



**THESE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MAGISTER EN SCIENCES DE LA MER**

OPTION : Pollution marine et écotoxicologie

Thème :

**Les ports d'Alger et de Bouharoun : Etude des paramètres,
granulométriques, biologiques et de pollution dans les
sédiments et l'eau en vue d'une opération de dragage.**

Présentée par :

- Mr BACHOUCHE Samir.

Devant le jury:

Dr. BOULAHIDID Mostefa , Professeur ENSSMAL	Président
Dr. REBZANI Chafika , Maître de Conférences/FSB, USTHB	Examinatrice
Dr. NOUREDDINE Abdelkader , Maître de Recherche CNRA,	Examineur
Dr. HOUMA BACHARI Fouzia , Maître de Conférences/ ENSSMAL,	Examinatrice
Dr. BELKESSA Rabah , Maître de Conférences ENSSMAL	Directeur de thèse

- Le 16 Mars 2010 -

La culture, ce n'est pas avoir le cerveau farci de dates, de noms ou de chiffres, c'est la qualité du jugement, l'exigence logique, l'appétit de la preuve, la notion de la complexité des choses et de l'aridité des problèmes. C'est l'habitude du doute, le discernement dans la méfiance, la modestie d'opinion, la patience d'ignorer, la certitude qu'on n'a jamais tout le vrai en partage ; c'est avoir l'esprit ferme sans l'avoir rigide, c'est être armé contre le flou et aussi contre la fausse précision, c'est refuser tous les fanatismes et jusqu'à ceux qui s'autorisent de la raison ; c'est suspecter les dogmatismes officiels mais sans profit pour les charlatans, c'est révéler le génie mais sans en faire une idole, c'est toujours préférer ce qui est à ce qu'on préférerait qui fût.

Jean Rostand, *Le droit d'être naturaliste* (1963)

Remerciement

Au terme de ce travail, il m'est agréable d'exprimer mes vifs remerciements et ma gratitude à mon Directeur de thèse M^r BELKESSA. R de m'avoir encadré et initié à la recherche, ainsi que pour ses excellents conseils, critiques et ses suggestions qui m'ont été d'une grande utilité.

Je tiens aussi à remercier vivement Monsieur BOULAHDID. M. Professeur à (ENSSMAL) d'avoir, accepté de présider ce jury et surtout pour sa gentillesse particulière. Mes remerciements vont aussi à Madame BACHARI. F, Maitre de conférences à (ENSSMAL) pour avoir accepté d'examiner mon travail d'une part, et d'autre part pour sa disponibilité, sa grande amabilité et surtout pour ces aides précieuses en dépit de ses nombreuses occupations.

Je tiens aussi à remercier Madame REBZANI C. Maitre de conférences à (USTHB) pour avoir accepté d'examiner mon travail, et de m'avoir aidé à effectuer les analyses de benthos dans de bonnes conditions au niveau de son laboratoire.

Je remercie aussi Monsieur NOUREDDINE A, Maitre de Recherche au CNRA, pour sa participation à mon jury comme examinateur, qu'il trouve ici mes sincères reconnaissances.

Ce travail a été complété grâce notamment à Mademoiselle AMROUCHE. L, Maître assistante (ENSSMAL), pour ses critiques constructives, pour sa disponibilité dans le domaine microbiologique et pour m'avoir prodigué des conseils dans ce domaine.

Que Messieurs AZOUZ.M, BOUDJELLAL. Y, BOUKRINA. Y. MATOUK .Y, BOUSLIMANE.D et Mesdames EDDALIA.N, OUNADI.F, trouvent ici toute ma sympathie, remerciements et reconnaissances pour leurs aides, disponibilités et conseils.

Les résultats des analyses de mon travail n'auraient pas eu lieu, si tout l'équipage des navires « Ms Ben Yahia et Baba Aroudj » n'auraient pas été à mes cotés pour les prélèvements d'échantillons et mesures *in situ*, qu'ils trouvent ici tous mes remerciements et ma gratitude.

C'est un plaisir autant qu'un devoir d'exprimer ma gratitude et ma reconnaissance à toutes les personnes ayant contribué de près ou de loin, pour le bon déroulement de ma formation, ainsi qu'à la réalisation de ce modeste travail.

Je dédie cette thèse à ma famille et mes amis. Je les remercie pour leurs soutiens et leurs confiances, sans eux ce travail n'aurait pas pu voir le jour.

Liste des acronymes

A.N.R.H : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

C.O.I : Commission Océanographique Intergouvernementale.

D.T.P : Direction de travaux publique

ECOREP : Entreprise de Construit et de RÉParation Navale

ENSSMAL : Ecole National Supérieur des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral

EPAL : Entreprise portuaire d'Alger

GESAMP : Group of Experts on the Scientific Aspect of Marine Pollution.

HAP : Hydrocarbures aromatiques polycycliques

L.E.M : Laboratoire d'Etudes Maritimes

MES : Matière en suspension

ML : Mettre linéaire

ml : Millilitre

MO : Matière organique

MSSF : Ministère de la Santé et des Solidarités France

OMS : Organisation mondial de la santé

ONM : Office National de Météorologique.

PSU : practical salinity unit

S.O.N.A.TRA.M : Société Nationale des TRAVaux Maritimes

SFB : Selenite F Broth

SFUV : Spectrofluorimétrie ultrat-violet

U.A : Unité Arbitraire.

USEPA : United States Environmental Protection Agency

WHO : World health organisation

Liste des figures

Figure I.1. Plan général du port de Bouharoun (construction d'une jetée Est en 1939)	3
Figure I.2. Plan général du port de Bouharoun (1962)	4
Figure I.3. Caractéristiques techniques du port Bouharoun (EGPP, 2006)	4
Figure I.4. Plan actuel du Port de Bouharoun (Bachouche et <i>al.</i> , 2007)	6
Figure I.5. Situation du port d'Alger	7
Figure I.6. Configuration du port d'Alger (Rebzani-zahaf, 2003)	8
Figure I.7. Position géographique de port d'Alger	9
Figure I.8. Plan de masse du port d'Alger	10
Figure I.9. Localisation de la baie de Bou-Ismaïl (Leclaire, 1972)	12
Figure I.10. Carte sédimentaire de la baie de Bou-Ismaïl. (PAC, 2004)	13
Figure I.11. Diagramme ombrothermique de 1993–2003 (ONM.2003)	14
Figure I.12. Transit sédimentaire dans la baie de Bou-Ismaïl (LEM, 2005)	17
Figure I.13. Situation géographique de la baie d'Alger.	18
Figure I.14. Principaux rejets d'eaux usées dans la baie d'Alger d'après LEM (1998)	19
Figure I.15. Pollution par les huiles, rejets industriels et urbains au niveau de la baie d'Alger.	19
Figure I.16. Schéma de circulation de l'eau d'origine Atlantique (d'après Millot, 1987)	20
Figure II.1. Localisation des stations de prélèvements au niveau du port de Bouharoun	24
Figure II.2. Localisation des stations de prélèvements au niveau du port d'Alger	24
Figure II.3. L'Auto Analyser San Plus (SKALAR®.1998) (www.skalar.fr/pr_san.htm)	27
Figure II.4. Dispositif de l'appareil de filtration sur membrane	30
Figure II.5. Technique de recherche des vibrions	33
Figure II.6. Technique de recherche des Salmonelles	34
Figure II.7. Dilution des produits solides	36
Figure II.8. Recherche des staphylocoques et des sulfitoréducteurs dans les moules	37
Figure II.9. Recherche des salmonelles dans les moules	38
Figure II.10. Recherche des levures et des moisissures	39
Figure II.11. Spectrophotomètre de Fluorescence HITACHI, modèle 650 S, équipé d'une lampe « Xénon ».	41
Figure II.12. Droites d'étalonnage des standards en équivalents Chrysène.	42
Figure II.13. Spectre synchronisé d'un pétrole « Kuwait and Redwater Cruds »	44
Figure II.14. Lyophilisateur (modèle CHRIST Beta 1-8)	47
Figure II.15. Mortier en porcelaine	48
Figure II.16. SAA model HITACHI Z-5000	49
Figure II.17. Tamis 1 mm diamètre	54
Figure III.1. Variation de la température au niveau du port d'Alger et Bouharoun	56
Figure III.2. Variation de la salinité au niveau du port d'Alger et Bouharoun	57
Figure III.3. Variation de l'oxygène dissous au niveau du port d'Alger et Bouharoun	57
Figure III.4. Variation de pH au niveau du port d'Alger et Bouharoun	58
Figure III.5. Variation de la matière en suspension au niveau du port d'Alger et Bouharoun	59
Figure III.6. Variation de sels nutritifs des eaux de surface de port d'Alger.	60
Figure III.7. Variation des nitrates ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface de port d'Alger.	60
Figure III.8. Variation des nitrites ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface de port d'Alger.	61
Figure III.9. Variation de l'ammonium ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface de port d'Alger.	62
Figure III.10. Variation des phosphates ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface de port d'Alger.	62
Figure III.11. Variation des silicates ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface de port d'Alger.	63
Figure III.12a et b. Localisation des stations de prélèvement dans le port de Bouharoun et d'Alger	64
Figure III.13a et b. Variations des concentrations moyennes des coliformes totaux (CT) dans le port de Bouharoun et d'Alger	64
Figure III.14. Variations des concentrations moyennes des coliformes fécaux (CF) dans le port de Bouharoun	65
Figure.III.15. Variations des concentrations moyennes des coliformes fécaux (CF) dans le port d'Alger.	65
Figure.III.16. Variations des concentrations moyennes des streptocoques fécaux (SF) dans le port de Bouharoun.	66
Figure.III.17. Variations des concentrations moyennes des streptocoques fécaux (SF) dans le port d'Alger	66
Figure.III.18. Variations des concentrations moyennes des staphylocoques dans le port de Bouharoun	66
Figure.III.19. Variations des concentrations moyennes des staphylocoques dans le port d'Alger	66
Figure.III.20. Localisation des stations de prélèvement de sédiment dans le port d'Alger	67
Figure III.21. Variation des concentrations HPA dans le port de Bouharoun.	74
Figure III.22. Variation des concentrations HPA dans le port d'Alger.	75
Figure III.23. Pourcentage des Hydrocarbures Polyaromatiques en fonction du nombre de noyaux condensés dans les eaux superficiels dans les ports de Bouharoun et d'Alger	77
Figure III.24. Variation des concentrations de cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Alger	81
Figure III.25. Variation des concentrations de cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun	81

Figure III.26a. Indice de contamination (IC) par le cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes algériennes	81
Figure III.26b. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises	81
Figure III.27a. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes	81
Figure III.27b. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises	81
Figure III.28. Variation des concentrations de zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger	83
Figure III.29. Variation des concentrations de zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun	83
Figure III.30a. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes algériennes	83
Figure III.30b. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises	83
Figure III.31a. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes	83
Figure III.31b. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises	83
Figure III.32. Variation des concentrations de mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger	85
Figure III.33. Variation des concentrations de mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun	85
Figure III.34a. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes algériennes	85
Figure III.34b. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises	85
Figure III.35a. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes	85
Figure III.35b. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises	85
Figure III.36. Variation des concentrations de manganèse dans le sédiment superficiel du port d'Alger	86
Figure III.37. IC par le manganèse dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises	86
Figure III.38. Variation spatiale de la matière organique dans le port de Bouharoun et d'Alger	88
Figure III.39. Localisation des stations pour la comparaison bathymétrique dans le port de Bouharoun	90
Figure III.40. Bathymétrie du port de Bouharoun	91
Figure III.41. Répartition de la médiane (Q50) dans le port de Bouharoun	93
Figure III.42. Répartition des pélites dans le port de Bouharoun	94
Figure III.43. Bathymétrie du port d'Alger (Belkessa, 2005)	96
Figure III.44. Localisation des stations de prélèvement du port d'Alger	96
Figure III.45. Répartition des pélites dans les sédiments du port d'Alger	98
Figure III.46. Répartition des médianes Q50 dans le sédiment du port d'Alger	98
Figure III.47. Répartition des Q25 dans le sédiment du port d'Alger	99
Figure III.48. Répartition des Q75 dans le sédiment du port d'Alger	99
Figure III.49. Localisation des stations de prélèvement au niveau de port d'Alger	101
Figure III.50. Zonation des peuplements au niveau du port d'Alger	101
Figure IV.1. Localisation de site d'immersion selon EPAL (2009)	112
Figure IV.2. Localisation de site de dépôt côtier	115
Figure IV.3. Digue d'encloture du site de dépôt côtier des produits de dragage (Oued El Harrach)	115
Figure IV.4. Comportement des sédiments au cours d'un rejet de dragage par clapage (d'après Truitt, 1988).	118

Liste des tableaux

Tableau I.1: Fréquence mensuelle (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de Bou-Ismaïl.	16
Tableau II.1 : Récapitulatif de méthode de filtration sur membrane pour la recherche des coliformes et streptocoques fécaux	31
Tableau II.2 : Récapitulatif de la méthode de filtration sur membrane pour la rechercher des staphylocoques	32
Tableau II.3. Dénombrement des bactéries sulfito-réductrices	35
Tableau II.4. Concentration des standards ($\mu\text{g/ml}$) :	42
Tableau II.5. Diamètres des grains et appellations correspondants à la norme française.	45
Tableau II.6. Classification des grains de sable (Folk et Ward, 1957) :	47
Tableau II.7. Concentration des solutions standards utilisées :	51
Tableau II.8. Conditions spectrophotométriques et électrothermiques des métaux étudiés.	52
Tableau II.9. Valeurs guides proposées pour les métaux lourds ($\mu\text{g/g}$) par différents pays signataires de la convention d'Oslo. (Alzieu et al., 1999).	52
Tableau II.10. Concentrations normales des métaux lourds dans les sédiments selon les normes algériennes, françaises et hollandaises (Alzieu et al., 1999) ($\mu\text{g/g}$).	53
Tableau II.11. Valeurs de l'indice de contamination (IC) (ABRMC, 1984 et Alzieu et al, 1999)	53
Tableau III.1. Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type des sels nutritifs des eaux de surface de Port d'Alger.	59
Tableau.III.2. Concentration des bactéries anaérobies sulfitoréductrices niveau du port d'Alger.	68
Tableau III.3. Qualité bactériologique des moules	69
Tableau III.4 : Concentrations en métaux lourds ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) dans le port d'Alger et Bouharoun comparées à d'autres régions du monde.	88
Tableau III.5. Evolution de la profondeur dans le port de Bou Haroun.	90
Tableau III.6. Profondeurs des stations dans le port Bouharoun.	91
Tableau III.7. Valeurs des différents indices granulométriques et des quartiles (Q25, Q50, Q75) au niveau du port de Bouharoun.	92
Tableau III.8. Taux de pélites dans les stations du port de Bouharoun.	93
Tableau III.9. Pourcentage des teneurs en pélites dans le port d'Alger	97
Tableau IV.1: Niveau de référence selon les lignes directrices d'OSPAR	108
Tableau IV.2. Quantités dragées du 07-02-2007 au 31-12-2008 dans le port d'Alger	113
Tableau IV.3. Concentration des métaux lourds ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) du port d'Alger et celui de Bouharoun	116
Tableau IV.4. Synthèse des factures influençant la remise en suspension des sédiments lors de la réalisation d'un projet de dragage	124
Tableau IV.5. Synthèse sur la problématique environnementale des activités de dragage	124



**THESE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MAGISTER EN SCIENCES DE LA MER**

OPTION : Pollution marine et écotoxicologie

Thème :

**Les ports d'Alger et de Bouharoun : Etude des paramètres,
granulométriques, biologiques et de pollution dans les
sédiments et l'eau en vue d'une opération de dragage.**

Présentée par :

- Mr BACHOUCHE Samir.

Devant le jury:

Dr. BOULAHIDID Mostefa , Professeur ENSSMAL	Président
Dr. REBZANI Chafika , Maître de Conférences/FSB, USTHB	Examinatrice
Dr. NOUREDDINE Abdelkader , Maître de Recherche CNRA,	Examineur
Dr. HOUMA BACHARI Fouzia , Maître de Conférences/ ENSSMAL,	Examinatrice
Dr. BELKESSA Rabah , Maître de Conférences ENSSMAL	Directeur de thèse

- Le 16 Mars 2010 -

SOMMAIRE

Introduction.....	1
Chapitre I : Généralités	
I.1. Port de Bouharoun	
I.1.1. Historique du port de Bouharoun	3
I.1.2. Situation géographique du Port de Bouharoun	4
I.1.3. Inventaire des infrastructures et de superstructures	5
I.2. Port d'Alger	
I.2.1. Présentation du port d'Alger	7
I.2.2. Historique	8
I.2.3. Description du port	11
I.3. Présentation des zones d'études (baie de Bou Ismail et baie d'Alger).....	11
I.3.1. Caractéristiques de la baie de Bou Ismail	
I.3.1.1. Situation géographique.....	11
I.3.1.2. Topographie de la baie.....	11
I.3.1.3. Sédimentologie	13
I.3.1.4. La température de l'air et les précipitations	14
I.3.1.4.1. Les températures de l'air	14
I.3.1.4.2. Les précipitations	14
I.3.1.5. Hydrologie de la baie de Bou-Ismaïl	15
I.3.1.6. L'hydrodynamique marine	15
I.3.1.6.1. Le vent	15
I.3.1.6.2. La houle	16
I.3.2. Caractéristiques de la Baie d'Alger	
I.3.2.1. Présentation du site d'étude.....	17
I.3.2.2. Facteurs hydrodynamiques	
1. La houle.....	19
2. Les courants	20
I.4. Paramètres et sources de pollution marine	
I.4.1. Définition.....	21
I.4.2. Les principaux types de pollution.....	21
I.4.2.1. Pollution chimique.....	21
I.4.2.2. Pollution microbiologique.....	22
I.4.2.3. Pollution physique.....	22
I.4.3. Sources de pollution.....	22

Chapitre II : Matériel et méthodes

I. Travaux en mer	24
I.1. Prélèvement d'eau de mer	25
II.1.1. Mesures in situ	25
II.1.1.1. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH).....	25
II.1.1.2. La salinité.....	25
II.1.1.3. L'oxygène dissous	25
II.1.1.4. Température.....	25
I.2. Prélèvement des sédiments	25
I.3. Prélèvement des moules	25
II. Analyses au laboratoire	
II.1. Paramètres physico-chimiques	
II.1.1. Mesure de la matière en suspension et la matière organique particulaire.....	26
II.1.2. La matière organique dans l'eau de mer.....	26
II.1.3. Détermination du taux de la matière organique dans le sédiment	26
II.2. Analyse des sels nutritifs	27
a) Dosage des sels nutritifs	27
b) Principe de dosage des sels nutritifs.....	28
c) Analyse automatique des sels nutritifs	28
1. Dosage des nitrites	28
2. Dosage des nitrates	28
3. Dosage des orthophosphates	28
4. Dosage du silicium dissous	29
5. Etalonnage	29
II.3. Analyses bactériologiques	
II.3.1. Dénombrement des coliformes, des streptocoques fécaux et des staphylocoques par la technique de filtration sur membrane.....	29
II.3.2. La recherche des germes pathogènes	33
II.3.3. Dénombrement et identification des anaérobies sulfitoréductrices dans les sédiments.....	35
II.3.4. Evaluation de la qualité bactériologique des moules.....	35
II.4. Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	40
II.4.1. Méthode d'analyse des hydrocarbures	40
a) Principe de la spectrofluorimétrie ultraviolet (SFUV).....	41
b) Appareillage	41
c) Etalonnage de l'appareil	41
d) Préparation des standards.....	41
e) Limite de détection.....	42
f) Mesure des intensités de fluorescence.....	42

g) Analyse spectrale	42
h) Mode de calcul des concentrations	43
i) Le calcul du pourcentage (%) en noyaux polyaromatiques	43
II.5. Analyse granulométrique	45
II.5.1. Principe de la méthode	45
II.5.2. Mode opératoire de l'analyse granulométrique	45
II.5.3. Traitement des données	46
II.5.3.1. Les indices granulométriques	
a. Les paramètres centraux	
a.1. La médiane	46
a.2. Les quartiles.....	47
II.6. Analyse des métaux lourds	
II.6.1. Traitement du sédiment pour la détermination des métaux lourds	47
II.6.2. Lyophilisation	47
II.6.3. Broyage et tamisage	48
II.6.4. Homogénéisation	48
II.6.5. Extraction des métaux lourds	48
II.6.6. Digestion ou minéralisation	48
II.6.7. Protocole expérimentale	48
II.6.8. La Dilution	49
II.6.9. Analyse des métaux lourds par spectrophotométrie d'absorption atomique	49
a). Principe de la SAA	49
II.6.10. Etalonnage	51
II.6.11. Calcul des concentrations des métaux lourds.....	51
II.6.12. Les indices de contamination	52
II.7. Les peuplements macrobenthiques	
II.7.1. Prélèvement	
1. Les engins de prélèvement	53
2. Tamisage, tri et détermination	54
II.7.2. Traitements numérique des données.....	54
1. Richesse du peuplement	54
2. Structure du peuplement.....	54
2.1. Indices de diversité spécifique	54
2.2. Indice de Shannon et Weaver (H')	55
2.3. Indice de Piélou (équirépartition)	55

Chapitre III : Résultats et interprétation

III.1. Les paramètres physicochimiques	
III.1.1. La température.....	56
III.1.2. La salinité.....	56
III.1.3. Oxygène dissous	57
III.1.4. Potentiel d'hydrogène (pH)	58
III.1.5. Matière en suspension (MES)	59
III.2. Variation des sels nutritifs	59
III.2.1. Variation des nitrates	60
III.2.2. Variation des nitrites	61
III.2.3. Variation de l'ammonium	62

III.2.4. Variation des phosphates	62
III.2.5. Variation des silicates	63
III.3. Evaluation des paramètres bactériologiques de l'eau de mer au niveau du port de Bouharoun et Alger	
III.3.1. Résultat de recherche et de dénombrement des germes indicateurs de la pollution	
a) Les coliformes totaux	64
b) Les coliformes thermotolérants.....	65
c) Les streptocoques fécaux	65
d) Les staphylocoques	66
III.3.2. Les sulfitoréducteurs anaérobies et leurs identifications.....	67
III.3.3. Evaluation de la qualité bactériologique des moules	68
III.3.4. Résultats d'identification des germes pathogènes	69
III.3.2.1. Les entérobactéries	
a) <i>Les salmonelles</i>	69
b) <i>E.Coli</i>	70
III.3.2.2. Les vibrionacées	70
III.3. Discussion	70
III.4. Résultats d'analyse des hydrocarbures polyaromatiques (HPA)	74
III.4.1. Source et origines probables des (HPA) dans les eaux superficielles dans le port de Bouharoun et d'Alger	77
III.5. Concentration en métaux lourds des sédiments superficiels	79
III.5.1. Les métaux traces dans les sédiments superficiels du port d'Alger et de Bouharoun	
1. Cuivre	80
2. Zinc	82
3- Mercure	84
4- Manganèse.....	86
III.5.2. Discussion	87
III.5.2. Matière organique dans le sédiment superficiel du port d'Alger et de Bouharoun.....	88
III.6. Résultat de l'étude sédimentologique	
III.6.1. Port de Bouharoun	
1. Evolution de la bathymétrie	90
2. Résultats de la bathymétrie.....	91
2.1. Interprétation des résultats de la bathymétrie	91
3. Résultats et interprétation de l'analyse granulométrique	
3.1. Résultats de l'analyse granulométrique.....	92
3.2. Interprétation des résultats de l'analyse granulométrique	92
3.3. Interprétation de la carte de répartition des médianes (Q50)	92
3.4. Résultats et discussion de l'analyse de la fraction pélitiques	
3.4.1. Résultats de l'analyse de la fraction pélitiques	93
3.4.1. Interprétation des résultats de l'analyse de la fraction pélitiques	94

III.6.2. Port d'Alger	
1. Bathymétrie	
1.1. Description de la morphologie du fond	95
2. Granulométrie des sédiments du port d'Alger.....	96
2.1. Teneurs en pélites	97
2.1.2. Répartition des pélites	97
2.2. Répartition de la médiane	98
2.3. Répartition des quartiles inférieurs (Q25)	99
2.4. Répartition du quartile supérieur (Q75)	99
III.7. Impacts biologiques	
III.7. 1. Impact sur l'écosystème benthique: les bioindicateurs du Port d'Alger.....	100
1. Zonation des peuplements.....	100

Chapitre IV : Dragage et réglementation

IV.1. Le dragage.....	106
IV.2. La réglementation relative à la gestion des sédiments de dragage.....	106
IV.2.1. Réglementations internationales et européennes.....	107
IV.2.2. Réglementations nationales.....	108
IV.3. Le devenir des sédiments dragués.....	109
IV.3.1. L'immersion des produits de dragage.....	109
IV.3.2. L'évaluation des impacts en mer des déblais issus de dragage.....	110
IV.3.3. Immersion au large des géoconteneurs.....	114
IV.3.4. Dépôt côtier.....	114
IV.3.5. La valorisation des déblais de dragage.....	116
IV.3.6. Traitement des sédiments de dragage contaminés.....	116
IV.4. Modélisation hydrosédimentaire.....	117
IV.4.1. Modèle de convection.....	118
IV.4.1.1. Equations.....	118
IV.4.1.2. Critère de détachement.....	120
IV.4.1.3. Résultats.....	120
IV.4.2. Modèle d'étalement sur le fond.....	121
IV.4.2.1. Equations.....	121
IV.4.2.2. Conclusions et perspectives.....	122
IV.5. Impact des produits de dragage sur l'environnement.....	122
Conclusion	126
Bibliographique	
Annexes	
Listes de tableaux, figures et acronymes	

Introduction

Introduction

Les activités sur la zone littorale sont nombreuses et parmi elles, la navigation est la plus importante. Les navires commerciaux, de pêche et de plaisance permettent de faire la jonction entre le continent et la mer. Les infrastructures portuaires occupent, à cet effet un rôle économique incontournable. Leur construction, souvent établie dans des zones peu profondes, nécessitent des approfondissements et des dragages périodiques pour leur entretien afin de faciliter les manœuvres des navires. Les produits de dragage qui peuvent s'élever à plusieurs milliers de tonnes pour un seul port, sont soit immergés soit déposés sur le continent. Les pays de la mer du nord et de l'Atlantique draguent annuellement 70 à 80 millions de tonnes de déblais qui sont soit déposés à terre soit rejetés en mer (Alzieu et *al.*, 1999).

En Algérie, il n'existe pas de statistiques des quantités à excaver annuellement car les dragages ne suivent pas un planning établi. Prés de 10 millions m³ de sédiment doivent être enlevés pour l'ensemble des ports et seront pour leur plupart immergés. (Belkessa, 2005)

Le nombre d'infrastructures portuaires en Algérie n'a pas d'une part, évolué au rythme du développement économique du pays et d'autre part, l'ensablement et l'envasement ont réduit considérablement les profondeurs, réduisant ainsi les capacités d'accueil. En effet, les différentes études ont montré la réduction de la profondeur dans la grande majorité des ports notamment au niveau des passes d'entrée et des quais et l'existence de polluants aussi bien organiques que métalliques dans les sédiments. (Belkessa/CNEPRU, 2004; Belkessa/CNEPRU, 2007). Cette situation génère un problème sur le plan économique du fait donc de la réduction de la capacité d'accueil et surtout de la diminution du tonnage des navires (port d'Alger).

La source principale de l'ensablement reste les cours d'eau. A cet effet, tous les ports algériens sont situés près des embouchures des plus grands oueds (Alger- oued El Harrach, Annaba- oued Seybouse, Tenes – oued Chellif, Dellys-oued Sebaou, Beni Saf – oued Tafna...). (Belkessa, 2005). Le second problème est lié à la pollution, en effet, les eaux côtières notamment les eaux portuaires sont exposées aux rejets directs des eaux usées domestiques, industrielles et pluviales.

Les bassins portuaires sont souvent utilisés comme milieu de déversement et de rejets des produits dérivés du carénage des bateaux. Une grande part des rejets s'effectue directement dans le port sans traitement au préalable (Houma et Belkessa, 2005), c'est le cas des ports d'Alger et de Bouharoun. Il faudrait rajouter à ces deux causes, l'inexistence d'une programmation de dragage d'entretien pour chaque port.

Les quantités de sédiments accumulées sur une longue période de temps et chargées de polluants posent un problème quant à leur devenir (Belkessa, 2007). Les dépôts côtiers ne constituent pas souvent une solution, car il faudrait construire parfois des sites côtiers aussi grands que le port lui-même. Ceci se traduirait par des surcoûts élevés. L'utilisation des produits de dragage comme matériaux de construction ne peut être retenue que pour les

sédiments plus ou moins «propres» et dont les taux de pélites doivent être bas pour avoir la granulométrie adéquate.

La problématique environnementale des activités de dragage et les différents impacts potentiels des activités de dragages sont liés à l'excavation des sédiments, à leur transport ainsi qu'à leur dépôt ou leur traitement. L'option retenue souvent aussi bien en Algérie qu'ailleurs dans le monde reste l'immersion. Les conséquences sur le milieu marin sont importantes (Bachouche et *al.*, 2009). La répercussion peut affecter la faune et la flore marine, la qualité de l'eau, la luminosité et les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer. Les effets secondaires possibles d'une dégradation de la faune aquatique, sont les risques sanitaires liés à la consommation du poisson. La pêche doit être intégrée au maximum dans l'étude des constructions portuaires et leur dragage. Le lieu d'immersion doit faire donc l'objet d'une étude pour connaître les caractéristiques environnementales et de les comparer à celles qui proviennent du port.

Les études se rapportant aux dragages et leur impact sur l'environnement sont très récentes. Les études ont suivi les textes réglementant les aspects de pollution marine qui ont apparu en 1976 en France et 1983 en Algérie. En Algérie, l'ENSSMAL (Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral), avec ses activités multidisciplinaires dans le domaine marin et le L.E.M (laboratoire des études maritimes) sont les principales acteurs qui activent dans le domaine de l'environnement marin.

Ce document permet à travers les études sur les sédiments et sur les eaux de surface, de situer les données environnementales des ports en cas d'opération de dragage.

Le but de ce travail est de connaître la qualité des matériaux (granulométrie et concentration en polluant) à draguer dans le port d'Alger et de Bouharoun dans une première étape et de proposer des sites de dépôt dans une seconde étape.

Différentes campagnes océanographiques ont été effectuées à cet effet, à bord des navires de l'ENSSMAL (Ms Ben yahia et Bab Arroudj).

Ce travail est divisé en 4 parties.

Le premier chapitre est consacré aux généralités, avec un bref historique des ports (Bouharoun et Alger) et une présentation de la zone d'étude.

Le deuxième chapitre traite des moyens matériels utilisés en mer et au laboratoire, et des méthodes appliquées pour les différentes analyses.

Le troisième chapitre est consacré aux différents résultats et interprétations des études bactériologiques, des paramètres physico-chimiques, sédimentologiques, de la pollution par les métaux lourds, des hydrocarbures polyaromatiques et benthiques.

Le quatrième chapitre est destiné à l'étude de l'opération de dragage et l'impact de ses produits sur le milieu marin des ports d'Alger et de Bouharoun. Le volet réglementation (internationale, régionale et nationale) du devenir des produits de dragage en mer a été abordé. Enfin, une approche sur la modélisation mathématique pouvant être utilisée pour prévoir le devenir en mer des rejets de dragage et d'estimer leur évolution sous l'action des courants et de la houle.

Chapitre I

Généralités

I.1. Port de Bouharoun

I.1.1. Historique du port de Bouharoun

Le port de pêche de Bouharoun existait déjà pendant la période coloniale comme abri aux petites embarcations de pêche, aux sardiniers et petits chalutiers.

En 1939, ce port était constitué d'un plan d'eau d'environ 2.8 Ha, limité par deux jetées convergentes et bordées à sa partie sud par une plage sableuse (Figure I.1).

Le port a été reconstruit en 1974, les travaux se sont poursuivis par l'aménagement de terres plaines (0.6 Ha environ) en 1960 (Figure I.2) et protégé par des enrochements qui ont été consolidés après la tempête de 1967.

En 1976, le port a connu une extension par un rallongement de la jetée Ouest infléchi vers le Nord-Est dans le but d'assurer un abri suffisant des plans d'eau pour éviter une action directe des houles sur les fonds des ports. D'après la note de synthèse de Société Nationale des TRAVAUX Maritimes (S.O.N.A.TRA.M ,1977), ces travaux d'agrandissement ont permis aussi essentiellement de :

- Construire un nouveau bassin à l'Est du bassin existant,
- Construire à l'intérieur de ces bassins 780 ml de quais. (D.T.P,2007)

C'est en 1981 que la SO.NA.TRA.M a achevé la construction du port de Bouharoun en le dotant d'infrastructures qui lui manquaient auparavant (Figure I.3), comme la station NAFTAL et l'ECOREP (Entreprise de Construit et de RÉPARation Navale). (D.T.P,2007).

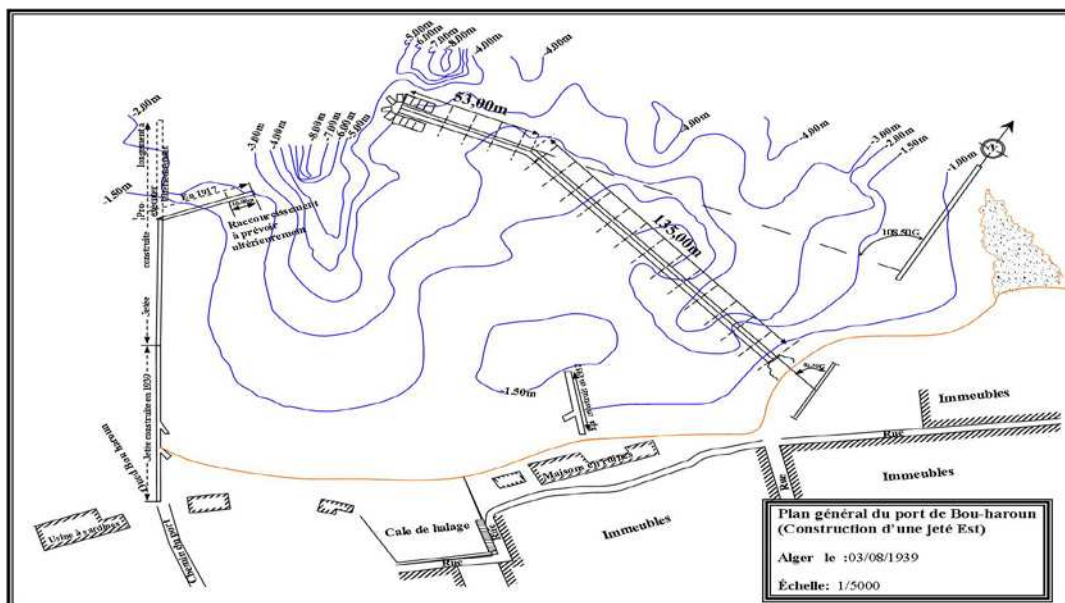


Figure I.1 : Plan général du port de Bouharoun (construction d'une jetée Est en 1939) (D.T.P,2007).

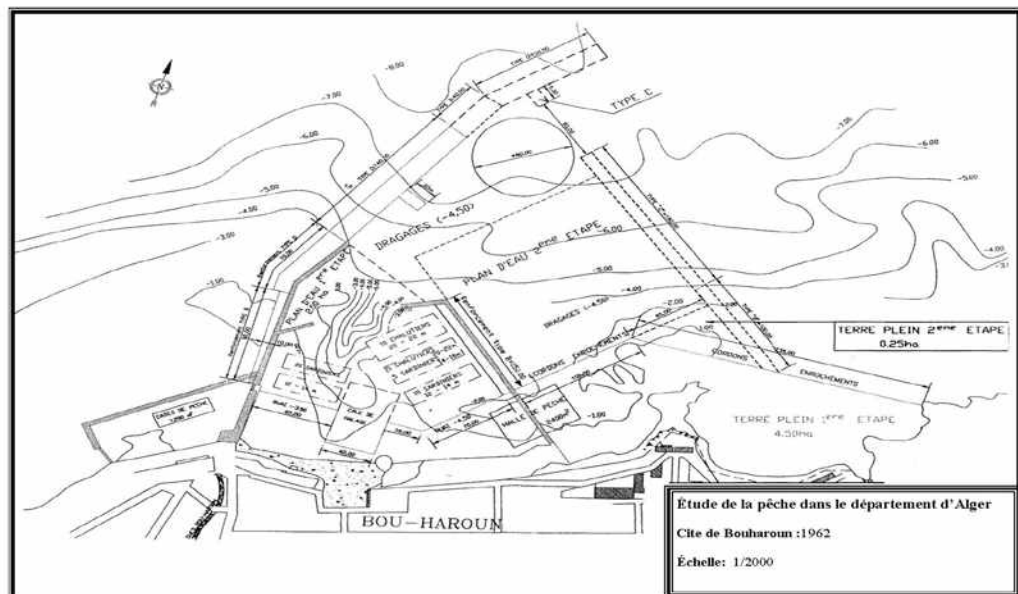


Figure I.2 : Plan général du port de Bouharoun (1962)

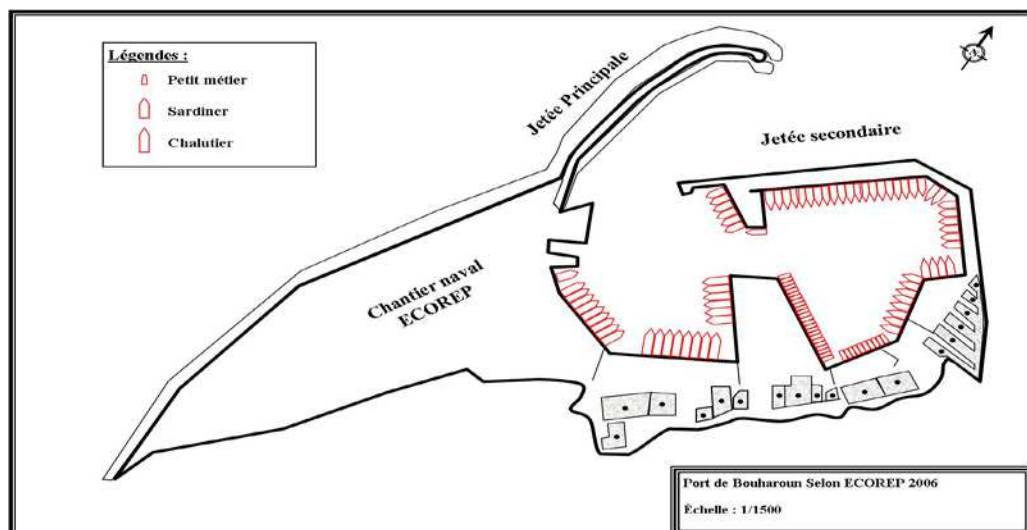


Figure I.3 : Caractéristiques techniques du port Bouharoun (EGPP, 2006)

I.1.2. Situation géographique du Port de Bouharoun :

Le port de Bouharoun est situé à 45 km à l'Ouest d'Alger au centre de la baie de Bou-Ismaïl orienté Nord-Est Sud-Ouest. Il est classé comme le premier port de pêche dans la région centre (EGPP, 2006).

Les coordonnées géographiques du port d'après le L.E.M, (2005) sont :

- Longitude Est : 2° 39
- Latitude Nord : 36° 37

I.1.3. Inventaire des infrastructures et de superstructures :

D'après l'EGPP, 2006 les différentes constitutions du port de Bouharoun sont présentées en figure I.4:

1- Plan d'eau :

Il représente le port proprement dit et offre aux navires des surfaces suffisantes pour leur manœuvre vers le poste de mouillage. La surface du plan d'eau est de 29830 m².

2- Les bassins :

Le port de Bouharoun est constitué de deux bassins :

- Bassin A : destiné uniquement aux chalutiers, une superficie 14280 m², et une profondeur de 4.5 à 5.5m.
- Bassin B : destiné aux sardiniers et petits métiers, une superficie 15550 m², et une profondeur de 2 à 4.5m (L.E.M, 2005).

3- Les quais :

Ils présentent une longueur totale de 661 ml

- 14 quais d'accostage :
 - Quai pour chalutiers de longueur 272 ml et de profondeur 3m.
 - Quai pour sardiniers de longueur 118 ml et de profondeur 3m.
 - Quai pour petits métiers de longueur 145 ml et de profondeur 2m.
 - Quai de débarquement de longueur 118 ml.
- Nombre de poste à quai : 78
-Capacité du port (nombre de poste): 151

4- Les infrastructures du port :

Le port est protégé par deux jetées : (LEM, 2005).

- Jetée Ouest de 270 m de longueur et de 1 à 8m de profondeur, protège le port contre les houles du Nord-Est à Nord-Ouest.
- Jetée Nord de 375 m de longueur et de 1 à 8m de profondeur, protège le port contre les houles du Nord-Ouest à Nord-Est.

La passe d'entrée est orientée vers le Nord-Est, d'une longueur de 70 m et une profondeur de 5.50m, mais avec les problèmes d'envasement que présente ce port, la profondeur a diminué fortement.

- Tirant d'eau : actuellement maximum 3 m.
- Terre plein : superficie estimée à 50715m² (environ 5 Ha), avec deux môles et 14 quais.
-Superficie occupée par l'ECOREP est de 22375m².
-Superficie occupée par les quais de pêcheurs est de 3740 m².
- Accès maritime : 40 ml.

5- Les infrastructures liées aux activités de la pêche

- 67 Cases des pêcheurs
- Unité ECOREP : 2200 m²
 - Cale de halage : élévateur de 150 tonnes non fonctionnel.
- Unité de fabrication de glace construite en 1984 gérée par le CPKD (100 m²)
- Unité ENOCEP (CPKD) : entreprise nationale de pêche, elle gère la conserverie de Khemisti.
- Service National des Gardes Côtes (S.N.G.C) : Sa présence au niveau du port permet l'inspection de toutes les embarcations et la constatation d'éventuelles infractions liées à l'utilisation des engins de pêche, aux documents et aux produits de la pêche.
- Station N.A.F.T.A.L.
- Garde privée : pour la réparation des moteurs de bateaux.
- EGPP : l'Entreprise de Gestion des Ports et des abris de Pêches et de Plaisance; les pêcheurs payent les droits de quai et le foyer des cases de pêcheurs.
- Annexe station de Météo : elle est constituée d'un bureau qui fournit des données météorologiques.
- Magasins de vente des engins de pêche : l'unique magasin spécialisé dans la vente des engins de pêche (Maghreb service) est situé à l'entrée du port et permet aux pêcheurs de subvenir à leurs besoins en matière d'engins et d'articles de pêche. Il est à signaler que la quasi-totalité du matériel de pêche provient de l'importation.
- Case de pêcheurs : 71 unités (16 m²)
- Poissonnerie : 200 m²
- Restaurant : 05 unités.

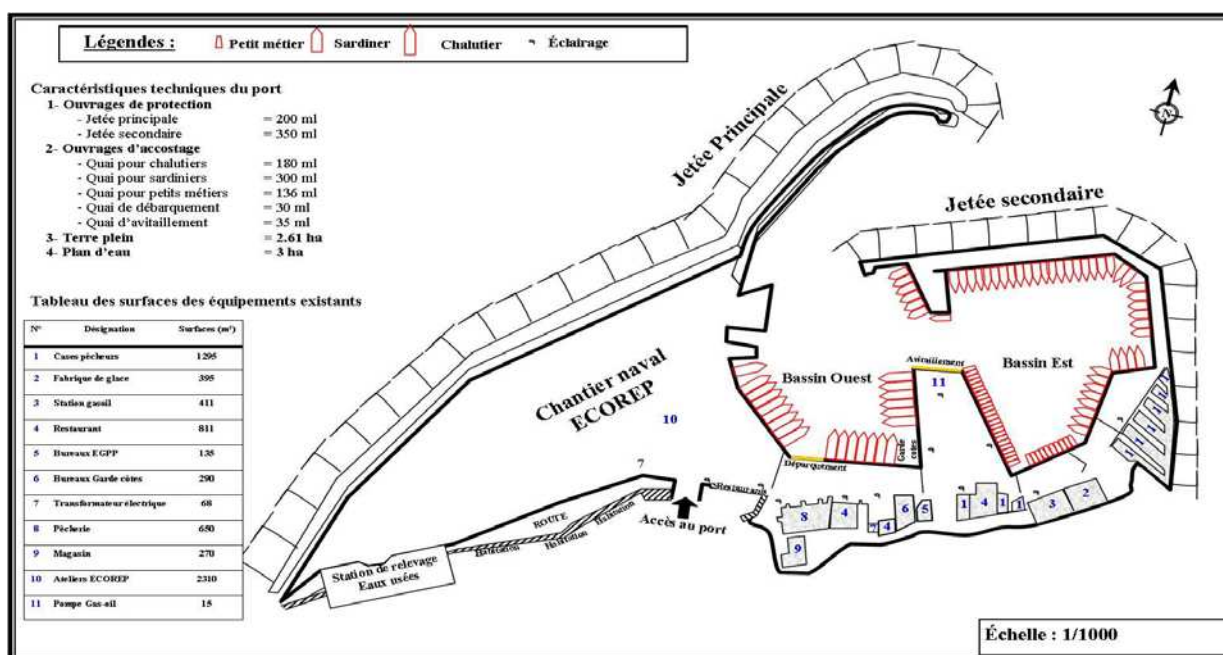


Figure I.4 : Plan actuel du Port de Bouharoun (Bachouche et al., 2007)

I.2. Port d'Alger

I.2.1. Présentation du port d'Alger

Situé dans la région centrale de la côte algérienne, la baie d'Alger s'incurve sur 47km entre Rais Hamidou (ou Point Pescade) à l'Ouest et Bordj El Bahri (Cap Matifou) à l'Est. Deux oueds débouchent dans la baie ; il s'agit de l'oued El Harrach et de l'oued Hamiz. L'urbanisation se développe le long de cette baie et au-delà, ce qui rend cette région la plus peuplée d'Algérie (3 millions d'habitants), elle comporte à l'Est et au Sud d'importantes zones industrielles (El Harrach, Oued Smar, Rouiba) et agricoles (la plaine de la Mitidja). Le port d'Alger a été construit à l'ouest de la baie, protégé par le massif de Bouzaréah (Figure I.5), c'est le port le plus important du pays.

