexes III

Tableau 10: Teneurs en µg/g des métaux traces de la carotte sédimentaire T dans la Baie d'Alger.

	Profondeu	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Bi	Th	U	Sc	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba
T1	0,5	412,3	151,9	482,0	1,4	6,4	0,5	49,6	5,6	4,9	3,2	6,8	148,5	138,1	54343,7	13,6	40,4	40,9	14,1	2,4	0,8	4,8	1,4	363,9
T2	1,0	399,3	203,3	454,5	1,8	7,8	0,5	72,4	4,5	5,0	3,6	6,5	143,7	156,3	51738,5	12,7	40,7	48,8	14,9	2,6	0,9	5,1	1,6	339,7
T3	1,5	352,0	207,1	401,9	1,9	7,8	0,5	72,4	4,7	5,7	3,3	7,0	150,6	174,8	54191,5	13,4	42,3	56,7	15,7	2,6	0,9	6,2	2,0	347,1
T4	2	389,4	227,8	441,9	2,3	8,8	0,5	80,1	4,5	6,3	3,6	5,7	142,2	162,4	50852,1	12,3	39,9	52,4	15,1	2,0	0,8	5,9	2,0	308,5
T5	3	407,0	206,9	449,0	1,7	8,5	0,5	68,2	5,3	6,6	3,4	6,2	144,7	150,6	50937,6	12,3	39,4	48,7	14,3	1,7	0,8	5,3	1,7	308,4
T6	4	441,9	230,4	485,5	1,9	8,4	0,5	69,4	5,4	9,8	3,3	13,3	152,8	158,7	53382,3	12,7	40,5	52,0	15,6	1,7	0,9	6,2	1,6	319,8
T7	5	422,2	255,0	430,3	2,8	7,9	0,5	75,5	6,1	6,7	3,3	7,9	151,3	167,9	53931,2	12,8	41,9	63,7	16,7	2,0	0,9	6,6	1,8	301,3
T8	6	414,9	337,6	414,3	3,2	8,5	0,5	96,6	7,2	9,9	3,3	14,6	152,6	198,6	56290,4	13,5	43,9	76,1	21,2	2,2	1,2	8,3	2,3	321,9
T9	7	422,1	326,3	432,7	3,0	8,3	0,5	95,2	7,2	10,9	3,4	15,1	153,2	196,2	57816,6	13,9	44,3	77,1	22,7	2,1	1,0	8,5	3,1	384,8
T10	8	395,8	200,3	429,2	2,0	6,2	0,4	60,4	4,0	9,4	2,8	14,7	141,5	152,8	55724,9	14,0	40,9	54,7	19,6	1,6	0,9	6,0	1,7	449,1
T11	9	434,9	139,7	475,7	3,0	5,7	0,4	44,7	5,6	9,8	2,9	14,6	138,5	122,2	55027,4	13,9	39,4	38,7	17,9	1,2	0,8	4,5	1,5	414,8
T12	10	398,7	125,2	439,9	1,0	5,8	0,4	41,1	3,7	4,0	2,9	4,6	140,8	116,4	53670,1	14,0	40,1	43,0	18,6	1,4	0,7	4,3	1,4	418,8
T13	11	431,4	134,4	475,0	1,1	6,4	0,4	51,9	3,8	10,0	3,2	14,3	151,3	123,7	56856,2	15,5	41,9	42,8	20,6	1,4	0,8	4,5	1,5	439,4
T14	12	409,6	133,8	477,1	1,1	6,1	0,4	45,5	4,1	9,3	3,2	14,1	148,7	125,3	56455,2	14,9	41,3	40,2	19,5	1,8	0,8	5,1	1,6	397,3