Plus de 90% des échanges commerciaux avec l'étranger s'effectuent par voie maritime, le port d'Alger assure le tiers de ces échanges en volume du trafic national des marchandises diverses (céréales, denrées alimentaires, produits pétroliers, ciments, produits métalliques, engrais, produits chimiques, transactions, biens d'équipements).

En moyenne le port d'Alger avitaille 20 navires par jour ; 16 millions de tonnes de marchandises y transitent annuellement dont plus de 600 000 t/ an de véhicules roulants, remorques, bus, engins, etc ...et plus de 250 000 conteneurs en 2001. (Rebzani-Zahaf ,2003)

Il constitue un milieu semi-fermé et comprend une importante zone industrielle et commerciale à aire de stockage et de manutention et une zone de pêche et de plaisance. Il couvre un plan d'eau de 179 ha et il est subdivisé en trois bassins : bassin du Vieux port, bassin de l'Agha et bassin de Mustapha.

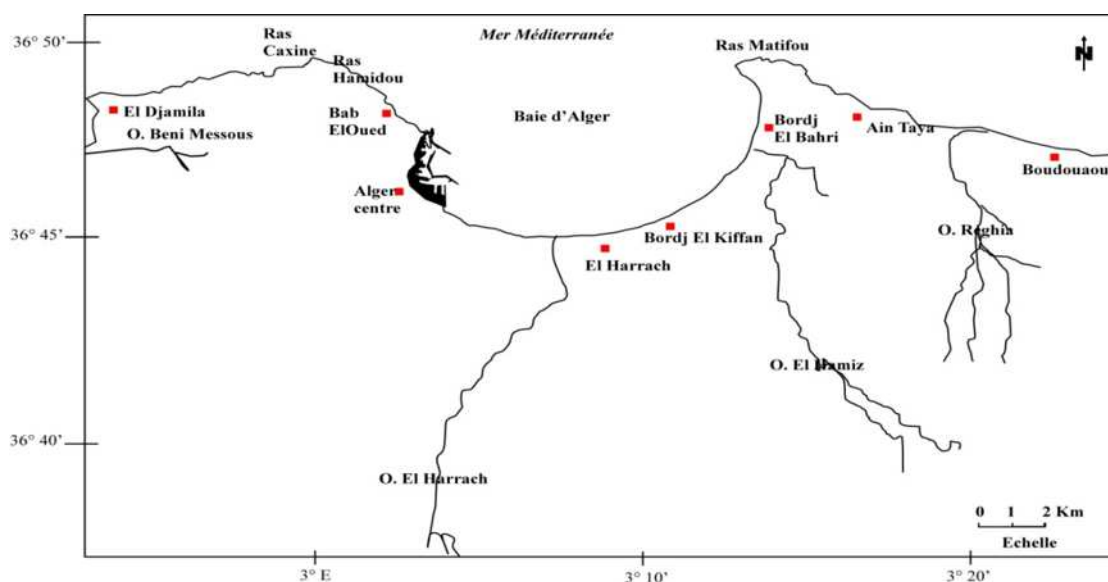


Figure I.5. Situation du port d'Alger

I.2.2. Historique

La configuration du port de 1985 (Figure I.6) a évolué par les aménagements suivants :

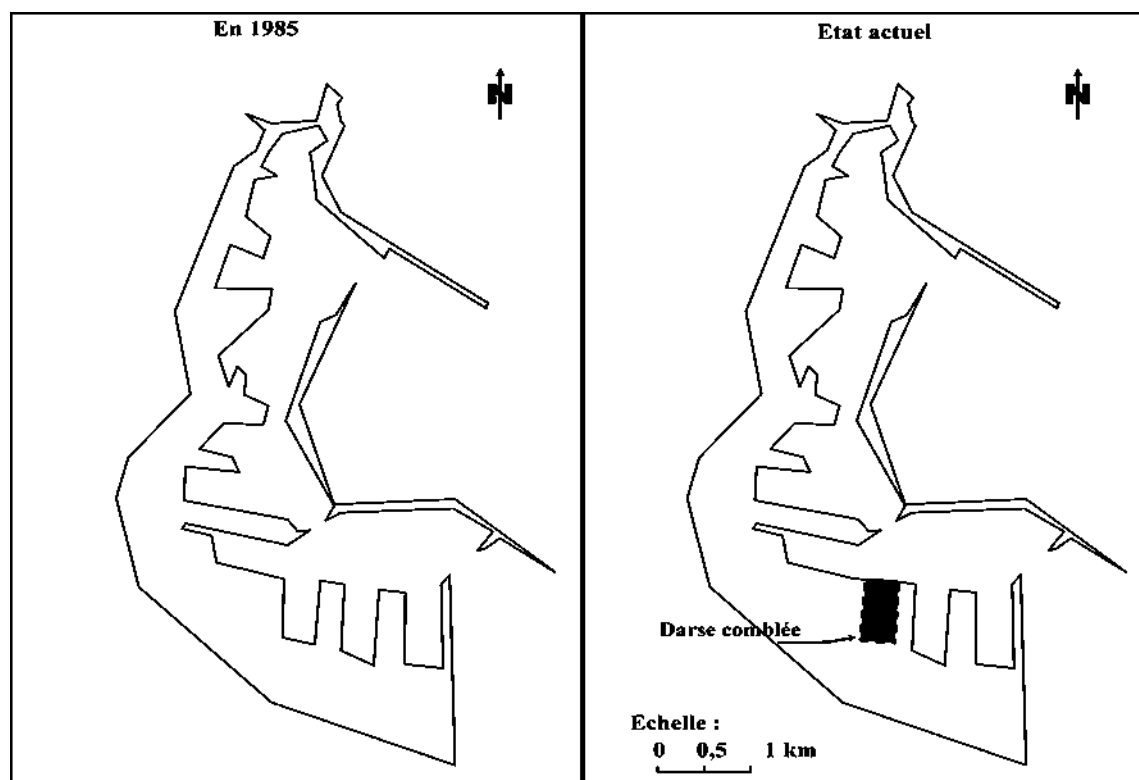
- 1987 à 1988 : comblement de la darse de Calvi (Darse n°7) et réalisation d'un appontement en Duc d'Albe et trois rampes Ro-Ro (équipement de chargement et de déchargement des marchandises horizontalement).
- 1992 à 1999 : construction du terminal à conteneurs d'une superficie de 1,75 ha.
- Depuis 1988 les travaux de prolongement de la jetée Mustapha (longueur de 700 m) est en cours, un musoir définitif est en cours de finition.
- 1999 : un terminal à conteneurs a été réceptionné sur cette jetée, il comprend un bâtiment administratif, de manutention, d'un parc d'engins, un atelier de maintenance et un poste de contrôle.

La suppression de la darse 7 permet d'avoir une surface d'entrepôt plus importante pour l'importation et a réduit la superficie du plan d'eau du port de 184 ha à 179 ha.

Plus de 162 000 conteneurs de 20 pieds ont transité en 1998 par les quais du port d'Alger en dehors de l'assiette du terminal à conteneur qui était en construction et dont l'exploitation est encore en phase expérimentale.

Plus de 3000 conteneurs de 20 pieds sont actuellement entreposés sur la plate forme conçue pour recevoir 5600 conteneurs avec un gerbage de trois niveaux.

Il est prévu la construction du terminal à conteneurs en 2007 et 2010, d'une capacité supérieur à 250 000 conteneurs de 20 pieds.



1.2.3. Description du port

Position géographique

Le port d'Alger est situé à l'Ouest de la baie d'Alger ayant comme coordonnées : (figure I.7)

- Longitude Est : $03^{\circ}03'44''$ et $03^{\circ}04'60''$
- Latitude Nord : $36^{\circ}45'44''$ et $36^{\circ}47'43''$

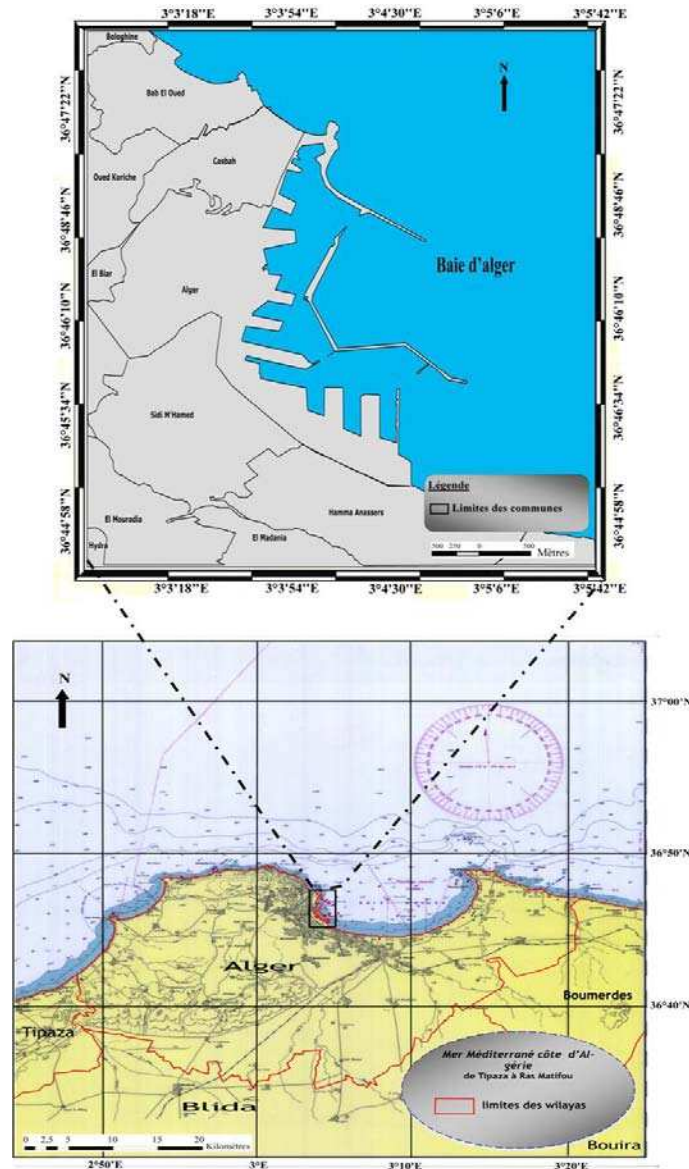


Figure I.7 Position géographique du port d'Alger

Configuration et infrastructures

L'accès au port s'effectue par 2 entrées :

- Passe Nord : 176 m de largeur et 22 m de profondeur.
- Passe Sud : 240 m de largeur et 16 m de profondeur.

Les limites des passes du port sont signalées par des feux électriques.

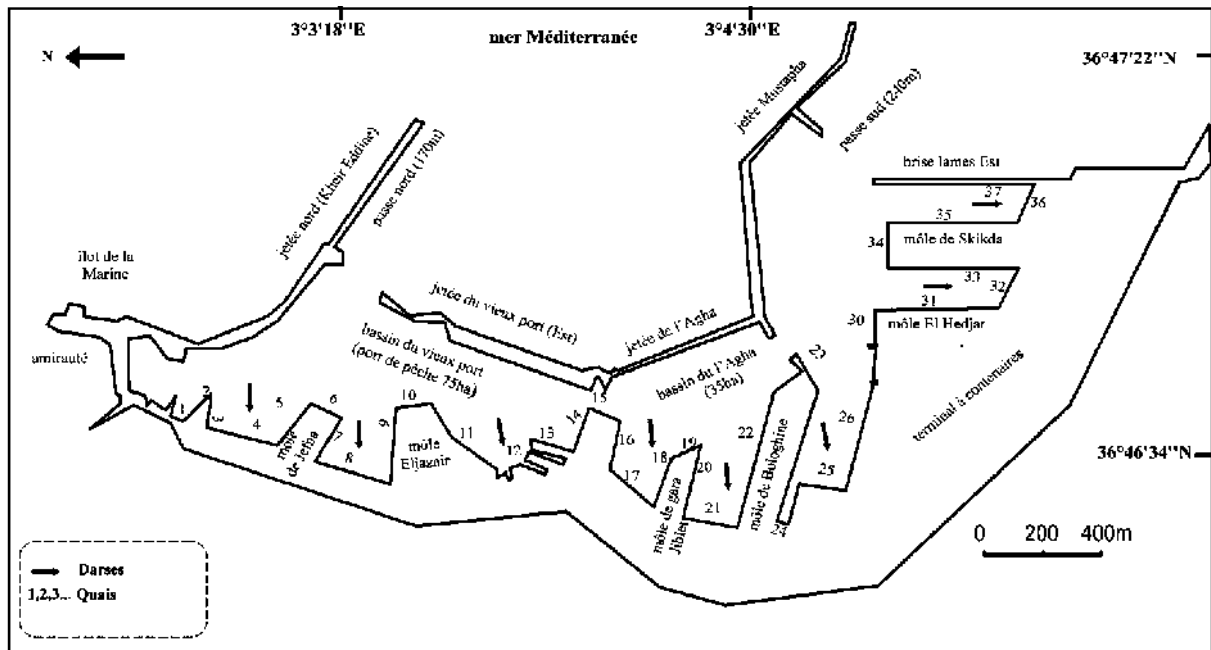


Figure I.8. Plan de masse du port d'Alger

- Plan d'eau

Le port d'Alger couvre un plan d'eau de 184 ha pouvant recevoir des navires ayant un tirant d'eau de 11m.

- Bassins

Le plan du port d'Alger se subdivise en trois principaux bassins, dont la répartition est la suivante : (Figure I.8)

- Bassin du "Vieux Port" 74 ha de plan d'eau avec -7 à -19 m de profondeur, dont 04 môles et 03 quais :
 - un môle de pêche ;
 - môles n°1 et 2 réservés au trafic de marchandises ;
 - môles de Guelma réservé au stockage du fuel et des navires ;
 - quai n°11 occupé par le trafic de passagers (gare maritime) ;
 - quai n° 12 capitainerie du port avec une station de remorquage ; et
 - quai n°13 destiné à la réparation navale à flot.
- Bassin de "l'Agha" 35 ha de plan d'eau avec -6 à -12 m de profondeur.

Il représente la partie centrale du port avec trois môles (n° 3, 4 et 5) destinés aux navires marchands avec des entrepôts couverts ou non couverts de quai.

- Bassin de "Mustapha" 75 ha de plan d'eau avec -7 à -15 m de profondeur.

Il possède deux môles (n°6 et 7) ainsi qu'un port pétrolier au quai n°37 et l'implantation d'importantes unités industrielles et aussi une intense activité portuaire.

- Jetées et brise-lames

Pour assurer sa protection contre les intempéries, le port d'Alger est doté de (04) jetées et d'un brise-lames répartis comme suit :

- Au Nord : jetée Kheir Eddine, d'une longueur totale de 1290 m.
- A l'Est : jetée du Vieux Port et celle de l'Agha (1500 m de longueur)
- Au sud-est : jetée Mustapha (1304 m de longueur).
- Au Sud : Brise-lames Est d'une longueur de 1500 m.

- Signalisation Maritime

Phare de cap Caxine (mis en service en 1905) - portée 200 miles

- 36°48'54" Nord
- 02°57'20" Est (rythmes des émissions toutes les 6 minutes)

Phare de Tamentfoust (mise en service en 1896) : Portée 30 miles

- 36°48'49" Nord
- 03°14'56" Est (rythmes des émissions toutes les 4 minutes)

Phare d'Alger: Portée 20 miles

- Coordonnées radiophare : 36°46'50" Nord et 03°04'26" Est
- Et vibreur : 36°46'47" Nord et 03°04'35" Est

I.3. Présentation des zones d'études (baie de Bou Ismail et baie d'Alger)

La connaissance parfaite des différents paramètres naturels est indispensable pour l'étude (dragage, transit sédimentaire,..) des ports. Ainsi les données, et les caractéristiques des baies présentées dans ce chapitre sont importantes pour notre étude.

I.3.1. Caractéristiques de la baie de Bou Ismail

I.3.1.1. Situation géographique

La baie de Bou-Ismaïl (ex-Castiglione) est située à l'Ouest d'Alger entre 2° 20' E et 2° 55'E, elle s'étend du mont Chenoua à l'Ouest à Ras Caxine à l'Est, couvrant une superficie de 350Km².

L'ouverture de la baie est de l'ordre de 40 Km, elle est orientée du sud Est au nord Est.

I.3.1.2. Topographie de la baie

Le plateau continental est, d'une manière générale, très étroit (Leclaire, 1972). La limite la plus extrême du plateau continentale au niveau du mont Chenoua atteint 13 Km. Ainsi la surface du plateau continental de la baie de Bou-Ismaïl est de 509 Km² avec 70% de la surface chalutable (Chavance et Girardin, 1986). Le plateau continental est caractérisé par une faible déclinaison de l'ordre 1%, il représente une inflexion nette autour de l'isobathe 100m (Figure I.9).

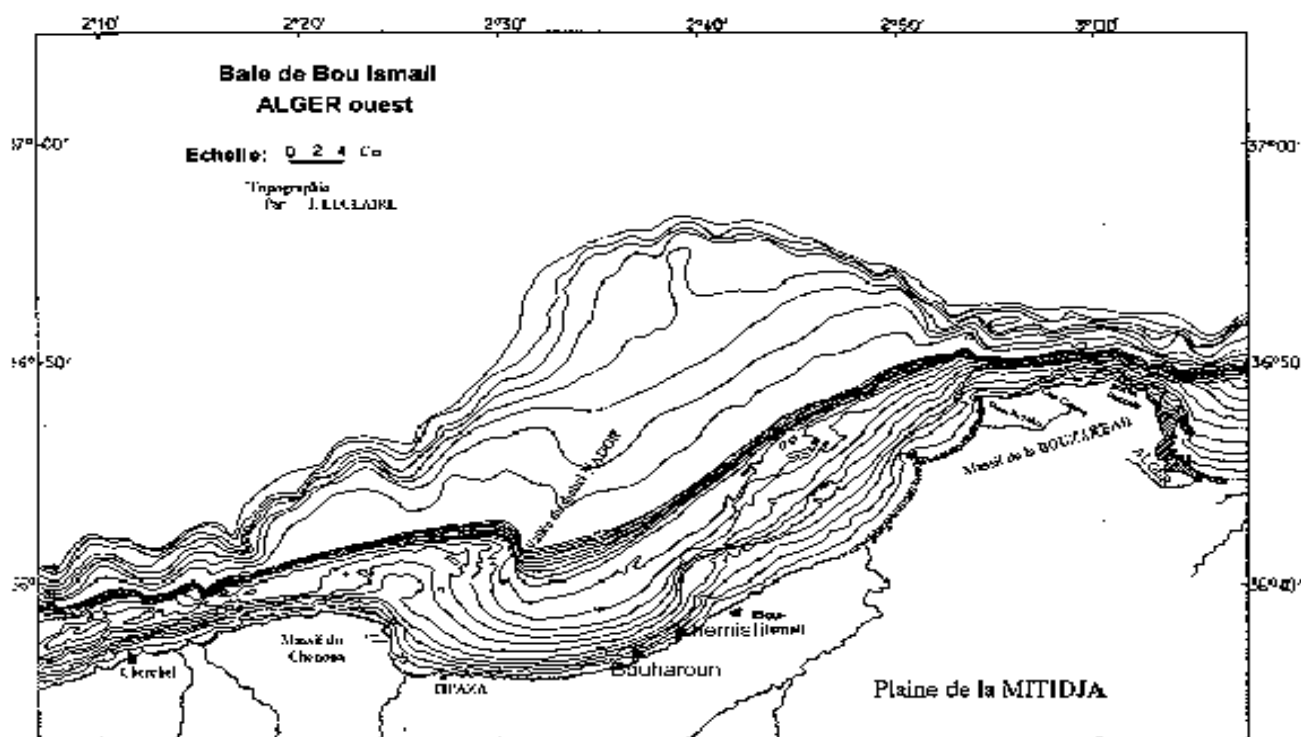


Figure I.9 : Localisation de la baie de Bou-Ismaïl (Leclaire, 1972)

Située à 45 km à l'Ouest d'Alger, la baie de Bou-Ismaïl est parmi les plus importantes baies des côtes du littoral algérien. Elle se caractérise par une forte intensité de pêche et notamment au niveau du port de Bouharoun, lequel est représenté comme l'un des principaux producteurs en divers produits de pêche et surtout en poisson bleu.

Trois zones d'affleurement rocheux difficilement chalutables apparaissent et qui sont comme suit: (Leclaire, 1972)

1. Le prolongement du massif de Chenoua, lequel rejoint la vallée sous-marine du Ras-Nador depuis la côte jusqu'à l'isobathe 180 m en direction Nord Nord-Est.
2. Entre Bouharoun et Douaouda Marine, depuis la côte jusqu'à l'isobathe 100 m.
3. Depuis les fonds de 110 à 150 m au Nord de Bou-Ismaïl jusqu'à la hauteur de Sidi-Fredj.

Ces trois zones sont donc peu ou difficilement chalutables, mais les chalutages dans la baie sont possibles sur toute l'étendue de l'isobathe 60 m jusqu'aux fonds marins, à l'exception bien évidemment des trois zones sus-citées.

Le plateau continental est très étroit à proximité des massifs : 4 km pour le Chenoua, moins de 2 km pour la Bouzaréah. La marge continentale réduite devant chacun des deux massifs s'élargit au sein de la baie avec une extension maximale de 55 km. Le plateau continental a une largeur de 11 km au droit de l'embouchure du Mazafran. La marge continentale en face du massif de Bouzaréah est très réduite, et une pente régulière et forte (15° à 16°) mène aux plaines abyssales distantes de 8 km de la côte. Le plateau continental est en pente régulière et faible (environ 1%), sa déclivité augmente après la première rupture de pente (- 120 m)

marquant la limite de ce plateau, au delà la décroissance est également régulière mais avec une pente plus forte (plus de 1%). Une nouvelle ligne d'inflexion à -400 m apparaît ; elle marque le début du talus continental en pente forte (10 %) menant aux plaines abyssales (-2500 m) (Leclaire, 1972).

I.3.1.3. Sédimentologie

L'analyse des sédiments de la baie de Bou-Ismaïl a permis de mettre en évidence la grande diversité sur le plan sédimentaire des fonds de cette baie, neuf faciès identifiés : les sables fins, les sables fins envasés, les vases sableuses, les sables graveleux, les graviers envasés, les sables grossiers et fins graviers, les vases pures, le faciès rocheux (Figure I.10), (Grimes, 2003).

L'importance et la répartition de ces faciès n'est pas identique en tout point de la baie ; ainsi deux régions apparaissent : la région Est ou orientale et la région Ouest ou occidentale. Chaque région présente des caractéristiques sédimentologiques propres, fait déjà signalée par Dagorne (1973). Les vases pures et les graviers envasés sont les faciès dominants de la baie de Bou-Ismaïl. Les vases sont très développées dans la région Ouest et forment ainsi une importante vasière littorale, tandis que les graviers envasés le sont dans la région Est. Le faciès des sables grossiers et des fins graviers, le faciès des sables graveleux n'est présent que dans la région orientale; les sables graveleux se limitent au secteur oriental.

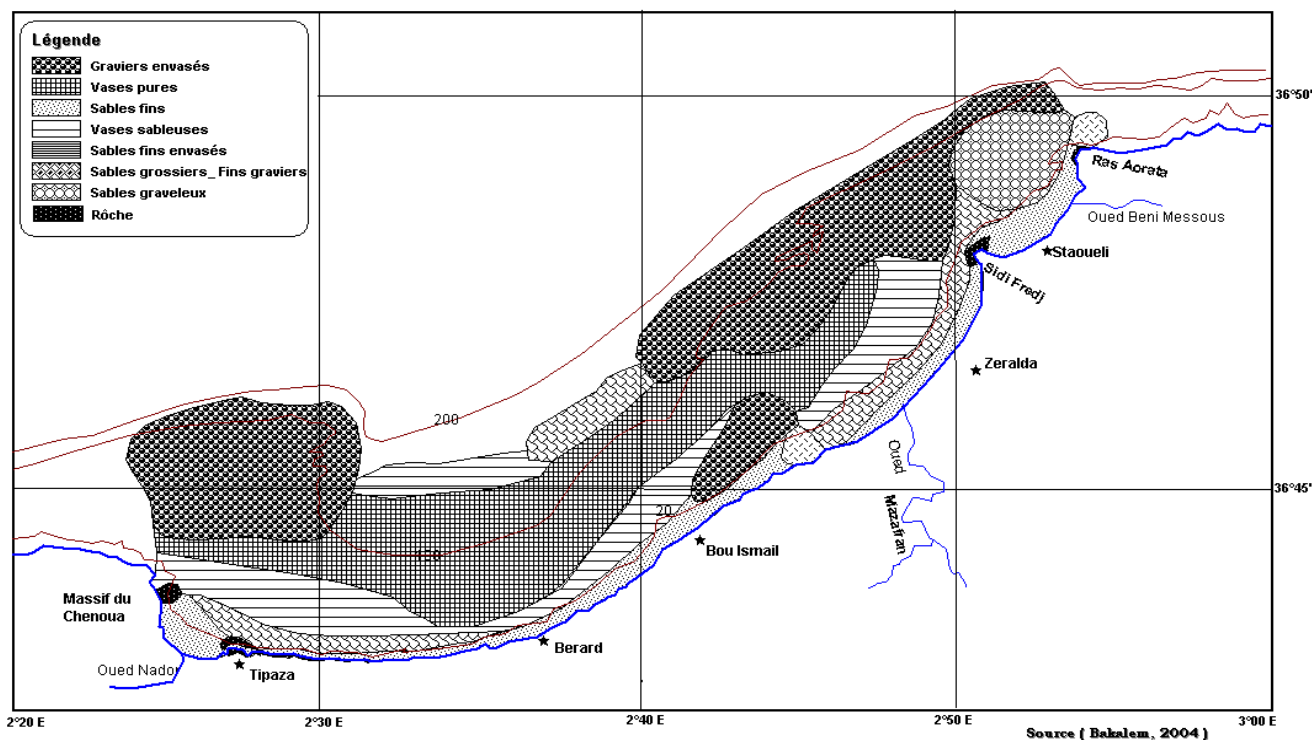


Figure I.10: Carte sédimentaire de la baie de Bou-Ismaïl. (PAC, 2004)

I.3.1.4. La température de l'air et les précipitations

A partir des données de l'Office National de la Météorologie (O.N.M) 2003 de Dar El Beida, nous avons établi une courbe des moyennes des précipitations et des températures de 1993-2003 (Figure I.11), la région d'Alger est caractérisée par un climat de type méditerranéen avec des étés chauds et secs et des hivers tempérés doux et humides.

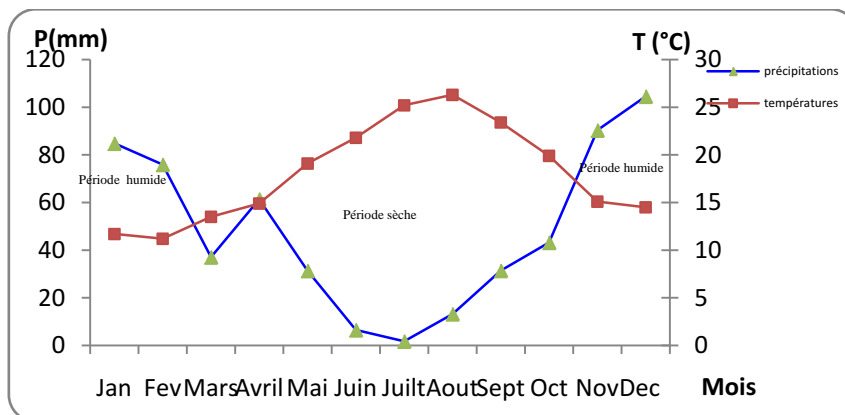


Figure I.11 : Diagramme ombrothermique de 1993–2003 (ONM.2003)

I.3.1.4.1. Les températures de l'air

D'après la figure I.11, on observe que les moyennes mensuelles des températures de l'air varient entre 11.7 C° et 26.3 C° . La courbe des données relatives aux températures montre que le mois le plus chaud est le mois d'août avec une moyenne de 26.30 C° et le mois le plus froid est le mois de janvier avec une moyenne de $11,7\text{ C}^\circ$.

I.3.1.4.1. Les précipitations

La baie de Bou-Ismaïl est une région à pluviométrie relativement élevée. La période pluvieuse s'étale du mois de septembre jusqu'au mois de mai avec une moyenne maximale de 104.57 mm au mois de décembre. Les valeurs moyennes mensuelles des précipitations exprimées en millimètre mettent en évidence deux saisons :

- Une saison humide avec 560.01 mm qui s'étale du mois de septembre au mois de mai, avec une moyenne mensuelle enregistrée de 31.40 mm . Cette moyenne s'élève progressivement jusqu'au mois de décembre où elle atteint le maximum de 104.54mm . Elle diminue par la suite graduellement jusqu'au mois de mai avec une moyenne mensuelle de 31.36 mm .
- Une saison sèche avec 21.36 mm relativement plus courte que la précédente qui s'étale du mois de Juin avec une moyenne mensuelle de 6.47 mm , au mois d'août, avec une moyenne mensuelle de 13.18 mm . Au mois de juillet, les précipitations se font très rares avec une moyenne de 1.73 mm .

I.3.1.5. Hydrologie de la baie de Bou-Ismaïl

La baie de Bou-Ismaïl est le réceptacle d'oueds à régime irréguliers :

- **L'oued Mazafran** est considéré comme étant le plus important des oueds qui débouchent dans la baie. Formé de réunion des oueds Chiffa, Djer et Bouroumi. Le régime hydrographique de cet oued est marqué par un long étiage de juin à début décembre avec des débits représentant 17.38% du débit liquide annuel. Entre décembre et avril, ces débits sont de 82.61%, débouchant au niveau d'une plage sablonneuse entre Douaouda et Zeralda. (A.N.R.H, 2003)
- **L'oued Nador** présente un bassin versant d'une superficie de 300 Km², il regroupe les oueds Bou Yersen, Bouharoun, et oued Merad. Son débit est de 0.89 m³/s débouchant entre Djbel Chenoua et Tipaza. (A.N.R.H, 2003).
- **L'oued de Beni-Messous** est situé entre El Djamila et club des Pins, traversant la commune de Beni Messous et Chéraga au Nord et débouche au niveau d'une plage appelée « les dunes » qui font partie de la baie d'El Djamila. Son débit est faible par rapport aux débits des oueds précédemment cité et estimé à 0.245 m³/s (A.N.R.H, 2003).

I.3.1.6. L'hydrodynamique marine

Les données hydrodynamiques sont très importantes du fait du rôle d'abri que le port doit jouer et de la protection des ouvrages contre les actions marines.

Les caractéristiques des vents, de la houle et des courants doivent être connues avec autant de détail que possible. (Larid, 1992).

Certains mouvements de la mer notamment les houles dépendent exclusivement des vents car ils sont générateurs de vagues et de courants superficiels (Guilcher, 1972). L'énergie déployée par la houle remanie et déplace les sédiments, d'où son rôle morphologique. (Moulin et *al.*, 1978).

I.3.1.6.1. Le vent

En baie de Bou-Ismaïl, le vent d'Est souffle du mois de juin au mois de septembre. Il peut être violent, sa force peut atteindre entre 15 et 20 m/s durant 3 à 4 jours consécutifs (Lacomb, 1965). Les vents les plus violents soufflent de décembre à mars et proviennent de l'Ouest. (Asso, 1982)

L'analyse globale des observations de cinq années (1956 – 1960) au niveau de la station météorologique de Bou-Ismaïl est donnée dans le tableau I.1, et montre la prédominance des vents de secteur Nord-Nord-Ouest et Nord-Est à Est.

- La station météo de cap Caxine :

L'exploitation statistique des données de vent sur dix ans (1974 – 1984) montre une prédominance des vents de secteur Nord Est à Nord Nord Est et Ouest.

- Observation des vents au large (l'US. Naval. Weather service command) :

Les résultats de l'observation des vents effectuée au large des côtes algériennes montrent que pendant l'hiver (octobre – mars), les vents du secteur Ouest et Nord Ouest sont dominants. Les vents du secteur Est et Nord Est dominent au cours de l'été.

Tableau I.1: Fréquence mensuelle (1 mois = 100%) par direction de houle, au large de Bou-Ismaïl.

Mois \ Directions	N	N-E	E	S-E	S	S-W	W	N-W
Janvier	8.1	12.9	18.2	5	6.5	13.2	28.8	7.3
Février	8.8	10.3	16.6	4	6.1	16.9	35.6	5.8
Mars	11.3	12.6	15.8	3.6	4.5	12.3	30.5	9.2
Avril	11.5	15.4	16	2	4.4	13.7	26.7	10.2
Mai	8.2	26.3	31.9	3	3.3	7.2	13.9	6.2
Juin	9.2	29.1	29.8	1.8	1.4	8.2	16.4	4.2
Juillet	5.9	32.5	35.1	1.4	1	5.9	16.3	2
Août	8.8	27.7	37.3	1.9	1.1	5	13.4	4.9
Septembre	6.7	26.4	40.5	2.2	2.3	4.6	14.8	2.5
Octobre	7.8	14.1	20.3	3.2	4.2	14.8	28.8	6.8
Novembre	5.5	5.8	10	5.1	8	15.9	40.4	9.4
Décembre	10.2	6.2	9.4	4.6	7.5	15	37.1	10
Moyenne	8.5	18.27	23.4	3.15	4.19	11.05	25.22	6.54

Source : Laboratoire des études maritimes (L.E.M, 2005)

I.3.1.6.2. La houle

La houle est le facteur le plus important dans la dynamique sédimentaire des petits fonds. La direction de propagation de la houle est liée à celle du vent et longueur d'onde de la houle (Bonafille, 1976).

Les données de la houle au large ont été prises de l'US.naval.weather service commande intitulé « Sommary of Synoptique Meteorological Observation » SSMO couvrent le secteur qui se situe entre les longitudes E 2° à 5° et entre les altitudes N 36° à 38° et s'étalent sur la période de 1963 à 1970. Le port de Bouharoun appartient aux secteurs centres de houles présentés par la SSMO.

- **Description de la houle :**

- Les houles de direction Ouest et celles Nord Est et Est sont les plus fréquemment observées. (Figure I.12)
- Durant l'année, les fréquences correspondant aux directions Est et Ouest sont sensiblement identiques avec toutefois une légère prédominance du secteur Ouest.
- En été, les houles d'Est prédominent, alors qu'en hiver les secteurs Ouest sont privilégiés.
- La direction Nord a une répartition assez régulière au cours de l'année.

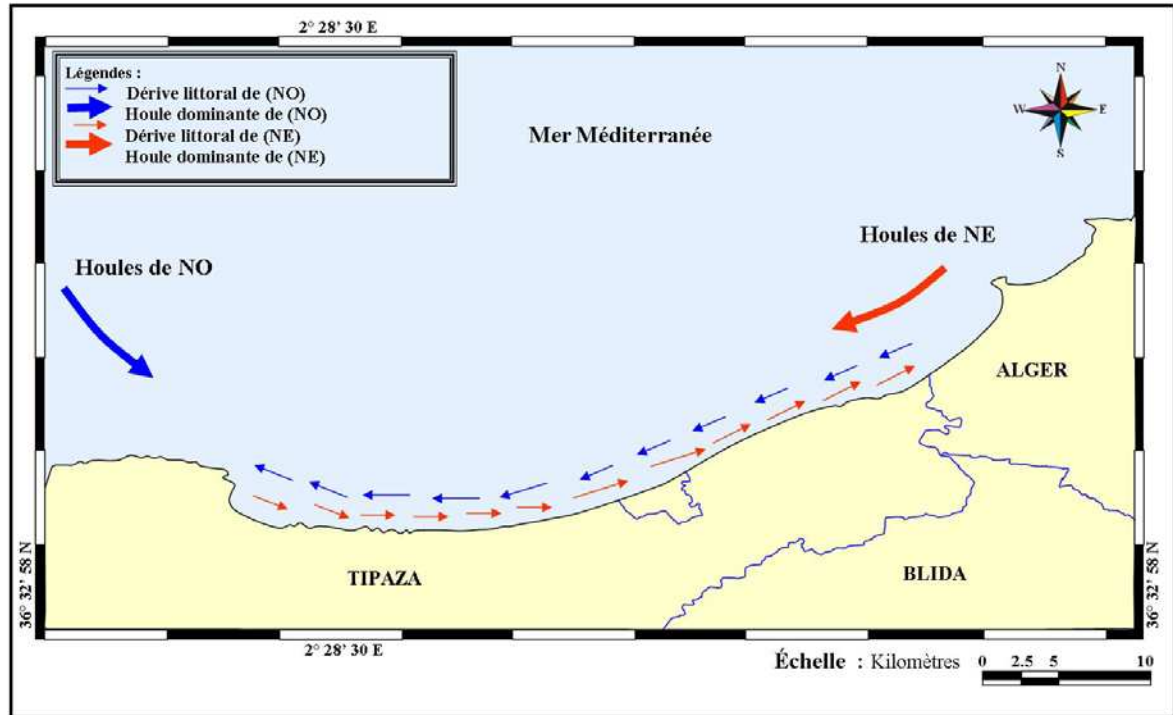


Figure I.12 : Transit sédimentaire dans la baie de Bou-Ismaïl (LEM, 2005)

I.3.2. Caractéristiques de la Baie d'Alger

I.3.2.1. Présentation du site d'étude

La baie d'Alger est située dans la partie centrale de la côte algérienne. Elle s'inscrit en creux dans la plaine de Mitidja de forme semi-circulaire d'une superficie approximative de l'ordre de 180 Km², délimitée par deux caps, la Pointe Pescade (Rais Hamidou) à l'Ouest et le cap Matifou (Bordj El- Bahri) à l'Est. 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. (Figure I.13)

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

La ville d'Alger est très urbanisée et la majorité des unités sont concentrées dans les zones industrielles, le port d'Alger, Rouiba et Réghaia. Cette zone est principalement contaminée par différentes sources de pollution et soumise à plusieurs types de rejets urbains, industriels et pétroliers. (Figure I.14)

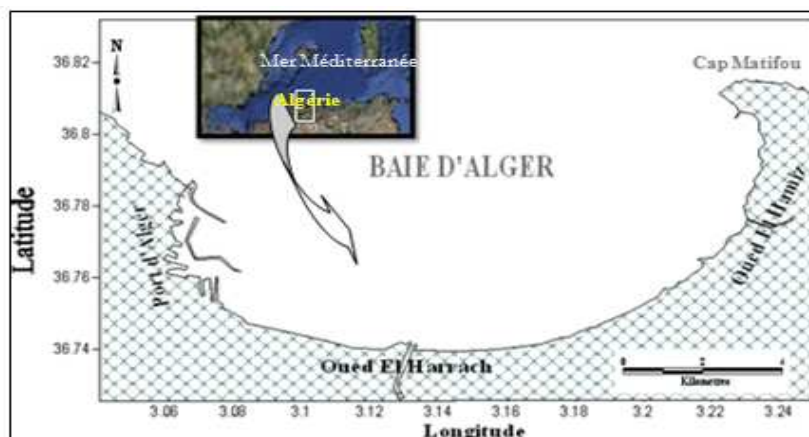


Figure I.13 : Situation géographique de la baie d'Alger.

La zone côtière algéroise constitue le réceptacle de plusieurs types de pollutions. Ces eaux usées sont chargées de matières organiques, matières en suspension, détergents et des huiles lubrifiantes ; génèrent des pollutions organiques et chimiques ; cette situation est aggravée par l'absence de traitement des eaux. (Figure I.15). (Houma et al.,2004; LEM,1998).

Parmi les zones urbanisées et /ou industrialisées, nous pouvons citer entre autres :

- Hussein Dey : Zone principalement soumise aux rejets urbains et à l'influence des activités portuaires.

- El Harrach : Son bassin versant couvre une superficie de 970 km², son débit en période de pluie est de 1000 m³/seconde. C'est un bassin difficile d'accès caractérisé par de fortes dénivelées, une végétation peu dense et une pluviométrie importante. A ces facteurs d'érosion s'ajoute le caractère torrentiel de l'oued, qui en faveur d'une forte érosion et d'un alluvionnement important (LEM, 1998).

Le bilan des écoulements moyens annuels est de 5.4 m³/s. ce dernier reçoit tous les rejets urbains, industriels et agricoles, qui influe sur la qualité physico-chimique et microbiologiques du milieu marin de la baie d'Alger, ainsi il provoque la rupture de l'équilibre du milieu naturel.

- Bordj El Kiffan : Située à une dizaine de kilomètre à l'Est d'Alger, ce secteur connaît un développement industriel et urbain qui l'expose à une pollution assez accentuée selon le sens du courant Est ou Ouest par l'influence des Oueds El-Harrach et El- Hamiz.

- El Hamiz : se situe à l'Est de la baie près du cap Matifou. La superficie du bassin versant est de 160 km², son embouchure se situe près du cap Matifou. La présence du barrage El Hamiz en amont réduit considérablement les apports solides venant en mer (LEM, 2005); le débit est régulé par un barrage. L'activité industrielle y est réduite. Il présente une charge polluante peu importante.

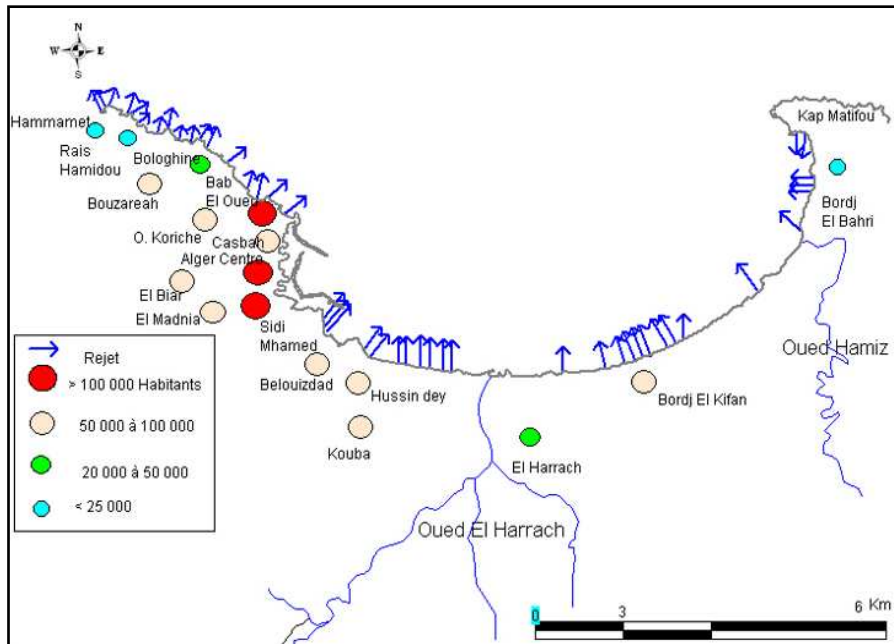


Figure I.14 : Principaux rejets d’eaux usées dans la baie d’Alger d’après LEM (1998)



Figure I.15 : Pollution par les huiles, rejets industriels et urbains au niveau de la baie d’Alger.

1.3.2.2. Facteurs hydrodynamiques

1. La houle

Etant le facteur le plus important dans la dynamique sédimentaire des petits fonds, sa direction de propagation est liée à celle du vent et de la profondeur, tant que la profondeur est plus grande que la longueur d’onde de la houle. Ainsi la houle de la baie d’Alger suit celui du régime des vents, qui est un régime saisonnier comme pour le reste de la marge algérienne (Leclaire, 1972). En hiver, les houles sont de direction W-NW (300°) et en été elles sont de direction N-NE (20°-40°). (Belkessa *et al.*, 2008; Benzohra, 1993).

Au contact des irrégularités du fond, les houles donnent lieu à des rouleaux qui provoquent la mise en suspension des particules favorisant leur déplacement. Le sens et l’intensité de ce courant sont fonction de l’amplitude, de l’incidence de la houle par rapport à la côte, de la topographie de la plage sous-marine et de la granulométrie des sédiments. (Millot, 1989)

Dans le cas général de houles de petites et moyennes amplitudes, les courants ne sont notables que dans les zones de déferlement et n’affectent donc que le triage des sables et des graviers de la frange littorale "fond -10 m". Ils assurent le transport latéral par dérive littorale et la

dispersion. Par contre les houles de fortes amplitudes pourraient agir jusqu'aux fonds de "-40 m à -60 m"

2. Les courants :

Les courants induits par la houle au large ou à la côte, sont à peu près les seuls à agir de façon active sur la sédimentation actuelle (Caulet, 1972). La circulation d'un courant le long des côtes africaines est appelée « courant algérien ». Il est défini comme une veine d'eau de surface près du méridien 0°, avec les caractéristiques suivantes : une largeur de l'ordre 50 Km, une profondeur maximum de l'ordre de 150 m, une vitesse maximale supérieure à 50 cm/s. (Benzohra, 1993). (Figure I.16)

Le courant algérien, contrairement à ce qui était largement admis, serait un courant turbulent qui se déplacerait d'Ouest en Est en tourbillons croissants (Millot, 1987). Ce courant peut avoir une influence dans le cas d'une immersion de produits de dragage.

La côte algérienne est caractérisée par ces deux couches d'eaux superposées, l'eau Atlantique modifiée et l'eau Méditerranéenne. En effet, l'eau Atlantique pénètre dans la mer d'Alboran où ses caractéristiques initiales commencent à s'altérer, donnant ainsi naissance à l'eau atlantique modifiée (Benzohra, 1993). Ce même auteur signale cette eau dans le bassin Algérien où elle se reconnaît dans une couche superficielle de 150 m d'épaisseur, avec une température de 15 à 23°C en surface et de 13,5 à 14°C en profondeur et de salinités allant de 36,5 à 38 ‰.

Le long des côtes algériennes, l'eau Atlantique modifiée décrit un écoulement plus ou moins stable avant de se diviser en deux branches. Dans le bassin algérien, l'eau Atlantique modifiée pénétrerait (Millot, 1987 ; Millot, 1993 et Benzohra, 1993) sous forme d'une veine de courant étroite qui donne naissance à des méandres et tourbillons côtier associés à des upwellings. Ces derniers favoriseraient une forte productivité biologique et par conséquent, augmentation des capacités trophiques du milieu.

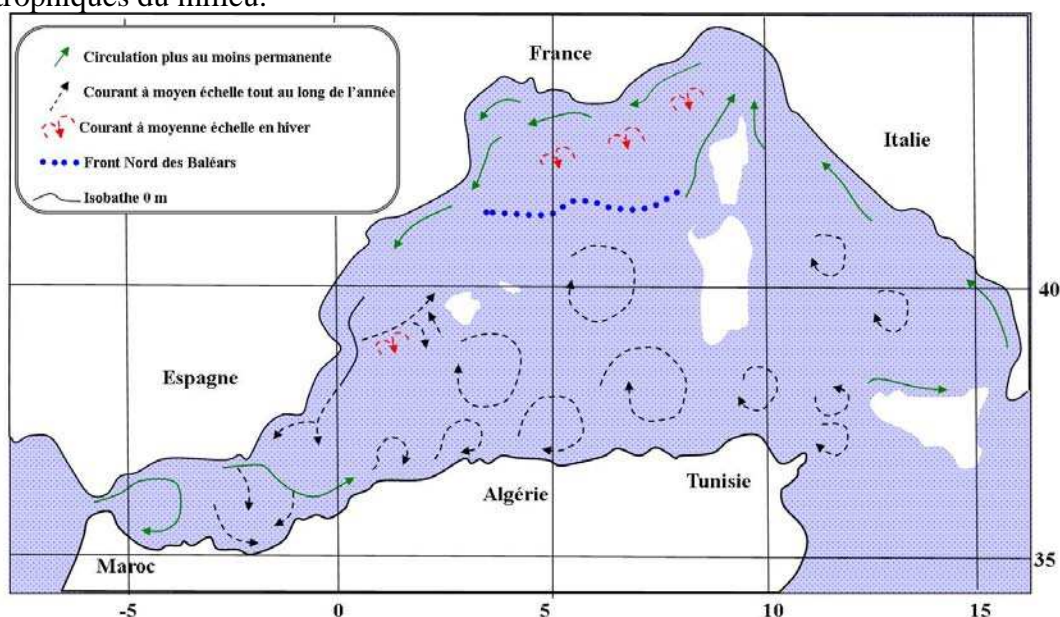


Figure I.16 : Schéma de circulation de l'eau d'origine Atlantique (d'après Millot, 1987)

I.4. Paramètres et sources de pollution marine

La pollution marine est malheureusement aujourd'hui un fait solidement établi qui concerne l'ensemble des mers et des océans du globe (Alzieu, 1999).

I.4.1. Définition

La définition de la pollution marine est donnée par le premier rapport du Conseil sur la Qualité de l'Environnement de la Maison Blanche (1965), étant « *...une modification défavorable du milieu naturel..., comme un sous-produit de l'action humaine...* ». (Ramade, 2000).

Ainsi le terme de pollution marine fait l'objet d'une définition, reconnue par l'ensemble de la communauté scientifique internationale (GESAMP), comme étant « *l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) occasionnant des effets néfastes tels que des nuisances envers les ressources biologiques, des risques pour la santé de l'homme, des entraves aux activités maritimes (y compris la pêche), une altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et une dégradation des valeurs d'agrément* ».

Pour mieux évaluer la pollution, il existe des paramètres qui permettent d'estimer l'ampleur de celle-ci en fonction de son type, ainsi les différentes pollutions affectent le milieu marin à des niveaux variables, et dépendent:

- Du type de pollution (instantané ou permanent);
- De la capacité d'auto-épuration du milieu récepteur;
- Et du niveau de persistance et de la réactivité de la substance polluante.

I.4.2. Les principaux types de pollution

Les pollutions engendrées sont très diverses, des classifications basées sur leur nature physico-chimique prédominantes et les usages de l'eau qui sont à l'origine des pollutions est établie (Ramade, 2000).

A partir de la nature prédominante de la pollution, on distingue plusieurs catégories :

I.4.2.1. Pollution chimique

Cette pollution est due à l'entrée d'un ou plusieurs éléments indésirables dans la composition chimique de l'eau marine (Kankou, 2004). Ces éléments peuvent être soient des composés minéraux (engrais, métaux toxiques...), organiques (hydrocarbures, molécules de synthèses...) ou des composés organochlorés tels que les amines et les phénols...(Ramade, 2000).

Deux types de paramètres permettent d'évaluer l'état de cette pollution:

- Les paramètres globaux : ils résultent de la juxtaposition des effets de plusieurs substances en même temps, exemple : potentiel hydrogène, turbidité, Demande Chimique en oxygène.

○ Les paramètres spécifiques qui caractérisent des composés de même propriété chimique. (Kankou, 2004).

Ce type de pollution peut être directement ou indirectement toxique pour les organismes aquatiques.

I.4.2.2. Pollution microbiologique

Cette pollution est une forme de pollution biologique, parmi ses agents à l'origine nous citons:

○ Les microorganismes pathogènes tels que les bactéries et les virus : Ils sont apportés par les eaux usées directement rejetées en mer.

○ Les proliférations non pathogènes de micro algues causant des déséquilibres du milieu naturel et des modifications dans les chaînes alimentaires (bloom phytoplanctonique, eutrophisation). La principale cause de ces proliférations planctonique est les apports des déchets industriels, domestiques et agricoles riches en nitrates et phosphates.

Cette pollution a des répercussions sur la qualité sanitaire des produits de la mer (conchyliculture, pisciculture...) et sur les différentes activités de la mer (tourisme par la qualité des eaux de baignade).

I.4.2.3. Pollution physique

La pollution physique est liée aux facteurs influants sur l'état physique de l'eau tels que la température, la présence des particules ou mousses et le changement de l'effet réfractaire de l'eau (Kankou, 2004), ainsi que les rejets d'eau chaude des centrales électriques et les nappes pétrolières et les radiations ionisantes ... (Lacaze, 1996).

Les apports des eaux chaudes diminuent la solubilité de l'oxygène dissous du milieu, ainsi provoquant des perturbations dans le métabolisme phytoplanctonique par inhibition de la photosynthèse.

I.4.3. Sources de pollution

Selon le mode de propagation des pollutions, ces dernières peuvent être classées en trois types: les pollutions accidentelles, pollutions diffuses et pollutions anthropiques (Kankou, 2004). Ces différents types de pollution ont plusieurs sources, et qui peuvent être dues aux :

- **Rejets d'effluents domestiques :** qui sont des eaux résiduaires véhiculées en mer directement sans épuration, et sont caractérisées par de très fortes teneurs en matière organique, germes fécaux (diversifiés), sels minéraux, détergents...etc.

Les conséquences de cette pollution organique sont catastrophiques pour presque tous les organismes constituant les peuplements des milieux néritiques (Kankou, 2004).

- **Pollution d'origine industrielle:** constituent la première grande source de pollution des eaux, résultantes de différentes industries, telles que : la production d'énergie, l'industrie

chimique, métallurgique, électronique... et cela par l'utilisation des combustibles fossiles, des molécules minérales et organiques de synthèses (Ramade, 2000).

- **Pollution agricole:** elle résulte de l'utilisation de divers produits phytosanitaires, issus du lessivage des terres agricoles (phénomène d'eutrophisation), des résidus des élevages intensifs des animaux et des eaux d'abattoirs qui engendrent des pollutions chroniques et diffuses (Leroy, 1999).

Chapitre II

Matériel & méthodes

Dans cette partie nous avons analysé les paramètres suivants :

Le pH, la matière en suspension (MES), la matière organique particulaire (MO) dans l'eau de mer et dans le sédiment, les coliformes totaux et fécaux, les Streptocoques fécaux, les staphylocoques et les germes pathogènes, les sels nutritifs, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), la granulométrie, les métaux lourds et la macrofaune benthique.

I. Travaux en mer

Les travaux en mer ont été réalisés à bord du navire océanographique de l'ENSSMAL Mohamed Sadik Benyahia et l'embarcation Baba Aroudj dans le cadre d'une campagne pluridisciplinaire réalisée entre janvier et mai 2009.

Le nombre de stations étudiées est de 29, dont 12 stations dans le port de Bouharoun (Figure II.1), et 17 stations dans le port d'Alger (Figure II.2). Le choix des stations a été fait d'une façon à couvrir l'ensemble des deux ports.

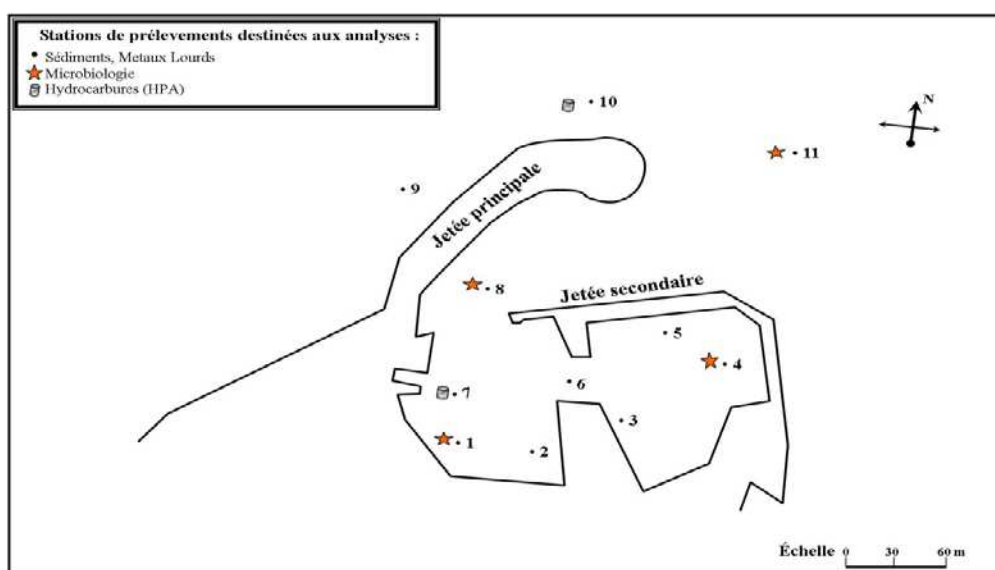


Figure II.1. Localisation des stations de prélèvements au niveau du port de Bouharoun

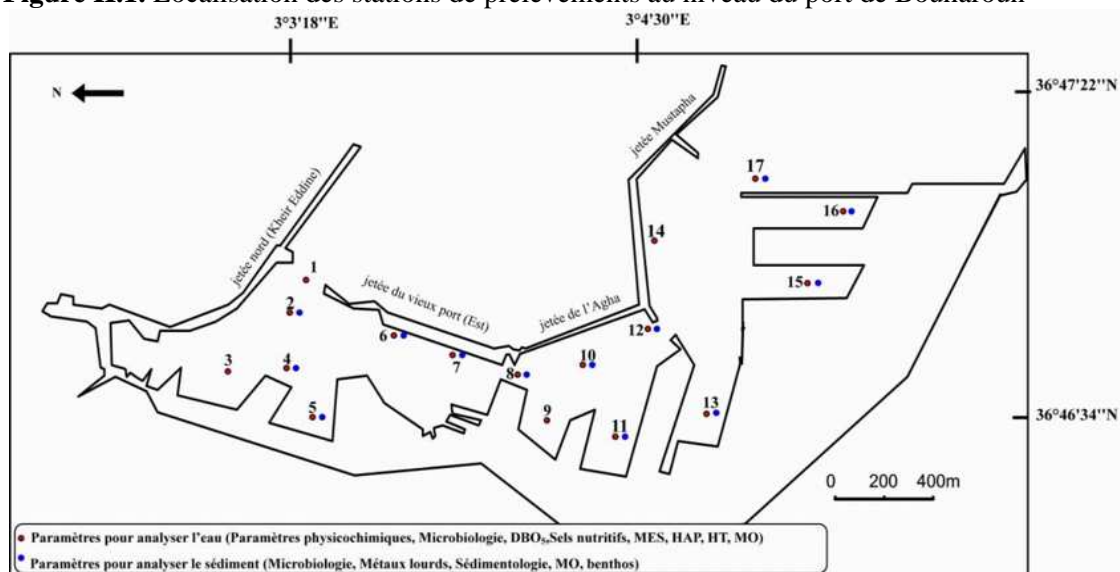


Figure II.2. Localisation des stations de prélèvements au niveau du port d'Alger

I.1. Prélèvement d'eau de mer

Pour la mesure des paramètres physico-chimiques et analyses microbiologiques, des échantillons d'eau de mer sont prélevés à la main au moyen de bouteilles en verre stérilisées de 250 à 500 ml. L'échantillonnage a été effectué à une profondeur de 15 à 30 cm sous la surface, les bouteilles sont étiquetées et placées dans une glacière⁴ (Ministère des Approvisionnements et Services Canada, 1992).

I.1.1. Mesures in situ

II.1.1.1. Mesure du potentiel d'hydrogène (pH)

La mesure du pH a été effectuée *in situ* par le pH mètre portable de marque *Wissenschaftlich technische Werkstätten* « WTW », qui mesure le pH par la méthode électrochimique avec électrode de verre.

I.1.1.2. La salinité

La mesure de la salinité (psu) a été faite à l'aide d'un conductimètre de type WTW 315 i /Set.

I.1.1.3. L'oxygène dissous

Durant cette campagne, on a utilisé un oxymètre de terrain de marque «WTW type Oxi330i/Set ». L'appareil est calibré avant son utilisation. La valeur s'affiche en mg/l avec une précision de ± 0.1 %.

I.1.1.4. Température

Pour la température, tous les appareils de mesures utilisés (conductimètre, oxymètre et pH-mètre) donnent la température en °C. Nous avons noté qu'il n'y avait pas de différence entre les résultats des différents appareils.

I.2. Prélèvement des sédiments

Il est réalisé à l'aide d'une benne inoxydable « Van Veen ». Les échantillons désignés pour l'analyse des métaux lourds et la sédimentologie sont transvasés dans des sachets en plastique rincés à l'eau distillée. Les sédiments destinés à l'étude benthique seront gardés dans des flacons en verre en rajoutant du formol pour la conservation de l'échantillon et ensuite transportés au laboratoire. Les échantillons destinés pour l'analyse bactériologique sont récoltés dans des flacons en verre stériles. La nature des sédiments recueillis est de la vase putréfiée. Une fois étiquetés, ils sont transportés immédiatement au laboratoire dans une glacière.

I.3. Prélèvement des moules

Seules les moules récoltées au niveau du port d'Alger (quai N°04) ont fait l'objet des analyses bactériologiques qui ont été réalisées à l'institut Pasteur d'Alger. Ces moules ne sont pas destinées à la consommation mais comme elles ont la faculté de concentrer les polluants, elles sont utilisées comme des indicateurs de pollution.

II. Analyses au laboratoire

II.1. Paramètres physico-chimiques

II.1.1. Mesure de la matière en suspension et la matière organique particulaire

La matière en suspension représente tous les résidus d'origine organique ou minérale liées à des activités industrielles mais englobe aussi le plancton et les particules sédimentaires. (Aminot et Chaussepied, 1983 ; Rodier et *al.*, 1996).

Mode opératoire :

Un volume d'échantillon (100 ml) est filtré sur un filtre Whattman de porosité 0,45µm. Le poids des matières retenues est déterminé par pesée différentielle du filtre après passage à l'étuve à 105°C pendant 2 heures.

Pour cette mesure nous avons utilisé :

- Un dispositif de filtration sous vide de marque Sartorius.
- Des membranes filtrantes Whattman (Ø= 0.45µm).
- Une balance de précision 10⁻⁵ (g).
- Une étuve de marque NEMMERT.

La détermination de la concentration de la matière en suspension est donnée par l'expression suivante :

$$\text{MES (mg/l)} = (P_2 - P_1) / V \quad (\text{II.1})$$

P₁ : Poids initiale du filtre (mg)

P₂ : Poids du filtre après la filtration (mg)

V : Volume d'eau filtrée (L)

II.1.2. La matière organique dans l'eau de mer

Les filtres de 0.4 µm de diamètre de pores, ont été préparés de la même façon que pour la matière en suspension. Ils sont alors pesés avec précision dans des creusets en porcelaine, soit P₁. Après les avoir passés au four à moufle à 450°C pendant deux heures, les creusets et filtres sont à nouveau pesés, soit P₂.

La différence de ces deux poids (P₁, P₂) nous donne celui de la matière organique brûlée :

$$\text{M.O (mg)} = P_1 - P_2 \quad (\text{II.2})$$

Avec :

P₁ : poids du creuset et du filtre avant séchage

P₂ : poids du creuset et du filtre après séchage

II.1.3. Détermination du taux de la matière organique dans le sédiment

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

- Décongélation du sédiment.

- Mettre le sédiment dans des creusets et à l'étuve à 70°C pendant 24 heures (séchage).

- Pesée des échantillons avec une balance de précision, on obtient alors le poids (P1).
- Mise des échantillons au four à moufle à 600°C pendant 2 heures.
- On effectue une deuxième pesée (P2) qui est le poids du sédiment calciné.
- La différence du poids entre P1 et P2 représente le poids de la matière organique contenu dans le sédiment.

II.2. Analyse des sels nutritifs

Afin de minimiser les risques de contamination, les flacons de prélèvement d'eau ont subi le prétraitement suivant :

1. Rinçage à l'eau du robinet.
2. Rinçage à l'eau acidulée (HCl à 5%)
3. Rinçage à l'eau bidistillée deux fois et fermeture hermétique et immédiate du flacon.

Lors du prélèvement à bord, chaque flacon est rincé deux fois avec l'eau de l'échantillon avant son remplissage

a) Dosage des sels nutritifs

L'analyse des sels nutritifs est faite par la méthode de colorimétrie à flux continu sur chaîne automatisée SKALAR (Auto-analyzer SAN PLUS) (troisième génération), selon les protocoles décrits par le constructeur SKALAR (figure II.3). Le fonctionnement de l'appareil repose sur un principe dynamique, celui de l'analyse liquide en flux continu : une veine liquide propulsée en continu par une pompe péristaltique dans un circuit analytique spécifique à chaque paramètre analysé. Les réactions chimiques s'effectuent dans cette veine en progression. L'analyse des échantillons est réalisée par séquence, ce qui permet une grande cadence de travail. Cette chaîne de mesure automatisée est totalement pilotée par un microordinateur doté d'un logiciel spécifique. A la fin de l'analyse, ce dernier fournit un fichier numérique contenant les résultats accompagnés de toutes les informations relatives à l'analyse.



Figure II.3. L'Auto Analyser San Plus (SKALAR® 1998) (www.skalar.fr/pr_san.htm)

b) Principe de dosage des sels nutritifs

La méthode utilisée pour le dosage des sels nutritifs (ammonium, nitrites, nitrates, orthophosphates et silicates) est basée sur une réaction de coloration. En effet, ces sels réagissent dans certaines conditions (température, pH, présence de catalyseurs,...) avec des réactifs spécifiques pour donner une coloration absorbant la lumière à une certaine longueur d'onde (λ). (Annexe II)

L'absorption de l'énergie lumineuse dépend de l'intensité de la coloration, de même, ce dernier est d'autant plus important que la solution est concentrée en sel dosé.

La quantité de lumière absorbée par la solution, appelée absorbance (A) ou densité optique (D.O), obéit à la loi de *Beer-Lambert* qui est exprimée par la relation suivante :

$$A = D.O. = \log(I_0/I) = \epsilon.l.C \quad (II.3)$$

I_0 et I : sont respectivement les intensités lumineuses incidente et émergente du milieu absorbant.

ϵ : le coefficient d'extinction molaire variant en fonction de la température et la longueur d'onde.

l : la longueur du milieu traversé exprimé en cm.

C : concentration de la solution absorbante exprimée en mole/l.

A : absorbance de la solution.

D.O : densité optique de la solution.

c) Analyse automatique des sels nutritifs

1. Dosage des nitrites

Les nitrites (NO_2^-) forment un diazoïque par action avec la sulfanilamide en milieu acide $\text{pH} < 2$. Ce composé formera ensuite en présence de N-naphtylethyléthyldiamine un composé azoïque de couleur rose absorbant la lumière à 540 nm (Benschneider et Robinson, 1952)

2. Dosage des nitrates

La méthode est basée sur la réduction des nitrates (NO_3^-) en nitrites (NO_2^-) par le passage de l'échantillon à travers une colonne réductrice de cadmium traité au cuivre (Wood et *al.*, 1967). Les nitrites (en réalité $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$ réduits) seront ensuite dosés par colorimétrie selon la méthode précédemment décrite. Il suffira alors d'en déduire la concentration des nitrites déterminés directement (sans passage de l'échantillon sur la colonne réductrice) pour trouver les concentrations des nitrates (Rodier et *al.*, 1996).

3. Dosage des orthophosphates

En présence d'antimoine oxytartrate de potassium à une température de 40° C (bain-marie), les ions orthophosphates (PO_4^{3-}) réagissent avec le molybdate d'ammonium pour former un

complexe antimoine phosphomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique (Murphy et Riley, 1962). Cette forme réduite de coloration bleue a un maximum d'absorption à 880 nm.

4. Dosage du silicium dissous

Dans l'eau de mer, le silicium dissous se trouve à 95 % sous forme d'acide orthosilicique (Si(OH)_4) (Aminot et Chaussepied, 1983). Cette forme réagit avec le molybdate d'ammonium en milieu acide pour former un complexe silicomolybdique qui sera réduit par l'acide ascorbique en un composé coloré en bleu absorbant à 810 nm. On y ajoute l'acide oxalique pour éviter les interférences des phosphates.

5. Etalonnage

Cette opération nécessite la préparation d'une solution mère puis une solution fille pour chaque élément à analyser (voir annexe 1).

Les droites d'étalonnage sont établies automatiquement par le logiciel en utilisant les concentrations connues des solutions étalons et leurs hauteurs de pic correspondantes.

II.3. Analyses bactériologiques

Les germes test recherchés sont les coliformes totaux, fécaux, E.coli, streptocoques fécaux, les staphylocoques, les vibrions et les salmonelles.

II.3.1. Dénombrement des coliformes, des streptocoques fécaux et des staphylocoques par la technique de filtration sur membrane : (Tableau II.1 et Tableau II.2)

- **Matériel :**

L'appareil est un simple système de filtration de marque Sartorius fonctionnant sous pression réduite (pompe à vide), Il contient un support à filtre qui reçoit la membrane de filtration et un flacon pour récupérer l'eau filtrée. Les membranes utilisées sont de marque Millipore. (Figure II.4)

- **Mode opératoire :**

La réalisation de la technique de filtration sur membrane a été faite selon les recommandations suivantes :


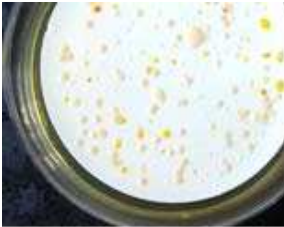


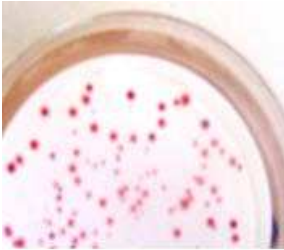
- Lavage et stérilisation de l'équipement de filtration pour le flambage.
- Mise en place de la pompe à vide.
- Prendre une membrane filtrante stérile près du bord à l'aide d'une pince stérilisée par flambage à la flamme et la déposer sur le support du filtre.
- Placer l'entonnoir sur le support et le fixer fermement.
- Verser dans chaque entonnoir un volume 100 ml de d'échantillon bien homogénéisé.
- Faire le vide jusqu' à filtration totale de l'échantillon.
- Retirer l'entonnoir et déposer la membrane filtrante à l'aide d'une pince stérile sur la gélose appropriée.
- Déposer la membrane en la déroulant pour tenir un contact étroit avec la gélose (la présence de bulles d'air est signalée par des taches blanches).

- Inscrire sur la boîte de pétri, le numéro de l'échantillon et le volume filtré.
- Placer les boîtes de pétri en position inverse et les incuber à température optimale de croissance du germe recherché.
- Flambage du dispositif par le bec benzène après chaque échantillon filtré afin d'éviter toute contamination possible.



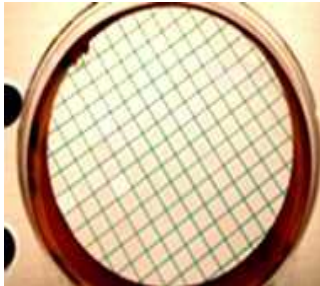

Figure II.4. Dispositif de l'appareil de filtration sur membrane

Tableau II.1. Récapitulatif de méthode de filtration sur membrane pour la recherche des coliformes et streptocoques fécaux

Germe recherché	Sélectivité du milieu d'ensemencement	Mode opératoire	Aspect du milieu avant utilisation	Aspect du milieu après
Les Coliformes	Le Tergitol est un agent tensioactif inhibiteur de nombreux Gram+	- Filtration de 100ml de l'échantillon. A travers une membrane stérile de 0.45µm.		<p>-Colonie rose rouge : réduction du TTC.</p> <p>-Colonie jaune : absence de réduction du TTC.</p> <p>Halo bleu-vert : lactose. Halo jaune : lactose+</p> <p><i>E. coli</i> et <i>Enterobacter aérogènes</i> donnent des colonies jaunes Les autres coliformes donnent des colonies rouges</p>  
Les Streptocoques fécaux	Le milieu de Slanetz et Bartley : milieu gélosé, qui sélectionne les Streptocoques Il contient du TTC et l'Azide de sodium un inhibiteur des gram -. Le TTC qui lors de sa réduction donne une coloration des bactéries en rouge	-Filtration de 100ml de l'échantillon. A travers une membrane stérile de 0.45µm.		<p>colonies rouges</p> <p>Les Entérocoques donnent des colonies de taille moyenne, roses ou rouges. Les <i>Bacillus</i> peuvent pousser et donner le même aspect de colonies, mais de taille plus importante.</p> 

(Source : Ministère des Approvisionnement et Services Canada, 1992)

Tableau II.2. Récapitulatif de la méthode de filtration sur membrane pour la recherche des staphylocoques

Germe recherché	Sélectivité du milieu d'ensemencement	Mode opératoire	Aspect du milieu avant utilisation	Aspect colonies Aspect du
<p>Les staphylocoques</p>	<p>Baird Parker milieu Sélectif de <i>Saphylococcus aureus</i>. Il contient 2 inhibiteurs de Gram - : le chlorure de lithium le tellurite de potassium</p>	<p>Filtration de 100ml de l'échantillon a travers une membrane stérile de 0.45µm.</p>		<p>-colonies noires</p> 

(Source : Ministère des Approvisionnements et Services Canada, 1992)

II.3.2. La recherche des germes pathogènes :

La recherche des Salmonelles et Vibrion sont effectuées par la méthode qualitative, réalisée en trois étapes successives : Enrichissement, isolement et identification biochimique (Figure II.5 et Figure II.6).

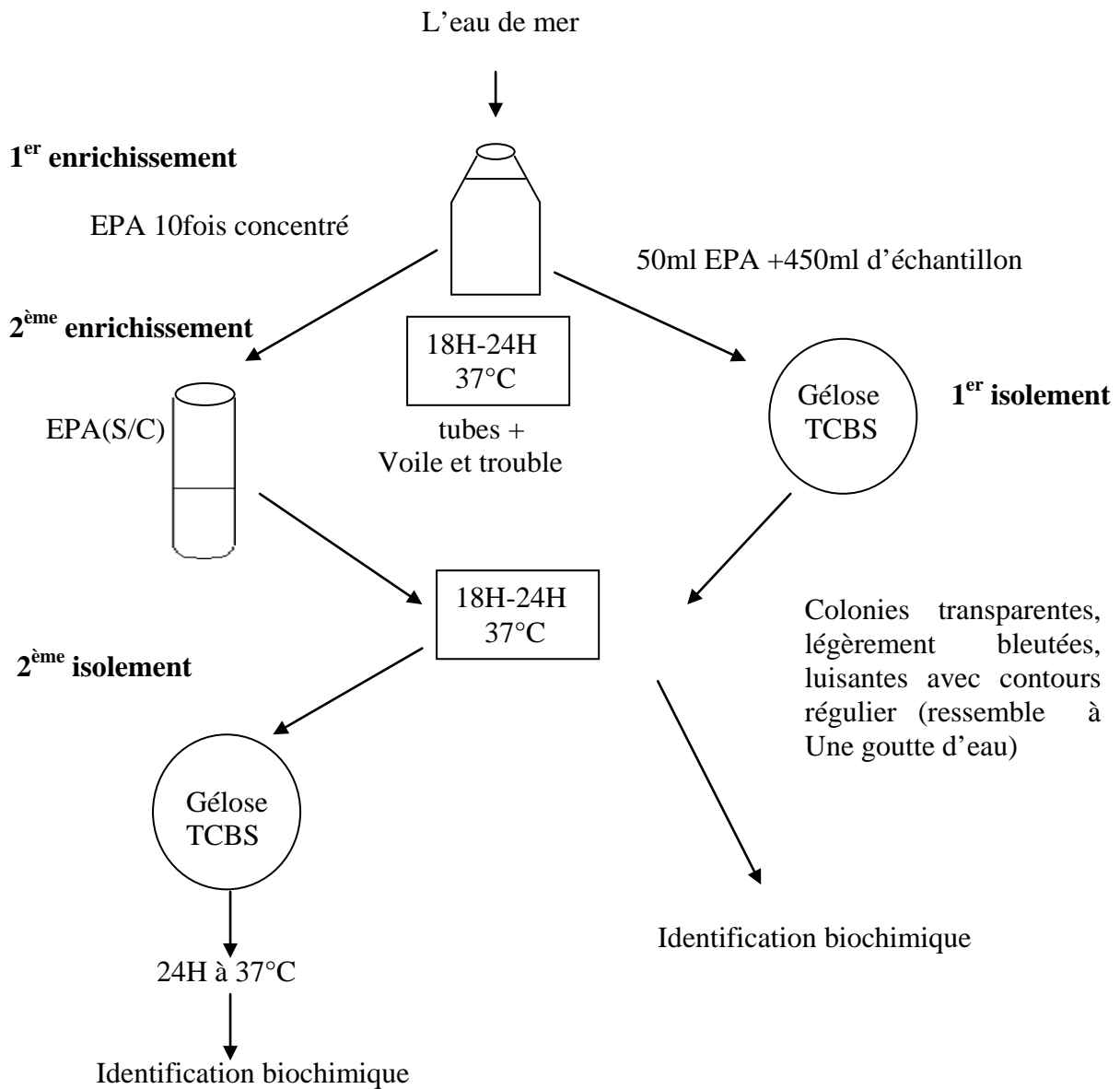


Figure II.5. Technique de recherche des vibrions

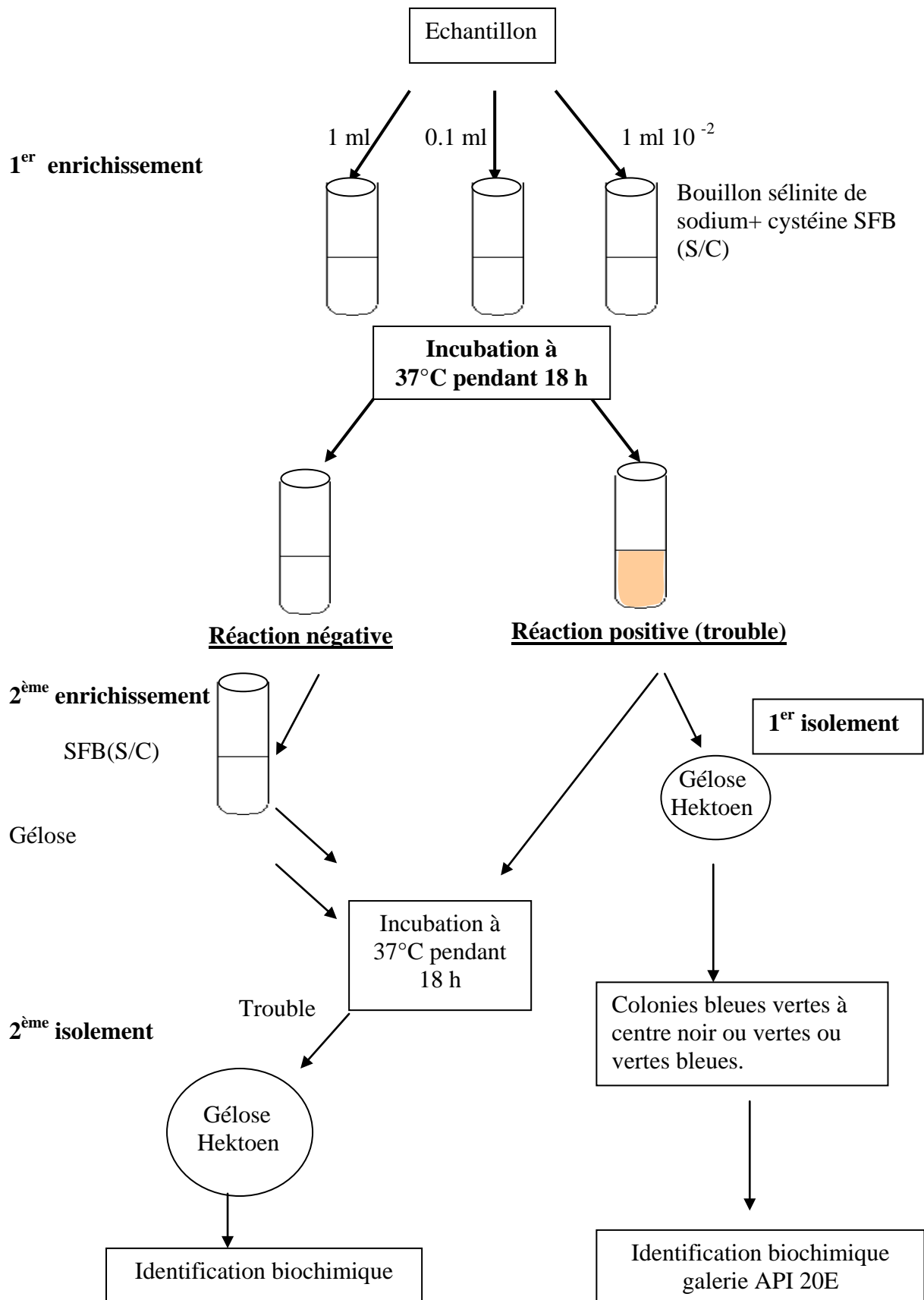




Figure II.6. Technique de recherche des Salmonelles

II.3.3. Dénombrement et identification des anaérobies sulfito-réductrices dans les sédiments

Les Sulfito-réducteurs sont souvent considérés comme témoins de pollution fécale ancienne. En effet, la forme sporulée est beaucoup plus résistante que les formes végétatives des coliformes fécaux et des streptocoques fécaux. Ce test permet de déceler une pollution fécale ancienne ou intermittente (Rodier *et al.*, 2005). Pour le dénombrement des spores de *Clostridium*, on utilise le milieu à base de viande-foie additionné d'une ampoule d'Alun de Fer et une ampoule de Sulfite de Sodium par flacon de 250ml, les spores se manifestent sous forme de colonies entourées d'un halo noir. Le résultat s'exprime en nombre de spore par 20 ml (Rodier *et al.*, 2005). Les sulfito-réducteurs ont été recherchés uniquement au niveau des sédiments prélevés au niveau du port d'Alger. L'isolement et l'identification (isolement sur gélose Colombia au sang frais, coloration de Gram, oxydase, catalase, détermination du type fermentaire, identification biochimique par galerie API 20A et API 32A) des souches ont été réalisés à l'Institut Pasteur d'Alger. (Annexe II)

Tableau II.3. Dénombrement des bactéries sulfito-réductrices

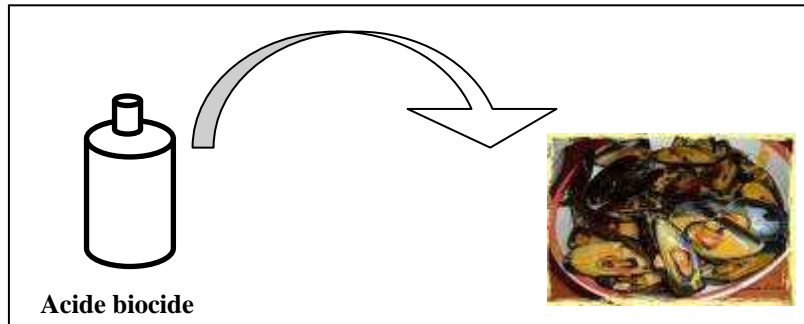
Les bactéries sulfito-réductrices			
Milieu	Technique	Lecture	Tubes dénombrables
Milieu de viande-foie + Alun de fer et sulfite de sodium	<ul style="list-style-type: none"> - Tubes remplis de 20ml solution mère, maintenues au bain marie à 80°C, pendant 10mn (destruction des formes végétatif). - Refroidir directement les tubes. - Repartir le tube de 20 ml en 4 tubes de 5 ml. - Introduire dans chaque tube 15 ml de gélose Viande-foie liquéfiée, homogénéiser. -Incubation a 37°C 	<ul style="list-style-type: none"> -1^{ère}Lecture : après 24H - 2^{ème} lecture : après 48h Apparitions des colonies noires. <p>Les spores qui se sont développées en anaérobiose sont des bactéries produisant à partir du sulfite, des sulfures qui ont précipités avec les ions de fer : <i>Clostridium</i> sulfitoréducteurs</p>	<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;"> <p>Test (+)</p>  </div> <div style="text-align: center;"> <p>Test (-)</p>  </div> </div>

II.3.4. Evaluation de la qualité bactériologique des moules

Le contrôle de la qualité bactériologique des moules a été réalisé à l'Institut Pasteur d'Alger. Les analyses ont été effectuées conformément aux normes en vigueur et méthodes recommandées par AFNOR NF V 08-600 d'octobre 2000 et Afnor NF V 08-106 de janvier 2002. Les germes recherchés sont : (figures II.7, II.8, II.9, II.10)

- ✓ Germes aérobies mésophiles totaux,
- ✓ Coliformes totaux et fécaux,

- ✓ Staphylocoques
- ✓ Anaérobies sulfito-réducteurs (ASR)
- ✓ Levures et moisissures
- ✓ Salmonelles



Rinçage des moules avec de l'acide biocide



Broyeur stomacher

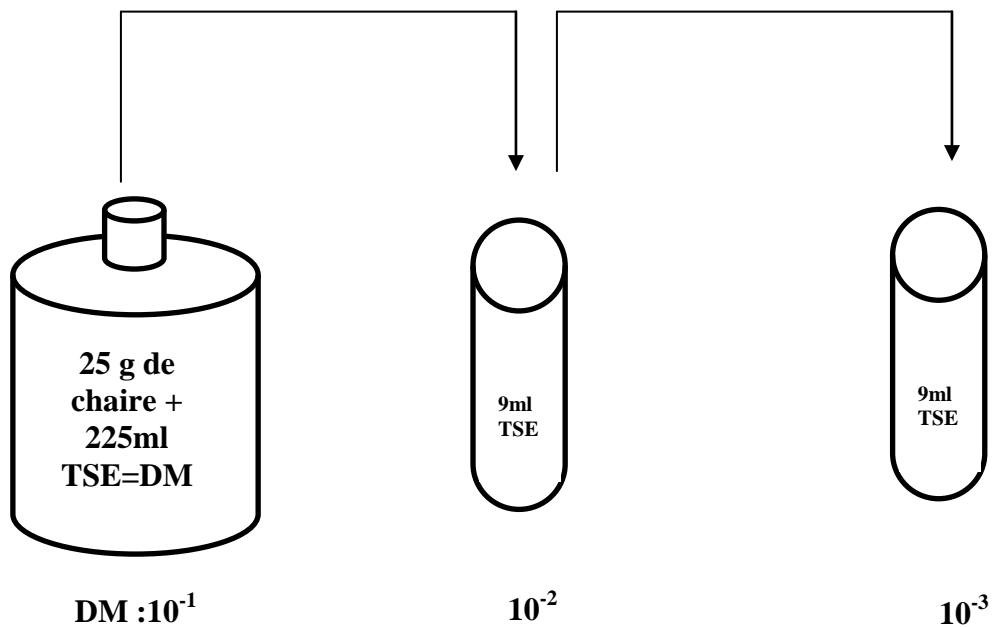


Figure II.7. Dilution des produits solides

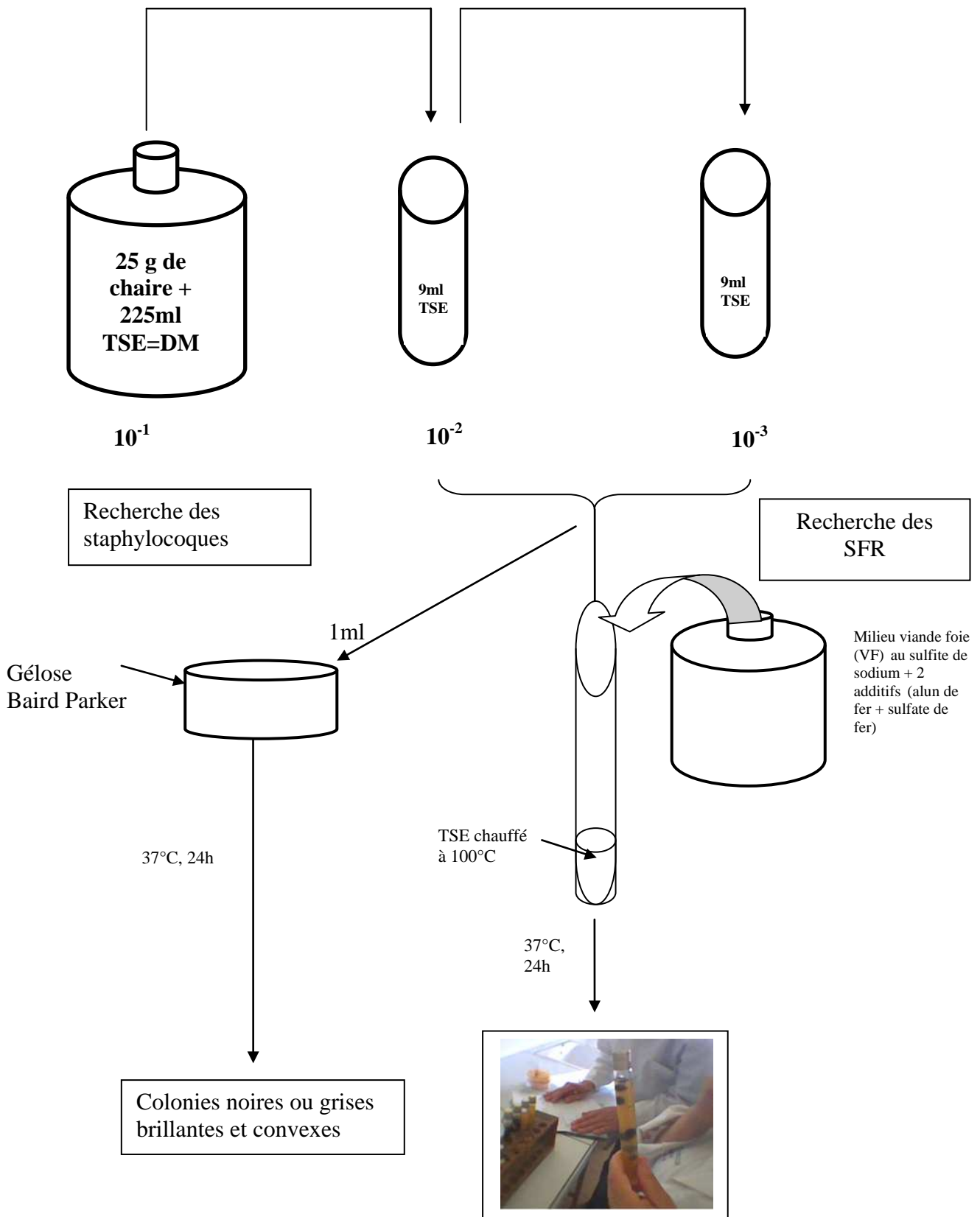


Figure II.8. Recherche des staphylocoques et des sulfitoréducteurs dans les moules

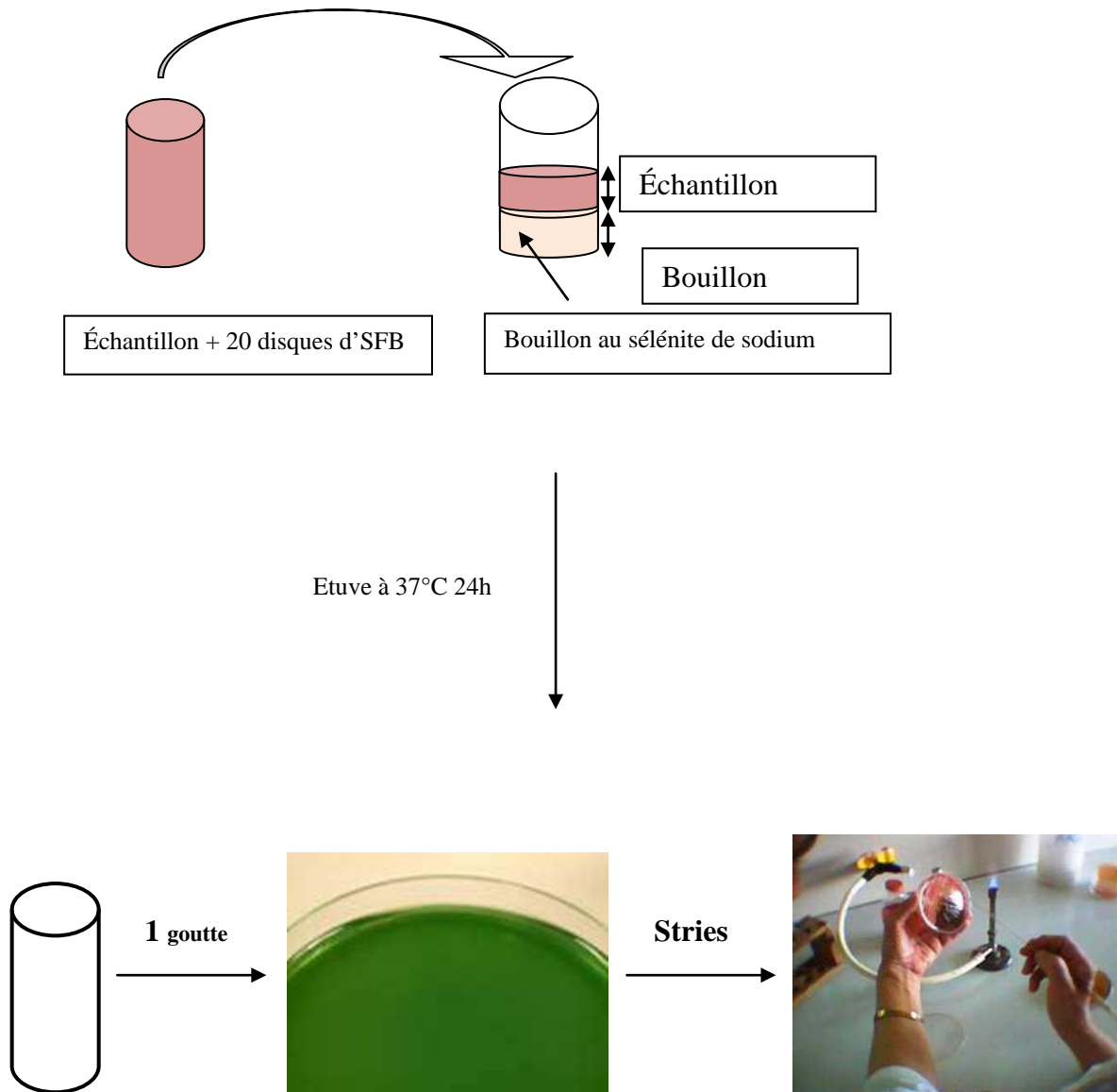


Figure II.9. Recherche des salmonelles dans les moules

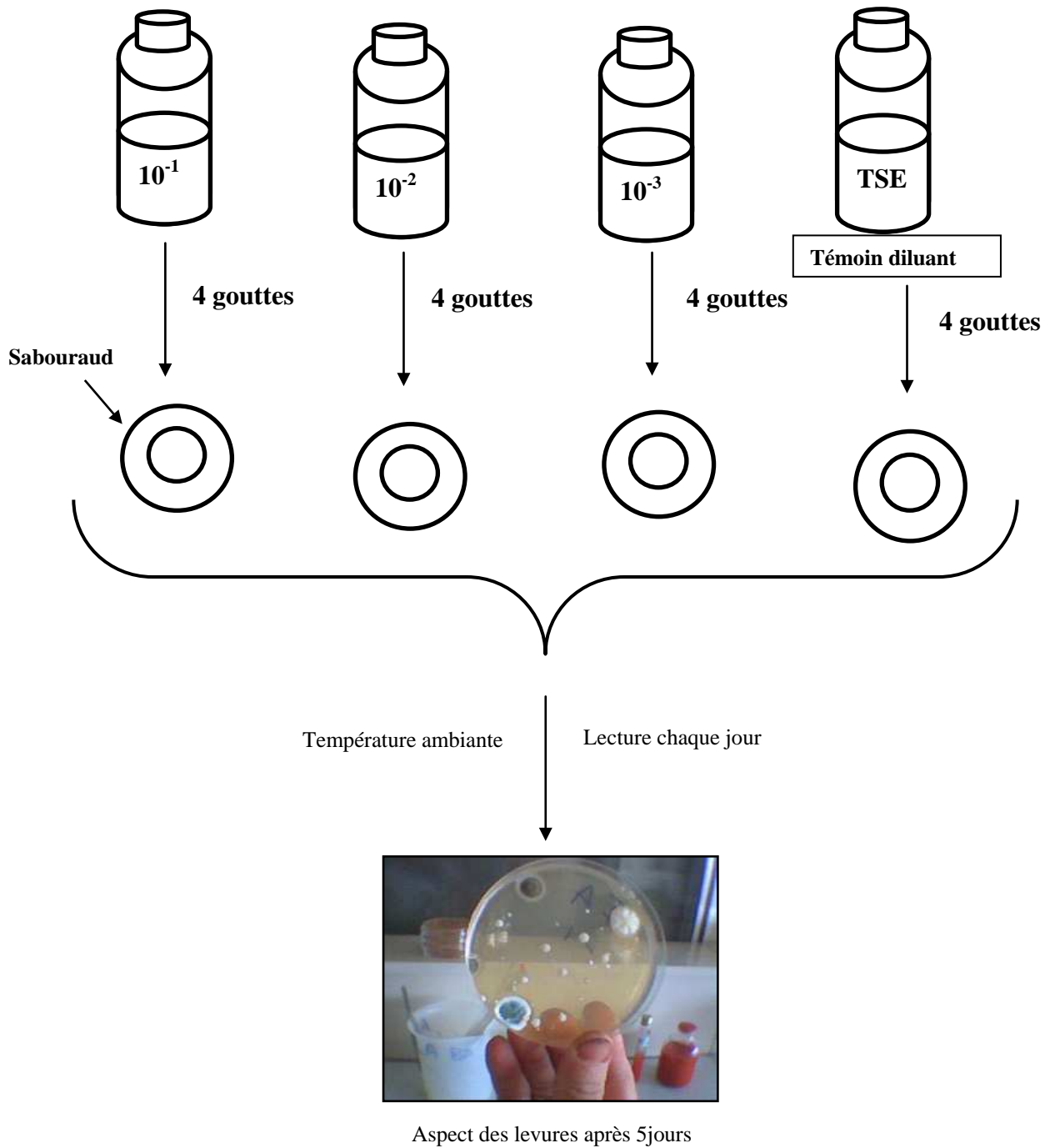


Figure II.10. Recherche des levures et des moisissures

II.4. Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures désignent les pétroles bruts (Kennish, 2001; Walker et *al.*, 2001), les carburants (essences, kérosènes, fuels domestiques, fuels lourds, etc.) et produits de base de la synthèse organique industrielle. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), qui résultent de la combustion incomplète des produits pétroliers, sont les plus préoccupants pour les milieux aquatiques. (Kennish, 2001; Saliot, 1981)

II.4.1. Méthode d'analyse des hydrocarbures

C'est une technique analytique plus performante que la spectrophotométrie infrarouge. Elle nécessite des radiations électromagnétiques comprises entre 200 et 400 nm dont l'énergie est élevée. Cette méthode fournit, en outre, un excellent indice de pollution pétrolière du fait des très faibles teneurs en hydrocarbures biogènes dans le milieu marin. La fluorescence est un phénomène qui se produit en deux phases : C.O.I, (1984), Marchand, (1983).