T15	13	439,7	142,6	520,6	1,4	6,3	0,4	47,0	5,0	8,0	3,3	12,9	158,0	135,0	58135,1	15,2	42,7	42,4	19,1	2,2	0,7	4,9	1,6	491,4
T16	14	432,0	132,9	518,4	1,0	6,0	0,4	43,7	4,8	8,3	3,1	12,1	153,9	133,4	57586,3	15,0	42,7	37,1	17,7	1,8	0,7	5,2	1,6	478,0
T17	16	451,5	149,0	541,4	1,3	6,3	0,5	46,5	4,8	10,0	3,4	13,8	147,2	124,6	54718,9	16,2	42,8	35,3	18,6	1,6	0,7	4,5	1,7	430,8
T18	18	424,5	116,4	497,3	1,0	5,6	0,4	39,6	14,4	6,5	3,0	8,0	148,9	122,8	55829,4	14,9	40,9	37,2	16,7	1,4	0,7	4,4	1,3	481,2
T19	20	404,5	112,4	469,5	1,0	5,0	0,3	34,4	3,2	5,5	1,0	15,4	146,5	121,1	58958,2	15,8	43,8	35,9	16,7	1,4	0,7	3,8	1,3	428,7
T20	22	421,3	116,4	496,9	1,0	5,4	0,3	37,3	4,7	6,0	1,0	15,3	146,4	117,6	56435,2	14,8	42,3	31,9	15,9	1,3	0,7	3,6	1,2	400,2
T21	24	388,0	104,0	461,7	1,1	5,2	0,3	35,2	3,5	5,6	0,9	14,1	135,2	109,5	52751,5	13,9	40,1	32,5	14,4	1,2	0,7	3,3	1,2	407,3
T22	26	451,6	114,6	526,7	0,9	6,1	0,4	40,6	5,4	6,7	1,1	16,4	154,2	122,5	58773,7	15,8	44,4	35,6	15,9	1,5	0,8	4,2	1,2	388,0
T23	28	409,4	108,2	482,8	0,9	6,1	0,4	41,4	4,1	6,9	1,1	16,2	156,8	128,0	59098,1	15,4	45,5	40,2	16,1	2,4	0,8	4,2	1,3	366,0
T24	30	414,4	106,9	504,1	0,8	6,2	0,4	43,2	5,3	6,9	1,2	15,9	151,6	119,4	57350,8	15,0	43,6	36,6	14,5	1,7	0,7	4,3	0,9	395,3
T25	32	399,1	104,5	490,0	0,9	6,0	0,3	42,8	4,9	6,5	1,1	15,0	145,9	116,0	55279,2	14,3	42,6	34,7	14,6	1,6	0,7	4,6	1,0	349,8
T26	34	395,4	106,1	475,7	0,8	5,9	0,3	43,1	6,1	6,2	1,1	14,8	144,9	114,3	53749,5	14,1	41,2	35,5	14,1	1,7	0,7	4,0	1,1	348,7
Moyenne		414,0	165,7	471,7	1,5	6,7	0,4	54,7	5,3	7,5	2,5	12,3	148,0	138,8	55421,6	14,2	42,0	45,2	17,1	1,8	0,8	5,1	1,6	388,6
Ecartype		22,6	68,2	36,3	0,8	1,2	0,1	18,6	2,2	1,9	1,0	3,8	5,8	25,7	2415,6	1,1	1,7	12,6	2,4	0,4	0,1	1,3	0,5	56,4
Max		451,6	337,6	541,4	3,2	8,8	0,5	96,6	14,4	10,9	3,6	16,4	158,0	198,6	59098,1	16,2	45,5	77,1	22,7	2,6	1,2	8,5	3,1	491,4
Min		352,0	104,0	401,9	0,8	5,0	0,3	34,4	3,2	4,0	0,9	4,6	135,2	109,5	50852,1	12,3	39,4	31,9	14,1	1,2	0,7	3,3	0,9	301,3