- **L'excitation** : l'excitation d'une molécule par une radiation électromagnétique ultraviolette est un phénomène rapide qui se traduit par le transfert d'un électron d'une orbitale liante vers une orbitale antiliante. La molécule passe ainsi de son état électronique fondamental vers un état excité. L'ensemble des transitions électroniques constitue le spectre d'excitation. La radiation ultraviolette de même que la lumière visible possède suffisamment d'énergie pour transférer des électrons vers des orbitales antiliantes créant ainsi un état électronique excité.

- **L'émission** : le retour à un état électronique de moindre énergie ou désexcitation est relativement stable. Il fait intervenir un grand nombre de transitions produisant chacune l'émission d'une radiation dans toutes les directions. L'ensemble des transitions constitue le spectre d'émission du rayonnement de fluorescence.

L'intensité de la fluorescence est proportionnelle à la concentration de l'échantillon à condition que cette dernière soit comprise dans la gamme étalon. Cette technique s'applique en particulier aux molécules possédant des liaisons doubles conjuguées tels que les hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques.

La spectrofluorimétrie est une technique d'analyse appliquée et préconisée par le C.O.I pour la surveillance de la pollution des hydrocarbures en mer. Elle a été adoptée du fait de sa sensibilité, sa rapidité, sa globalité au niveau des hydrocarbures polyaromatiques. Elle ne permet pas le dosage des hydrocarbures totaux au sens strict dans l'échantillon d'eau de mer : Les teneurs mesurées ne représentent pas réellement les concentrations absolues d'hydrocarbures, mais la réponse de fluorescence fournit un excellent indice de pollution pétrolière, du fait de très faibles teneurs des hydrocarbures aromatiques biogènes dans le milieu marin. La limite de détection de cette méthode est de l'ordre de 0.1 µg/l pour l'eau de mer. (Marchand, 1983)

Selon la C.O.I (1982), la détection limite doit être inférieure à 0,1 µg/l de chrysène. Lorsque cette limite est franchie, l'environnement n'est plus adéquat aux analyses.

La méthode adoptée pour l'analyse des hydrocarbures polyaromatiques est la spectrofluorimétrie ultraviolet (SFUV), sensible essentiellement aux hydrocarbures aromatiques. Elle est préconisée par le C.O.I (1982,1984) et (Marchand, 1983).

a) Principe de la spectrofluorimétrie ultrat-violet (SFUV) :

Cette méthode permet de mesurer la fluorescence émise par des molécules soumises à des rayonnements ultrat-violet. Elle est très utilisée par le dosage direct des substances fortes diverses comportant un noyau aromatique ou un hétérocycle (Audigie *et al*, 1983).

Une réponse de fluorescence représente ainsi un bon indice de pollution pétrolière du fait que les hydrocarbures aromatiques biogènes sont très faiblement représentés dans le milieu marin (Bodennec *et al*, 1983).

b) Appareillage :

Les hydrocarbures polyaromatiques sont analysés avec un spectrofluorimètre HITACHI modèle « 650-105 » (high sensitivity), équipé d'une lampe à xénon avec des fentes de 1.5 nm à 20 nm et un balayage allant de 220 à 830 nm (Figure II.11). L'appareil contient des cellules en quartz de 1 centimètre de trajet optique, polies sur les quatre faces. Un volume minimal de 0,5ml d'échantillon est suffisant à l'analyse.



Figure II.11. Spectrophotomètre de Fluorescence HITACHI, modèle 650 S, équipé d'une lampe « Xénon ».

c) Etalonnage de l'appareil :

A l'heure actuelle, on ne dispose pas de substance de référence totalement satisfaisante pour le dosage spectroscopie par fluorescence. C'est pourquoi il est recommandé aux laboratoires d'utiliser le chrysène comme principale substance de référence C.O.I, (1982), Marchand, (1983).

d) Préparation des standards

La standardisation de l'appareil nécessite un hydrocarbure de comparaison ou étalon de référence. Celui préconisé est le chrysène ou 1,2 benzophenanthrène ($C_{18}H_{12}$). La gamme étalon se compose de 2 mg de chrysène dissous dans 10ml d'hexane soit de 10mg/50 ml ou bien 200 μ g/ml (Tableau II.4). Cette préparation est la solution mère ou solution initiale. Un volume de 1 ml est prélevé de cette dernière et dilué dans 25ml afin d'obtenir une solution intermédiaire de 8 μ g/ml. A partir de cette seconde solution, des dilutions sont réalisées pour aboutir aux cinq solutions filles ou gamme étalon. Les fioles contenant les solutions standards sont placées dans un bac à ultrasons pendant deux minutes dans le but de faire dissoudre le chrysène dans de l'hexane (Figure II.12).

Tableau II.4. Concentration des standards ($\mu\text{g/ml}$) :

Standard	S1	S2	S3	S4	S5
[C] $\mu\text{g/ml}$	0.2	0.4	0.6	0.8	1

e) Limite de détection.

La limite de détection est la résultante des mesures effectuées sur les blancs échantillons, elle est repoussée à $0,1 \mu\text{l}$ pour l'eau de mer. Marchand, (1983). En pratique, différents facteurs peuvent influencer la détection limite, parmi lesquels, la sensibilité des appareillages et la qualité du traitement des échantillons. Cette donnée indique d'éventuelles contaminations survenues en pratique. L'augmentation du seuil de détection révélerait l'importance des contaminations. La propreté des instruments et de l'environnement sont primordiales pour l'obtention d'une décelabilité minimale de détection. L'utilisation des blancs de procédure permet de contrôler les étapes de traitement et d'écartier la contamination des échantillons.

f) Mesure des intensités de fluorescence

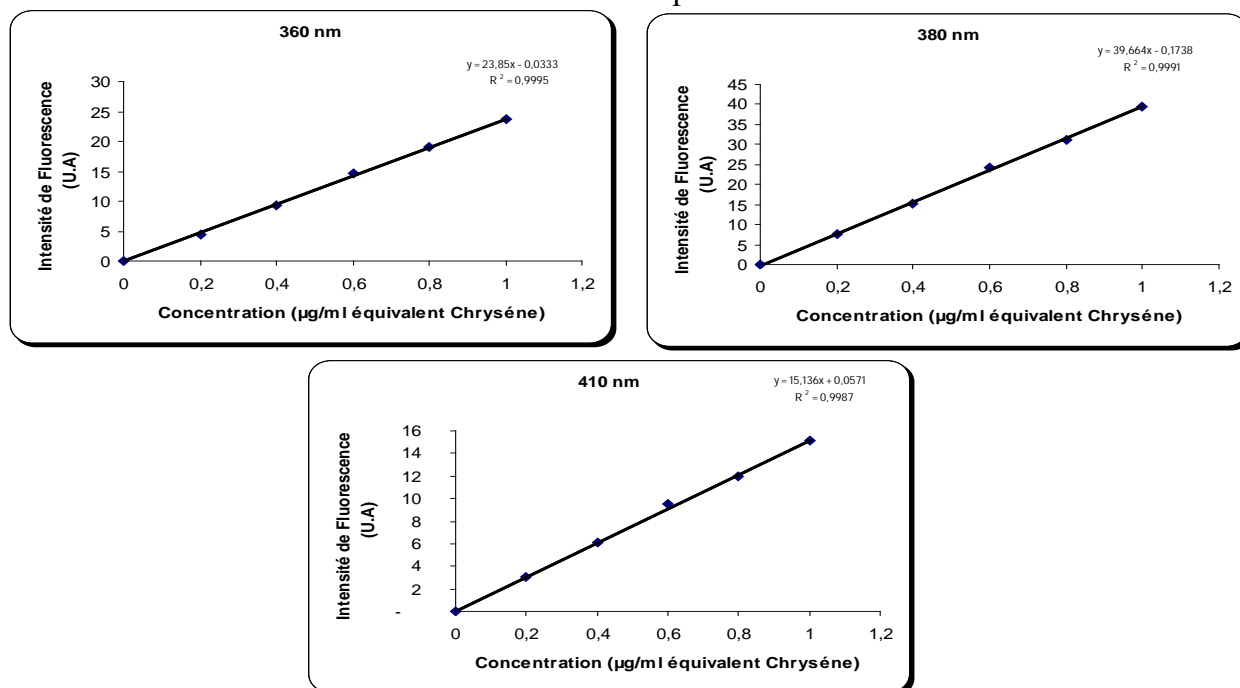
Les lectures sont faites selon les conditions opératoires suivantes :

- Longueur d'onde d'excitation : 310 nm
- Longueur d'onde d'émission : 360 nm ; 380 nm ; 410 nm
- Les fentes d'excitation : 2 nm
d'émission : 5 nm

g) Analyse spectrale :

Les conditions d'analyse pour l'obtention des spectres synchronisés des échantillons sont les suivants :

- Longueur d'onde d'excitation : 220 nm
- Longueur d'onde d'émission : 243 nm
- Les fentes d'excitation et d'émission sont respectivement fixées à 2.5 nm et 10 nm

**Figure II.12.** Droites d'étalonnage des standards en équivalents Chrysène.

Remarque :

Arrêt de la lecture des intensités de fluorescence et l'obtention des spectres synchronisés est fixées à 360 nm, car il présente des résultats significatifs.

h) Mode de calcul des concentrations :

Le calcul des concentrations des hydrocarbures en équivalent chrysène se fait d'abord par la détermination de la cotangente (α) selon la formule suivante :

$$\alpha = \frac{[C]_s}{U.A} \quad (\text{II.4})$$

$[C]_s$: concentration des standards ($\mu\text{g/ml}$)

U.A : Unité arbitraire (intensité fluorescente)

α : Cotangente.

Les concentrations hydrocarbures polyaromatiques dans les extraits d'hexane sont déterminées à partir de la formule suivante :

$$[C]_{\text{éch}} (\mu\text{g/ml}) = (U.A_{\text{éch}} - U.A_{\text{hx}}) \bar{\alpha} \quad (\text{II.5})$$

$[C]_{\text{éch}}$: Concentration calculée des hydrocarbures dans l'échantillon ($\mu\text{g/ml}$).

$U.A_{\text{éch}}$: Unité arbitraire de l'échantillon.

$U.A_{\text{hx}}$: Unité arbitraire de l'hexane

$\bar{\alpha}$: Moyenne des cotangentes calculées.

Les concentrations finales des hydrocarbures polyaromatiques des échantillons dans le sédiment marin sont calculées avec la formule suivante :

$$[C]_{\text{finale}} = \frac{(C_{\text{éch}} - C_{\text{blanc}}) \times V}{P_s} \quad (\text{II.6})$$

$[C]_{\text{finale}}$: Concentration finale des hydrocarbures en ($\mu\text{g/g}$) par rapport au (P_s) du sédiment.

$C_{\text{éch}}$: Concentration d'échantillon calculée auparavant ($\mu\text{g/ml}$)

$[C]_{\text{blanc}}$: Concentration du blanc ($\mu\text{g/ml}$).

V : Volume d'hexane d'extraction de la fraction.

P_s : Poids sec en (g)

i) Le calcul du pourcentage (%) en noyaux polyaromatiques :

A partir d'un spectre de composé connu « KUWAIT and REDWATER CRUDES » (Figure II.13), on a pu décomposer les spectres synchronisés des échantillons en différents noyaux aromatiques existants selon les longueurs d'ondes d'émission.

- 260 nm à 300 nm : 1 noyau condensé (1 N).

- 300 nm à 340 nm : 2 noyaux condensés (2N).

- 340 nm à 390 nm : 3 et 4 noyaux condensés (3-4N).

- 390 nm à 410 nm : 5 noyaux condensés et plus (5N et +)

Le pourcentage de participation de chaque fraction (noyaux) dans le mélange des hydrocarbures a été calculé par la technique des pesées qui consiste à déterminer les différents poids suivants :

- P_T : Poids total du spectre entier d'échantillon.
 P₁ : Poids correspondant à 1 noyau aromatique.
 P₂ : Poids correspondant à 2 noyaux aromatiques.
 P₃ : Poids correspondant à 3 et 4 noyaux aromatiques.
 P₄ : Poids correspondant à 5 noyaux et plus.

Le pourcentage (%) en noyaux aromatiques dans l'échantillon est déterminé selon cette relation :

$$P (\%) = \frac{100 \times P_N}{P_T} \quad (II.7)$$

- P_N : Poids correspondant au nombre de noyaux aromatiques.
 P_T : Poids total du spectre entier de chaque échantillon.

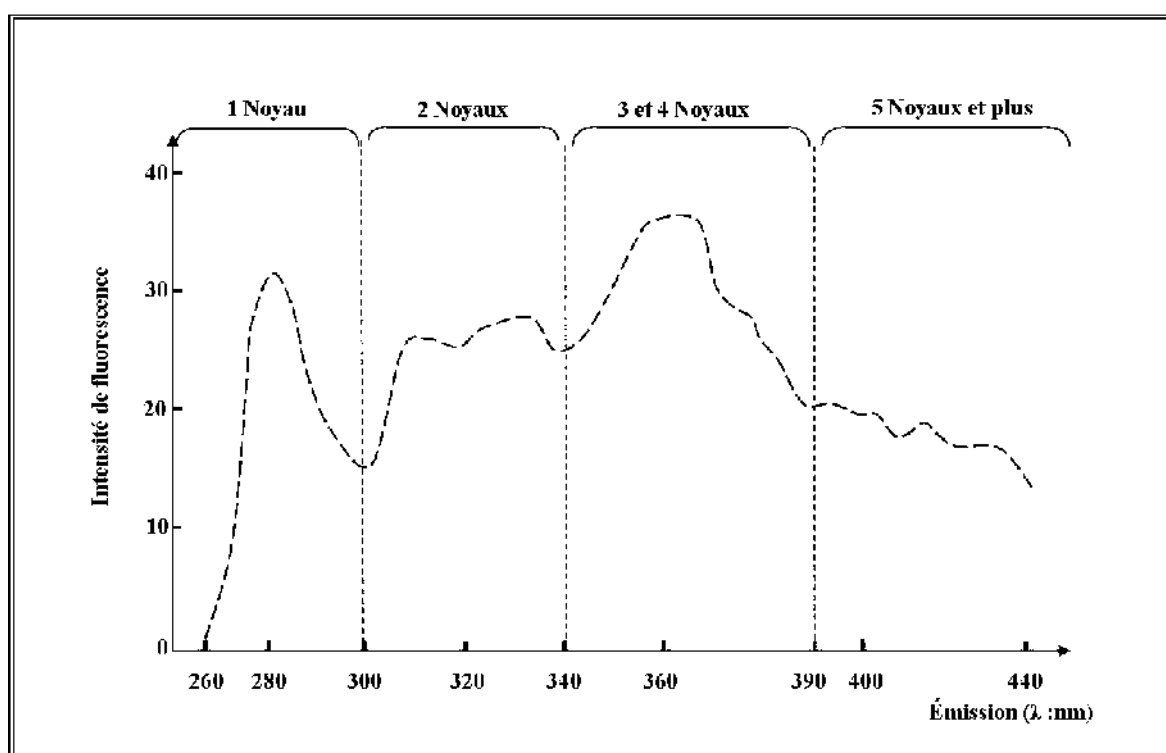


Figure II.13. Spectre synchronisé d'un pétrole « Kuwait and Redwater Cruds »

II.5. Analyse granulométrique

D'après Riviere, 1977, la granulométrie consiste à évaluer le pourcentage de la masse totale correspondant à la dimension de particules.

Une fois les échantillons nécessaires aux déroulements des travaux obtenus, ces derniers sont traités et classés au laboratoire, déposés dans des boîtes de pétries libellées, sur lesquelles, on utilisera pour chaque analyse, la quantité de sédiments nécessaire.

Les travaux se sont déroulés au sein du laboratoire de l'école nationale des sciences de la mer et de l'aménagement du littoral situé à Sidi Fredj.

II.5.1. Principe de la méthode

Ce procédé consiste à passer l'échantillon par une série de tamis de mailles décroissantes et de récolter ensuite le poids partiel de chaque quantité dans le tamis. Cependant, il existe de très nombreuses normes de tamisage, dans lesquelles les mailles varient selon une progression géométrique décroissante permettant un espacement régulier des abscisses dans l'échelle logarithmique, ainsi qu'une représentation étendue sur un graphique.

Cette analyse granulométrique permet de définir, suivant leurs calibres, diverses classes de sédiments indépendamment de leur nature chimique. Le tableau II.5 ci-dessous correspond aux diamètres des grains selon la norme française.

Tableau II.5. Diamètres des grains et appellations correspondants à la norme française.

Diamètre Maximum	Appellation	Diamètre Minimum
200 mm	Cailloux	20 mm
20 mm	Graviers	2 mm
2 mm	gros sables	0,2 mm
0,2 mm	sables fins	20 µm
20 µm	Limons	2 µm
2 µm	Argiles	< 2 µm

Source : AFNOR.1994

II.5.2. Mode opératoire de l'analyse granulométrique

Dans un premier temps, les échantillons mis dans des boîtes de pétries, sont placés à l'étuve pendant 24 heures ajustée à une température de 105°C.

Une fois le premier séchage achevé, 200 grammes de sédiments ont été prélevés de chaque boîte de pétri, cette valeur représentera le poids initial de l'analyse granulométrique pour chaque station.

Afin d'éliminer les fractions pélitiques, la quantité de sédiments a subi un rinçage dans un tamis de 40 µm de diamètre, sous un filet d'eau, aidé par une agitation manuelle du tamis. Une deuxième fois, après l'élimination des fractions pélitiques, les échantillons, remis dans des boîtes de pétries subiront un autre séchage à l'étuve pendant 24 heures, également sous une température de 105°C.

Après ce deuxième séchage, chaque échantillon est pesé, la différence par rapport au poids initial représente la quantité des fractions pélitiques.

Nous pourrions procéder aux opérations de tamisage, pour ce, on a utilisé une série de tamis dont l'écartement des tailles se fait selon les normes AFNOR, c'est à dire, avec une raison de $\sqrt[10]{10}$. L'ordre des tamis par ordre de diamètres décroissent par unités de microns, est le suivants : 800µm, 630µm, 500µm, 400µm, 315µm, 250µm, 200µm, 160µm, 125µm, 100µm, 80µm, 63µm, 50µm, 40µm.

Le tamisage s'est effectué mécaniquement sur une table vibrante, durant dix minutes, divisé en deux colonnes de tamis, la capacité de la tamiseuse étant limitée à un nombre limité de tamis (7 tamis).

A la fin de chaque tamisage, le refus de chaque tamis est pesé avec une précision du centième de gramme.

II.5.3. Traitement des données

A partir des masses cumulées sont calculés les pourcentages cumulés puis pondérés. Des courbes cumulatives ont été établies propres à chaque station, sur du papier semi logarithmique,

- En abscisse logarithmique les diamètres des particules du sédiment.
- En ordonnée le pourcentage pondéral des refus cumulés inférieur à une taille donnée.

Cela nous permettra de comparer les échantillons et de déterminer graphiquement les différents paramètres grâce auxquels nous calculerons les indices granulométriques.

II.5.3.1. Les indices granulométriques

a. Les paramètres centraux

a.1. La médiane

C'est l'indice absolu (Riviere, 1977), correspond au diamètre du grain moyen dont l'ordonnée est à 50 % du poids total du sédiment, elle est déduite à partir de la courbe cumulative.

Le grain moyen est l'expression de la force d'un courant (eau, vent), capable d'avoir mis en mouvement l'essentiel d'un sédiment donné (Chamley, 1987). La médiane ne peut être utilisée avec des sédiments à distribution bimodale (Folk et Ward, 1957).

a.2. Les quartiles :

Le 1^{er} quartile (Q25) : Correspond au diamètre du grain représentant 25% en poids du sédiment. (Tableau II.6)

Le 3^{ème} quartile (Q75) : Correspond au diamètre du grain représentant 75 % en poids du sédiment.

Ces deux paramètres nous montrent la part des sédiments grossiers et des sédiments fins dans un échantillon. (Tableau II.6)

Tableau II.6. Classification des grains de sable (Folk et Ward, 1957) :

Diamètre du grain	Classification
< 110µm	sable très fin
110-150µm	sable fin
150-250µm	Sable moyen
250-500µm	Sable grossier
>500µm	Sable très grossier

II.6. Analyse des métaux lourds

II.6.1. Traitement du sédiment pour la détermination des métaux lourds

Le prélèvement de l'échantillon de sédiment à bord doit s'effectuer en suivant des consignes très strictes pour éviter toute contamination d'échantillon, il est conservé à bord (précongélation) pour subir au laboratoire le traitement suivant :

II.6.2. Lyophilisation

C'est la déshydratation par sublimation des échantillons à -40°C et sous vide (10^{-1}bar) pendant 48 h par un lyophilisateur (modèle CHRIST Beta 1-8). (Figure II.14)



Figure II.14. Lyophilisateur (modèle CHRIST Beta 1-8)

II.6.3. Broyage et tamisage

Les sédiments lyophilisés sont broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine jusqu'à l'obtention d'une poudre fine. (Figure II.15).



Figure II.15. Mortier en porcelaine

Le tamisage s'effectue dans un tamis de 63 μm . Cette fraction est la plus représentative pour le dosage des métaux lourds où il existe une affinité entre les particules fines et ces métaux (Charlou et Joanny, 1983). Les sédiments dont la granulométrie est très fine n'ont fait l'objet que d'un tamisage. La fraction inférieure à 40 μm est le siège de la plus part des phénomènes d'adsorption – désorption où le problème de pollution est le plus significatif.

II.6.4. Homogénéisation

Pour avoir une meilleure répartition des éléments métalliques, les sédiments sont homogénéisés pendant 15 mn à l'aide d'un agitateur électrique (type Heidolph).

II.6.5. Extraction des métaux lourds

Il existe plusieurs méthodes pour l'extraction des métaux lourds citées par plusieurs auteurs (Charlou et Joanny, 1983).

La méthode utilisée dans les analyses des métaux lourds présentés dans ce mémoire est la méthode d'extraction du métal total contenu dans l'échantillon (Charlou et Joanny, 1983).

II.6.6. Digestion ou minéralisation

La digestion permet de libérer les différents métaux adsorbés à la surface des particules sédimentaires par extraction et mise en solution pour faciliter le dosage par absorption atomique.

II.6.7. Protocole expérimental

Le protocole utilisé est celui adopté par Charlou et Joanny (1983). Pour sa réalisation, nous disposons d'une bombe à Téflon composée de deux plaques en acier inoxydable, de neuf godets en Téflon et d'écrous en acier.

La méthode utilisée est la suivante

- Peser 0,5g de sédiment sec dans chaque godet.
- Ajouter 5ml d'acide nitrique pur (HNO_3).
- Mettre la bombe à Téflon dans une étuve à 70°C pendant une nuit.

Pour chaque série, on réserve un godet pour témoin blanc à raison de 5ml de HNO_3 pur. Chaque minéralisation est précédée d'une minéralisation à blanc pour décontaminer les godets en Téflon avec 3ml de (HNO_3) durant 24h.

II.6.8. La Dilution

Après refroidissement, les échantillons minéralisés dans les godets sont transvasés dans des fioles de 100ml, ajustés avec de l'eau distillée puis stockés dans un réfrigérateur en attendant le dosage par Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA).

II.6.9. Analyse des métaux lourds par spectrophotométrie d'absorption atomique

C'est la méthode d'analyse des éléments à l'état de traces la plus utilisée et précise dans ce domaine, c'est une technique fiable et relativement peu onéreuse pour l'analyse d'éléments en trace recommandée par Pinta (1971), et Charlou et Joanny (1983).

L'analyse par SAA consiste en la détermination de la concentration d'une substance d'après l'absorption d'une radiation caractéristique de l'élément recherché.

Nous avons utilisé pour nos analyses un spectrophotomètre d'absorption atomique de type « HITACHI Z-5000 » (Figure II.16)



Figure II.16. SAA model HITACHI Z-5000

a). Principe de la SAA :

Les ions à analyser doivent passer sous forme atomique à l'état fondamental. Ils absorbent une partie de radiation émise par une source de radiation I_0 et passent à un niveau d'excitation supérieur. Après le passage d'un faisceau lumineux primaire résulte une diminution de l'intensité du faisceau incident I_0 qui devient I . L'intensité est d'autant plus petite que la quantité de métal interposée sur le faisceau est plus importante. La différence

entre I et I_0 est enregistrée par photomultiplicateur, cette absorption est proportionnelle à la concentration et suit la loi de Beer Lambert :

$$I = I_0 e^{-KLC} \quad (\text{II.8})$$

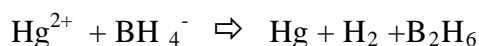
$$A = D_o = \text{Log } I_0/I = KLC \quad (\text{II.9})$$

- A : Absorbance
- D_o : Densité optique
- K : Constante coefficient d'extinction molaire
- L : Longueur de source d'atomisation
- C : Concentration du métal dosé
- I : Intensité lumineuse transmise
- I_0 : Intensité lumineuse émise.

Les concentrations des métaux étudiés sont déterminées suivant trois méthodes différentes (Tableau II.8):

- **Vapeur froide (hydrures)**

Cette technique est utilisée pour la détermination de la teneur en traces du mercure (Hg) par le système MHS10 (mercury hydride system). C'est la réduction chimique du mercure (Hg) sous forme d'hydruure à l'aide d'une solution réductrice de borohydrate de sodium (NaBH_4) préparée à partir de 3g de (NaBH_4) et 1g de (NaOH) qui est le principe.



Le mode opératoire est comme suit : Dans un flacon en polyéthylène contenant l'échantillon et à l'aide d'un gaz vecteur (Argon) sous une pression de 2,8 bars, on amène le (NaBH_4). L'hydrogène libéré, réduit les ions métalliques en hydrures volatiles dans une cellule en quartz à partir de laquelle l'absorption du métal est mesurée.

- **Flamme air acétylène** : Concernant les métaux essentiels aux concentrations relativement importantes (Cu, Zn, Mn, etc...), nous avons utilisé la méthode de flamme air acétylène. La surface de l'échantillon est exposée au nébuliseur sous l'action d'un gaz. Celui-ci produit un aérosol qui va être dissocié en atomes par la flamme qui absorbe la lumière émise sous forme de radiation de chaque élément constituant la lampe.
- **Four à graphite** : Les éléments métalliques à concentrations relativement faibles sont analysés à l'aide d'un four à graphite (Cd, Pb... etc). C'est un four en graphite de revêtement pyrolytique interne. Le modèle utilisé est de type «HGA 500 » de Perkin Elmer. Le principe repose sur la volatilisation des échantillons par atomisation dans le four suivant 3 cycles de montées de température. 10 μ l de chaque échantillon sont injectés automatiquement dans le four. Après écoulement du temps de montées de température programmée, l'absorption relative est enregistrée.

II.6.10. Etalonnage

L'étalonnage doit être réalisé très soigneusement, dans un domaine de concentration où la loi de Beer Lambert est respectée (Tableau II.7). La mesure de la concentration d'un élément dans l'échantillon est déterminée à partir d'une courbe d'étalonnage. La gamme d'étalonnage doit autant que possible être comprise autour de valeurs de l'échantillon à analyser. Les solutions étalons sont préparées à partir de solution mère qui a une concentration connue en g/l de l'élément à doser. Les standards ne sont préparés qu'au moment de l'analyse.

Tableau II.7. Concentration des solutions standards utilisées :

Métaux	Concentration en µg/ml		
	S1	S2	S3
Hg	5	10	15
Zn	1000	2000	3000
Cu	500	1000	1500
Mn	500	1000	1500

II.6.11. Calcul des concentrations des métaux lourds

Pour obtenir les concentrations des métaux lourds étudiés, nous avons établi l'équation de la droite d'étalonnage par régression linéaire. Cette équation a la forme suivante :

$$D.O = aC+b \quad (II.10)$$

Quand cette équation est définie (valeur de a (pente de la droite) et de b (ordonné à l'origine)) nous avons calculé la concentration des échantillons à partir de leur absorbance (D.O). Dans une seconde étape, nous avons calculé la concentration finale des échantillons selon la relation suivante :

$$[C]_F = \frac{[c]_{ech} - [c]_{blanc}}{P} * V \quad (II.11)$$

[C]_F : concentration finale du métal exprimée en (µg/g)

[C]_{ech} : concentration de l'échantillon donnée par l'équation de la droite d'étalonnage exprimée en (µg/ml)

[C]_{blanc} : concentration du blanc (µg /ml)

V : Volume final de la solution d'échantillon (50 ml)

P : Poids du sédiment minéralisé en (g)

L'étalonnage de l'appareillage est effectué à partir de solutions standard, préparées au moment de l'analyse pour chaque élément à partir d'une solution mère à 1g/l.

Tableau II.8. Conditions spectrophotométries et électrothermiques des métaux étudiés.

		Eléments					
		Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Mn
Longueur d'onde (nm)		253,7	283,3	228,8	324,8	213,9	279,5
Largeur de la fente (nm)		0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,2
Intensité (ma) (HCL)		19	08	06	15	15	15
séchage	Vitesse de montée (°c/s)	-	20	20	-	-	-
	Température (°c)	-	110	110	-	-	-
	Temps (s)	-	40	40	-	-	-
Mise en cendre	Vitesse de montée (°c/s)	-	20	20	-	-	-
	Température (°c) 1ere phase	-	400	350	-	-	-
	temps	-	20	30	-	-	-
	Vitesse de montée (°c/s)	-	15	15	-	-	-
	Température (°c) 2éme phase	-	560	460	-	-	-
	temps	-	45	40	-	-	-
Atomisation	Vitesse de montée (°c/s)	-	1	0	-	-	-
	Température (°c)	-	2400	2200	-	-	-
	Temps (s)	-	5	6	-	-	-
Types d'atomisation		VF	FG	FG	FAA	FAA	FAA
VF : vapeurs froides		FAA : flamme air-acétylène					
FG : four à graphite		HCL : lampe à cathode creuse					

II.6.12. Les indices de contamination :

D'une manière mieux définie, les indices de contaminations (IC) sont calculés en fonction des différentes mesures pour cerner le devenir des produits de dragage (Tableau II.11).

Tableau II.9. Valeurs guides proposées pour les métaux lourds ($\mu\text{g/g}$) par différents pays signataires de la convention d'Oslo. (Alzieu *et al.*, 1999).

	Allemagne	Belgique	Espagne	France	Pays bas
Arsenic	30-150	36-100	80-200	25-50	24-29
Cadmium	2.5-12.5	3-7	1-5	0.2-2.4	0.8-4
Chrome	150-750	66-200	200-1000	90-180	100-120
Cuivre	40-200	65-91	100-400	26-36	36-60
Mercure	1-5	4-7	0.6-3	0.2-0.4	0.3-1.2
Plomb	100-500	400-600	120-600	20-40	85-110
Nickel	50-250	190-280	100-400	37-75	35-45
Zinc	350-1750	350-500	500-3000	140-200	140-365

Les valeurs guides des concentrations en métaux (Tableau II.9) au niveau européen sont sensiblement homogènes, excepté les normes espagnoles pour quelques métaux.

Tableau II.10. Concentrations normales des métaux lourds dans les sédiments selon les normes algériennes, françaises et hollandaises (Alzieu *et al.*, 1999) ($\mu\text{g/g}$).

Métaux	Hg	Pb	Cd	Cu	Zn	Mn
Normes						
Algériennes	1.5	250	2	150	500	-
Françaises	0.2	22	0.6	26	80	400
Hollandaises	0.3	85	0.8	36	140	-

Pour la présente étude, les analyses des métaux lourds ont portés sur la comparaison des concentrations par rapport aux normes algériennes, françaises et hollandaises (Tableau II.10).

Concernant les normes algériennes, il s'agit en fait d'une synthèse élaborée par la DGE (Direction Générale de l'Environnement).

L'indice de contamination correspond au rapport de la concentration observée sur la concentration considérée comme normale.

$$IC = \frac{\text{Concentration observée}}{\text{Concentration normale}} \quad (\text{II.12})$$

Tableau II.11. Valeurs de l'indice de contamination (IC) (ABRMC,1984 et Alzieu *et al.*,1999)

IC	Observations
IC < 3	Concentration normale
3 < IC < 10	Cas de pollution
10 < IC	Zone à risque

II.7. Les peuplements macrobenthiques

II.7.1. Prélèvement

1. Les engins de prélèvement

Pour l'ensemble des deux ports, les prélèvements ont été effectués avec une benne Van Veen dont la surface de prélèvement est de $1/8 \text{ m}^2$.

Pour tous les prélèvements la notion de « volume minimum » défini par Picard (1965) a été néanmoins respectée ; c'est la plus petite quantité de sédiment qu'il est nécessaire de prélever pour obtenir la quasi-totalité des macro-espèces vivant normalement dans le biotope ; c'est-à-dire le volume minimum à partir duquel le nombre d'espèces n'augmente sensiblement plus si le volume du prélèvement augmente.

Parker (1975) et Eleftheriou et McIntyre (2005) notent que la benne Van Veen est plus efficace pour des prélèvements de sédiment mou et envasé, son efficacité est moins importante pour les fonds sableux du fait de la faible pénétration dans le sédiment.

Deux coups de benne ont été réalisés pour chaque prélèvement afin de rendre les résultats aussi comparables que possible entre eux.

2. Tamisage, tri et détermination

L'échantillon récolté est tamisé sur une maille carrée de 1 mm (Figure II.17) de diagonale (limite dimensionnelle de la macrofaune benthique); les organismes du macrobenthos retenus dans le tamis sont conservés à bord dans du formol dilué à 10 % et stockés dans des bocaux en verre étiquetés jusqu'au tri au laboratoire.

Le tri, la détermination et le dénombrement des individus de chaque espèce recensée se sont basés sur les méthodes de traitement des échantillons et d'analyse des résultats proposés par Gray *et al.*, (1992).

Les listes faunistiques ont été établies pour chaque prélèvement et pour chaque station.



Figure II.17. Tamis 1 mm diamètre

II.7.2. Traitements numérique des données

1. Richesse du peuplement

Les résultats recueillis au cours des différents prélèvements ont été traités selon la méthode mise au point par Picard (1965) faisant apparaître :

- l'abondance d'une espèce : nombre d'individus vivants dans chaque prélèvement ;
- la densité : elle exprime le nombre d'individus par unité de surface ou de volume ;
- la richesse spécifique : nombre d'espèces identifiées ;
- la dominance d'une espèce : c'est la valeur relative ou fréquence relative correspondant au pourcentage des individus de chaque espèce par rapport à la totalité des individus vivants de toutes les espèces du prélèvement ou de la station.

2. Structure du peuplement

2.1. Indices de diversité spécifique

Nous avons utilisé les indices de diversité spécifique les plus couramment utilisés dans les études comparatives des peuplements, à savoir les indices de Shannon-Wiener (H') et celui de l'équitabilité (ou Evenness E).

Quelques espèces dominantes jouent un rôle majeur dans le fonctionnement de l'écosystème, alors que de nombreuses espèces rares conditionnent la diversité d'un peuplement. Ainsi les dominances élevées de quelques espèces communes donnent une valeur faible de la diversité, tandis que la codominance de quelques espèces donne une valeur élevée (Daget, 1979).

2.2. Indice de Shannon et Weaver (H')

Le choix de cet indice (Shannon et Weaver, 1949) est justifié par son usage général en écologie, par sa facilité de calcul et d'interprétation ; il est souvent utilisé dans les études de structure de peuplements benthiques. Cet indice, dérive de la théorie de l'information, donne une mesure intégrée de la diversité.

$$H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2(N_i / N)) \quad \text{(II.13)}$$

N_i : nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces).

N : nombre total d'individus.

H' est minimal (=0) si tous les individus du peuplement appartiennent à une seule et même espèce, H' est également minimal si, dans un peuplement chaque espèce est représentée par un seul individu, excepté une espèce qui est représentée par tous les autres individus du peuplement. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Frontier, 1983).

2.3. Indice de Piélou (équirépartition)

Il est appelé aussi indice de régularité ou d'équitabilité ou « Eveness » (Piélou, 1966). L'évaluation de la diversité spécifique est généralement complétée par un indice d'équitabilité. C'est une autre expression de la diversité spécifique. Cet indice traduit la répartition plus ou moins équitable des espèces ; il est le plus usité. L'équitabilité est une diversité relative c'est-à-dire un indice de diversité classique ramené à un indice de référence en fonction de la taille de l'échantillon, c'est donc le rapport entre la diversité mesurée dans un peuplement et la diversité maximale.

$$E = H' \text{ obs} / H_{\text{max}} = H' / \log_2 S \quad \text{(II.14)}$$

$\log_2 S$: caractérise le plus haut niveau de structure théorique compte tenu de la richesse spécifique (c'est la valeur maximale de la diversité, quand toutes les espèces présentes sont également fréquentes).

S : Nombre d'espèces du prélèvement.

L'équitabilité varie de zéro à 1; elle tend vers zéro quand la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce du peuplement et tend vers 1 lorsque chacune des espèces est représentée par le même nombre d'individus ; E est donc une valeur du degré de déséquilibre d'un peuplement.

Chapitre III

Résultats & interprétations

Nous étudierons les paramètres physiques et chimiques des prélèvements réalisés en janvier et ceux du mois de mai 2009 respectivement au niveau du port d'Alger et celui de Bouharoun.

III.1. Les paramètres physicochimiques

III.1.1. La température

La température correspond à un élément fondamental en océanographie. Ce facteur conditionne largement et significativement l'écologie des systèmes marins et côtiers. Sa variation dépend de la température atmosphérique et du mélange des masses d'eau.

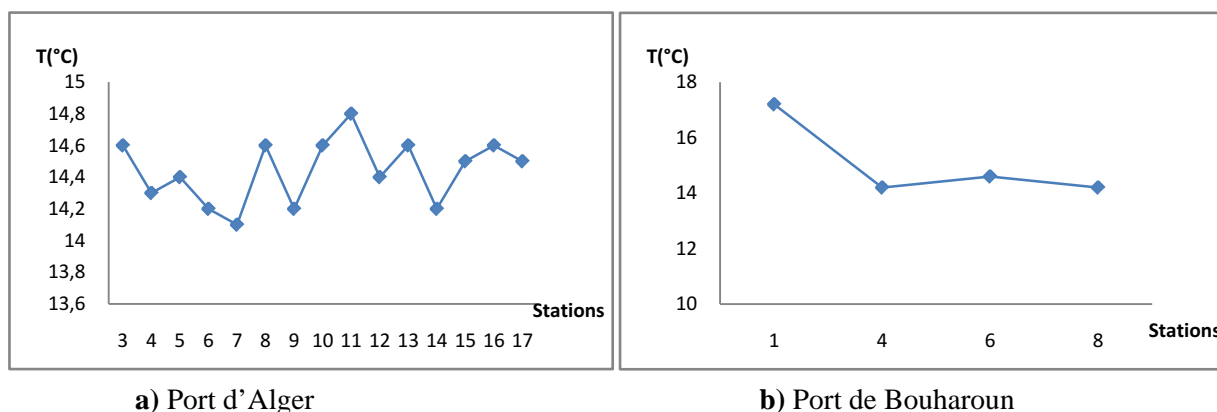


Figure III.1. Variation de la température au niveau du port d'Alger et Bouharoun

Au niveau du port d'Alger (Figure III.1(a)), les valeurs température de surface varient de 14,1 à 14,8 °C avec une moyenne de 14,44°C et écart type de 0,20.

D'une manière générale, les températures enregistrées restent normales et témoignent du niveau thermique de la saison d'échantillonnage, rappelons qu'en période de prélèvement les conditions météorologiques étaient caractérisées par une agitation des eaux dans tous les bassins du port d'Alger.

Par contre dans le port de Bouharoun (Figure III.1(b)) les valeurs de température varient peu au niveau des stations de 14,2 et 14,6°C sauf au niveau de la station 1 où nous avons enregistré une valeur de 17,2°C au près du quai du bassin des chalutiers où se localisent deux bouches d'eau usées.

III.1.2. Salinité

Les valeurs de salinité des eaux de surface du port d'Alger se situent entre 35.2 et 36.5 PSU avec une moyenne de 36.05 PSU. (Figure III.2 (a)).

La variation de la salinité au niveau du port de Bouharoun montre des valeurs minimales, elles fluctuent entre 35,4 PSU (station 1) et 36,6 PSU (station 8) avec une valeur moyenne de 35,8 PSU. (Figure III.2 (b)).

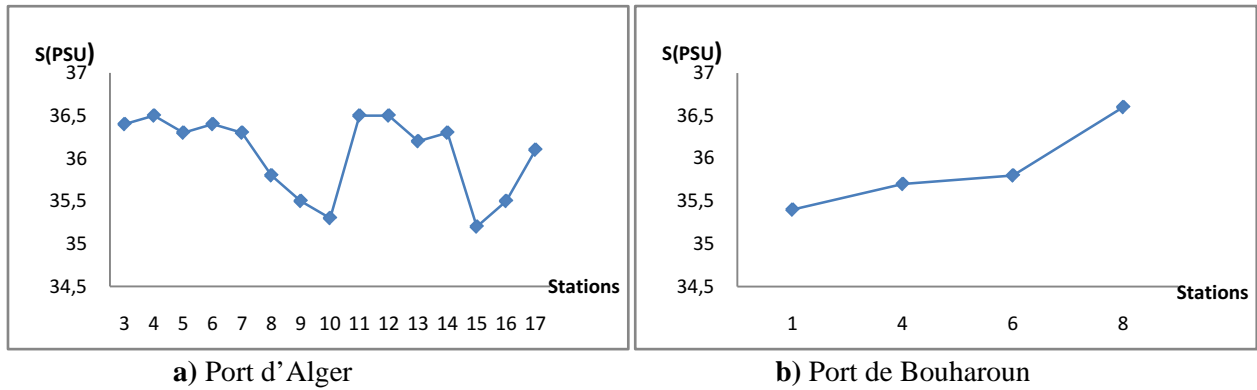


Figure III.2. Variation de la salinité au niveau du port d'Alger et Bouharoun

Selon Taleb (1970), la salinité des eaux de l'océan atlantique est comprise entre 36 et 36.9 PSU, et en méditerranée, elle est comprise entre 37.8 et 39.39 PSU.

Nous remarquons alors que les valeurs de salinité sont relativement faible que nous pouvons expliqué par la proximité des stations de deux ports, des oueds et des apports des eaux de ruissellement qui déversent l'eau douce.

Au niveau du bassin Mustapha du port d'Alger, de nombreuses entreprises implantées, des rejets intenses et de différentes natures le caractérisent, et expliquent les valeurs hétérogènes de ce paramètre.

III.1.3. Oxygène dissous

Les teneurs en oxygène des eaux de surface du port d'Alger varient entre 3.22 et 8.42 mg/l avec une moyenne de 5.65 mg/l. et un écart type 1.39. (Figure III.3(a))

Pour les eaux de surfaces de port de Bouharoun, l'oxygène varie entre 3.23 (Station 1) et 6.97 (Station 8) avec une moyenne de 4.18 mg/l et un écart type de 1.86. (Figure III.3(b))

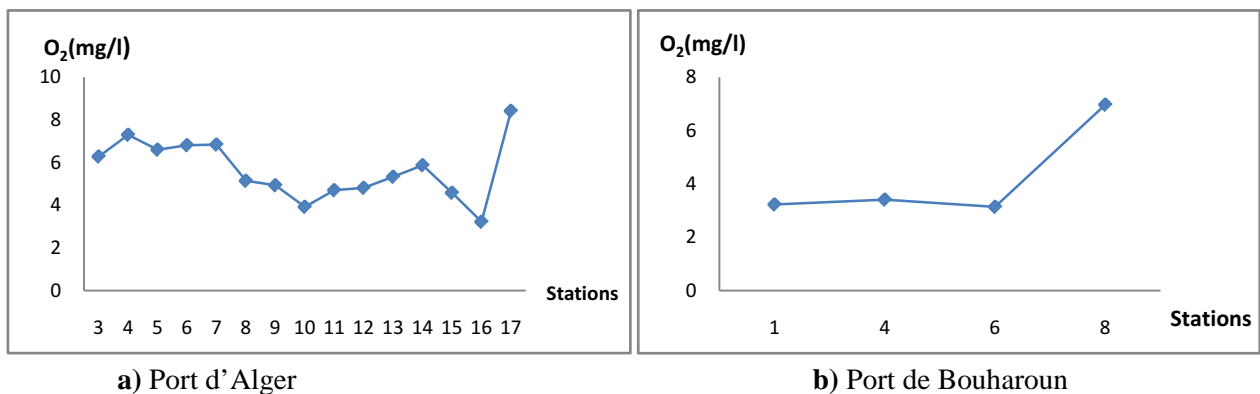


Figure III.3. Variation de l'oxygène dissous au niveau du port d'Alger et Bouharoun

Les teneurs les plus élevées ont été enregistrées au niveau des passes d'entrées pour les deux ports, ceci est dû à l'agitation des eaux causée par les vents. Les eaux du bassin de Vieux port et de bassin l'Agha montrent des teneurs en oxygène plus élevées que celles enregistrées au niveau du bassin Mustapha, car le brassage des eaux de surface est intense et les rejets d'eaux usées sont surtout d'origine urbaine.

Nous pourrions bien expliquer, les variations d'oxygène sont plutôt dues à :

- la turbulence des eaux, que génère l'intensité du trafic portuaire. Ce qui a été remarqué lors de la campagne d'échantillonnage à la station 15 et par l'arrivée du pavillon « Burak Bayraktar » d'Istanbul au quai n°32. A cela s'ajoutent ;
- des rejets de déchets d'hydrocarbures, de l'usine huilière, de la savonnerie;
- des rejets d'eaux usées d'origine urbaine (infrastructures portuaires et villes d'Alger)

Par contre pour l'ensemble des deux ports, les plus faibles concentrations sont celles des stations qui se trouvent au près des quais et les darses où l'apport des rejets d'eaux usées est intense.

La majorité des darses étant des milieux azoïques (Bakalem et *al*, 1986). Cet état d'anoxie s'explique par la consommation de l'oxygène par les processus d'oxydations bactériennes et autres (Ivanoff, 1972).

III.1.4. Potentiel d'hydrogène (pH)

Les valeurs de pH de port d'Alger sont comprises entre 7.82 et 8.2. La moyenne est de 8.1 et un écart type de 0.09 (Figure III.4(a)); au niveau du port de Bouharoun ils varient peu de 8.02 à 8.13 avec une moyenne de 8.09 et un écart type de 0.05. (Figure III.4(b))

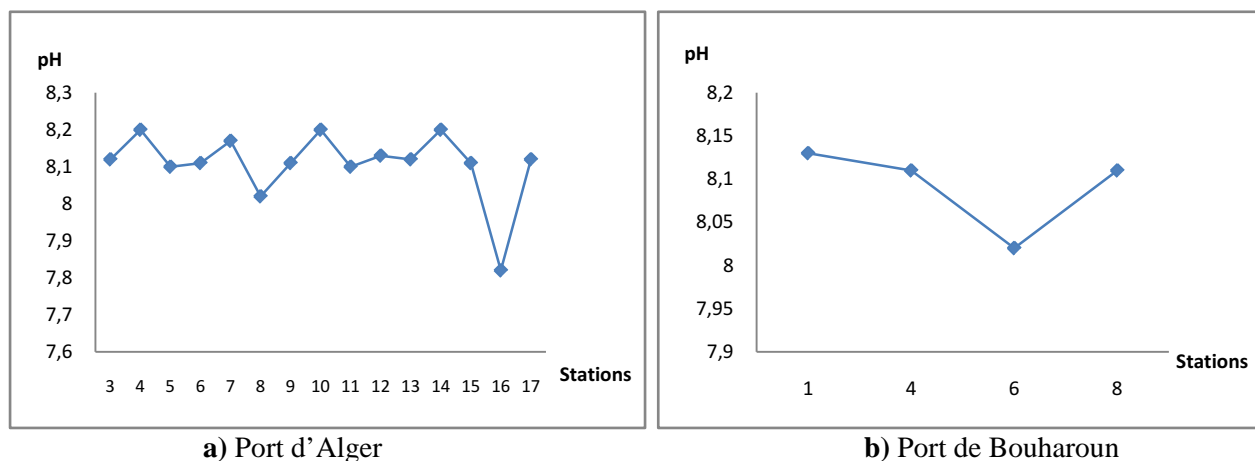
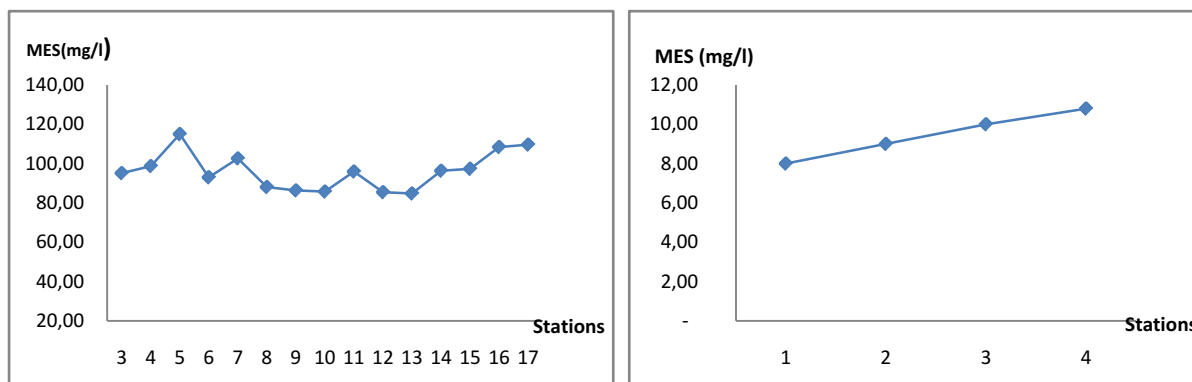


Figure III.4. Variation de pH au niveau du port d'Alger et Bouharoun

Les valeurs de pH sont relativement homogènes sur l'ensemble des stations de surface au niveau des deux ports. Cependant les plus faibles valeurs sont observées dans le port d'Alger dans le bassin de Mustapha, dues aux rejets d'eaux usées et à une acidification du milieu provoquée par le processus de la dégradation de la matière organique.

III.1.5. Matière en suspension (MES)

Les valeurs des MES au niveau du port d'Alger varient en général dans l'intervalle [84.90 et 115 (mg/l)] avec une moyenne de 96.16 mg/l. (Figure III.5(a)). Au niveau du port de Bouharoun les valeurs sont trop faibles avec un minimum de 8 mg/l (station 1) et maximum de 10.8 mg/l (station 8). (Figure III.5(b)).



a) Port d'Alger

b) Port de Bouharoun

Figure III.5. Variation de la matière en suspension au niveau du port d'Alger et Bouharoun

Les valeurs minimales observées au niveau du port de Bouharoun sont dues à la période de prélèvement où les eaux des bassins étaient très calmes. Par contre la période des prélèvements au niveau du port d'Alger a été marquée par des vents et une agitation au niveau de tous les bassins. Cependant la sédimentation des MES et leur transport dépendent de l'état de la mer (courants et agitation des eaux) et du diamètre des particules.

Les MES des eaux côtières du port d'Alger sont très élevées par rapport à celles enregistrées dans le port de Bouharoun, ce qui influe sur l'oxygénation des eaux et la pénétration de la lumière.

III.2. Variation des sels nutritifs

Le tableau ci-dessous nous montre les concentrations minimales et maximales des sels nutritifs dans les eaux de surface de port d'Alger.

Tableau III.1. Valeurs extrêmes et moyennes et l'écart type des sels nutritifs des eaux de surface du Port d'Alger.

	[NO ₃ ⁻] (μmol/l)	[NO ₂ ⁻] (μmol/l)	[NH ₄ ⁺] (μmol/l)	[PO ₄ ³⁻] (μmol/l)	[SiO ₂ ⁻] (μmol/l)
Minimum	11.70	1.06	1.81	0.93	1.65
Maximum	20.34	1.64	4.58	5.70	7.26
Moyenne	16.77	1.29	2.94	2.46	5.42
Ecart type	2.10	0.20	0.62	1.23	1.36

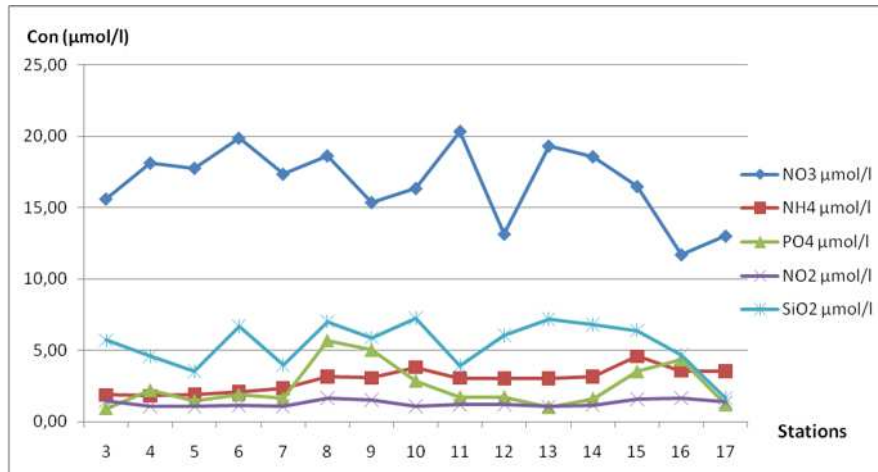


Figure III.6. Variation de sels nutritifs des eaux de surface du port d'Alger.

III.2.1. Variations des nitrates

Les valeurs de la concentration des nitrates dans les eaux de surface du port d'Alger varient considérablement entre les stations. (Figure III.7). Nous avons des valeurs qui varient entre un minimum de 11,7 µmol/l (St11) et un maximum de 20,34 µmol/l au niveau de la station 16, avec une moyenne et un écart type de 16,77 µmol/l et 2,10 respectivement.

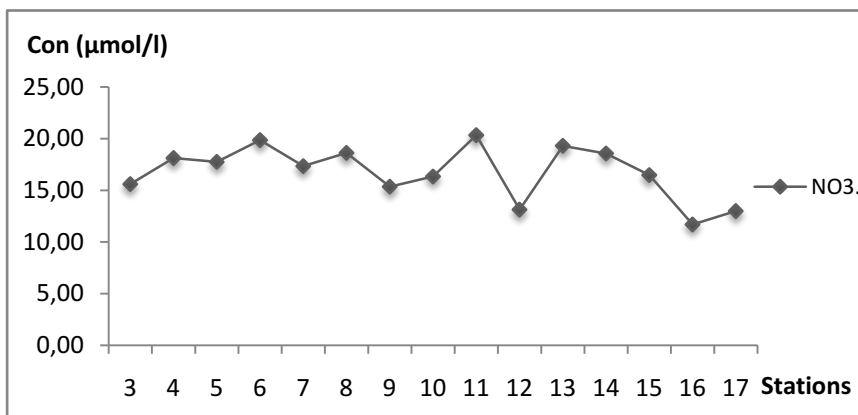


Figure III.7. Variation des nitrates (µmol/l) dans les eaux de surface du port d'Alger.

Selon (Bougis., 1974), en hiver, tant en surface qu'au fond, l'azote minéral est abondant et dépasse 100µg/l, dont 4/5^{ème} environ correspond aux nitrates, le reste est formé d'ammonium et d'une petite quantité de nitrites. L'origine des nitrates dans toutes les stations du port d'Alger est liée aux activités anthropiques et à la régénération par les bactéries que ce soit de la matière organique dissoute ou des détritits organiques (Bougis., 1974). Dans les zones portuaires, lorsque la salinité décroît par l'effet des apports terrigènes, la concentration des nitrates peut atteindre plusieurs centaines de micromoles par litre (Aminot et Chausse-Pied, 1983; Houma et al.,2009).

III.2.2. Variation des nitrites

Lors de la période de prélèvement, les eaux de surface caractérisées par des valeurs en nitrites comprises entre un minimum de 1,06 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 5 et un maximum de 1,64 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 16, avec un écart type de 0,20 et une moyenne de 1,29 $\mu\text{mol/l}$. (Figure III.8)

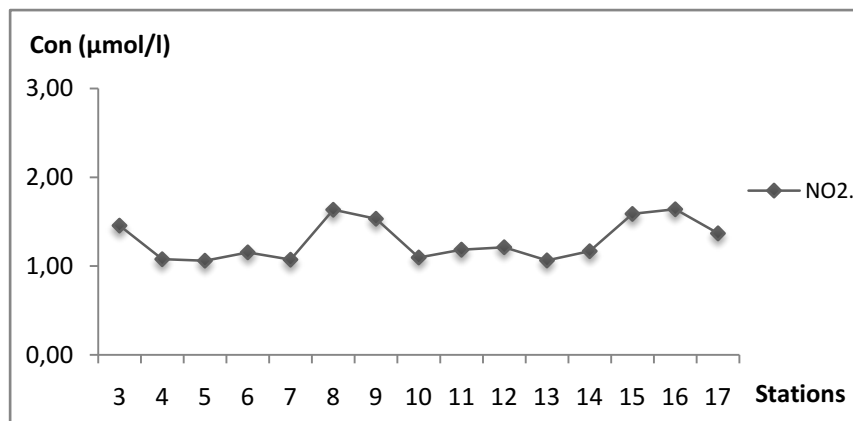


Figure III.8. Variation des nitrites ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface du port d'Alger.

Le maximum observé au niveau de la station 16 dans le port, coïncident avec le minimum d'oxygène. Cet enrichissement résulte probablement de l'oxydation de l'ammonium originaire certainement de la matière organique issue de la charge polluante de ces eaux usées. Les concentrations des nitrites connaissent des variations saisonnières, qui varient en hiver entre 0,5 et 1 $\mu\text{mol/l}$ et atteint des valeurs très faibles en été ($< 0,01\mu\text{mol/l}$) suite au développement du phytoplancton (Aminot et Chaussepied, 1983).

Etant donné que de fortes concentrations en ammonium ont été relevées au niveau de (stations 10 et 15), il est attendu d'observer une certaine quantité en nitrites due vraisemblablement à la lenteur de la nitrification, accentuée par ces fortes concentrations d'une part et de l'indisponibilité en oxygène en quantité suffisante et les faibles températures d'autre part.

Toutefois, il faut noter qu'en plus d'être un élément nutritif en milieu marin, les nitrites à fortes concentrations altèrent le système respiratoire des poissons (les branchies), d'où leur qualification d'élément nocif et mortel

III.2.3. Variation de l'ammonium

Les valeurs de l'ammonium sont comprises entre 1,81 $\mu\text{mol/l}$ (15) et de 4,58 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station portuaire 4, avec une moyenne de 2,94 $\mu\text{mol/l}$ et un écart type de 0,62. (Figure III.9)

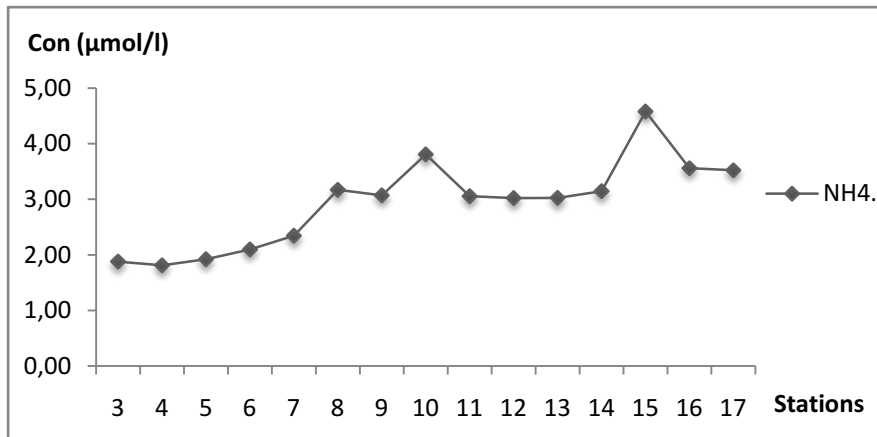


Figure III.9. Variation de l'ammonium ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface du port d'Alger.

De fortes concentrations en NH_4^+ sont mesurées dans le port et peuvent être dues aux différents rejets déversés au niveau des bassins. Les faibles valeurs enregistrées au niveau de la station 4 pourraient s'expliquer par un brassage de l'eau en période hivernale et l'utilisation préférentielle des espèces aquatiques de la forme ammoniacale d'azote qui est la forme la plus réduite, donc, la plus avantageuse d'un point de vue énergétique (Aminot et Kérouel, 2004; Copin-Montegut, 1996). En comparant aux valeurs de 4 à 5 $\mu\text{mol/l}$ trouvées par Aminot et *al.*, 1997 pendant mars 1979 dans la baie de la Seine, le port d'Alger est fortement pollué par les rejets domestiques et des eaux usées dans ses bassins.

III.2.4. Variation des phosphates

Les concentrations des ortho phosphates des eaux de surface sont comprises entre un minimum de 0,93 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 8 et un maximum de 5,7 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 3, avec une moyenne de 2,46 $\mu\text{mol/l}$ et un écart type de 1,23. (Figure III.10)

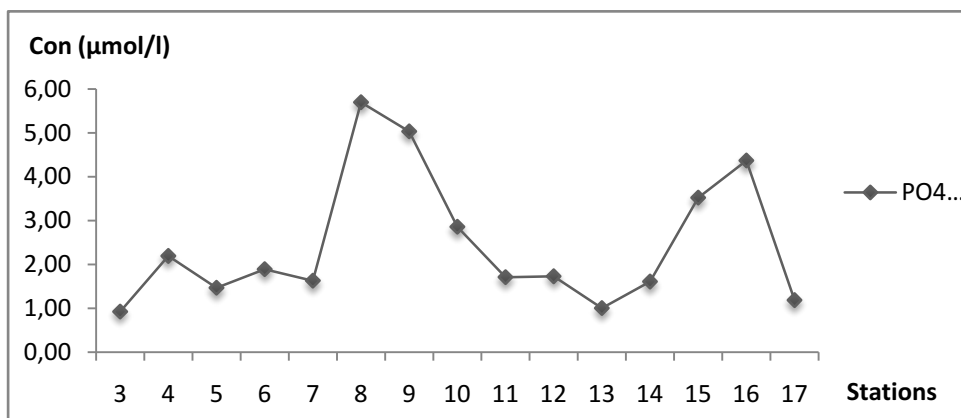


Figure III.10. Variation des phosphates ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface du port d'Alger.

Ces concentrations semblent être élevées. Ainsi qu'en la localisation du port d'Alger en face Oued El Hamiz et El Harach et la présence de plusieurs points de rejets à l'intérieur du port pourrait bien être expliqué par la charge en détergents anioniques transportés par ces derniers. Ceci qui reflète typiquement la situation en méditerranée où 4/5^{ème} des concentrations en orthophosphates sont issues des rejets telluriques (Bethoux et al, 1998).

III.2.5. Variation des silicates

Les valeurs des silicates sont comprises entre 1,65 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 10 et 7,26 $\mu\text{mol/l}$ au niveau de la station 17, avec une moyenne de 5,42 $\mu\text{mol/l}$ et un écart type de 1,36. (Figure III.11)

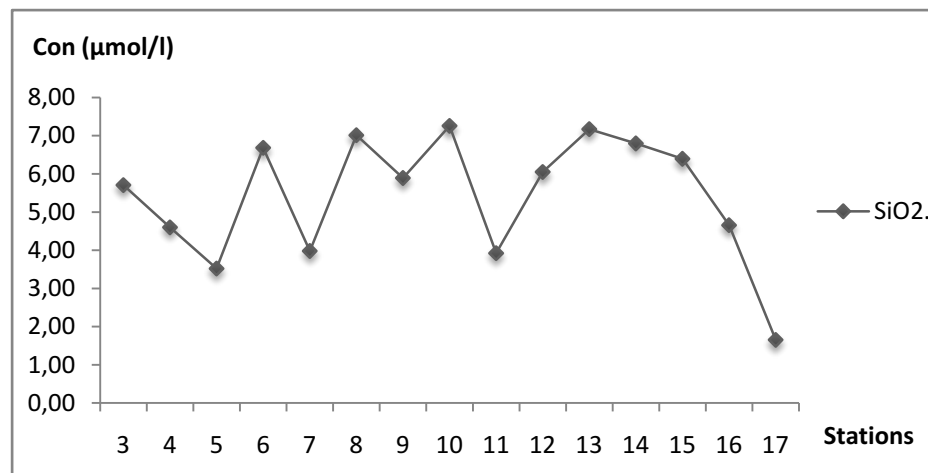


Figure III.11. Variation des silicates ($\mu\text{mol/l}$) dans les eaux de surface du port d'Alger.

Les concentrations semblent être très élevées à l'intérieur du port, sauf au niveau de la station 17 qui se trouve à l'extérieur de port qui est soumise à l'influence des eaux de large. Cette richesse en silice dissoute peut être en relation avec les apports côtiers et celui des rejets qui se trouve à l'intérieur du port et/ou encore avec la dissolution des tests siliciques et la diffusion à partir des sédiments marins (Houma et al.,2009). Notant qu'en période de prélèvement les eaux de surface ont été trop agitées, et quelques jours qui précèdent nos prélèvements une opération de dragage a eu lieu.

III.3. Evaluation des paramètres bactériologiques au niveau de port de Bouharoun et Alger

III.3.1. Résultats de recherche et de dénombrement des germes indicateurs de la pollution dans les eaux de surface.

a) Les coliformes totaux

La charge en coliformes totaux n'a pas pu être comptabilisée dans la majorité des stations au niveau du port d'Alger, à l'exception de quatre stations 1,6,7 et 17 qui sont situées à l'extérieur du port et éloignées des deux points de rejets. En effet, la totalité des boîtes de Tergitolensemencées ont présenté des colonies confluentes, notamment au niveau des stations 13 et 16 dans le bassin Mustapha et cela malgré les dilutions poussées des échantillons (jusqu'à 10^{-6}), ce qui reflète la richesse de l'environnement marin en micro-organismes. (Figure III.12a et III.13a). Ces résultats montrent que les concentrations dépassent largement le nombre impératif fixé par l'OMS en 1995 (10000 CT/100ml).

Dans le port de Bouharoun, les concentrations moyennes en CT sont comprises entre les valeurs guides et les valeurs impératives (500 et 10000 CT/100ml). Elles sont selon les stations respectivement de l'ordre de 45, 816, 3132 et 3874 CT/ 100 ml. (Figure III.12b et III.13b). Cette diminution dans le nombre des coliformes en s'éloignant du point de rejet est due aux phénomènes de dilution et d'autoépuration des eaux qui font disparaître 90% des coliformes au bout d'environ 1 à 2 heures. (Gauthier et al, 1991).

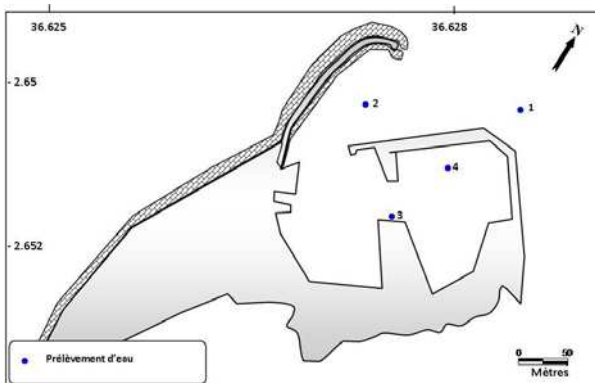


Figure III.12a. Localisation des stations de prélèvement dans le port de Bouharoun

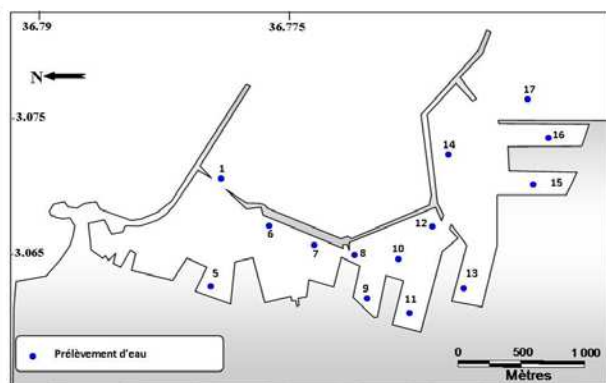


Figure III.12b Localisation des stations de prélèvement dans le port d'Alger

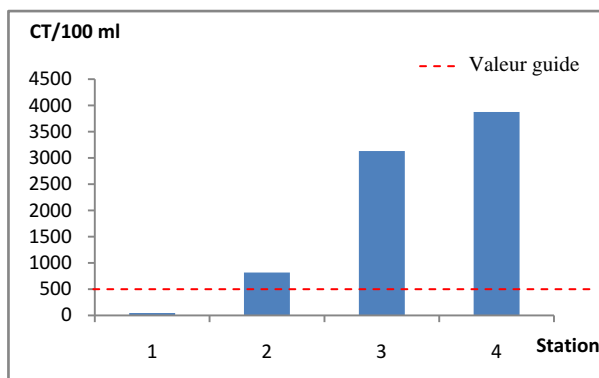


Figure III.13a. Variations des concentrations moyennes des coliformes totaux (CT) dans le port de Bouharoun

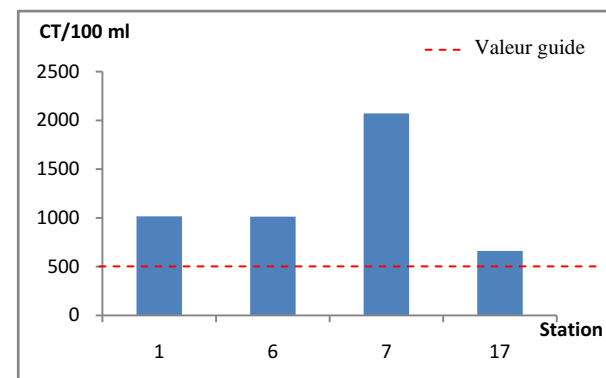


Figure III.13b. Variations des concentrations moyennes des coliformes totaux (CT) dans le port d'Alger

b) Les coliformes thermotolérants (fécaux)

Dans le port de Bouharoun (Figure.III.14) les valeurs varient entre 44CF/100 ml au niveau de la station 2 et 2108CF/100 ml pour la station 4, ce dernier qui dépasse la valeur impérative : 2000 CF/ 100 ml (Ministère de la Santé et des Solidarités France, 2006).

De même pour le port d'Alger, le taux en coliformes thermotolérants est variable selon les stations, elle va de 116CF/100ml à 3212CF/100ml. (Figure.III.15)

Les concentrations les plus élevées en coliformes fécaux ont été enregistrées au niveau du port d'Alger dans les stations 5,8,9,11,12,13,15 et 16 dont les boîtesensemencées ont présenté des colonies indénombrables, les valeurs ne sont, donc, pas représentées au niveau de l'histogramme.

Sur la base de ces données et selon les normes de l'OMS (1995) et MSSF (2006), on conclue que la concentration en coliformes fécaux au niveau des huit stations ont dépassé la norme impérative (2000 CF/100ml), cela apparaît très logique vu la très petite distance qui les sépare des deux point de rejets caractérisés par l'apport important des contaminants fécaux.

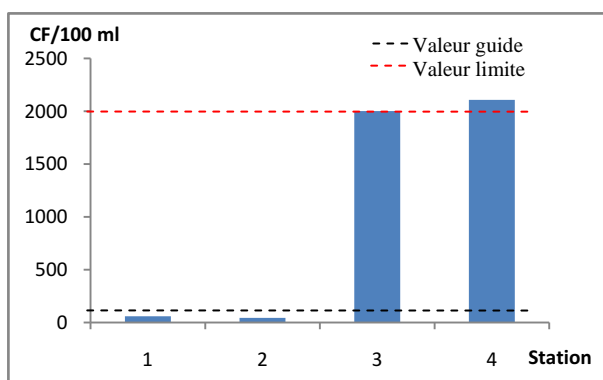


Figure III.14. Variations des concentrations moyennes des coliformes fécaux (CF) dans le port de Bouharoun.

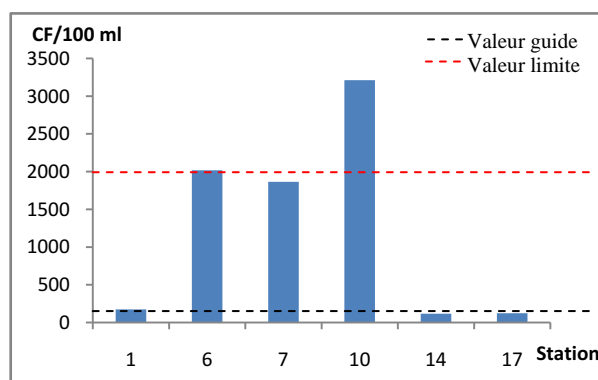


Figure.III.15. Variations des concentrations moyennes des coliformes fécaux (CF) dans le port d'Alger.

c) Les streptocoques fécaux

La contamination des eaux de surface en streptocoques fécaux pour les deux ports, diffère d'une station à l'autre (Figure III.16 et III.17). Au niveau du port de Bouharoun les concentrations dépassent la valeur impérative fixée par l'OMS (1995) et MSSF (2006) (100/100ml).

Les variations des valeurs moyennes des Streptocoques fécaux au niveau du port d'Alger sont largement supérieures à la valeur guide (100SF/100ml) pour l'ensemble des stations (entre 116 SF/100ml et 716 SF/100ml) à l'exception de deux stations 1 et 17 où les taux enregistrés dans l'ordre (53 et 64 SF/100ml) sont nettement inférieurs.

Les streptocoques fécaux sont témoins d'une contamination fécale et d'un manque d'hygiène, ils résistent dans le milieu marin et cela grâce à leurs caractéristiques physiologiques qui leur confèrent une meilleure adaptation par rapport aux autres germes indicateurs (Alzieu et al., 1999; Gauthier et al., 1991 et WHO, 2003).

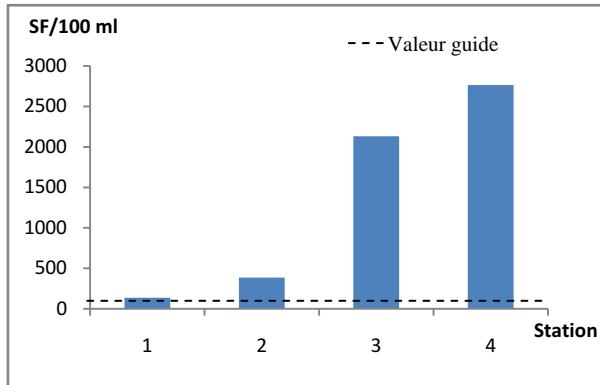


Figure.III.16. Variations des concentrations moyennes des streptocoques fécaux (SF) dans le port de Bouharoun

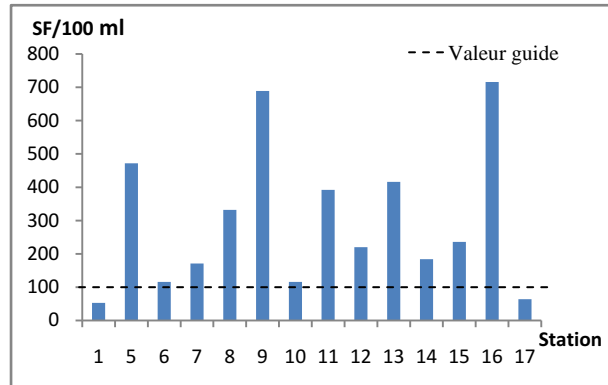


Figure.III.17. Variations des concentrations moyennes des streptocoques fécaux (SF) dans le port d'Alger

d) Les staphylocoques

Les concentrations moyennes en staphylocoques montrent des fluctuations importantes selon les stations au niveau du port d'Alger. La valeur la plus élevée est observée au niveau de la station 16 avec 694 Stph/100ml, alors que le taux le plus faible est relevé au niveau de la station 17 avec 12 Stph /100ml.(Figure III.18).

Au niveau du port de Bouharoun des valeurs très élevées sont enregistrées, les concentrations varient entre 72 et 3236 Stph/100ml. Ces valeurs sont très élevées par rapport à ceux du port d'Alger. (Figure III.19)

Ces variations concordent parfaitement avec celles enregistrées dans le cas des coliformes et streptocoques fécaux. En effet, les concentrations les plus élevées en ces deux indicateurs ont été enregistrées au niveau des deux stations 16 et 9. Bien que les staphylocoques ne soient pas de considérés comme des indicateurs de contamination fécale, ils restent de très bons indicateurs de proximité. Leur présence en grand nombre à côté des coliformes et streptocoques fécaux, rend probable celle des germes pathogènes dont l'isolement est souvent difficile. (Rodier et *al.*, 2005)

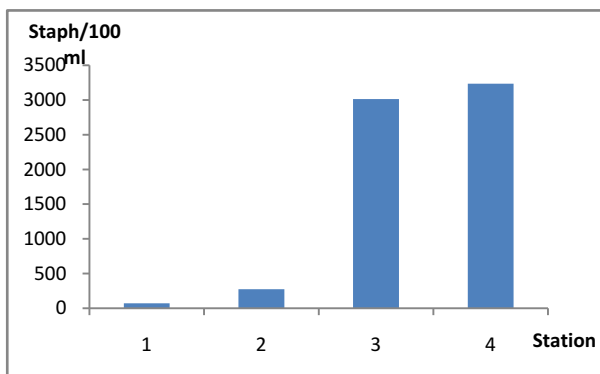


Figure.III.18. Variations des concentrations moyennes des staphylocoques dans le port de Bouharoun

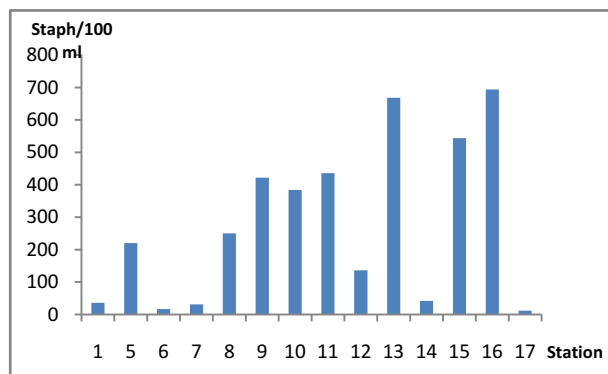


Figure.III.19. Variations des concentrations moyennes des staphylocoques dans le port d'Alger

III.3.2. Les sulfitoréducteurs anaérobies et leurs identifications:

Ce groupe se compose de microorganismes anaérobies sporigènes, dont le plus caractéristique, *Clostridium perfringens*, est normalement présent dans les fèces, en grand nombre. D'une manière générale, la charge en bactéries d'origine fécale des sédiments est très variable et dépend de la proximité des zones industrielles, agricoles ou urbaines et, dans tous les cas, elle semble être concentrée au niveau du sédiment superficiel (Alzieu et al., 1999; Hill et al., 1993 ; Indest, 2003). (Figure.III.20)

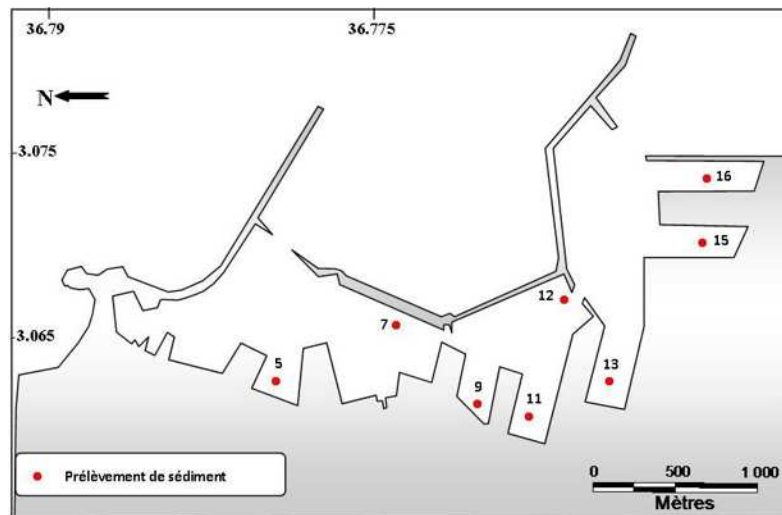


Figure.III.20. Localisation des stations de prélèvement de sédiment dans le port d'Alger

Les résultats du dénombrement des sulfitoréducteurs au niveau du port d'Alger montrent des valeurs fluctuant entre 15600 et 30020 spores/g de sédiment (tableau III.2), qui sont situées près des rejets. Les colonies suspectes ayant poussées spécifiquement en anaérobiose à 37°C ont fait l'objet de différents tests biochimiques :

- Coloration de Gram : Bacilles Gram+ avec présence de spores
- Les colonies qui ont été retenues et ont fait l'objet d'un isolement, d'une identification biochimique à l'aide d'une galerie API 20A et 32 A (Annexe II), qui a permis l'identification de 15 espèces différentes : *Clostridium perfringens*, *Clostridium sporogenes*, *Clostridium bifermentans*, *Clostridium paraputrificum*, *Clostridium sordellie*, *Clostridium ramosum*, *Clostridium putrificum*, *Clostridium limosum*, *Clostridium barati*, *Clostridium sporospheroides*, *Clostridium glycolycum*, *Clostridium innocuum*, *Clostridium tertium*, *Clostridium sphenoides*, *Clostridium sardiniensis*.

Leur présence en grand nombre et dans toutes les stations reflète bien leur très forte résistance aux conditions hostiles de l'environnement marin par leur capacité de sporuler jusqu'à ce que le milieu redevienne favorable à leur croissance.

Tableau.III.2. Concentration des bactéries anaérobies sulfitoréductrices au niveau du port d'Alger.

Station	Nombre de spores/g sédiment	Souches identifiées
5	45000	<i>Clostridium perfringens</i> <i>C. sporogenes</i> <i>C. bifermentans</i> <i>C. paraputrificum</i> <i>C. ramosum</i> <i>C. innocuum</i> <i>C. tertium</i>
7	36200	<i>C. sphenoides</i> <i>C. bifermentans</i> <i>C. tertium</i> <i>C. innocuum</i> <i>C. sporogenes</i>
9	25000	<i>C. sporogenes</i> <i>C. ramosum</i> <i>C. paraputrificum</i>
11	15300	<i>C. sporogenes</i> <i>C. paraputrificum</i> <i>C. barati</i>
12	25280	<i>C. perfringens</i> <i>C. sordellie</i> <i>C. ramosum</i> <i>C. putrificum</i>
13	30020	<i>C. perfringens</i> <i>C. putrificum</i> <i>C. limosum</i> <i>C. sporogenes</i> <i>C. barati</i>
15	15600	<i>C. perfringens</i> <i>C. sporogenes</i> <i>C. sporospheroides</i> <i>C. barati</i> <i>C. glycolycum</i>
16	13687	<i>C. sporogenes</i> <i>C. sardiniensis</i>

Parmi les espèces anaérobies identifiées, on peut citer : *Clostridium perfringens*, *C. butiricum*, *C. sporogenes* et *C. bifermentans*, ce sont des agents très actifs de la dégradation des protéines et sont souvent responsables de gastro-entérites.

III.3.3. Evaluation de la qualité bactériologique des moules

Les bivalves filtrent des volumes d'eau importants. Ils ingèrent le phytoplancton, base essentielle de leur nourriture mais concentrent également dans leur tractus digestif et leurs tissus, les polluants chimiques et les microorganismes présents dans le milieu environnant. Ils présentent une plus grande sensibilité analytique, c'est pourquoi ils sont considérés comme de très bon bio-indicateurs de pollution des eaux littorales. Les taux moyens des germes recherchés sont consignés dans le tableau III.3 ci-après.

Tableau III.3. Qualité bactériologique des moules

Germes recherchés	Concentration moyenne/ 100g de chair +liquide intervalvaire	Normes :Arrêté modifié du 02/07/1996 – RCE du 08/03/2001
Germes aérobies mésophiles totaux	indénombrables	-
Coliformes totaux	17510	-
Coliformes fécaux/ <i>E.coli</i>	6890	< 300 CF/100 g), Ou < 230 <i>E. Coli</i> /100g
Staphylocoques (<i>S.aureus</i>)	28	-
ASR	indénombrables	-
Levures	indénombrables	-
moisissures	absence	-
Salmonelles	04	Absence de <i>Salmonella</i> / 25g de chair

Au regard du tableau III.3, les moules récoltées au niveau du port d'Alger sont très contaminées et bien sûr impropre à la consommation. Les taux élevés des *E.coli* sont à eux seuls indicateurs de pollution fécale importante.

Ces résultats corroborent avec ceux obtenus par Amrouche (CNEPRU, 2009) qui a rapporté au cours de son étude que des facteurs de concentration de 10 à 30 pour *Escherichia coli* ont été enregistrés dans la chair des moules. Ces taux sont utilisés dans les modèles prédictifs de dispersion des rejets polluants afin d'évaluer leurs impacts sur la contamination des zones littorales et conchylicoles.

III.3.4. Résultats d'identification des germes pathogènes

A l'aide des différents tests d'identification précités, nous avons identifié un certain nombre de bactéries plus ou moins pathogènes au niveau du port de Bouharoun et d'Alger, dont les plus importants, ainsi que les étapes suivies pour leur identification, sont résumés comme suit :

III.3.4.1. Les entérobactéries

a) *Les salmonelles*

Après plusieurs repiquages des colonies typiques sur milieu SS (*Salmonella*- *Shigella*), l'identification des espèces a été entreprise.

- La coloration de Gram : bacille Gram (-)
- Le test d'oxydase : Oxydase (-) ; TSI : fermentative du glucose, lactose (-), H₂S (+).
- L'identification biochimique à l'aide de la galerie API 20E. Trois espèces différentes ont été identifiées à partir des colonies transparentes à centre noir au niveau du port d'Alger et Bouharoun:

- *Salmonella enteritidis* au niveau de la station 3
- *Salmonella enterica Arizonae* au niveau des stations 3 et 4.
- *Salmonella oranienburg* au niveau de la station 16 et 5.
- Seules *Salmonella enterica Arizonae* a été identifiée au niveau de la station 4 du port de Bouharoun

Ces bactéries peuvent présenter un danger pour la santé humaine par leur capacité de provoquer plusieurs maladies telles que les gastro-entérites. (Baudart et al., 2000 ; Ortega et al., 2009 ; Poté et al., 2009).

b) *E.Coli*

Elle est identifiée au niveau de la station 4 du port de Bouharoun, à l'aide de la galerie API 20E et des tests biochimiques, à partir des colonies rouges isolées sur le milieu SS et des colonies jaunes sur Tergitol productrice d'indole.

C'est une bactérie commensale de l'intestin et ne survit que peu de temps à l'extérieur. Sa présence traduit donc une contamination fécale récente. (Joffin et al., 1999).