Annexes III

Tableau 11: Teneurs en $\mu\text{g/g}$ des métaux traces de la carotte sédimentaire **P** dans Lac El Mellah.

Profondeur (Cm)	Mn	Zn	Ag	Pb	Sc	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	Cd	
P01	0,5	203,58	100,02	2,42	5,28	10,29	205,66	7277,32	15,76	35,37	7,69	0,19
P02	1	268,42	104,03	2,83	7,14	9,87	263,85	6706,21	14,78	35,60	6,56	0,34
P03	1,5	316,9	108,17	2,91	7,55	9,05	300,09	7016,79	15,71	37,67	7,54	0,44
P04	2	332,56	216,43	3,29	7,68	9,79	251,5	7200,78	14,44	34,99	7,92	0,36
P05	3	461,23	112,44	2,57	10,53	9,00	239,28	6500,65	14,71	34,43	8,8	0,33
P06	4	385,2	101,63	2,66	7,26	11,94	235,04	6510,23	14,87	35,56	7,56	0,13
P07	5	354,8	90,2	3,78	4,61	9,54	305,41	6250,5	14,95	37,00	5,9	0,18
P08	6	250,72	75,2	3,43	6,21	11,98	350,33	6223,77	15,61	38,86	8,33	0,38
P09	7	211,53	47,85	3,87	5,35	12,10	315,25	6376,29	15,99	39,09	6,08	0,26
P10	8	145,7	71,5	2,97	5,46	11,58	301,39	5765,03	15,66	35,93	6,55	0,23
P11	9	126,45	92,8	3,13	5,60	12,17	120,71	6319,32	15,85	34,65	7,68	0,46
P12	10	152,34	120,62	2,04	5,87	9,45	215,93	7714,80	17,76	35,26	6,72	0,15
P13	12	123,21	103,5	2,96	6,72	11,32	190,05	6058,91	17,53	36,95	5,23	0,59
P14	14	122,63	110,93	2,05	6,45	12,69	246,47	6002,38	16,96	36,35	6,98	0,39
P15	16	105,81	80,9	2,46	5,99	12,06	220,35	7608,46	17,22	37,71	7,13	0,19
P16	18	178,96	93,2	2,03	10,02	12,81	220,88	6052,56	14,76	37,65	9,40	0,28
P17	20	118,92	69,9	2,25	7,26	12,58	109,58	6598,44	18,17	37,76	8,01	0,35
P18	22	100,02	76,45	2,12	5,25	12,24	170,49	6122,12	16,94	35,93	4,02	0,24
P19	24	90,6	55,2	1,85	6,66	12,86	150,65	6393,22	15,88	38,91	7,29	0,29
P20	26	107,33	74,6	1,78	7,72	11,12	117,5	6790,24	14,94	37,25	7,14	0,28
P21	28	116,96	50,02	2,15	6,21	10,88	152,5	7530,52	15,88	35,08	6,70	0,19
P22	30	102,8	38,09	1,89	5,14	11,04	175,77	6000,98	16,84	34,43	5,52	0,11
P23	32	120,7	42,83	1,95	5,63	9,99	157,62	6070,78	14,37	29,45	6,79	0,15
Moyenne	195,54	88,54	2,59	6,65	11,19	218,67	6536,95	15,90	36,21	6,99	0,29	
Ecartype	107,93	36,77	0,64	1,47	1,29	69,59	560,09	1,15	2,10	1,21	0,12	
Max	461,23	216,43	3,87	10,53	12,86	350,33	7714,80	18,17	39,09	9,40	0,59	
Min	90,60	38,09	1,78	4,61	9,00	109,58	5765,03	14,37	29,45	4,02	0,11	

Annexes III

Tableau 12: Teneurs en $\mu\text{g/g}$ des métaux traces de la carotte sédimentaire F dans Barrage Fontaine des Gazelles.