III.3.4.2. Les vibrionacées

Cinq espèces appartenant au genre *Vibrio* (*Vibrio fluvialis*, *Vibrio metschnikoveii*, *Vibrio alginolyticus*, *Vibrio parahaemolyticus*, *Vibrio anguillarum*) ont été identifiées, et cela au niveau des stations 8 du port d'Alger. Cette identification a été réalisée en suivant 4 étapes:

- Isolement d'une colonie jaune sur milieu TCBS.
- Coloration de gram : bacilles incurvés Gram –
- Le test de l'oxydase : Oxydase (+).
- Identification biochimique à l'aide des galeries API 20E.

Ces espèces pathogènes responsables de plusieurs infections non cholériques telles que les gastroentérites et les septicémies. (Centre national français de référence des vibrions et du choléra, 2003).

Une autre espèce a été isolée sur TCBS, autrefois incluse dans la même famille, elle entre maintenant dans une nouvelle, celle des *Aeromonadaceae*, il s'agit de *Aeromonas hydrophila*.

III.3.5. Discussion

L'étude microbiologique menée durant notre travail est satisfaisante pour l'évaluation du degré de pollution des sédiments et eaux environnants. Dans une première étape, nous avons évalué la qualité microbiologique au niveau de l'eau de mer de surface en dénombrant les marqueurs de pollution fécale « les coliformes totaux et fécaux, les streptocoques fécaux et les spores des bactéries sulfitoréductrices », Leur présence rend possible la présence d'agents pathogènes d'origine fécale, comme les salmonelles (OECD-WHO, 2003). Toutefois, ces

indicateurs diffèrent dans leur résistance à l'environnement naturelles, par le phénomène autoépuration (Bebin, 1988; Leynaud, 1979).

Le deuxième objectif est d'identifier la présence ou non de bactéries potentiellement pathogènes tels que les Vibrions, les salmonelles et autres.

Les résultats des analyses bactériologiques des eaux de surface au niveau des deux ports, mettent en évidence de façon systématique la présence en concentrations élevées des germes indicateurs de pollution fécale et des indicateurs de proximité, aux niveaux des stations les plus proches des rejets, à savoir (3 et 4) au niveau du port de Bouharoun, et station (5,13,15 et 16) au niveau du port d'Alger. Les eaux de surface des ports sont connues d'être contaminés par la pollution microbienne due à l'activité humaine et les fèces des animaux (Brownell et al., 2007).

Le monitoring de la qualité des eaux par les biais des bactéries indicatrices offrent bien des informations sur les sources de pollution en particulier les espèces dangereuses pour la santé publique et sur la dégradation de la qualité de l'eau. (Simpson et al., 2002; Stoeckel et Harwood, 2007, Harwood et al., 2009; Lee et al., 2008; Stoeckel et Harwood et al., 2007). Des études épidémiologiques ont montré également qu'il y a une relation étroite entre, la concentration des bactéries indicatrices, les concentrations des pathogènes et le risque pour la santé humaine. (Colford et al., 2007; Fleisher et al., 1996; Pruss, 1998; Wade et al., 2003, 2006, 2008).

Néanmoins, des sources naturelles peuvent être la source de bactéries (oiseaux, animaux sauvage, et la faune marine.) (Ahn et al., 2005 ; Brownell et al.,2007; Griffith et al., 2006).

Pour une meilleure appréciation de la qualité bactériologique du port d'Alger, des sédiments de la couche superficielle ont été prélevés au niveau des stations (5, 12,13 et 15).

Une partie des microorganismes des eaux usées, à leur arrivée en mer est diluée dans la colonne d'eau tandis qu'une autre partie, fixée aux particules, se dépose dans les zones vaseuses. Les sédiments fins accumulés abritent ainsi une flore importante où les bactéries d'origine entérique cohabitent avec la flore microbienne autochtone. (Alzieu et al., 1999).

Il en ressort clairement que les sédiments des couches superficielles présentent une forte contamination en spore. Cela s'explique par le fait que les stations sont sous l'effet direct des eaux usées rejetées quotidiennement. (Kay et al.,2009).

La concentration de bactéries sporulantes dans le sédiment varient directement avec les conditions du milieu comme la disponibilité des nutriments, la granulométrie et la couverture floristique (Allen et Schlesinger 2004; Nannipieri et al., 2003). Par rapport au résultat des métaux lourds et d'hydrocarbures trouvés durant notre étude au niveau de ce port, nous avons trouvé que les spores résistent mieux aux conditions hostiles du milieu. (Ansari et al., 2009; Aoyama et Nagumo 1997; Kuperman et Carreiro 1997; Oliveira et Pampulha 2006 ; Shi et al., 2002 ; Yao et al., 2007). La remise en suspension des sédiments par l'effet des courants ou bien par le biais de dragage peut donc augmenter le risque de contamination de la colonne d'eau de surface. (Anderson et al., 1997 ; Brookes et al., 2004; Indest, 2003; Graczyk et al.,

2007; Grimes, 1980 ; US Geological Survey, 2006a,b). On constate que la charge en bactéries d'origine fécale des sédiments est très variable et dépend de la proximité des zones industrielles ou urbaines et dans tous les cas, elle semble concentrée au niveau du sédiment superficiel.

La texture de sédiment semble influencer la répartition de la charge bactérienne, les sédiments constitués par les particules les plus fines (Station 5,13 et 15) contiennent les plus grands nombres de bactéries car ils offrent une grande surface de colonisation par rapport à leur masse (Alzieu et *al.*, 1999; Schallenberg et Kalff, 1993).

La charge élevée des indicateurs de contamination fécale, des indicateurs de proximité et des sulfitoréducteurs dans les eaux et sédiments, indique que le rejet des effluents urbaines dans le réseau d'assainissement communal contribue significativement à la contamination générale de l'environnement de ces ports, A cela s'ajoute, la présence de germes potentiellement pathogènes « Salmonelles et Vibrions ». (Oliveira et *al.*, 2009 ; Oliveira et Pinhata, 2008).

La qualité bactériologique des moules ont été prélevées en surface au niveau du port d'Alger (Station 5). Il en ressort clairement que ces moules présentent une plus forte contamination par rapport à celles des eaux environnantes. Ceci est du au phénomène de bioaccumulation caractérisé par le facteur de bioconcentration qui double

L'ensemble des données confirme l'existence d'un danger pour la santé de la population qui fréquente le club de plongée sous marine au niveau du port d'Alger. Beaucoup de maladies d'origine hydrique sont un problème de santé publique, par baignade en eau polluée (Bonadonna et *al.*, 2002a) ou la consommation de mollusques contaminés (Campos et Cachola 2007).

Cependant, les bactéries sulfitoréductrices, jouent un rôle très important dans la biodégradation des polluants et comme régulateur de matière organique et qui sont l'élément clé dans le cycle de soufre et du carbone au niveau des milieux anoxiques. (Misic et Covazzi Harriague, 2009; Nealson, 1997; Rabus et *al.*, 2000; Zhang et *al.*, 2008).

Le dragage provoque une remise en suspension des sédiments mais également des bactéries (Grimes, 1980) qui y sont associés. Le devenir de la charge microbienne lors de rejets des matériaux dragués en mer est fonction d'un certain nombre de processus qui contribuent à faire diminuer les concentrations microbiennes : la dilution physique, la sédimentation et, pour les bactéries, les facteurs liés à l'eau de mer et à l'ensoleillement qui conduisent à une atteinte cellulaire. (Alzieu et *al.*, 1999 ; Davies et *al.*, 1995; Laliberté et Grimes 1982 ; Sherer et *al.*, 1992)

En ce qui concerne les phénomènes de sédimentation, la plupart des bactéries étant adhérents, ils vont suivre les lois de sédimentation des matériaux rejetés; la fraction grossière se dépose très rapidement tandis que la fraction fine, plus chargée en microorganismes, se maintiendra plus ou moins longtemps au niveau du point de rejet sous forme d'un nuage turbide.

Les facteurs pouvant affecter la survie des bactéries d'origine entérique en mer ont fait l'objet de nombreuses études *in situ* ou en laboratoire : la lumière solaire (la lumière visible ou les UV proches), la salinité, la teneur en éléments nutritifs, la température, la prédation et la compétition de flore. Sous l'effet des différents stress qu'elles rencontrent en milieu marin, les bactéries évoluent, comme dans le sédiment, vers des formes viables non cultivables (Rollins et Colwell 1986; Roszak et Colwell, 1987; Trousselier *et al.*, 1998).

Récemment, la pertinence des indicateurs bactériens comme marqueurs de la sécurité microbienne de l'eau a été soulevée. (Leclerc *et al.*, 2001; Rose et Grimes, 2002). Les progrès de la bactériologie du groupe des coliformes thermotolérants ont révélé que les coliformes fécaux peuvent avoir une origine environnementale, qui les rend impropres comme un indicateur de contamination fécale (Leclerc *et al.*, 2001). En outre, ces organismes ont un potentiel élevé et repoussent une fois introduits dans l'environnement (Leclerc *et al.*, 2001). Pour ces raisons, USEPA (USEPA, 2001a et 2001b) recommande désormais d'utiliser *E. coli* et entérocoques comme indicateurs de contamination fécale dans les eaux douces et eaux marines, respectivement.

Par ailleurs, ces résultats ainsi rapportés ne sont que le reflet de la période d'étude expérimentale et sont amenés probablement à connaître une recrudescence importante avec l'approche de la saison estivale et à l'augmentation de la température.

Il semble donc nécessaire, dans le cadre d'une politique de la protection de l'environnement marin et un développement durable de procéder à la mise d'un observatoire ou d'un réseau national de surveillance des ports maritimes. Son objectif sera d'évaluer et de suivre l'évolution de la qualité des eaux (suivi bactériologique) et des sédiments (métaux et hydrocarbures) des bassins portuaires.

Enfin, l'étude bactériologique quantitative portant sur la qualité des eaux et sédiments portuaires s'est avérée difficile car les sources de pollution bactérienne sont très nombreuses et une variabilité plus moins importante apparaît dans les résultats. Ceux-ci s'expliquent par l'irrégularité des apports bactériens (débit et natures des effluents), les paramètres météorologiques, les facteurs hydrodynamiques et autres.

III.4. Résultats d'analyse des hydrocarbures polyaromatiques (HPA)

Il est généralement admis que les hydrocarbures aromatiques sont les plus toxiques suivis dans l'ordre par les séries oléfiniques, naphténiques et paraffiniques.

Les composés monoaromatiques sont les moins toxiques. En effet la toxicité augmente avec le poids moléculaire ; elle est maximale avec les composés possédant 4 et 5 cycles ; par ailleurs, l'alkylation du noyau aromatique augmente la toxicité des composés à la fois pour les séries du benzène et du naphtalène. (Lacaze, 1996; Walker, 2001; Walker et al., 2001)

Il est admis que certains aromatiques à haut point d'ébullition possédant entre 4 et 7 cycles benzéniques, couramment appelés hydrocarbures polycycliques ont des propriétés cancérigènes. Parmi eux le 3-4 benzopyrène serait l'un des plus nocifs. Il est admis également que la combustion incomplète des produits pétroliers donne naissance à des quantités importantes d'hydrocarbures polycycliques. (Kennish, 2001; Lacaze, 1996)

L'analyse de l'eau de mer du port d'Alger par la SFUV présente des concentrations en HPA comprises dans l'intervalle de 1.43 $\mu\text{g/l}$ à 5.15 $\mu\text{g/l}$ avec une valeur moyenne de 2.95 $\mu\text{g/l}$ et un écart type de 1.37. (Figure III.22)

Le calcul révèle que les stations (3 et 4) situées respectivement à proximité des môles d'El-Djazair et de pêche sont caractérisées par la plus faible valeur qui est de 1.43 $\mu\text{g/l}$. Tandis que, trois pics sont nettement distincts sur la courbe, et qui représentent les fortes valeurs localisées respectivement aux, St 13 à côté du môle de Bologhine avec 5.15 $\mu\text{g/l}$, suivi de la St 15 avec une teneur de 4.84 $\mu\text{g/l}$ et enfin, la St 16 avec 4.39 $\mu\text{g/l}$ en HPA. Les teneurs des échantillons indiquent que la distribution spatiale des HPA dans l'eau de surface est très variable et hétérogène.

Les concentrations en HPA au niveau du port de Bouharoun sont de 0,28 $\mu\text{g/l}$ dans la station 7 située à l'intérieur du port et de 1.04 $\mu\text{g/l}$ dans la station 10 située au niveau de la passe d'entrée du port. (Figure III.21)

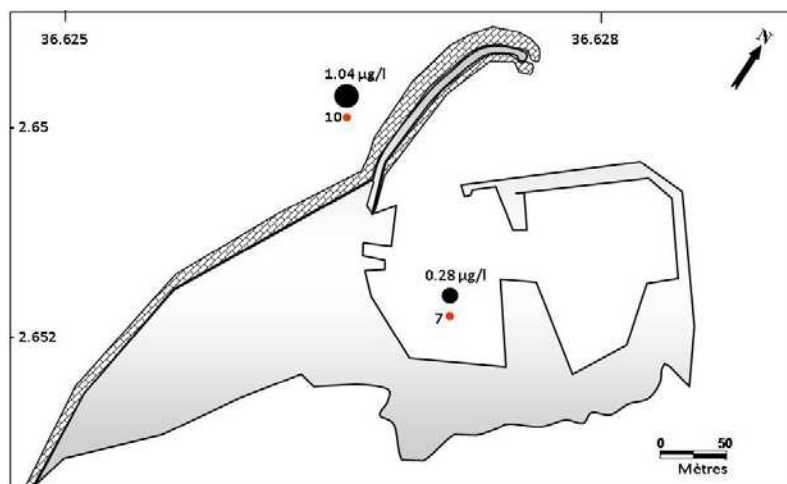


Figure III.21. Variation des concentrations HPA dans le port de Bouharoun.

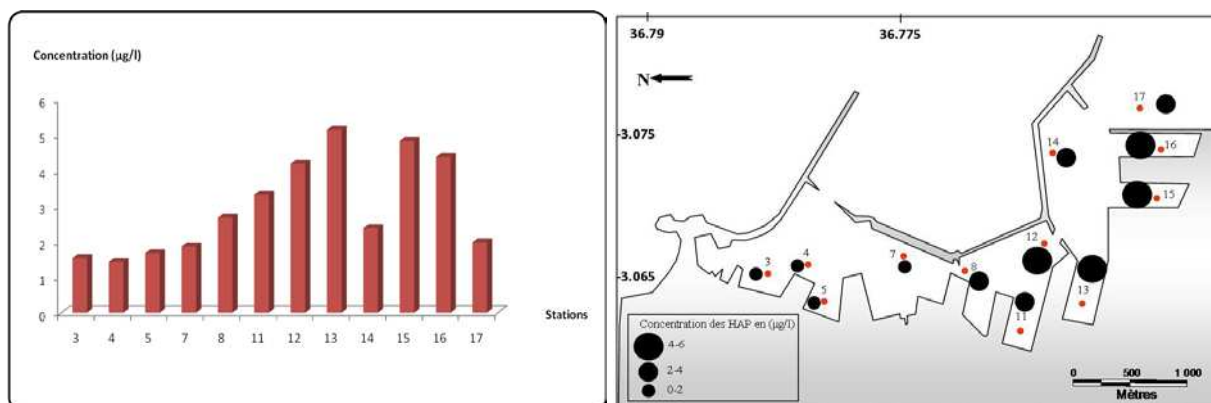


Figure III.22. Variation des concentrations HPA dans le port d'Alger.

Selon Bodennec (1983), Lacaze (1980) Walker (2001) et Fattal (2008) les hydrocarbures aromatiques biogènes sont très faiblement représentés dans le milieu marin.

Cependant, le peu de stations prélevées dans cette campagne semble être une preuve incontestable de la présence d'une pollution pétrolière.

Les concentrations en HPA dans l'eau de mer ont été mesurées au cours de différentes études sur des secteurs de la côte algérienne dont :

- Houma (2007), dans la baie d'Alger avec [0.23- 4µg/l].
- Présent travail, port d'Alger [1.42 – 5.15 µg/l] et celui de Bouharoun [0.28-1.04µg/l]

Les valeurs les plus élevées dans le port d'Alger se localisent aux centres des deux darses n°6 et n°8, respectivement aux stations 13 et 15. Les lignes d'isoconcentrations élevées forment une zone précise, ponctuelle et peu étendue non loin de la rade réservée aux bateaux de commerce. Les pétroliers mouillent face au môle de *Skikda*, à l'Est du port d'Alger.

Celles-ci soulignent l'importance du trafic maritime, particulièrement celui pétrolier, et le séjour en rade des navires. En effet la variation des concentrations en hydrocarbures serait aussi dépendante de la circulation des embarcations et des remorqueurs à l'intérieur du port. Les eaux de déballastage, suivant la taille des pétroliers représentent de 25% à 33% de la capacité utile. (Berne et al., 1991)

Cependant, ces grandes concentrations pourraient être dues d'une part à des HPA d'origine biogène (U.N.E.P/I.O.C/I.A.E.A, 1995) ; d'autre part, des vents à l'époque des prélèvements, de secteur Ouest à Nord-ouest, auraient pu transporter des HPA de la rade réservée aux pétroliers vers ces centres.

Selon Lacaze (1980), le déplacement des produits pétroliers en surface est plus dépendant des vents que des courants. Ce qui expliquerait, en partie, les fortes teneurs aux centres des darses 6 et 8, et celles faibles rencontrées au port de pêche.

L'enrichissement du milieu marin en HPA est encore lié à la combustion partielle de la matière organique. Les HPA néoformés s'incorporent à l'eau de mer à travers les processus

fluviales et éoliens (U.N.E.P/I.O.C/I.A.E.A, 1995). Selon Grimalt et *al.*, (1988), les HPA rejetés en mer ouverte sont encore attribués aux apports atmosphériques.

En effet, l'atmosphère joue un rôle prépondérant dans l'apport des HPA à la mer (Broman et *al.*, 1991a). Par la suite, les HPA rejoignent le milieu marin par le biais des précipitations, des dépositions sèches et à travers l'interface air/eau. Les sources potentielles de pollution par les HPA sont nombreuses. Les émissions de gaz d'échappements des automobiles par combustions d'essences contribuent significativement à la pollution de l'air urbain par les HPA (Westerholm et *al.*, 1988).

Sellali (1996), évoque aussi l'importante influence des sources anthropiques et de la circulation automobile sur la qualité de l'eau de mer de surface.

La variabilité spatiale des HPA dans l'eau de mer s'expliquerait d'une part, par des apports potentiels ; d'autre part, une élimination simultanée des HPA à la surface marine provoquerait une diminution des teneurs. Selon Lacaze (1980), cette hétérogénéité peut être causée par une dégradation biologique. En effet, selon Halmann (1996), les HPA sont ingérés par les organismes marins pour subir par la suite des transformations partielles. La microcouche de surface est enrichie par des résidus organiques (pétrole dégradé) comparée à l'eau de surface sous-jacente (Burns et *al.*, 1986).

Des facteurs physico-chimiques comme l'évaporation, l'émulsification et la dissolution interviennent dans la réduction et la disparition des HPA à la surface de l'eau de mer (Lacaze, 1980).

L'oued El-Harrach rejette des quantités non négligeables d'hydrocarbures dans le milieu marin avoisinant. L'importance et la régularité des apports biogène et anthropiques dans cet oued, sa contribution à la qualité de l'eau de mer semble probable. En effet, cinq exécutoires principaux débouchent vers la mer directement par l'intermédiaire de l'oued *El Harrach* sans aucun prétraitement préalable.

Les HPA ne sont pas en équilibre entre les phases particulaire et dissoute, la phase particulaire est enrichie (Bouloubassi et Saliot, 1992). Cette sédimentation des HPA particulaire réduirait, en partie, leur quantité à la surface de l'eau d'où la faible teneur (1.002µg/l) retrouvée dans la station 8. Les HPA prélevés seraient en majorité dissous et en petite quantité. Le non fonctionnement de la station d'épuration de la zone industrielle favorise l'enrichissement du milieu marin en HPA puisque les eaux industrielles sont évacuées sans aucun traitement dans l'oued El-Harrach (1m³/s) et à la côte qui reçoit aussi les eaux usées urbaines des camps d'habitation (ANRH, 2003).

Selon Berné et Cordonnier (1991), parmi les principaux polluants impliqués dans les eaux résiduaires de l'industrie du pétrole, sont répertoriés les hydrocarbures aliphatiques et polyaromatiques.

Cependant, une fois en mer, les processus tels que la répartition à l'équilibre entre l'eau et les particules en suspension, la photooxydation, les différents processus biologiques tels que la bioaccumulation, la dégradation microbiologique, modifient considérablement les concentrations et la composition des hydrocarbures introduits dans l'océan superficiel (Martin et Saliot, 1992). Selon ces mêmes auteurs, d'autres processus d'élimination des HPA sont à signaler. L'éjection de ces composés sous forme d'aérosols est suivie d'une intense et rapide dégradation dans l'atmosphère.

Ces composés, malgré les fortes teneurs rencontrées, peuvent avoir diminué entre le moment de leur rejet et celui de l'échantillonnage. (Burns et al, 1982; Walker, 2001).

Effectivement, quelle que soit la stabilité des hydrocarbures, des transformations se produisent en particulier dans les zones côtières. Ces transformations physico-chimiques dues aux forts gradients de salinité, de pH, aux réactions photochimiques et biologiques en particulier microbiologiques (Saliot et al, 1992).

La combinaison et la complexité de ces processus expliquent l'hétérogénéité de la distribution des HPA à la surface de l'eau de mer. Cependant, les fortes teneurs rencontrées dans le port d'Alger semblent indiquer que l'équilibre entre les apports et les processus d'élimination est rompu. Ces concentrations extrêmes signifieraient que les apports en HPA sont de loin plus importants que toutes les voies de sortie des HPA du milieu marin du port d'Alger.

Les réponses données en fluorescences constituent une preuve incontestable d'une pollution pétrolière, puisque les hydrocarbures aromatiques biogènes sont très faiblement représentés dans le milieu marin.

III.4.1. Source et origine probable des (HPA) dans les eaux superficielles dans le port de Bouharoun et d'Alger :

Pour identifier les sources et origines des pollutions par les HPA dans le site d'étude on utilise la technique des spectres synchronisés qui nous permet de déterminer les pourcentages des HPA, selon le nombre de noyaux aromatiques (Figure III.23).

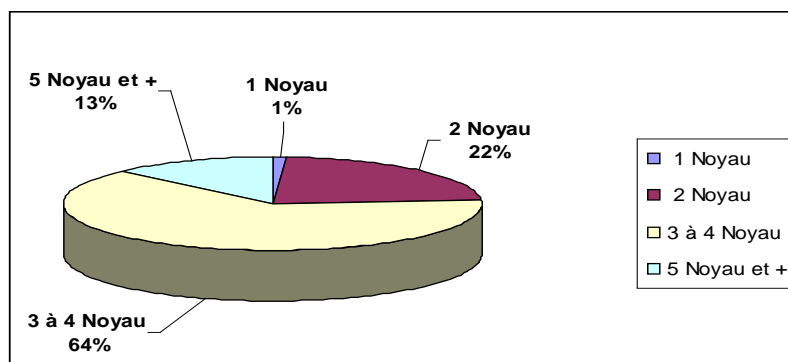


Figure III.23 : Pourcentage des Hydrocarbures Polyaromatiques en fonction du nombre de noyaux condensés dans les eaux superficielles dans les ports de Bouharoun et d'Alger

1- Les hydrocarbures monocycliques (1 noyau)

Ils sont de 0.55 et 1.22 % respectivement dans les stations 10 et 7, au niveau du port de Bouharoun, et de 0,96 et 1,16 % respectivement dans la station 13 et 16 dans le port d'Alger. Ces composés ne sont pas récupérés totalement, très volatiles lors du traitement des échantillons. (Guarrigues *et al.*, 1987). Ils présentent le plus faible pourcentage du mélange des HPA.

2- Les hydrocarbures à (2-3 et 4 noyaux)

Les spectres synchronisés montrent la prédominance de composés à 2,3 et 4 noyaux condensés. Ils présentent des taux voisins de (22%) pour 2 noyaux et (64%) pour 3 et 4 noyaux, traduit une pollution par les produits pétroliers et ses dérivés ; comme le montre (Sellali, 1996) dans son étude sur les hydrocarbures polyaromatiques des côtes Ouest de l'Algérie.

3- Les hydrocarbures à (5 noyaux et plus)

Les hydrocarbures polyaromatiques lourds (noyaux et plus) auraient comme origine, une source diagénique et /ou pyrolytique, (Guarrigues *et al.*, 1987 ; Lacaze, 1980 ; Sellali, 1996). Leur taux est de 13%.

4- Les hydrocarbures monocycliques (1 noyau) présentent de faibles pourcentages à cause de leur volatilisation. Les composés à 2,3 et 4 noyaux présentent un taux voisin de 60%, ils traduisent l'importance de la source en produits pétroliers dans ces deux ports. L'utilisation de nouvelles technologies telles que les données satellites en corrélation avec les paramètres physicochimique peut être très utile pour une meilleure surveillance environnementale. (Houma *et al.*, 2004; Houma *et al.*, 2006; Houma *et al.*, 2008 ; Houma *et al.*, 2009; Houma et Belkessa, 2004).

III.5. Concentration en métaux lourds dans les sédiments superficiels

Les métaux lourds, tels que définis par Nieboer et Richardson, (1980), sont parmi les constituants normaux de l'environnement marin. Au moins onze des métaux sont connus pour être essentiels pour les organismes marins: Fe, Cu, Zn, Co, Mn, Cr, Mo, V, Se et Ni (Bryan, 1979). Ces métaux fonctionnent toujours en association avec des molécules organiques, habituellement des protéines. Les métaux se trouve habituellement à de faibles concentrations encore sont capables d'exercer de considérables effets biologiques, même à de tels niveaux (Rainbow, 1992).

Tous les métaux sont toxiques au dessus d'un certain seuil biodisponible. Ag, Hg, Cu, Cd, Pb et sont particulièrement toxiques (Bryan, 1979). Les métaux lourds sont considérés comme des polluants graves des écosystèmes aquatiques en raison de leur persistance dans l'environnement, la toxicité et sa capacité à être incorporés dans les chaînes alimentaires (Förstner et Wittman 1983). Les sédiments marins peuvent être un indicateur sensible pour la surveillance des tendances spatiales et temporelles des contaminants dans l'environnement marin (Larsen et Jensen, 1989 ; Kennish, 2001).

L'élucidation de la pollution comparative des milieux aquatiques par les métaux lourds est possible par une analyse de l'eau, les sédiments et les membres du biote indigène, c'est à dire biomonitoring (Phillips et Rainbow, 1993). La pollution par les métaux de l'environnement marin est moins visible et direct que les autres types de pollution marine, mais son effet sur les écosystèmes marins et les humains sont intensifs et très étendus. Comme une mesure indirecte de l'abondance et la disponibilité des métaux dans l'environnement marin, l'accumulation des métaux par les sédiments est étudiée.

L'objectif principal de cette étude est d'évaluer le niveau des concentrations de métaux dans les sédiments superficiels du port d'Alger et de Bouharoun, examinant la concentration et la répartition des métaux et pour discuter des facteurs d'enrichissement des métaux (processus naturels ou de l'activité anthropique). (Belkessa, 2008; Walker et al., 2001)

III.5.1. Les métaux traces dans les sédiments superficiels de port d'Alger et Bouharoun

1. Cuivre

Port d'Alger :

Les concentrations en cuivre appartiennent à l'intervalle [64,48 - 565,36] µg/g de poids sec. La moyenne de cette distribution est de 157,51 µg/g avec un écart type de 127,2.

La plus faible teneur s'observe à la station 17 située à la passe nord. Quand à la teneur la plus élevée, elle se retrouve à la station 13 située dans le bassin Mustapha. (Figure III.24)

Port de Bouharoun :

Les teneurs en cuivre sont comprises entre un minimum de 7,56 µg/g (station 4) et un maximum de 197,30 µg/g (station 9) avec une moyenne de 68,41 µg/g avec un écart type de 65,06. (Figure III.25)

Dans les deux ports les concentrations maximales sont signalées dans le port d'Alger au niveau des stations (12,13 et 11), c'est dû probablement aux activités portuaire, comme l'arrêt prolongé des navires, et le relargage de l'oxyde cuivreux (Cu₂O). (IMO, 2005) et son utilisation comme matière active des peintures antisalissure marines (Alzieu *et al.*, 1999).

Les fortes valeurs de ce métal, sont observées près des points de rejets, pour les deux ports. Par ailleurs, la distribution de ce métal semble être en fonction de la texture sédimentaire. (Belkessa et Houma, 2009; Donazzolo *et al.*, 1984 ; Martincic *et al.*, 1985 ; OMS, 1979). Effectivement, au niveau de ces deux ports, les vases sableuses et les vases présentent les plus fortes teneurs, à l'inverse du sable. Le cuivre possède une affinité à la matière organique et l'argile (Alzieu *et al.*, 1999 ; Forghani *et al.*, 2009). Environ 17 000 tonnes de quantité du cuivre sont déposées annuellement dans les océans par voie atmosphérique et par les rivières. (Moore et Ramamoorthy, 1984)

En général, dans le port d'Alger ce métal présente des valeurs supérieures (St 12 et 13) aux normes algériennes (150µg/g), par contre, tout le reste des stations ne présente pas de problème de contamination. Pour le port de Bouharoun, sauf les deux stations (8 et 9) dépassent les normes algériennes.

Selon les normes françaises (26µg/g), dans tout le port d'Alger les valeurs sont supérieures. Les valeurs enregistrées au niveau du port de Bouharoun montrent que les stations qui se trouvent à l'extérieur des deux bassins (1,2, 3,4 et 5) ont des concentrations inférieures à la norme.

Les indices de contamination dans le port d'Alger selon les normes algériennes sont largement inférieures à 3, y compris les bassins qui sont supposés être pollués. Selon les normes françaises, hormis la station 13 qui IC>10 et la station 17 avec un IC<3, dans tout le reste du port 3<IC<10 (zone polluée et à suivre en cas d'opération de dragage) (Figure III.26a et b).

L'Indice de contamination dans port de Bouharoun, selon les normes algériennes est largement inférieur à 3, le dragage et la mise en dépôt peuvent s'effectuer normalement. Par

contre pour les normes françaises, sauf les stations (7, 8 et 9) ont un $IC > 3$ le reste du port a un $IC < 3$. (Figure III.27a et b)

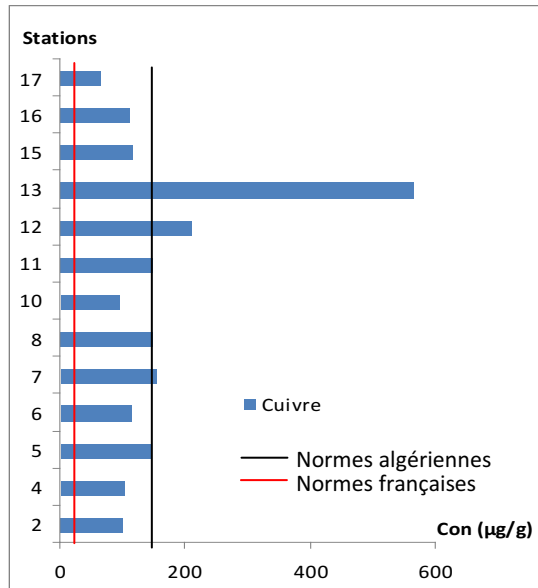


Figure III.24. Variation des concentrations de cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Algier

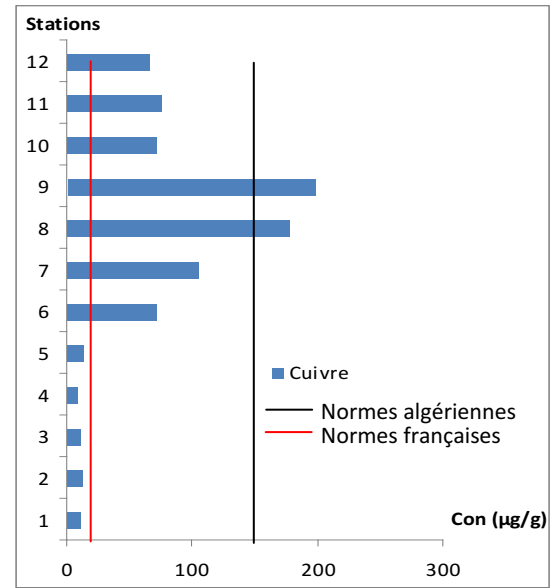


Figure III.25. Variation des concentrations de cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun

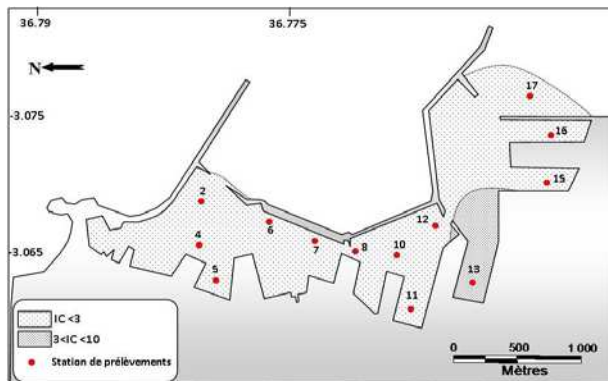


Figure III.26a. Indice de contamination (IC) par le cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Algier selon les normes algériennes

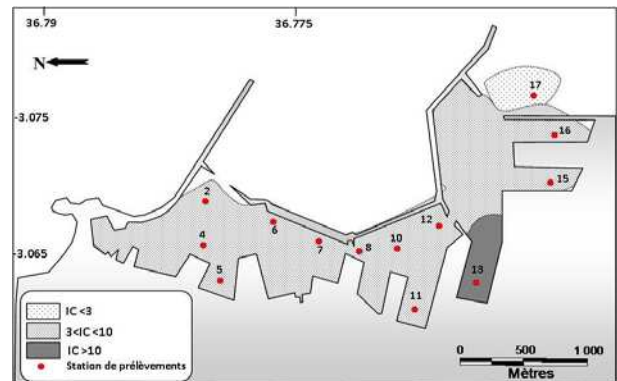


Figure III.26b. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port d'Algier selon les normes françaises

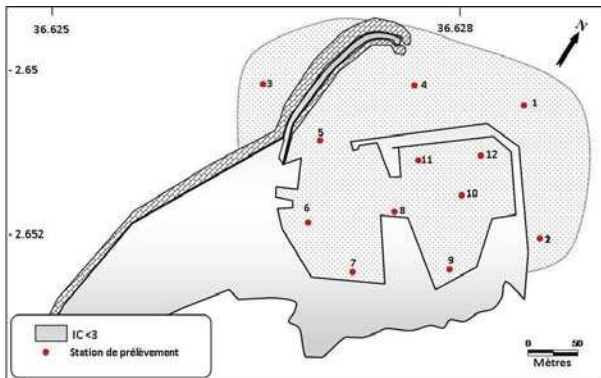


Figure III.27a. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes

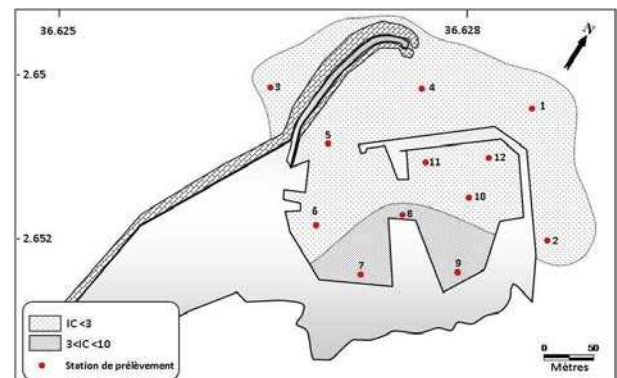


Figure III.27b. IC par le cuivre dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises

2. Zinc

Port d'Alger

Les concentrations de zinc varient fortement entre 216,88 et 809,01 $\mu\text{g/g}$ de poids sec avec une moyenne de 503,52 $\mu\text{g/g}$ avec un écart type de 166,75. (Figure III.28).

La plus faible teneur s'observe à la station 17, située à l'entrée de la passe sud. Quand à la teneur la plus élevée, elle se retrouve à la station 16 située dans le bassin Mustapha.

Port de Bouharoun

Les teneurs en zinc sont comprises entre un minimum de 59,32 $\mu\text{g/g}$ (station 2) et un maximum de 1297,59 $\mu\text{g/g}$ (station 11) avec une moyenne de 511,01 $\mu\text{g/g}$ avec un écart type de 514,54. (Figure III.29).

Contrairement au cuivre, les valeurs les plus élevées en zinc sont signalées au niveau du port de Bouharoun. Les valeurs les plus élevées dans les deux ports sont situées près des quais et darses, qui sont soumis directement aux déversements urbains et industriels. Ces teneurs élevées en zinc résulteraient d'une contamination due à la fois aux rejets urbains, du trafic maritime et de séjour en rade des navires (dissolution des peintures antifouling) (Alzieu et al., 1999; Clarck, 2001). Malgré la proximité des sources de pollution (Oued El Harrach et Oued Mazafran), les concentrations à l'extérieur des deux ports resteront faibles, à l'inverse des stations proches des rejets. La cause de ces concentrations faibles en zinc serait du probablement à une forme chimique lessivable et/ou mobilisable par la remise en suspension du sédiment et son brassage superficiel à des profondeurs très faibles.

Ces résultats montrent clairement que les sédiments des zones exposées du port aux rejets urbains et industriels sont plus contaminés que ceux qui sont à l'écart de ces rejets comme cela a été remarqué par Marchand et Martin, (1985) et Kouadio et Trefry, (1987).

Pour le zinc et selon les normes algériennes (500 $\mu\text{g/g}$), on remarque que la répartition des concentrations au niveau de port d'Alger ne sont pas homogènes. Les concentrations des stations (5,7,10,11,12,13 et 16), dépassent la norme algérienne, par contre les concentrations des stations (2,4,6,8,15 et 17), sont au dessous de cette norme. Dans le port de Bouharoun, le bassin de petit métier et senneur présente des valeurs supérieures à la norme algérienne (stations 8, 9, 10,11 et 12), le reste des stations présente des valeurs faibles.

Le port d'Alger présente des valeurs supérieures à la norme française pour le zinc (80 $\mu\text{g/g}$). Pour le port de Bouharoun, les stations (1, 2,3 et 4) qui se situent à l'extérieur du port révèlent des valeurs inférieures à la norme française.

Les IC dans le port d'Alger, selon la norme algérienne sont largement inférieures à 3 et tendent vers 1. Ceci traduit une très faible contamination par le zinc. Pour la norme française, dans la station 9, on trouve un indice supérieur à 10 et présentant cette partie comme zone à risque. Dans la grande partie des bassins, l'indice est compris entre 3 et 10 sauf au niveau de la station 17 où il est inférieur à 3. (Figure III.30a et b)

L'IC dans le port de Bouharoun selon les normes algériennes est largement inférieur à 3, le dragage peut s'effectuer normalement. Par contre pour les normes françaises, sauf les stations (1,2,3,4,5 et 7) ont $IC < 3$, la station 6 a $IC > 3$ par contre les stations (8,9,10,11 et 12)

ont un $IC > 10$, situant ces secteurs comme zones à risque aussi bien pour le dragage que pour le site de dépôt (Figure III.31a et b).

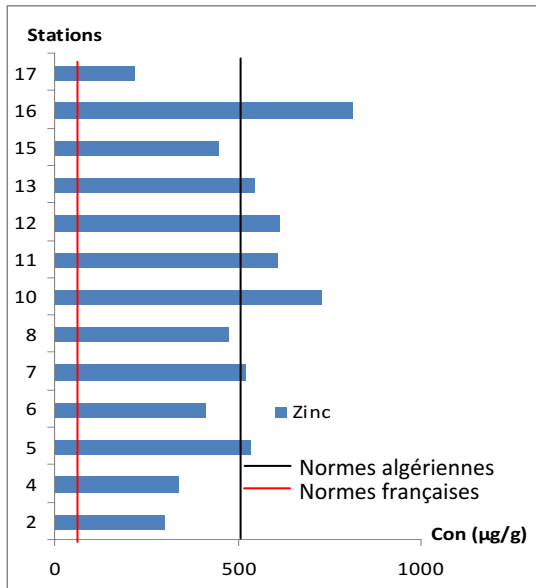


Figure III.28. Variation des concentrations de zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger

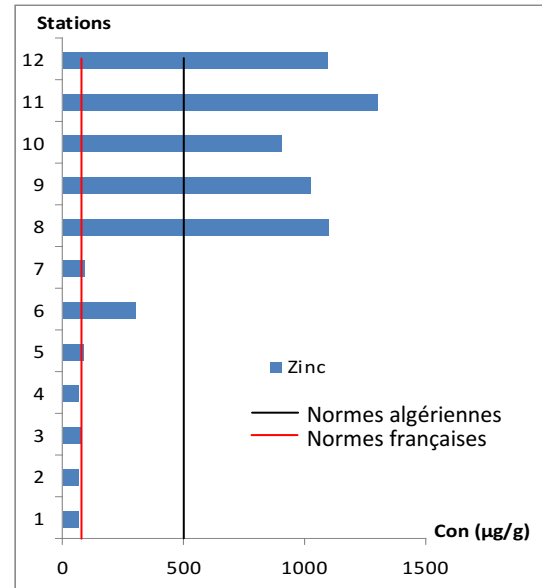


Figure III.29. Variation des concentrations de zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun

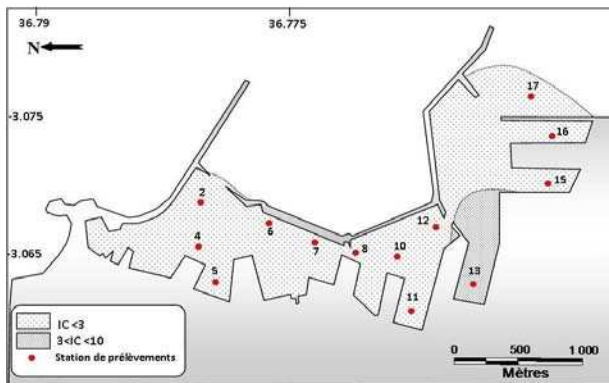


Figure III.30a. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes algériennes

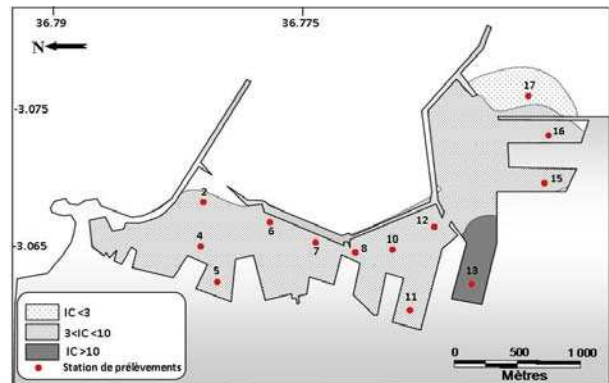


Figure III.30b. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises

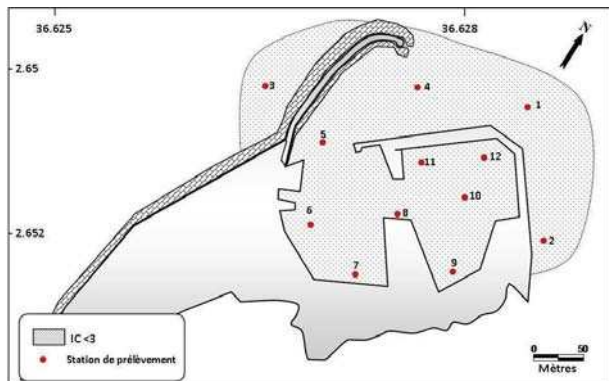


Figure III.31a. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes

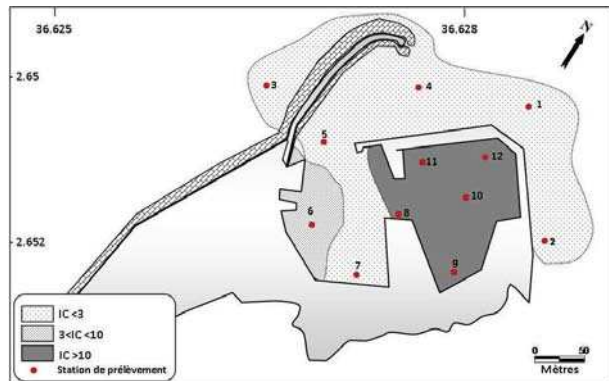


Figure III.31b. IC par le zinc dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises

3- Mercure

Port d'Alger

Les concentrations en mercure sont comprises dans la tranche de valeurs 0,31 et 2,44 $\mu\text{g/g}$ de poids sec avec une moyenne de 1,06 $\mu\text{g/g}$ avec un écart type de 0,65. (Figure III.32).

La plus faible teneur s'observe à la station 17 située à l'entrée de la passe sud. Quand à la teneur la plus élevée, elle se retrouve à la station 7 située dans le bassin l'Agha.

Port de Bouharoun

Les teneurs en mercure sont comprises entre un minimum de 0,33 $\mu\text{g/g}$ (station 3) et un maximum de 2,11 $\mu\text{g/g}$ (station 9) avec une moyenne de 0,67 $\mu\text{g/g}$ avec un écart type de 0,48. (Figure III.33)

Dans les deux ports, les concentrations maximales sont signalées dans le port d'Alger, ceci est dû probablement aux activités portuaires et activités industrielles (Alzieu et *al.*, 1999; Kim et *al.*, 2009 ; Ringot, 1982). A noter que dans le port d'Alger, environ 71 potiches de mercure de 35 kg chacune gisent près de darse n°4 (Rapport interministériel, décembre, 1987, Metap, 1993). La présence de nombreux rejets urbains des deux villes Bouharoun et Alger, vidange, nettoyage, peinture, soudure des bateaux et navires et leur déballastage sont l'une des source du mercure. (Boening, 2000; Morel et *al.*,1998).

Les fortes valeurs de ce métal, sont observées près des points de rejets, pour les deux ports.

En général, dans le port d'Alger ce métal présente des valeurs supérieures aux normes algériennes (1,5 $\mu\text{g/g}$) (stations 5,6 et 7), par contre tout le reste des stations ne présente pas de problème de contamination. Pour le port de Bouharoun, sauf la station (9) dépasse la norme algérienne.