Profondeur (cm)	Mn	Zn	Ag	Pb	Sc	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Cd	
F1	0,5	263,70	131,85	1,01	28,66	8,06	115,85	39729,98	10,90	25,08	25,79	13,29	0,73
F2	1	326,51	213,26	1,21	39,31	7,69	112,05	38676,01	10,73	22,93	28,76	12,44	0,72
F3	1,5	420,11	460,06	1,22	38,74	6,81	102,92	38486,99	10,52	22,15	31,49	12,22	0,71
F4	2	325,55	317,77	1,45	42,89	7,17	97,72	37284,57	9,99	20,09	28,69	12,08	0,67
F5	3	309,89	204,95	1,16	36,40	6,10	95,61	36845,71	9,72	19,92	26,91	11,59	0,70
F6	4	338,85	189,42	1,24	37,82	5,98	91,15	36449,17	9,35	24,77	30,60	10,99	0,74
F7	5	369,92	204,96	1,63	39,33	7,94	90,42	35707,93	9,25	21,41	33,84	10,97	0,71
F8	6	355,29	327,65	1,90	51,24	7,58	88,75	39549,87	9,12	23,85	41,56	10,68	0,88
F9	7	372,50	336,25	1,80	50,84	7,32	87,70	39813,13	8,58	25,57	42,72	10,40	0,82
F10	8	318,61	209,30	1,23	32,37	6,29	87,61	32927,47	8,57	21,71	30,43	9,69	0,69
F11	9	299,34	149,67	1,85	25,14	6,54	86,52	32833,01	8,51	21,18	22,61	9,16	0,67
F12	10	290,41	145,20	0,84	23,46	7,05	83,81	32575,47	8,50	23,34	25,37	9,15	0,62
F13	12	248,84	124,42	0,83	29,26	7,00	83,57	31459,93	8,03	25,99	26,25	9,11	0,66
F14	14	203,64	101,82	0,86	23,64	8,87	82,95	29534,29	7,22	26,87	25,96	9,01	0,69
F15	16	179,28	89,64	0,99	16,79	6,79	75,89	29111,84	7,21	26,11	25,99	8,48	0,66
F16	18	197,81	98,91	0,83	19,81	6,45	71,55	28924,56	7,13	24,95	22,76	8,21	0,63
Moyenne	301,27	206,57	1,25	33,48	7,10	90,88	34994,37	8,96	23,50	29,36	10,47	0,71	
Ecartype	67,94	104,57	0,37	10,34	0,78	11,82	3932,74	1,22	2,23	5,84	1,56	0,07	
Max	420,11	460,06	1,90	51,24	8,87	115,85	39813,13	10,90	26,87	42,72	13,29	0,88	
Min	179,28	89,64	0,83	16,79	5,98	71,55	28924,56	7,13	19,92	22,61	8,21	0,62	

Annexes III

Tableau 13: Teneurs en $\mu\text{g/g}$ des métaux traces de la carotte sédimentaire C dans Chott Melghir.

Profondeur	Mn	Zn	Sr	Ag	Cs	Tl	Pb	Th	U	Sc	Ti	V	Cr	Fe	Co	Ni	Cu	As	Mo	Cd	Sn	Sb	Ba	
C1	0,5	354,8	25,5	634,9	0,7	1,5	0,2	7,7	3,1	3,3	2,7	2916,9	52,6	42,7	18554,7	5,9	14,8	10,7	4,2	3,8	0,6	1,0	0,3	289,4
C2	1	262,5	18,9	458,8	0,6	1,0	0,2	6,2	3,7	2,1	3,3	2154,0	39,8	34,9	13412,4	4,3	10,3	8,7	3,4	2,8	0,6	1,0	0,3	220,4
C3	1,5	154,6	13,1	355,2	0,6	0,6	0,1	5,0	3,1	1,8	3,4	1592,0	26,0	20,6	8728,3	2,7	6,6	6,2	2,3	1,8	0,6	1,7	0,2	197,8
C4	2	110,5	11,0	324,0	0,6	0,5	0,1	5,7	3,0	1,7	2,9	1826,6	21,2	15,2	6997,0	2,1	5,2	5,0	1,9	1,5	0,5	0,4	0,2	190,1
C5	3	106,0	9,5	306,2	0,7	0,4	0,1	4,6	3,0	1,5	3,1	2074,5	23,1	17,0	7286,1	2,1	5,4	5,1	2,1	1,6	0,6	0,4	0,2	186,0
C6	4	302,3	25,3	946,9	0,6	1,5	0,2	6,2	4,0	2,6	4,0	2458,1	51,4	47,2	18033,6	5,6	14,0	9,2	3,8	2,5	0,6	1,0	0,2	218,8
C7	5	76,0	7,0	242,4	0,5	0,3	0,1	3,2	1,8	1,2	2,3	1161,3	16,2	14,4	5137,4	1,5	5,8	4,0	1,5	1,8	0,5	0,5	0,2	151,9
C8	6	154,1	15,2	584,9	0,6	0,9	0,2	5,8	3,2	1,9	3,3	1731,2	31,9	25,5	11335,9	3,5	8,8	7,0	2,9	2,7	0,6	0,7	0,2	239,9
C9	7	209,4	21,4	663,8	0,6	1,3	0,2	6,5	3,8	2,3	4,6	2385,2	47,0	35,5	16752,6	4,8	12,1	8,3	3,8	2,7	0,6	0,9	0,3	247,2
C10	8	168,7	12,6	590,0	0,5	0,7	0,1	4,4	2,5	1,5	3,1	1528,8	29,4	22,6	10130,1	3,2	7,5	6,1	2,4	2,0	0,5	0,6	0,2	181,6
C11	9	202,6	13,7	658,3	0,7	0,6	0,1	5,6	3,4	2,1	3,9	2610,1	32,7	20,9	10638,6	3,2	7,7	6,5	2,9	2,9	0,6	0,7	0,2	242,6
C12	10	242,4	20,5	685,1	0,7	1,3	0,2	5,8	4,7	2,7	3,1	2566,0	44,5	35,4	15429,6	4,6	11,4	7,7	3,3	2,4	0,5	0,9	0,2	216,7
C13	11	323,0	26,8	826,8	0,6	1,7	0,2	6,6	4,1	2,8	2,8	2602,4	57,1	42,2	20117,8	5,9	15,0	9,7	4,2	3,0	0,6	1,2	0,3	228,2
C14	12	355,8	30,6	897,7	0,7	1,9	0,2	7,8	4,4	3,2	2,6	2800,6	63,7	47,7	23004,8	6,9	17,4	11,7	4,9	3,8	0,6	1,3	0,3	271,1
C15	13	278,2	24,7	834,2	0,6	1,5	0,2	6,6	4,1	2,5	4,7	2723,0	53,7	45,1	19216,9	5,8	14,5	9,6	4,1	3,0	0,6	1,2	0,3	254,5
C16	14	305,4	24,3	866,3	0,6	1,3	0,2	5,9	3,9	2,4	4,2	2286,3	46,7	33,8	16105,1	5,0	12,3	8,4	3,7	2,4	0,6	0,8	0,2	207,1
C17	16	321,6	25,0	1234,7	0,6	1,4	0,2	7,2	3,9	2,5	4,4	2390,5	57,3	40,2	21196,9	6,8	15,4	11,5	5,0	5,4	0,6	1,1	0,3	228,6
C18	18	187,1	20,2	891,6	0,6	1,2	0,2	5,2	3,4	2,2	3,4	2077,0	44,8	34,0	16244,2	4,9	12,4	8,6	3,6	2,5	0,6	0,9	0,2	236,0
C19	20	271,9	25,5	905,4	0,7	1,6	0,2	6,6	3,9	2,7	3,6	2703,1	58,3	45,1	20786,4	6,2	15,4	12,0	4,5	3,2	0,6	1,1	0,3	267,3
Moyenne	230,9	19,5	679,3	0,6	1,1	0,2	5,9	3,5	2,3	3,4	2241,5	42,0	32,6	14689,9	4,5	11,2	8,2	3,4	2,7	0,6	0,9	0,2	225,0	
Ecartype	86,9	6,81	261,8	0,06	0,4	0,03	1,1	0,7	1	0,7	486,9	14	11,3	5399,7	1,6	3,9	2,3	1,02	0,9	0,04	0,3	0,04	34,3	
Max	355,8	30,6	1234,7	0,7	1,9	0,2	7,8	4,7	3,3	4,7	2916,9	63,7	47,7	23004,8	6,9	17,4	12,0	5,0	5,4	0,6	1,7	0,3	289,4	
Min	76,0	7,0	242,4	0,5	0,3	0,1	3,2	1,8	1,2	2,3	1161,3	16,2	14,4	5137,4	1,5	5,2	4,0	1,5	1,5	0,5	0,4	0,2	151,9	