Selon les normes françaises (0,2 $\mu\text{g/g}$), dans les deux ports (Alger et Bouharoun), les valeurs sont supérieures à cette norme et considérées comme stations polluées par le mercure.

Les indices de contamination dans le port d'Alger selon les normes algériennes sont largement inférieures à 3, y compris dans les bassins qui sont supposés pollués. Selon les normes françaises, hormis les stations (10,12,16 et 17) où $IC < 3$, les stations (2,4,5,8,11,13 et 15) présentent un indice $3 < IC < 10$ (zone polluée et à suivre en cas d'opération de dragage). Par contre, les deux stations 6 et 7 présentent un indice supérieur à 10, situant ces secteurs comme zone à risque aussi bien pour le dragage que pour le site de dépôt. (Figure III.34a et b)

L'IC dans le port de Bouharoun, selon les normes algériennes est largement inférieur à 3, le dragage et la mise en dépôt peuvent s'effectuer normalement. Par contre pour les normes françaises, sauf les stations (2, 3,4,5,10,11 et 9) ont $IC < 3$, où le dragage peut être effectué normalement. Au niveau des stations (1,6,7,8 et 12), l'indice se trouve entre 3 et 10 indiquant des zones polluées (à suivre en cas de dragage). Seule la station 9 présente $IC > 10$ et indiqué comme secteur à risque. (Figure III.35a et b).

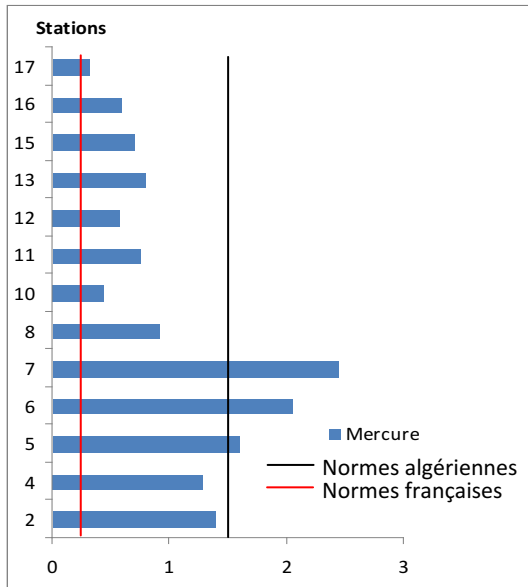


Figure III.32. Variation des concentrations de mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger

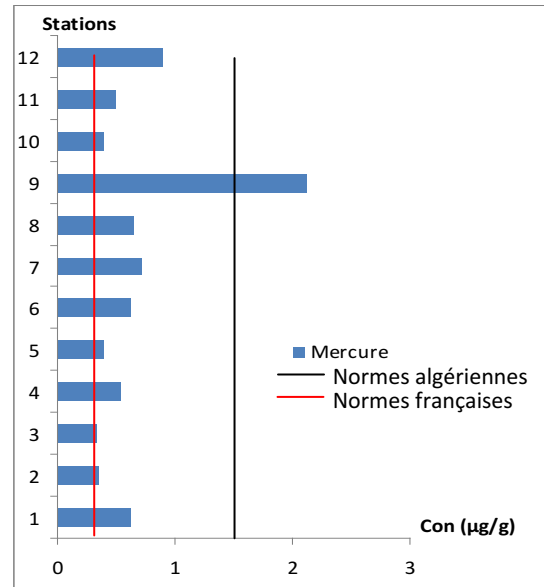


Figure III.33. Variation des concentrations de mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun

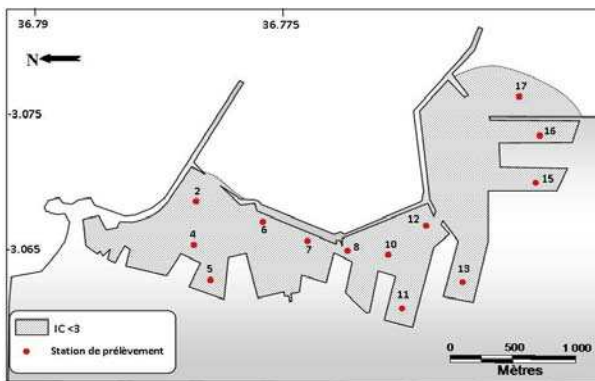


Figure III.34a. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes algériennes

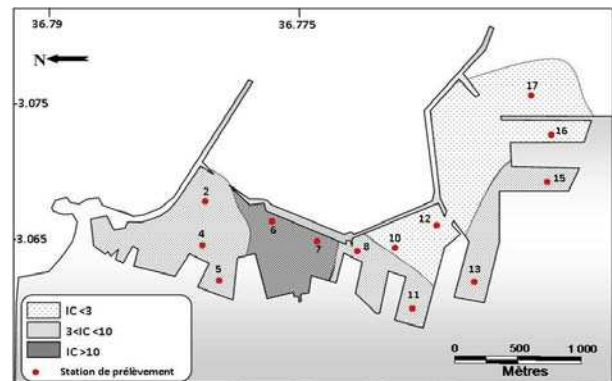


Figure III.34b. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises

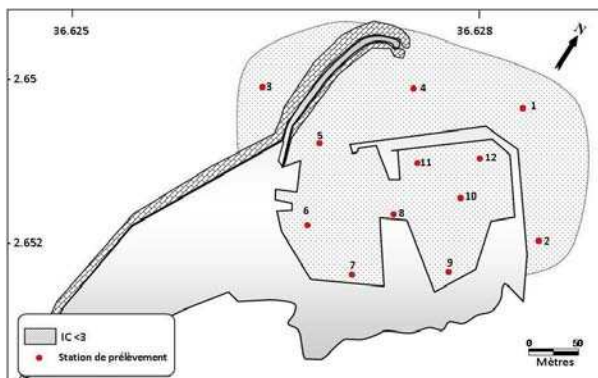


Figure III.35a. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes algériennes

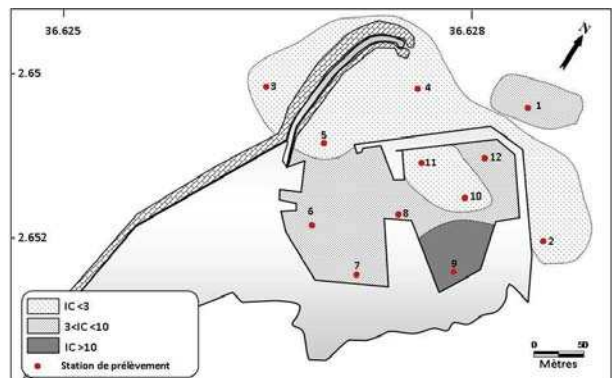


Figure III.35b. IC par le mercure dans le sédiment superficiel du port de Bouharoun selon les normes françaises

4- Manganèse:

Port d'Alger :

Le sédiment superficiel présente des concentrations en manganèse qui varient entre un minimum de 85,08 $\mu\text{g/g}$ (station 6) et un maximum de 298,77 $\mu\text{g/g}$ (station 5) avec une moyenne de 227,47 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 49,81. (Figure III.36).

Les stations du port d'Alger montrent de faibles valeurs par rapport à la norme française (400 $\mu\text{g/g}$). Ces valeurs semblent être indépendantes de la granulométrie (Maouche, 1987), ceci résulterait du phénomène de floculation d'une sédimentation rapide à l'interface eau douce-eau salée (Chester et Stoner, 1975), à savoir 21 rejets directs dans les différents bassins du port d'Alger. Il existe deux types d'apports du manganèse : l'apport indirect, inclus les rejets urbains, industriels, les engrais et les eaux usées et l'apport direct d'origine atmosphérique ou relevant du transport maritime (Peres et al., 1976 ; Khan et al., 2003)

Par rapport à la norme française, les sédiments de dragage ne présentent pas de danger et se traduit par une faible contamination par le manganèse. (Figure III.37)

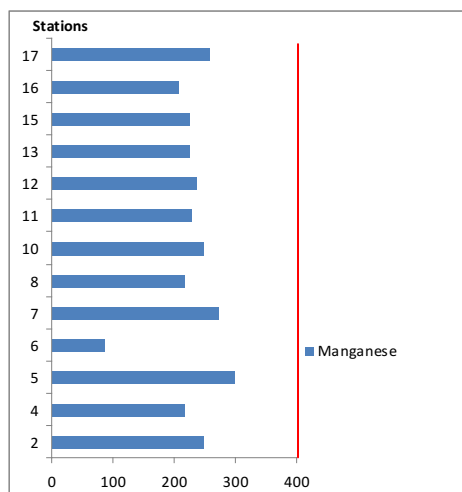


Figure III.36. Variation des concentrations de manganèse dans le sédiment superficiel du port d'Alger

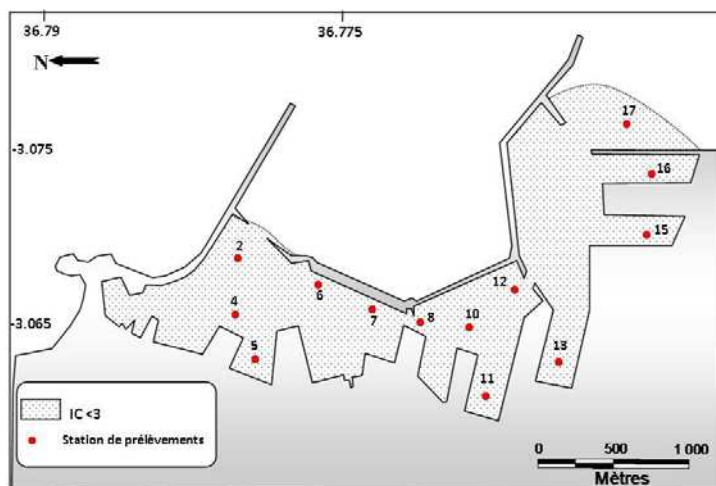


Figure III.37. IC par le manganèse dans le sédiment superficiel du port d'Alger selon les normes françaises

III.5.2. Discussion

Les variations des concentrations des métaux dans les sédiments superficiels en Cu, Zn et Hg pourraient être attribuées aux apports des eaux usées et des déchets rejetés des deux villes. Il faut remarquer en plus que les deux ports d'Alger et de Bouharoun sont des zones relativement fermées où l'échange d'eau de mer est lent, ainsi il est difficile pour les polluants de diffuser et de transit afin d'influer sur l'autoépuration de l'eau salée.

Le port d'Alger reçoit également les effluents des déchets du sud du complexe industriel de Rouiba et l'influence d'Oued el Harrach, qui comprend des produits chimiques des usines.

La distribution locale des métaux lourds (Cu, Zn, Hg et Mn) dans les sédiments superficiels du port d'Alger et de Bouharoun, a montré des concentrations élevées. Elles sont similaires à celles rapportées pour le golfe d'Aden, la mer de Marmara, golfe de Suez, les estuaires du Maroc et le sud de la mer Noire, mais demeurent inférieures à celles publiées pour le port de Naples et de l'estuaire de l'Escaut (Yücesoy et Ergin 1992; Zwolsman et al. 1996; Topcuoglu et al. 2004; Cheggour et al. 2005; Hamed et Emara 2006; Sprovieri et al. 2007; Mostafa et al. 2009). Il est à noter que les concentrations de Zn (59.32-1297.59 µg/g) dans notre enquête au niveau de port de Bouharoun, sont similaires à ceux de port de Naples (17-7234 µg/g) qui sont tous deux relativement élevés (Tableau III.3).

Les concentrations élevées de certains métaux peuvent être liées simplement à la structure géologique et la minéralogie de la région (Yücesoy et Ergin 1992). Les activités anthropiques peuvent également influencer sur les concentrations de métaux dans les sédiments marins côtiers (Maanan, 2008). A noter que les concentrations de mercure enregistrées au niveau des deux ports (Bouharoun et Alger) sont inquiétantes. Le mercure peut poser des dommages neurologiques pour les êtres humains (Clarkson, 1997). Cet élément trace est considéré comme un polluant global (UNEP, 2002) car une fois dans l'atmosphère, il peut séjourner plusieurs années avant qu'il soit déposé. Des concentrations très élevées en Hg ont été signalées dans des endroits où les sources de pollution ne sont pas à proximité comme le cas de la région arctique (Hylander et Goodsite, 2006).

Tableau III.4 : Concentrations en métaux lourds ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) dans le port d'Alger et Bouharoun comparées à d'autres régions du monde.

Site	Cu	Zn	Mn	Hg	Référence
Port d'Alger	64.48-565.36	216.88-809.01	85.08-298.77	0.31-2.44	Présente étude
Port de Bouharoun	7.56-197.30	59.32-1297.59	-	0.33-2.11	Présente étude
Baie d'Alger	24-51	123-157	260-316	-	Maouche (1987)
Baie Jiaozhou	5.31-45.07	32.08-151.65	169.38-918.85	-	Wang et al(2009)
Golfe d'Aden	3.1-270	13-51	23.8-242	-	Mostapha et al(2009)
Mer de Marmara	12.7-30.6	34.1-50.9	273-384	-	Topcuoğlu et al (2004)
Golfe de Suez	2.79-12.16	25.48-58.06	12.90-70.22	-	Hamed et Emar (2006)
Estuaire Marocain	24-66	113-217	36.5-200	-	Cheggour et al (2005)
Port de Naples	12-5743	17-7234	-	-	Sprovieri et al (2007)
Estuaire de Scheldt	1-2600	9-1500	-	-	Zwolsman et al (1996)
Sud de la mer Noir	15-119	24-141	112-1109	-	Yücesoy et Ergin (1992)
Port de Santos	-	16.85-137.01	-	0.06-0.96	Torres et al(2009)
Golfe de Californie	-	-	90-386	0.34-2.25	Green et al(2005)
Sud de la cote de la Turquie	5.19-34.17	-	-	0.17-5	Doğan et Kumbur (2009)

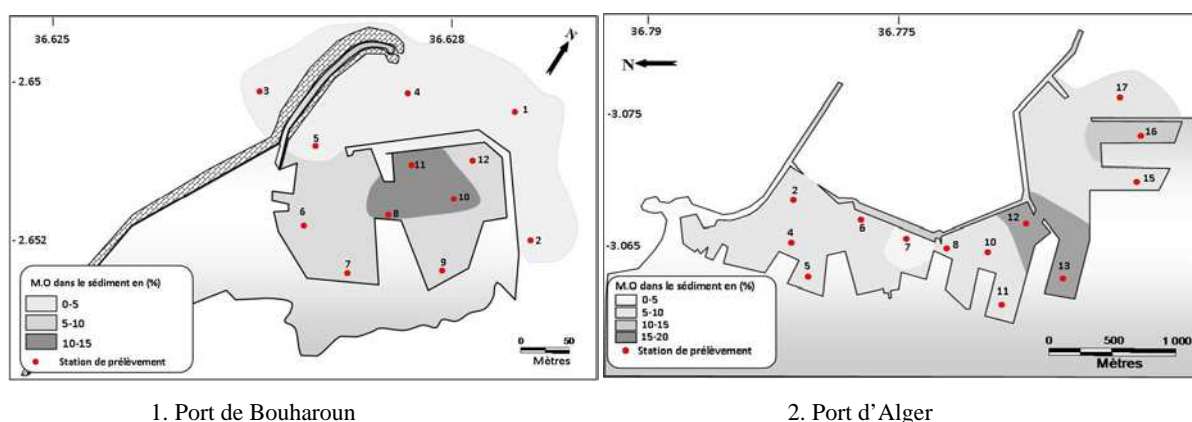
En résumé, les concentrations des métaux lourds dans les sédiments de surface du port d'Alger et Bouharoun, présentent des concentrations de métaux lourds au dessus de la gamme des autres zones urbanisées et industrialisées du monde.

III.5.2. Matière organique dans le sédiment superficiel du port d'Alger et Bouharoun

Les teneurs en matière organique au niveau du port de Bouharoun varient très fortement de 0.2 à 14.1 % (Figure III.39.1), avec une moyenne de 6.89% et un écart type de 4.63. Au niveau du port d'Alger, les valeurs varient entre 4.6% (station 5) et 21.90% (station 9) avec une moyenne de 13.91% et un écart type 4.82 (Figure III.38).

D'après Chamley (1987), les teneurs dépassant 1% sont considérées pour la mer Méditerranée comme très élevées.

Les valeurs les plus élevées sont localisées au niveau des stations 9 et 12 dans le port d'Alger (bassin du vieux port, ainsi que dans les bassins de Mustapha). Les valeurs minimales s'observent à l'extérieur du port de Bouharoun.

**Figure III.38.** Variation spatiale de la matière organique dans le port de Bouharoun et d'Alger

Pour confirmer ces résultats, nous avons effectué une étude benthique qui est développée dans la partie des résultats du benthos, cette étude consiste en une étude qualitative et quantitative qui repose sur la notion de bio-indicateurs (Bakalem, 2009 ; Bakalem et al, 2008 ; Parenzan, 1974 ; Rebzani, 2003; Tebble, 1966) et qui consiste en l'identification de nombreuses espèces communes au milieu portuaire, caractéristique de la perturbation du milieu. On note la présence de *Corbula giba*, mollusque bivalve, qui existe dans la majorité des stations prospectées au niveau du port d'Alger, cette même espèce est indicatrice de la richesse du milieu en matière organique (Rebzani, 2003). La présence de *Abra alba* indicatrice de pollution et instabilité qui révèle une perturbation au niveau du port d'Alger (Bakalem,2009; Rebzani, 2003).

III.6. Résultat de l'étude sédimentologique

III.6.1. Port de Bouharoun

1. Evolution de la bathymétrie

Plusieurs levés bathymétriques ont été comparés (Tableau.III.5) afin de comprendre le mouvement sédimentaire dans le port, 1939,1956,1962,1968,1969 (D.T.P.Koléa) ,1984,1995 (LEM). (Figure III.39)

Tableau III.5. Evolution de la profondeur dans le port de Bou Haroun.

Stations	Profondeurs (m)									
	1939	1942	1956	1962	1968	1969	1984	1989	1995	1997
1	-	-	-	5.50	5.30	-	-	-	4.00	4.00
2	5.50	5.50	4.00	5.50	6.00	4.00	4.00	4.10	3.50	3.00
3	2.00	2.00	2.50	2.70	2.50	2.00	3.00	3.20	2.00	1.70
4	3.00	5.00	2.70	4.00	2.50	2.50	4.00	5.00	4.00	4.45
5	1.50	1.50	0.30	1.00	1.50	1.00	2.00	5.00	3.50	4.00
6	1.50	3.50	1.70	2.00	2.00	1.00	3.00	-	3.10	4.10
7	3.50	-	-	-	-	-	3.10	-	2.50	3.00

- 1939 : les profondeurs varient entre 1,5m et 8m (du port vers la passe d'entrée).
- 1956 : le fond des 8m s'est comblé et la passe d'entrée est passée à 4m.
- 1962 : les profondeurs n'ont sensiblement pas changé sauf au niveau de la passe d'entrée où les fonds ont augmenté à 6m.
- 1968 : les changements apparaissent au niveau de la passe d'entrée où les sédiments forment un obstacle à 2m de profondeur.
- 1969 : Il y'a peu de changement en une année sauf au niveau de la passe d'entrée où l'amas de sable a disparu.
- 1982 : réception du port après son réaménagement.
- 1984 : la profondeur moyenne du bassin est de 4m, elle est de 1 à 3m dans le bassin Est.
- 1989 : le port connaît une diminution de la profondeur notamment au niveau des quais.
- 1995 : les profondeurs de 4m occupent un petit espace avec l'arrivée de sédiments. Les profondeurs moins de 2m sont retrouvées aux abords quais Sud.

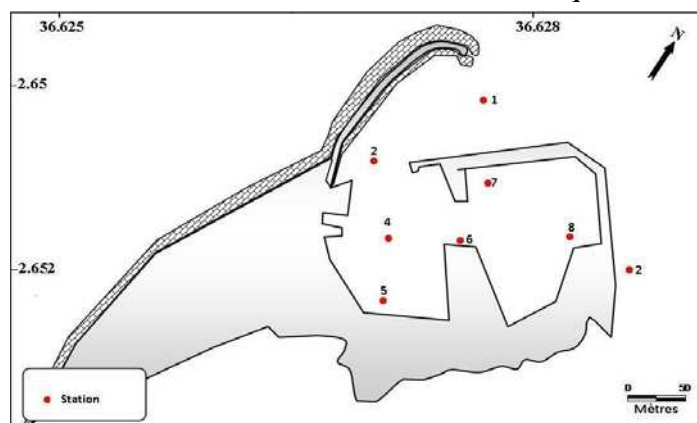


Figure III.39. Localisation des stations pour la comparaison bathymétrique dans le port de Bouharoun

2. Résultats de la bathymétrie

Le résultat de la bathymétrie au niveau du port de pêche de Bouharoun est mentionné dans le tableau III.6.

Tableau III.6. Profondeurs des stations dans le port Bouharoun.

Stations	Profondeurs (m)
Bh1	2
Bh2	4.2
Bh3	2.2
Bh4	3.6
Bh 5	3.6
Bh 6	4.5
Bh 7	4
Bh 8	5
Bh 9	8.6
Bh10	7
Bh11	6

2.1. Interprétation des résultats de la bathymétrie

Le port de pêche de Bouharoun est constitué de deux (02) bassins d'une profondeur qui varie entre 2 m (stations Bh1) et 8.6m (station Bh9). Les profils sont très irréguliers et le fond des bassins est tapissé par des macro-déchets (pneus, bouteilles, des canettes de boissons et des morceaux de ferrailles...), tous ces déchets contribuent à la diminution de la profondeur des bassins. (Figure III.40)

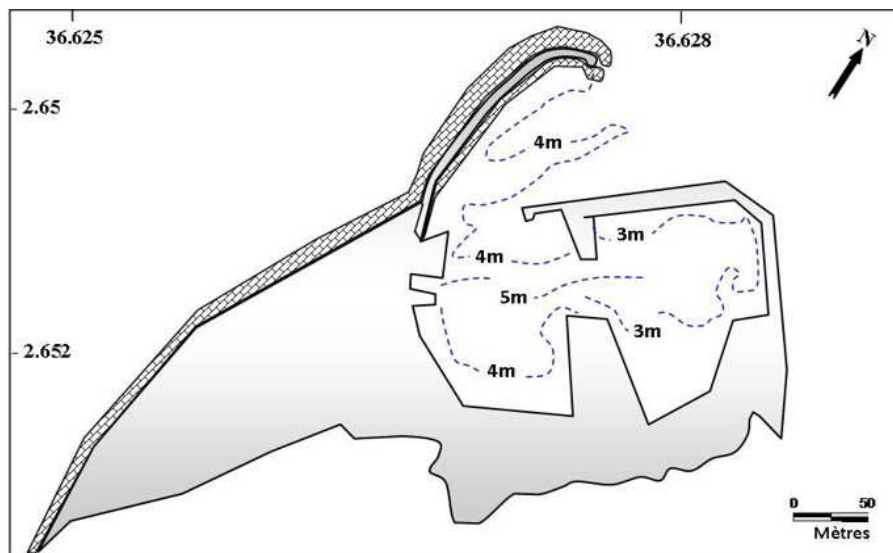


Figure III.40. Bathymétrie du port de Bouharoun

3. Résultats et interprétation de l'analyse granulométrique

3.1. Résultats de l'analyse granulométrique

Les résultats de l'analyse granulométrique des sédiments prélevés dans 11 stations dans le port de Bouharoun, sont représentés dans le tableau III.7

Tableau III.7. Valeurs des différents indices granulométriques et des quartiles (Q25, Q50, Q75) au niveau du port de Bouharoun.

Stations	Q25 (μm)	Q50 (μm)	Q75 (μm)
1	60	88	150
2	64	100	180
3	65	120	200
4	65	120	215
5	63	100	180
6	60	90	170
7	60	92	150
8	60	90	140
9	75	135	275
10	60	90	140
11	60	92	150

3.2. Interprétation des résultats de l'analyse granulométrique

Le 1^{er} quartile Q25 : Les valeurs du Q25 varient entre 75 μm (station Bh9) et 60 μm (station Bh1, Bh6, Bh7, Bh8, Bh10 et Bh11), d'après la classification de Folk et Ward (1957), on trouve du sable fin et très fin et la moyenne du Q25 est de 63 μm , il y a donc prédominance du sable très fin.

Le 3^{ème} quartile Q75 : Les valeurs du Q75 varient entre 75 μm (station Bh9) et 140 μm (station Bh8 et Bh10), d'après la classification de FOLK (1956) on trouve du sable fin, moyen, grossier et du sable très grossier. La moyenne du Q75 est de 177 μm , il y a donc prédominance du sable moyen.

3.3. Interprétation de la carte de répartition des médianes (Q50)

Dans les deux bassins du port et sa passe d'entrée, on retrouve du sable très fins à fins (88-135 μm). (Figure III.41)

D'une façon générale, les sédiments sont relativement homogènes et la médiane varie entre 135 μm (station Bh9) et 88 μm (station Bh1), on trouve du sable moyen, fin et très fin et la moyenne du Q50 est de 102 μm , ceci traduit en majorité du sable fin.

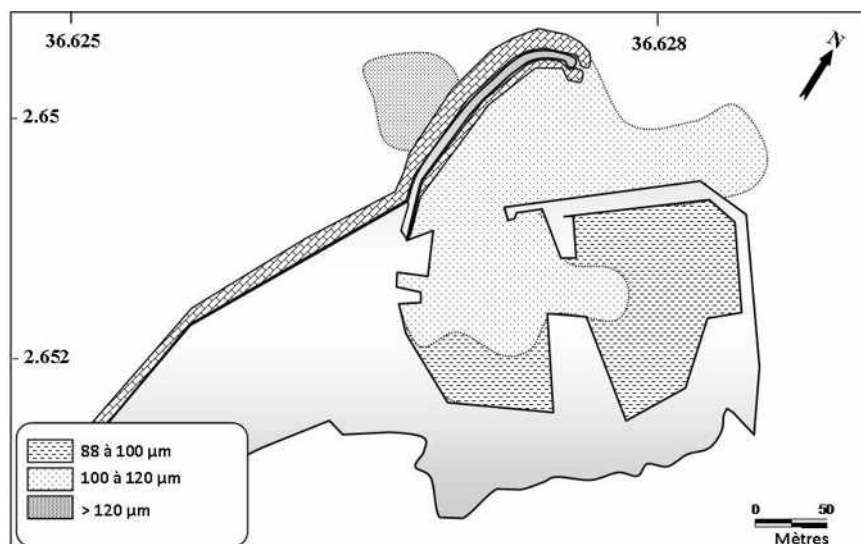


Figure III.41. Répartition de la médiane (Q50) dans le port de Bouharoun

a- Aspect général des courbes granulométriques

Nous décrivons les traits essentiels des courbes granulométriques cumulatives des échantillons analysés.

Les courbes sont généralement redressées ce qui traduit qu'il y a des sédiments homogènes. Dans l'ensemble, les courbes sont relativement en pente, ce qui souligne le bon classement des sédiments. (Annexe II)

Notons que la majorité des sédiments sont mélangés à des débris de coquilles et végétaux en grande quantité.

3.4. Résultats et discussion de l'analyse de la fraction pélitiques

3.4.1. Résultats de l'analyse de la fraction pélitiques

Les résultats de l'analyse de la fraction pélitiques dans le port de pêches sont mentionnés dans le tableau III.8.

Tableau III.8. Taux de pérites dans les stations du port de Bouharoun.

Stations	Taux de pérites (%)
Bh1	29.65
Bh2	27.15
Bh3	9.77
Bh4	36.70
Bh5	45.57
Bh6	35.81
Bh7	30.13
Bh 8	7.33
Bh 9	1.96
Bh 10	8.67
Bh 11	9.21

3.4.2. Interprétation des résultats de l'analyse de la fraction pélitiques

Le pourcentage des pélites s'échelonne entre 1.96% (Bh9) et 45.57% (Bh5) comme le montre la figure III.42. Au niveau de la passe d'entrée et à l'extérieur du port (Stations Bh8, Bh9, Bh10 et Bh11), nous remarquons que les taux sont assez faibles qui sont respectivement de 7.33%, 1.96%, 8.67% et 9.21%, ainsi qu'au niveau de la station Bh3 (9.77%) située dans la partie Ouest du bassin Est.

Cela est dû au renouvellement des eaux grâce aux houles et aux courants. A l'intérieur du port, on retrouve un échelonnement de 27.15% (Bh2) à 45.57% (Bh5) divisé en deux parties : la première est de 29.65% (Bh1), 27.15% (Bh2) et la seconde entre 30.13% (Bh7) et 45.57% (Bh5).

Ce taux élevé est dû au faible gradient de courant à l'intérieur des bassins.

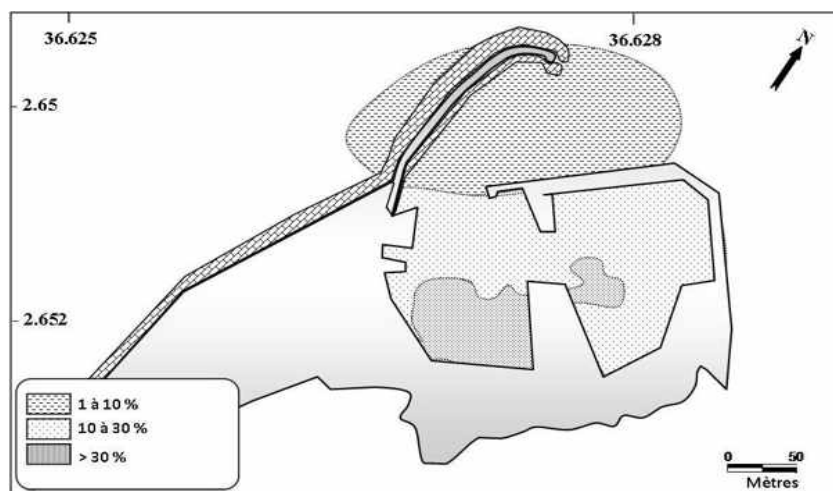


Figure III.42. Répartition des pélites dans le port de Bouharoun

Les fortes crues de l'Oued Mazafran transportent une grande quantité de particules fines et peuvent à court terme se déposer dans des zones calmes dans le port de Bouharoun.

Si on considère ces fortes teneurs qui ne sont retrouvées nulle part ailleurs dans les environs immédiats et l'existence de rejets de toutes sortes y compris ceux des eaux pluviales à l'intérieur du port, on peut conclure que ces pélites proviendraient donc en grande partie des eaux pluviales. Les pourcentages de la matière organique varient entre 5% (passe d'entrée) à 15% (intérieur du port). L'évolution rapide du taux de la matière organique est liée à celle des pélites, ceci s'expliquerait aussi par la stagnation des eaux dans le port (manque de reniflards d'aération).

III.6.2. Port d'Alger

1. Bathymétrie

1.1. Description de la morphologie du fond

- **Bassin du vieux port**

Les profondeurs dans ce bassin varient entre -2m et -19m, les plus faibles d'entre elles sont relevées le long de la jetée du vieux port, et au niveau de la capitainerie (-2m). Ces profondeurs évoluent suivant un gradient croissant à partir du môle Al Djefna et du môle El Djazaïr avec une pente relativement douce allant jusqu'à (-19m) au niveau de la passe Nord, qui sert d'accès aux navires à grand tirant d'eau. Les profondeurs moyennes varient de -12m à -17m. (Figure III.43)

- **Bassin Agha**

Les profondeurs varient entre -12m et -5m, les plus importantes sont situées à l'intérieur du bassin entre -10m et -12m et diminuent progressivement en allant vers les darses et la jetée Agha jusqu'à -9m.

- **Bassin Mustapha**

Les profondeurs dans le bassin Mustapha sont comprises entre -2m et -16m. L'essentiel des profondeurs est compris entre -11m et -15m.

Au niveau de la passe Sud, l'espacement des isobathes est régulier, les profondeurs augmentent progressivement de -6m à -14m à partir du brise-lames Est jusqu'à la passe Sud, où elles sont plus importantes (-16m au niveau du chenal de navigation).

Le long de la jetée Mustapha, les isobathes sont serrées (-14m à -2m); quant à l'intérieur du bassin, les profondeurs varient peu de -11m à -15m.

Notons la présence d'un haut fond à -5.7m à l'intérieur de la darse III ainsi qu'une irrégularité des profondeurs qui est probablement due aux plusieurs travaux de dragages entrepris dans cette darse.

Le port d'Alger est constitué de trois bassins dont la bathymétrie est plus au moins différente avec un maximum des profondeurs dans le bassin du vieux port et le bassin Mustapha. Le bassin Agha est le moins profond des trois.

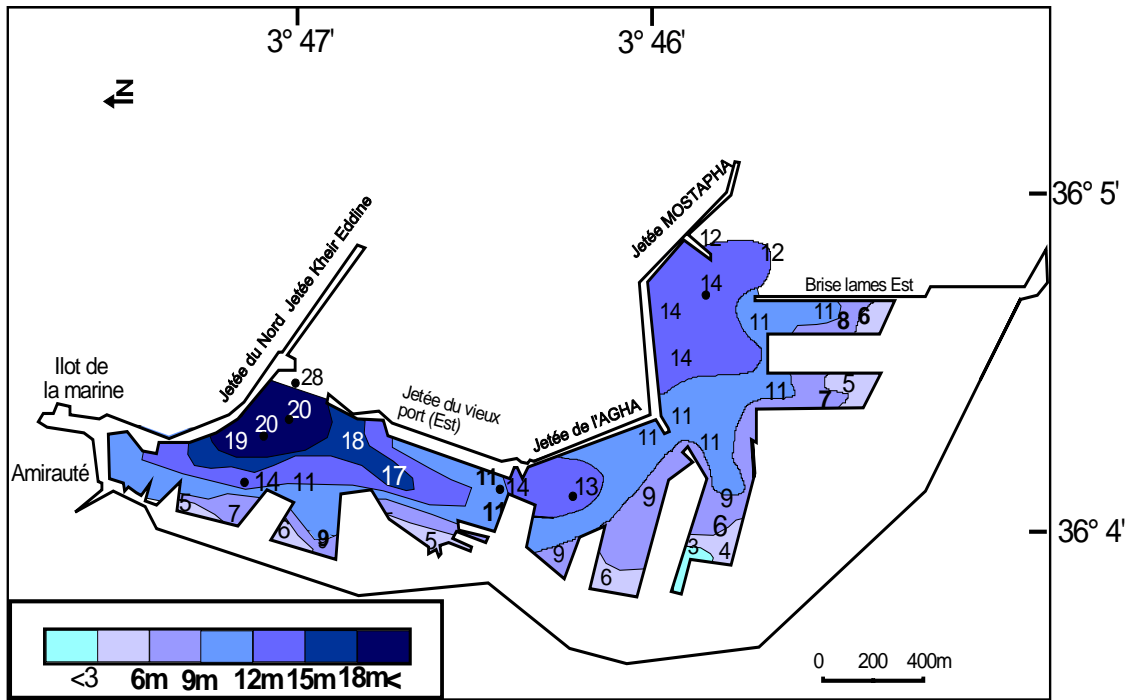


Figure III.43. Bathymétrie du port d'Alger (Belkessa, 2005)

2. Granulométrie des sédiments du port d'Alger

Treize échantillons de sédiment superficiel, ont été prélevés au niveau du port d'Alger pour l'étude de la granulométrie des sédiments. (Figure III.44)

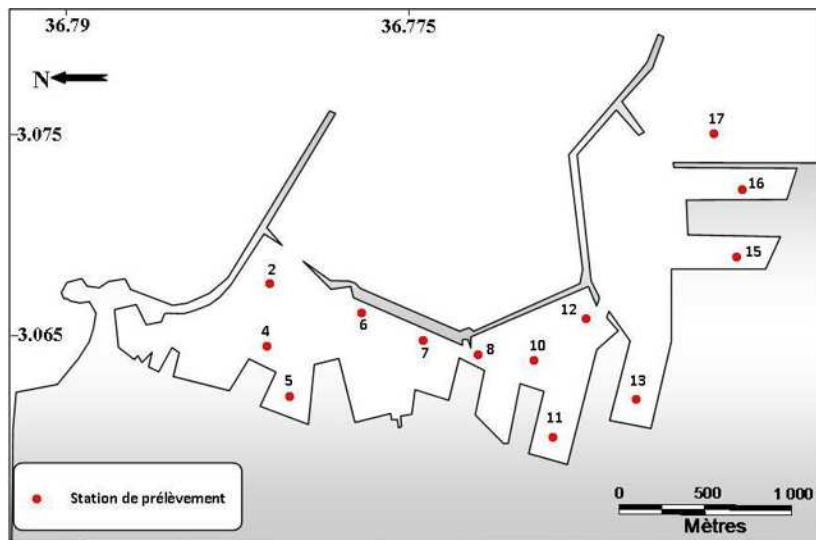


Figure III.44. Localisation des stations de prélèvement du port d'Alger

2.1. Teneurs en pélites

Les échantillons traités montrent des teneurs en pourcentages des pélites qui varient de 9% à 57%. (Tableau III.9).

Tableau III.9. Pourcentage des teneurs en pélites dans le port d'Alger

N° échantillon	% pélites
2	28,76
5	53,03
6	9,10
8	19,01
10	23,90
11	26,97
12	43,02
13	21,43
15	57,95
16	25,46
17	41,09

2.1.2. Répartition des pélites

▪ Bassin Mustapha

La répartition des pélites dans le bassin Mustapha montre qu'à l'extérieur du port, au niveau du brise-lames Est, les teneurs suivent un gradient croissant au fur et à mesure qu'on s'approche de la jetée Mustapha (20-57%). La cartographie des teneurs en pélites montre que les taux compris entre 90 et 95% occupent le centre de celui-ci. (Figure III.45)

Les taux en pélites supérieurs à 50% sont relevés dans les confins de la jetée Mustapha (zone protégée et calme favorisant le dépôt des suspensions). Les valeurs en pélites montrent un gradient décroissant de la jetée Mustapha vers l'intérieur des trois darses, ces valeurs dénotent un envasement total de cette zone. Ces teneurs sont probablement dues à des perturbations du fond provoquées par le mouvement des navires ou des opérations de dragages antérieures.

La carte de répartition des pélites montre que:

- A l'extérieur du port le taux montre une augmentation des pourcentages du brise lames Est vers la jetée Mustapha.
- Les teneurs les plus élevées (teneurs >57%) dans le bassin Mustapha sont localisées à proximité de la station 16, protégés des houles favorisant ainsi le dépôt.
- Un gradient décroissant à partir de la jetée de Mustapha vers les trois darses.

▪ Bassin Agha

Les teneurs supérieures à 40 % sont relevées le long de la jetée Agha, à partir de laquelle les teneurs diminuent progressivement jusqu'à atteindre des teneurs inférieures à 10% puis augmente au fur et à mesure que l'on s'enfonce à l'intérieur de la darse pour atteindre des valeurs supérieures à 20%. La distribution des teneurs en pélites dans le bassin Agha montre en général un gradient décroissant de la jetée Agha vers l'intérieur des darses.

▪ **Bassin vieux port**

Les teneurs en pourcentage des pélites sont très élevées au sein de ce bassin, elles varient de 28% à 53%.

Le taux en pélites montre dans un premier temps un gradient décroissant à partir de l'extrémité du môle El Djefna avec plus de 50% et diminue au fur et à mesure que l'on s'approche de la passe Nord. La répartition des teneurs en pélites semblent être perturbées par la circulation des navires et des eaux.

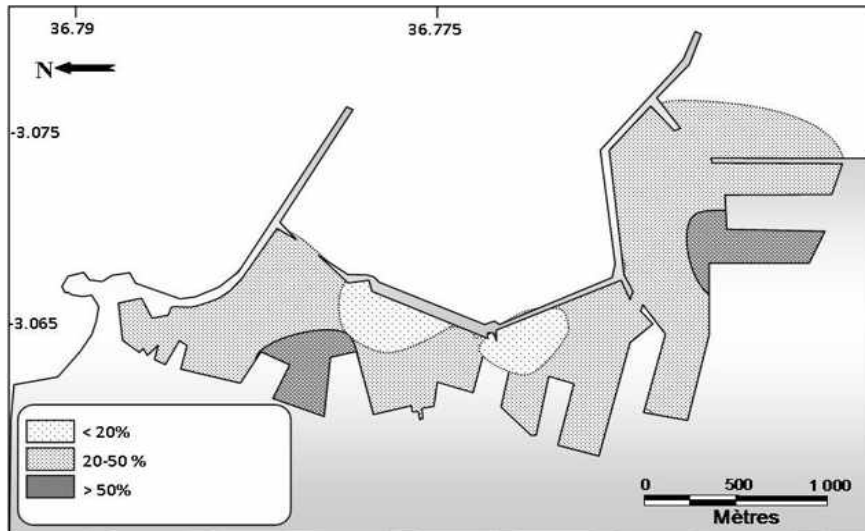


Figure III.45. Répartition des pélites dans les sédiments du port d'Alger

2.2. Répartition de la médiane

L'analyse des médianes montre un granoclassement décroissant en allant du vieux port vers le bassin Mustapha. Cette répartition indique l'entrée des courants par la passe Nord. Les sables moyens sont retrouvés dans le bassin du vieux port (400 μ m). Les sables grossiers se cantonnent dans les darses 2 et 3 (1400 μ m, 600 μ m). Tout le reste du port est parsemé de sables fins (125 μ m à 150 μ m). Les sables très fins (100 μ m) sont retrouvés au niveau de la passe Sud. La répartition des pélites comme celle de la médiane montre une agitation au niveau des deux passes. (Figure III.46)

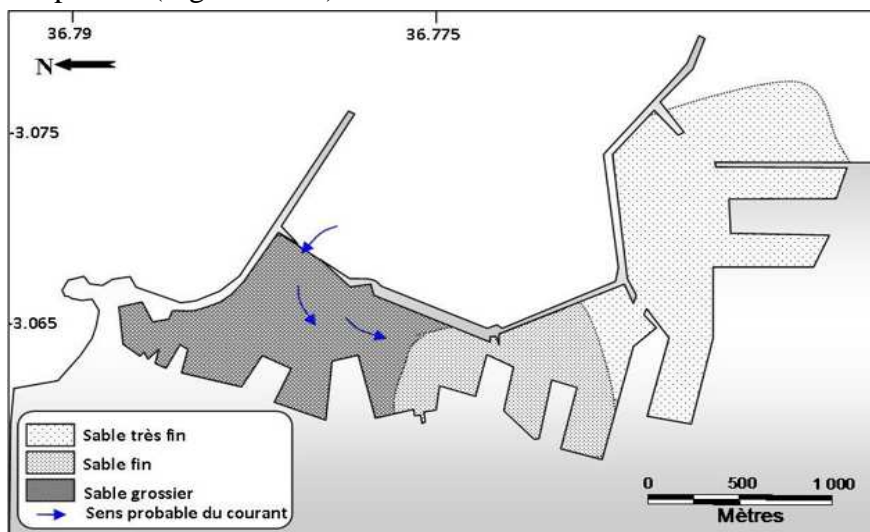


Figure III.46. Répartition des médiane Q50 dans le sédiment du port d'Alger

2.3. Répartition des quartiles inférieurs (Q25)

Le granoclasement du Q25 est à l'image de la médiane. Dans les darses 2 et 3, on retrouve des valeurs supérieures à $300\mu\text{m}$. La passe Nord et Sud ont un Q25 à $210\mu\text{m}$ (sable fin), tout le reste du port a des valeurs inférieures à $125\mu\text{m}$ (sables très fins). L'agitation des eaux est aussi remarquée dans les darses 2 et 3. (Figure III.47)

3.4. Répartition du quartile supérieur (Q75)

La répartition du Q75 montre deux populations nettes sans transition. Dans le bassin du vieux port, les valeurs sont supérieures à $1000\mu\text{m}$, avec $2100\mu\text{m}$ pour les darses 2 et 3. Le reste du port est caractérisé par des Q75 inférieurs à $200\mu\text{m}$. Ces valeurs montrent l'agitation qui s'effectue au niveau de la passe Nord et notamment dans les darses 2 et 3. (Figure III.48)

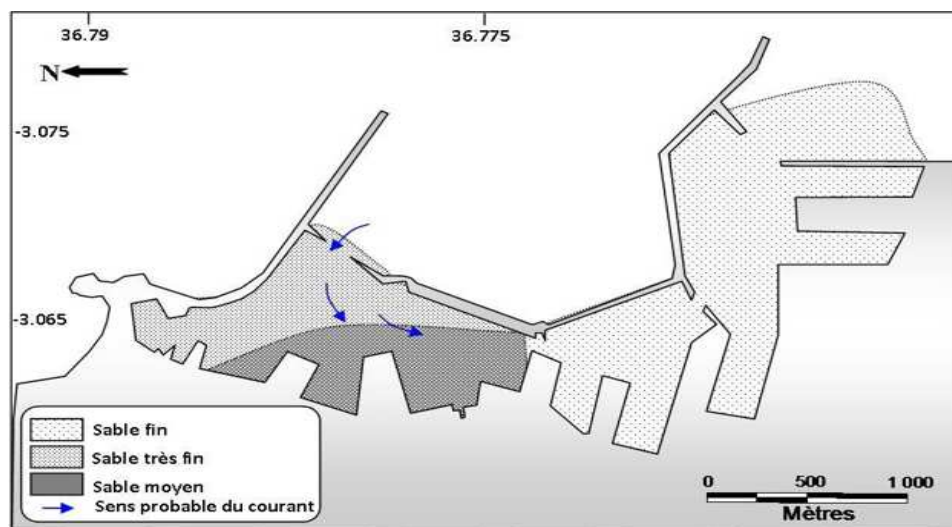


Figure III.47. Répartition des Q25 dans le sédiment du port d'Alger

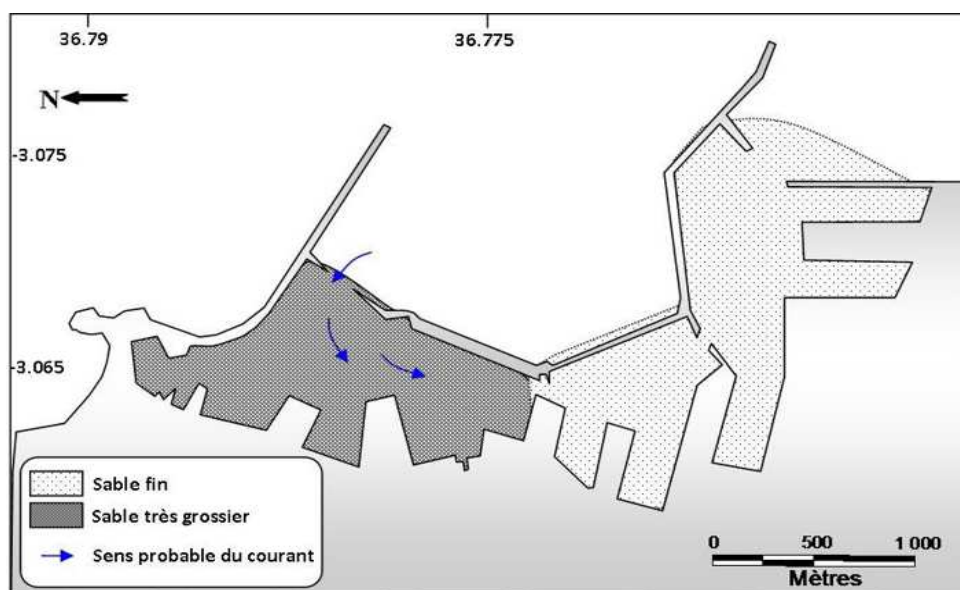


Figure III.48. Répartition des Q75 dans le sédiment du port d'Alger

III.7. Impacts biologiques

Un inventaire de 97 espèces a été réalisé au niveau du port d'Alger, dont des polychètes, mollusques et crustacés sont les groupes zoologiques les plus importants. (Annexe I)

Les principaux ouvrages utilisés pour la détermination des différents groupes zoologiques sont : Tebble (1966) et de Parenzan (1970, 1974) pour l'identification des mollusques et Bellan-Santini et *al.*, (1968,1982) pour les crustacés. Les polychètes sont les seuls à avoir posé des problèmes systématiques et afin d'éviter des erreurs de détermination dans les différents genres et espèces, nous avons utilisé essentiellement les ouvrages de Fauvel (1923,1927), Bellan (1964), Péres et Picard (1964) et Fauchald (1977). Ces ouvrages disponibles au niveau de laboratoire Benthique de USTHB sont les plus utilisés pour la détermination des espèces. Certaines espèces qui posaient tout de même un problème d'identification ont été vérifiées sur le site web www.annelida.net. Dauvin (1993) souligne qu'une bonne détermination spécifique est indispensable car la spécificité de chaque espèce permet de fournir ou établir un diagnostic rapide de la santé du milieu.