Résumé

Cette étude a pour objectif d'évaluer le degré de contamination inorganique par les métaux traces dans les sédiments dans le cadre d'une étude comparative entre quatre écosystèmes aquatiques différents en Algérie : Chott Melghir, Barrage Fontaine des gazelles, lac El Mellah et Baie d'Alger. L'étude de ce dernier site entre dans le cadre du projet de coopération **COMETALG-Mermex**, entre le Centre Européen de recherche et d'Enseignement de Géosciences de l'Environnement (**CEREGE**), Aix-Marseille Université et Ecole National Supérieur des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (**ENSSMAL**). Six carottes sédimentaires ont été prélevées dans les quatre sites avec un nombre d'échantillons égal à 130.

Les résultats de notre étude montrent que la composition chimique et minéralogique des sédiments des échantillons par XRF et DRX est caractérisée par la dominance des silicates et des carbonates avec des valeurs proches. Les plus fortes valeurs de la matière organique sont enregistrées dans les carottes sédimentaires du Lac El Mellah, qui est connu par une forte activité aquacole. Malgré la différence des quatre sites d'étude de point de vue du taux d'urbanisation, importance d'agglomération et d'activité industrielle et agricole, on enregistre une contamination de modérée à significative pour les métaux traces étudiés avec un enrichissement de naturel à significatif qui est dû à la nature du sédiment et à l'apport continu par les différents oueds des bassins versants des zones d'études. De bonnes corrélations positives sont observées pour la majorité des couples de métaux, ce qui signifie que ces éléments évoluent dans le même sens des variations des concentrations dans les carottes sédimentaires des trois sites (Lac El Mellah, Barrage Fontaine des Gazelles et Chott Melghir), pour la Baie d'Alger, les trois carottes sont constituées de deux couches de sédiments, avec celle de la surface très mélangée, ce qui a rendu très difficile le calcul des corrélation inter- métaux et la datation par le Pb^{210} .

Mots Clés : carotte sédimentaire, phases minérales, $CaCO_3$, DRX, XRF, matière organique, Pb^{210} et métaux traces.

Abstract

The purpose of this study is to assess the degree of inorganic contamination by trace metals in sediments as part of the continuous monitoring of four wetlands in Algeria: Chott Melghir, Fontaine des gazelles Dam, El Mellah lake and Algiers Bay, This last site its study enters into the project of cooperation **COMETALG-Mermex**, between European Center of Research and Teaching of Geosciences of the Environment (**CEREGE**), Aix-Marseille University and Higher National School of Sciences of the Sea and The Coastal Development (**ENSSMAL**). Six sediment cores were collected from the four sites with a number of samples equal to 130.

The results of our study show that the chemical and mineralogical composition of the sediment samples by XRF and XRD is characterized by the dominance of silicates and carbonates with close values. The highest values of organic matter are recorded in the sediment cores of El Mellah Lake, which is known by a strong aquaculture activity. Despite the difference of the four study sites from the point of view of urbanization rate, population, industrial and agricultural activity, a moderate to significant contamination is recorded for the studied trace metals with a natural to significant enrichment which is due to the nature of the sediment and to the continuous contribution by the different wadis of the catchment areas of the study zones. Positive correlations are observed for the majority of metal pairs, which means that these elements evolve in the same direction of the variations in concentrations in the sediment cores of the three sites (El Mellah Lake, Fontaine des Gazelles Dam and Chott Melghir) For the Bay of Algiers, the three cores consist of two layers of sediment, with that of the highly mixed surface, which made it very difficult to calculate inter-metal correlations and dating by Pb^{210} .

Keywords: sedimentary core, mineral phases, $CaCO_3$, DRX, XRF, organic matter, ^{210}Pb and trace metals