L'écotechnologie des principales espèces de l'ensemble des peuplements portuaires a été réalisée à partir d'éléments tirés de nombreux travaux parmi lesquels nous citons ceux de Bellan (1964,1993), Fauchald et *al.*, (1979), Glémarec et Hily (1981), Hily (1984), Parker (1975), Picard (1965) et Eleftheriou et McIntyre (2005)

Depuis quelques années, un certain nombre de travaux ont pris en charge les études d'impact des activités humaines sur le port d'Alger notamment la qualité des eaux et l'état des peuplements macrobenthiques: Bakalem et Romano (2009), Rebzani-Zahaf et *al.* (1988, 1997), Rebzani-Zahaf (1990), Rebzani-Zahaf (2003).

III.7. 1. Impact sur l'écosystème benthique: les bioindicateurs du Port d'Alger

Pour une meilleure connaissance de l'impact des eaux usées sur le port d'Alger, nous reprenons l'essentiel des résultats des travaux cités ci-dessus, sous forme d'une synthèse qui permettra de mieux cerner et connaître les situations régnantes au niveau des fonds meubles (peuplements macrobenthiques) par rapport aux différentes espèces que nous avons pu déterminer durant notre étude. Rappelons que notre étude est plus qu'un apport appréciable qu'elle concerne l'ensemble du port et s'étale sur une assez courte période durant laquelle a été réalisé l'échantillonnage. (Figure III.49)

1. Zonation des peuplements

L'hypertrophisation artificielle due aux eaux usées des eaux et des sédiments marins du port d'Alger a des répercussions directes ou/et indirectes sur les espèces macrobenthiques, pouvant être bénéfiques ou néfastes selon les bassins considérés et l'influence des eaux de la baie; l'étude dynamique des peuplements macrobenthiques de l'ensemble des fonds meubles du port d'Alger permettra de préciser l'impact des rejets d'eaux usées sur la vie marine.

L'étude de l'évolution spatiale des peuplements macrobenthiques des fonds meubles du port d'Alger a permis de définir la zonation des fonds en fonction des perturbations ou des degrés de pollution, ainsi cinq zones ont été identifiées (Figure III.50): la zone de pollution maximale ou zone azoïque, la zone de transition 1, la zone polluée, la zone de transition 2 et la zone de déséquilibre. Chaque zone présente des caractéristiques ou des spécificités propres en relation étroite avec les conditions du milieu plus particulièrement le degré de perturbation ou de pollution.

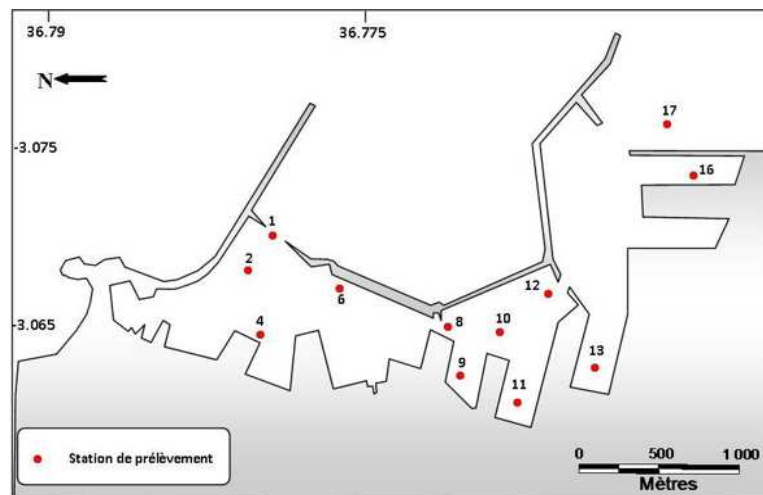


Figure III.49. Localisation des stations de prélèvement au niveau du port d'Alger

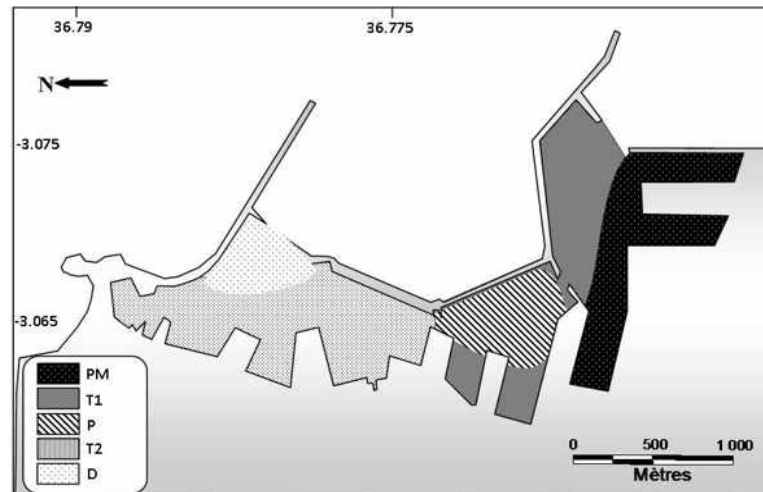


Figure III.50. Zonation des peuplements au niveau du port d'Alger

▪ **La zone de pollution maximale ou zone azoïque (PM):**

C'est une zone où toute forme de vie macrobenthique a disparu. Le sédiment est une vase noire gluante et fétide à débris variés. Il est caractérisé par la matière en suspension en excès qui définit un milieu anoxique.

▪ **La zone de transition 1 (T1):**

Se caractérise par un peuplement très peu diversifié, réduit à sa plus simple expression soit une à deux espèces c'est à dire *Capitella capitata* et *Scolelepis fuliginosa*, deux indicatrices de pollution; *Capitella capitata* est beaucoup plus fréquente sur les fonds. Les densités observées fluctuent entre 15 et 100 ind/m² soit une densité moyenne de 40 ind/m². La rareté des espèces au niveau de cette zone se traduit par des valeurs de l'indice de Shannon inférieures ou égales à 1 ou nulle quand une seule espèce est récoltée.

▪ **La zone polluée (P):**

Elle présente un nombre d'espèces fluctuant entre 1 et 15. Sur le plan de l'abondance, les effectifs varient considérablement: de 4 à 30224 ind/ m²; cela correspond à une densité moyenne de 6304 ind/m². Les espèces indicatrices de pollution forment le stock écologique dominant: dominances comprises entre 67.50 et 100%. Cette dominance du stock des espèces indicatrices de pollution est due essentiellement à deux espèces: *Capitella capitata* et *Scolelepis fuliginosa* dont la dominance moyenne cumulée est supérieure à 80%.

Les principales espèces du peuplement sont *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Corbula gibba*, *Polydora antennata*. Au sein du peuplement de cette zone, les Polychètes constituent le groupe zoologique dominant grâce à *Capitella*, *Scolelepis* et *Polydora*. La forte dominance des espèces principales et la diversité réduite du peuplement sont à l'origine des faibles valeurs de l'indice de Shannon (0 à 2.07); pour l'ensemble de la zone polluée, la valeur moyenne de l'indice de Shannon moyen est d'environ 1.

▪ **La zone de transition 2 ou la zone polluée externe :**

Elle possède un peuplement qui se distingue par une diversité relativement élevée, très variable: 3 à 35 espèces, et une densité très fluctuante: 76 à 9144 ind/m² soit une densité moyenne de 2400 ind/m².

Les espèces indicatrices de pollution (*Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*) constituent le stock écologique principal: 32 à 100% de l'effectif total; exceptionnellement la dominance des indicatrices de pollution peut chuter considérablement à certaines saisons comme l'été (Rebzani-Zahaf (2003)). La dominance moyenne du stock des indicatrices de pollution à l'échelle de la zone est de 60.23%. *Capitella capitata* et *Scolelepis fuliginosa* sont les principales espèces de ce stock. Aux côtés du stock des indicatrices de pollution apparaissent deux autres stocks écologiques principaux:

- le stock des espèces à large répartition écologique (Lre): ses dominances fluctuent généralement entre 3 et 45%. Cependant la dominance moyenne (30.78%) classe ce stock en seconde position au sein du peuplement.

Le cortège des espèces principales du peuplement est essentiellement formé d'indicatrices de pollution: *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Cerianthus membranaceus*, *Pavicardium exigum*, auxquelles viennent s'ajouter les espèces *Corbula gibba*, *Polydora antennata*, *Tharyx marioni*.

Au vu de ces espèces principales, il en découle que les Polychètes sont le groupe zoologique dominant, suivi de celui des Mollusques. Globalement pour le peuplement de la zone de transition 2, la valeur moyenne de l'indice de Shannon est de 2.37.

▪ **La zone subnormale ou de déséquilibre:**

Se caractérise par une grande diversité, parfois jusqu'à 47 espèces recensées; cependant le nombre d'espèces du peuplement de la zone subnormale varie entre 3 et 47. La densité du peuplement fluctue entre 796 et 7388 ind/m², soit une densité moyenne de 2464 ind/m².

Les Mollusques sont par leurs effectifs le groupe zoologique dominant du peuplement grâce à *Corbula gibba* et *Abra alba*; les Polychètes forment le second groupe zoologique.

Les espèces (Lre) constituent le principal stock écologique du peuplement, généralement sa dominance est supérieure à 50%. Le second stock écologique de la zone subnormale est celui des espèces opportunistes avec une dominance moyenne de 17.11%. Les espèces indicatrices de pollution forment le 3^{ème} stock écologique du peuplement, leur dominance moyenne est de 12.32%; généralement la dominance des indicatrices de pollution varie entre 1 et 37%, exceptionnellement cette dominance atteint 53.60%. Au niveau de cette zone subnormale apparaissent des espèces caractéristiques des peuplements de milieux non perturbés:

- *Glycera convoluta*, *Tellina pulchella* du peuplement des sables fins;

Les espèces principales du peuplement de la zone subnormale sont *Corbula gibba*, *Tharyx marioni*, *Abra alba*, *Capitella capitata*, *Scolelepis fuliginosa*, *Audouinia tentaculata*, *Heteromastus filiformis*. Malgré une diversité relativement élevée du peuplement, les valeurs de l'indice de Shannon, en raison de la forte dominance de certaines espèces en particulier *Corbula gibba*, fluctuent entre 1.25 et 3.62, généralement elles restent supérieures à 2. La valeur moyenne de H pour le peuplement de la zone subnormale est de 2.40.

L'analyse des peuplements macrobenthiques du port d'Alger a permis de définir une zonation concernant la nature et la distribution de ces peuplements sur les fonds meubles. Cette zonation se compose de:

- trois zones bien définies ayant des caractéristiques spécifiques: la zone de pollution maximale, la zone polluée et la zone subnormale;
- deux zones de transition assurant le passage entre les différentes zones citées ci-dessus:
 - la zone de transition 1 s'intercalant entre la zone de pollution maximale et la zone polluée;
 - la zone de transition 2 s'interposant entre la zone polluée et la zone subnormale;

Le gradient de perturbation ou de pollution décroît progressivement de la zone de pollution maximale vers la zone de transition 2. L'altération et la déstructuration des peuplements sont maximales dans la zone de transition 1 et minimale dans la zone de transition 2, en passant par tous les stades intermédiaires au niveau des différentes zones s'intercalant entre ces deux zones particulières.

La zone de pollution maximale s'individualise nettement des autres zones par le simple fait que c'est la zone où toute vie macrobenthique a disparu. La diversité, la densité ou l'abondance totale, les dominances des espèces indicatrices de pollution, des espèces opportunistes et les indices de diversité tel que l'indice de Shannon, constituent des paramètres satisfaisants pour l'identification et la définition des peuplements macrobenthiques des fonds meubles du port d'Alger et d'établir ainsi un modèle de zonation de ces peuplements qui intègre et traduit parfaitement les perturbations affectant le milieu et la vie benthique.

En conclusion pour le port d'Alger, on peut retenir que ce port présente les caractéristiques d'un milieu fortement pollué comme nombre de ports à travers le monde (Reish, 1959; Bellan, 1967 b; Leung Tack Kit, 1971; Glémarec et Hily, 1981; Hily, 1984). Les rejets d'eaux usées domestiques et industrielles dans le port d'Alger génèrent des perturbations importantes qui affectent, dans un premier temps, le milieu physique (colonne d'eau, sédiment) et en second lieu la vie marine, en particulier les peuplements macrobenthiques. L'étude de ces peuplements met bien en évidence les conséquences ou l'impact de ces rejets sur la macrofaune benthique.

Chapitre IV

Dragage et réglementation

Dans les zones côtières, les ports ont été reconnus comme étant d'une importance particulière surtout sur le plan économique (USEPA 2001a, 2001b), mais les eaux et les sédiments dans les zones portuaires sont soumis à de multiples facteurs de stress, agents d'origine anthropique tels que le montre les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques dus aux eaux urbaines, les eaux usées, et le trafic de navigation (Rörig, 2005; Darbra et al., 2009; Viers et al., 2009).

En termes de leurs caractéristiques physico-chimiques, les ports ne sont pas des systèmes en état d'équilibre, ce qui rend l'évaluation spatiale et temporelle de la qualité du sédiment très difficile (Förstner, 2004). Complexité supplémentaire découle de sédiments de dragage (Gustavson et al., 2008).

Toute activité maritime repose, pour une part essentielle, sur l'accès au port, lieu d'escale, de manutention, d'avitaillement, de construction et d'entretien des navires, que ceux-ci soient armés au commerce, à la pêche, à la plaisance. Cet accès est donc vital non seulement pour les marins et leurs armateurs, mais également pour les actifs des agglomérations et territoires environnants dont l'emploi dépend souvent directement ou indirectement du port.

La seconde moitié du XXème siècle voit poindre la préoccupation, de plus en plus forte chez les usagers du monde maritime, des conséquences de ces immersions sur le milieu marin en général, sur la faune et la flore marines plus particulièrement. Il s'ensuit des évolutions réglementaires internationales visant à améliorer les pratiques régissant les dragages proprement dits, ainsi que les immersions. (Préfecture de Finistère, 2008) Les enjeux environnementaux prennent ainsi une place de plus en plus importante dans ces opérations d'entretiens portuaires, d'approfondissement de bassins ou de chenaux d'accès existants, ou encore de création de nouvelles infrastructures, jusqu'à orienter différemment le devenir des déblais dragués. Ainsi, la composition physico-chimique de ces déblais peut conduire à une interdiction de leur immersion, imposant alors un dépôt à terre accompagné de traitements appropriés.

Le devenir des déblais de dragages, immersion ou gestion à terre, est aujourd'hui une préoccupation constante des gestionnaires de port à laquelle il convient qu'ils puissent apporter des réponses acceptables.

La richesse du patrimoine naturel et des ressources du littoral des baies dont font parties les ports d'Alger et Bouharoun, peuvent donner lieu à des conflits liés aux appréciations parfois divergentes des usagers de ces espaces, qu'ils soient marins ou terrestres en fonction des enjeux portuaires de ces opérations.

IV.1. Le dragage

Le dragage constitue une activité vitale pour l'exploitation des ports. En Algérie, il n'existe pas de statistiques des quantités à excaver annuellement car les dragages ne suivent pas un planning établi. On peut seulement dire que près de 10 millions de m³ de sédiment doivent être enlevés pour l'ensemble des ports et seront pour leur plupart immergés. (Belkessa, 2005)

On distingue trois types de dragage qui diffèrent selon la nature des sédiments à draguer et le type de travaux à réaliser : entretien, approfondissement, aménagements de nouvelles aires portuaires. Les dragages d'entretien sont des opérations répétitives, visant à extraire les sédiments déposés qui gênent la navigation : ils sont quasi permanents dans les ports d'estuaires et périodiques dans les ports ouverts sur la mer. Les dragages d'approfondissement sont entrepris lorsqu'il devient nécessaire d'adapter le seuil de navigation à la taille des navires. Ces travaux nécessitent de déplacer d'importants volumes de sédiments et demandent des moyens de dragages importants. Les sédiments non contaminés ne posent pas de problèmes particuliers quant à leurs effets sur l'environnement et sont dans certains cas utilisés pour l'engraissement de plages en cours d'érosion ou en construction. En revanche, le dragage et le rejet de matériaux contaminés posent un certain nombre de questions concernant leurs effets sur la qualité physico-chimique des eaux et le devenir des substances toxiques pour les organismes vivants. (Belkessa et al., 2004)

En 1977, Clark caractérisait le dragage comme la menace la plus sérieuse pour les écosystèmes littoraux. Les opérations de dragages posent un problème environnemental car elles favorisent la dispersion des contaminants. En effet, la solution la plus communément employée pour se débarrasser des sédiments dragués était le relargage en mer.

IV.2. La réglementation relative à la gestion des sédiments de dragage

Les études sur la problématique des sédiments toxiques sont relativement récentes. Le comportement des matériaux dans le temps, et notamment les phénomènes de transfert de polluants sont donc mal connus. Les notions de pollution dans l'eau et de toxicité de ses sédiments sont difficiles à définir. Cela explique grandement le vide réglementaire qui existe en Algérie sur ce sujet, et par exemple, l'absence de normes de référence de pollution dans les sédiments. Le document de référence, lorsqu'on aborde le problème de la gestion des sédiments contaminés, est connu sous le nom de Convention de Londres (Convention pour la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières : Gestion des sédiments contaminés). (Kribi, 2005; Marot, 1998)

Les opérations relatives au dragage des sédiments et à leur immersion ou dépôt à terre sont régies par des réglementations internationales auxquelles l'Algérie a adhéré et sur la loi algérienne et ils sont soumis à des autorisations délivrées par le ministre de l'environnement. On entend généralement par "immersion", le déversement délibéré dans la mer de substances ou de matériaux, à partir de navires, aéronefs, engins flottants, plates-formes fixes ou flottantes ou

autres ouvrages placés en mer. Ne sont donc pas considérés comme des immersions, les rejets de matériaux effectués directement par conduite sur le littoral. De même, sont a priori exclues du champ des conventions, les opérations de dragage par surverse ou par agitation.

IV.2.1. Réglementations internationales et européennes

L'importante disposition existant au plan mondial est la Convention de Londres du 29 décembre 1972, réglementant la prévention de la pollution des mers par l'immersion des déchets. Au plan régional (Nord Europe), l'Algérie qui a adhéré le 17 janvier 1981 à la convention de Barcelone du 16 février 1976 adoptée à Barcelone et entrée en vigueur le 12 février 1978. Cette convention est basée sur le protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée pour les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs.

La prévention de la pollution des mers par les opérations d'immersion est cadrée par la Convention d'Oslo du 15 février 1972, à laquelle s'est substituée, depuis le 25 mars 1998 (OSPAR, 1998), la Convention de Paris du 22 septembre 1992 pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est. Cette convention a été ratifiée par l'Allemagne, la Belgique, le Danemark, la Finlande, la France, l'Irlande, l'Islande, le Luxembourg, la Norvège, les Pays-bas, le Portugal, le Royaume-Uni, l'Irlande du nord, la Suède, la Suisse et approuvée par l'Espagne et l'Union Européenne.

Dans une approche globale, la Convention de Paris de 1992, dite convention d'OSPAR, stipule que peuvent être immergés les matériaux de dragages, pour autant que ceux-ci répondent aux critères, lignes directrices et procédures adoptés par les parties contractantes. Toute substance dont l'immersion est envisagée doit faire l'objet de la part des autorités nationales compétentes soit d'un permis au titre de la Convention de Londres de 1972 et du protocole "Immersion" de la Convention de Barcelone, soit d'une autorisation, au titre de la Convention de Paris de 1992 ou d'une réglementation conforme aux critères, lignes directrices et procédures adoptés par les parties à la dite convention. Quatre types de permis peuvent être attribués : permis spécifique, permis spécifique dérogatoire au principe d'interdiction, permis spécifique en cas d'urgence et permis général. Les lignes directrices OSPAR, fixent des seuils de contamination à partir desquels doit être appréciée l'incidence de l'opération sur le milieu (Ifremer, 2003) :

Niveau 1 : valeur au-dessous de laquelle l'immersion peut être autorisée sans étude particulière, mais au-dessus de laquelle des études plus approfondies que la simple analyse physico-chimique doivent être entreprises. Dans ce dernier cas, une évaluation écotoxicologique globale du sédiment par un ou plusieurs tests de laboratoire peut être demandée par les services chargés d'instruire la demande du permis d'immersion,

Niveau 2 : valeur au-dessus de laquelle l'immersion est susceptible d'être interdite s'il n'est pas apporté la preuve qu'elle constitue la solution la moins préjudiciable pour l'environnement.

Ces niveaux de référence sont regroupés dans le tableau IV.1

Tableau IV.1: Niveau de référence selon les lignes directrices d'OSPAR

Métaux	Niveau 1	Niveau 2	Polychlorobiphényles	Niveau 1	Niveau 2
As	25	50	CB 28	0.025	0.05
Cd	1.2	2.4	CB 52	0.025	0.05
Cr	90	180	CB 101	0.05	0.01
Cu	45	90	CB 118	0.025	0.05
Hg	0.4	0.8	CB 138	0.05	0.01
Pb	100	200	CB 153	0.05	0.01
Ni	37	74	CB 180	0.025	0.05
Zn	276	552	PCB totaux	0.5	1

L'Union Européenne ne dispose pas à ce jour de réglementation spécifique commune à tous les états membres sur les sédiments de dragage (Mannino et *al.*, 2002). Elle considère ces matériaux comme des déchets et ils doivent suivre les directives propres aux déchets. La directive du 1999 définit des valeurs seuils pour les essais de lixiviation et de percolation qui permettent de classer les déchets en trois catégories : inerte, non dangereux et dangereux. En conséquence de ces directives, l'analyse de la gestion des sédiments après enlèvement se heurte à la définition de la notion de déchet.

IV.2.2. Réglementations nationales

Toute opération d'immersion effectuée à partir d'un port algérien relève de la loi n° 83-03 du 05 février 1983 relative à la protection de l'environnement au chapitre III intitulé « protection de la mer » et concernant les articles 48 à 52. Le dossier de demande d'autorisation d'immersion est adressé au ministre chargé de l'environnement selon l'article 49 concerné par les opérations de dragage. Après enquête publique, on peut proposer des règlements et autoriser le déversement, l'immersion ou l'incinération en mer, dans les conditions telles que les opérations garantissent l'innocuité et l'absence de nuisance du déversement, de l'incinération ou de l'immersion. La réglementation algérienne en matière de dragage et d'immersion s'appuie, actuellement, sur le décret n° 88-228 du 05 novembre 1988, définissant les conditions et modalités d'immersion de déchets susceptibles de polluer la mer, effectuées par les navires ou aéronefs, à prendre en compte lors d'une analyse de sédiments marins ou portuaire, publié au J.O. le 09 novembre 1988.

Article 2, il est stipulé que « toute opération d'immersion susceptible de polluer la mer doit se faire dans le cadre des dispositions de la loi n°83-03 du 05 février 1983 susvisée et celles contenues dans le protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs, fait à Barcelone, le 16/02/1976 ratifié par le décret 81-02 du 17 janvier 1981 susvisé.

Article 3 - En application à l'article 48 de la loi 83-03 du 5 février 1983 susvisé, l'immersion de déchets sous toutes ses formes est interdite :

1°) «Lorsque les déchets contiennent une ou plusieurs substances énumérées à l'annexe I du protocole relatif à la prévention de la pollution de la mer Méditerranée par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronef fait à Barcelone le 16 Février 1976,... ».

2°) « Dans les zones maritimes présentant des intérêts particuliers du point de vue de la sécurité et sur les plans économiques et écologiques ... ».

Article 8 – Conformément aux dispositions de la loi n°83-03 du 05 février 1983 susvisée, le Ministre chargé de l'environnement est fondé à réclamer au demandeur de permis tout complément de justifications portant sur :

- les résultats des analyses des échantillons de déchets faites dans des conditions qu'il aura déterminées cas par cas et pour lesquels la demande de permis d'immersion est présentée :

- les études qui lui paraissent nécessaires, sur notamment l'état biologique et écologique du milieu marin dans la zone où l'immersion est projetée et au voisinage de celle-ci.

IV.3. Le devenir des sédiments dragués

Bien que très largement pratiquée, l'immersion n'est pas obligatoirement la destination finale de tous les matériaux dragués. En effet, selon leurs caractéristiques physico-chimiques et leur niveau de contamination, les déblais peuvent être valorisés, déposés ou confinés à terre et en mer, ou être soumis à des traitements spécifiques de dépollution (OSPAR, 1998).

Les sédiments peuvent techniquement être mis en dépôt à terre, sous l'eau ou sur des îles. Toutefois, les dispositions liées à la protection de l'environnement marin contre les risques écologiques potentiels des immersions tendent à privilégier les dépôts terrestres.

D'une façon générale, l'élaboration des opérations de dragage devrait en outre être menée dans le cadre d'une démarche de Gestion Intégrée des Zones Côtières (GIZC), qui permettrait d'organiser le partage des usages de l'espace par une approche commune et globale d'aménagement et de préservation du littoral sur terre, comme sur mer. (Houma et Belkessa, 2009)

IV.3.1. L'immersion des produits de dragage

C'est l'option la plus utilisée en Algérie car elle est la moins onéreuse qui tient compte au préalable d'une étude granulométrique, hydrologique, chimique et biologique du site d'immersion, qui est choisie selon les critères physiques suivants :

- L'éloignement des côtes.
- Profondeur suffisamment importante pour que les sédiments ne soient pas repris par les courants (profondeur 100m et plus).
- Le site d'immersion doit être en dehors des zones d'intérêt écologique et halieutique.

Malgré les précautions prises au moment des travaux, toute opération d'immersion de déblais, par clapage (déchargement brutal à partir de la surface) ou par déversement au moyen d'une conduite, a un impact dont l'importance variera selon la vitesse de dispersion de ces matériaux, et selon les résidus de substances chimiques ou des micro-organismes (bactéries, kystes de phytoplanctons toxiques, ...) qu'ils contiendraient encore.

Concernant leur immersion, deux options totalement opposées pourront être envisagées et discutées : le choix du confinement des rejets en choisissant une zone de moindre courant ou le choix d'une dispersion maximale et rapide. Ce dernier choix, le plus fréquent, peut conduire à deux variantes également opposées, soit le clapage en un point fixe et unique soumis à des conditions hydrodynamiques favorisant la dispersion, soit le clapage en marche dans un périmètre établi, le clapage favorisant lui-même une certaine dispersion. (Alzieu et *al.*,2003).

Le choix final de la zone d'immersion est donc une étape importante du dragage, même si elle se situe hors du champ de vision des usagers du port. Ce choix découlera de la connaissance physique, chimique et biologique tant du fond marin que de la colonne d'eau, ainsi que de la connaissance des usages des zones concernées. La description de l'état initial dans l'étude d'impact propre aux zones d'immersion devra, par exemple, recenser les zones d'importance halieutique (frayère, nourricerie, zones de pêche), les zones d'intérêt environnemental, les sites de cultures marines proches (concessions conchylicoles, piscicoles, ...), les zones de baignade, les zones de prise d'eau (viviers, thalassothérapie, ...), ainsi que d'une façon générale les zones économiques et de loisirs (ex : Zeralda et Palm Beach).

En fonction de leur éloignement et de la courantologie locale, apprécier les risques de transfert et leur durée, les phénomènes de relargage d'éléments particuliers dont la détection dans ces autres secteurs limitrophes pourrait contrarier ces activités.

IV.3.2. L'évaluation des impacts en mer des déblais issus de dragages

De part leurs effets potentiels sur les milieux et les écosystèmes aquatiques, les dragages et les rejets en mer associés sont soumis à la législation prévue par les différentes conventions internationales et le code de l'environnement, notamment la loi sur l'eau et dans certains cas par la législation sur les études d'impacts.

L'analyse des sédiments des deux ports (Alger et Bouharoun) au cours de notre étude a révélée des données portant sur la qualité physique, chimique et biologique des déblais à draguer et tendent à démontrer que :

- La grand part des sédiments portuaires présentent des teneurs en métaux et polluants organiques élevées.
- Dans certains bassins et darses, les teneurs de certains contaminants peuvent être comprises entre les niveaux 3 et 10 de l'indice de contamination. Ce cas impose une quantification du risque lié à l'immersion de déblais dès que l'un des contaminants dépasse le niveau qui présentera un risque pour l'environnement.

- Un grand volume de sédiments présente des niveaux de contamination élevés (IC>10).

On identifie notamment les principaux impacts suivants :

- Effet immédiat sur la flore et la faune recouverts par les déblais au moment du clapage proprement dit. L'écosystème de la surface des fonds marins se trouve soudainement mécaniquement enfoui sous le sédiment clapé, et soumis à une turbidité importante. Selon la dynamique sédimentaire et biologique du site, le temps de recolonisation par les espèces endogènes peut être très variable selon les conditions de site et la nature des déblais. Ces problèmes sont parfois aggravés lorsque la qualité des sédiments de matériaux de dragage sont très différentes de ceux des sédiments ambiants, ou lorsque les matériaux de dragage sont pollués par des débris portuaires volumineux (poutres en bois, ferraille, morceaux de câble, etc...)
- Effets sur les cycles de reproduction ou sur la croissance, notamment si les zones considérées sont des frayères ou des nourriceries, conviendra d'apprécier les effets toxicologiques et de bio-accumulation des constituants des matériaux de dragage. L'élimination des sédiments faiblement contaminés n'est pas dépourvue de risques environnementaux, et exige une étude du devenir et des effets des matériaux de dragage et de leurs constituants. Les substances présentes dans les matériaux de dragage peuvent subir des modifications physiques, chimiques et biochimiques lorsqu'elles pénètrent dans le milieu marin, ces modifications doivent être considérées à la lumière du sort éventuel et des effets potentiels des matériaux. Il convient par ailleurs de tenir compte du fait que le rejet en mer de certaines substances peut bouleverser les capacités sensorielles du poisson, et peut masquer des caractéristiques naturelles de l'eau de mer ou des flux tributaires, ce qui peut désorienter les espèces migratoires, qui ne peuvent pas ainsi par exemple trouver les zones de frai ou des zones où s'alimenter.
- Effets différés géomorphologiques ou cas de remobilisation des sédiments déposés,
- Effets de la dispersion éventuelle de contaminants vers des zones sensibles (conchyliculture, zones de baignade, viviers, ...),
- Effets sur les activités humaines, professionnelles ou de loisirs

L'étude sédimentologiste, chimique et biologique dans les sédiments réalisée au laboratoire, a montré que les sédiments déposés à 4.82 km du port d'Alger (36°49'12''N et 03°05'18''E à -50m / source EPAL, 2009), subissent d'importants déplacements sous l'action des courants, principalement vers le Nord-Nord-Est (Figure IV.1).

En effet, environ 70 % des produits dragués, constituent de pélites se trouvent entraînés hors du site de dépôt. Nous pouvons donc penser que les sédiments déposés, particulièrement les plus fins, se dispersent sur de grandes distances et ne sédimentent pas rapidement.

Les dépôts effectués entre février 2007 et décembre 2008 est de 170 000 m³ de sédiments constitués de vases et sable. (Tableau IV.2)



Figure IV.1. Localisation de site d'immersion selon EPAL (2009)

La mise en dépôt des produits de dragage au large du port d'Alger et les échantillons prélevés sur le site d'immersion montrent une pollution (métaux lourds, hydrocarbures etc...) pourraient entraîner des perturbations sensibles sur l'écosystème marin (Houma, 2007). Il conviendra néanmoins, pour confirmer ce point, de procéder à une étude étalée sur une longue période.

Les sédiments déposés se dispersent sur une vaste zone et sont entraînés préférentiellement vers le Nord/Nord-Est selon la direction dominante.

Tableau IV.2. Quantités dragues du 07-02-2007 au 31-12-2008 dans le port d'Alger

Quai N°	Quantité de sédiments dragués en (m ³)	Quai N°	Quantité de sédiments dragués en (m ³)
5	3215.273	24	8589.417
7	2850.892	25	4169.709
8	2902.883	26	18281.205
9/2	1239.582	30/1	4963.536
11/2	2378.174	30/2	5384.251
16/1	11383.842	31/1	2437.497
16/2	5586.879	31/2	6942.696
17	6373.014	31/3	12713.527
18/1	1268.590	32	5438.977
18/2	2206.201	33/2	6114.893
19	5489.170	33/3	3503.537
20/1	1698.795	34	5295.709
20/2	2468.597	35/3	750.000
21	6802.178	36	3402.970
22/1	1415.931	37/3	3000.015
22/2	1750.000	24	8589.417
22/3	2528.987	25	4169.709
22/4	1468.750	26	18281.205
22/P.C	1934.080	30/1	4963.536
23/1	623.897	30/2	5384.251
23/2	3442.273	31/1	2437.497
23/3	5427.654	31/2	6942.696
23/P.C	3223.467	31/3	12713.527
Passe 23/P.C	1580.539	32	5438.977
TOTAL			170247.587

Pour un rigoureux suivi de l'immersion, il conviendrait d'effectuer :

- Une campagne de mesures sur l'eau durant une longue durée (1 an),
- Une étude approfondie sur les phénomènes de redissolution des micropolluants durant toutes les phases d'un dragage,
- Une cartographie générale des fonds de la baie, afin d'apprécier l'étendue réelle des zones touchées par la sédimentation des vases déposées sur le site d'immersion.
- Une étude de la macrofaune benthique avant et après l'opération de dragage.

Il n'existe pas de techniques universelles applicables à tous les cas de dragage. Chaque matériau et chaque site de dépôt constituent un cas spécifique. La gestion est d'autant plus variée et compliquée que les sédiments sont contaminés. Pour deux sites de prélèvements de sédiments presque similaires, les options de dépôt sont différentes en fonction de l'environnement marin et littoral.

IV.3.3. Immersion au large des géoconteneurs

Les sédiments sont déposés dans des conteneurs à parois synthétiques. Les parois internes et le fond de la barge qui servira à l'immersion doivent être tapissés d'un tissu géotextile. Grâce à une pompe hydraulique, on refoule les produits dragués jusqu'à remplir la barge. On confine hermétiquement ces produits pour obtenir un géoconteneur en tissu géotextile dont les extrémités sont cousues. Le géoconteneur sera clappé au large dans un site choisi dont on aura déterminé la pression (pour éviter des déchirures). Les profondeurs se situant en 70m et 100m sont largement suffisantes.

IV.3.4. Dépôt côtier

Les options pour les dépôts côtiers en Algérie sont celles qui concernent en l'implantation de digues d'encloture au voisinage du port. Les caractéristiques des digues sont déterminées en fonction de la quantité des sédiments à déposer et des conditions hydrodynamiques.

Après avoir effectué une étude de l'état initial du site de dépôt et des capacités d'accueil, un projet d'une digue d'encloture est entrepris. Elle sera imperméable aussi bien du côté mer que verticalement afin d'éviter les fuites de polluants en mer. Le fond de la décharge côtière sera recouvert d'une membrane synthétique afin d'empêcher toute contamination de la nappe phréatique.

La digue doit être suffisamment haute pour éviter les franchissements en cas de tempêtes.

Pour empêcher l'oxygénation du sédiment, l'évaporation de polluants et le dégagement d'odeurs nauséabondes, le sédiment doit être toujours recouvert d'un mètre d'eau environ. Après tassement adéquat, on peut étaler une couche de sable d'une épaisseur de 30cm à 50cm sur le sédiment pollué. Si les conditions permettant l'installation d'une décharge sont réunies, l'impact sur l'environnement est minime.

La gestion à terre des déblais issus de dragages portuaires peut être envisagée sous forme de deux types de gestion bien distincts :

- La valorisation des déblais, piste à privilégier dans un esprit développement durable.
- En cas d'impossibilité, une mise en stockage définitif de ces déblais dans des installations est recommandée.

Au préalable, il est important de préciser que la gestion à terre des déblais imposera dans la majorité des cas de réaliser un pré-traitement (déshydratation, tri granulométrique), voire un traitement des matériaux soit pour assurer la destruction ou l'inertage des contaminants soit pour améliorer leurs caractéristiques géotechniques.

Les produits de dragage d'entretien, issus du port d'Alger et Bouharoun peuvent être déposés dans une zone située à 5km du port d'Alger, près de l'embouchure d'Oued El Harrach. (Figure IV.2)

L'avantage de ce site résulte de sa proximité du port d'Alger. C'est un site très important pour les dépôts issus des opérations de dragages, il offre une capacité de stockage de 200 000 m³, sur une surface de 40 000 m² (Figure IV.3). Il est destiné à recevoir des matériaux de dragage faiblement ou modérément contaminés ainsi que des boues de stations d'épuration urbaines.

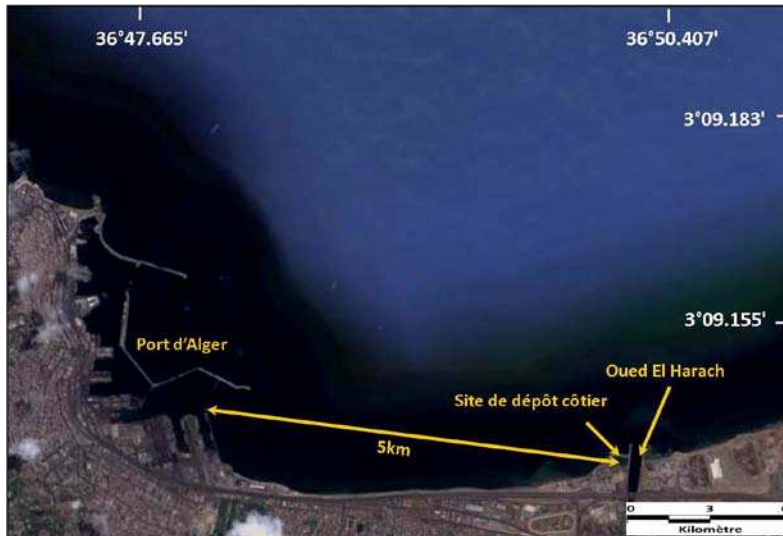


Figure IV.2. Localisation de site de dépôt côtier



Figure IV.3. Digue d'encloture du site de dépôt côtier des produits de dragage (Oued El Harrach)

Cette digue d'encloture conçue initialement pour réception les produits de dragages d'Oued el Harrach, peut être utilisée pour recevoir les sédiments dragués (Alger et Bouharoun), les seuls inconvénients sont les suivant :

- La quasi-totalité des sédiments sont vaseux (difficulté de les transporter)
- Accès d'un chaland par la mer est très difficile

Les avantages sont :

- La digue d'encloture peut recevoir les macrodéchets des deux ports. (être 50 à 100 000 tonnes)

Les produits à déposer présentent des concentrations significatives en métaux lourds. Les analyses effectuées sur les sédiments superficiels des bassins de ces ports, a permis de mettre en évidence les concentrations suivantes :

Tableau IV.3. Concentration des métaux lourds ($\mu\text{g/g}$ de poids sec) du port d'Alger et celui de Bouharoun

Métaux \ Port	Port d'Alger	Port de Bouharoun
Hg	0.31-2.44	0.33-2.11
Zn	216.88-809.01	59.32-1297.59
Cu	64.48-565.36	7.56-197.30
Mn	85.08-298.77	-

On constate que les concentrations moyennes des métaux lourds (Hg, Zn et Cu) au niveau des deux ports sont très élevées par rapport aux normes internationales. Ce point très important semble indiquer que les vases draguées dans les bassins des ports sont apparemment contaminées par les activités portuaires.

Il convient donc de prendre les dispositions de nature à en limiter les impacts sur l'écosystème. Ces dispositions doivent être prises à deux niveaux : d'une manière préventive d'une part, en limitant et en surveillant d'avantage les rejets anthropiques (industriels et urbains), et d'autre part en développant des méthodes de traitement et de valorisation des matériaux de dragage à l'échelle industrielle. Ces méthodes doivent être économiquement viables et en accord avec la réglementation environnementale de notre pays.

IV.3.5. La valorisation des déblais de dragage

Les quantités de sédiments demandés sur le plan national pour la construction ou pour l'utilisation comme sédiment de reprofilage des plages sont très réduites. Les sédiments dragués peuvent faire l'objet de moyens palliatifs. Ils sont souvent recherchés pour réduire les coûts de dragage et répondre à un besoin en matériaux. Trois types d'utilisation sont envisageables : amendements pour les sols agricoles (épandage), emploi comme matériaux de construction primaires (sables) ou élaborés (briques), remblaiement pour la réalisation d'infrastructures. Le traitement de sédiments contaminés passe par plusieurs étapes:

IV.3.6. Traitement des sédiments de dragage contaminés

Depuis les années 1980, les scientifiques de nombreux pays industrialisés cherchent des solutions pratiques pour traiter les sédiments toxiques. Contrairement aux études des sols pollués,

où la nature et les caractéristiques des polluants sont connues, la problématique des sédiments est beaucoup plus complexe. D'une part, la diversité de la provenance des polluants est très difficile à reconstituer, et d'autre part, la transformation et la dispersion en cours de route de ces polluants, rendent laborieux leur caractérisation. Les ports qui sont des milieux fermés, favorisent la sédimentation des particules fines. La fraction fine, comme la matière organique interviennent alors dans la fixation des métaux. Les concentrations des métaux sont donc plus élevées au niveau des enceintes portuaires qu'ailleurs (Boulaïdid et *al.*, 1992; Chiffolleau et *al.*, 1990 ; Pnue/Fao/Oms, 1989 ; Velasques et *al.*, 2002).

A côté de ces verrous scientifiques, le vide juridique actuel sur les matériaux de dragages freine aussi de réels développements dans cette filière. Néanmoins, plusieurs techniques sont actuellement développées à travers le monde pour traiter les sédiments de dragage toxiques. Ces traitements permettent, soit de rendre acceptables les concentrations en polluants pour que les sédiments contaminés puissent éventuellement être réutilisés, soit tout simplement de réduire la quantité de matériau à mettre en décharge si aucune voie de valorisation n'a été trouvée.

IV.4. Modélisation hydrosédimentaire

Les modèles constituent un outil intéressant d'aide à la décision par la connaissance du comportement des matériaux sur le site d'extraction et/ou sur le site d'immersion éventuelle.

Si ces outils s'avèrent assez fiables dans le domaine hydrodynamique (on les utilise notamment pour des simulations de rejet de stations d'épuration en mer) la modélisation hydrosédimentaire est moins éprouvée notamment lorsqu'on se trouve en présence de sédiments fins et cohésifs (type vase), que la profondeur du site d'immersion est faible et que les courants y sont sensibles, ensemble de caractéristiques que l'on rencontre dans la grande majorité des zones côtières.

La modélisation mathématique peut être utilisée pour prédire le devenir en mer des rejets de dragage et pour estimer leur évolution sous l'action hydrodynamique des courants et de la houle. Ces approches prennent la forme de formulations empiriques ou déterministes résolues analytiquement ou numériquement.

Les sédiments de dragage présentent parfois une contamination en métaux lourds et contaminants organiques (Alzieu et *al.*, 1999). La décision fréquente de rejeter ces sédiments en mer doit être basée sur une estimation des impacts de tels rejets dans la zone d'immersion (champ proche) et dans les zones avoisinantes (échelles locales à régionales). Cette partie présente une approche de modélisation théorique du devenir à court terme des sédiments issus des dragages rejetés par clapage, à laquelle pourraient être couplés des modèles de la cinétique et de la dissolution propre aux contaminants associés.

Lors d'un rejet de dragage par clapage, le mouvement complexe, qui tend à projeter, plus ou moins rapidement, le matériau vers le fond, est habituellement décrit en deux phases : convection ou descente en masse, et effondrement dynamique (ou étalement) sur le fond (Silva

Jacinto et *al.*, 1999). Une fois le rejet étalé sur le fond, dans un état d'énergie minimum, son comportement devient indépendant de la technique de rejet. A partir de ce moment, l'évolution du matériau se réalise à long terme et peut être décrite par des modèles classiques d'advection-dispersion et transport sédimentaire. L'approche de modélisation présentée dans cette partie concerne les deux premières phases : la convection ou descente en masse et l'effondrement dynamique sur le fond (Figure IV.4).

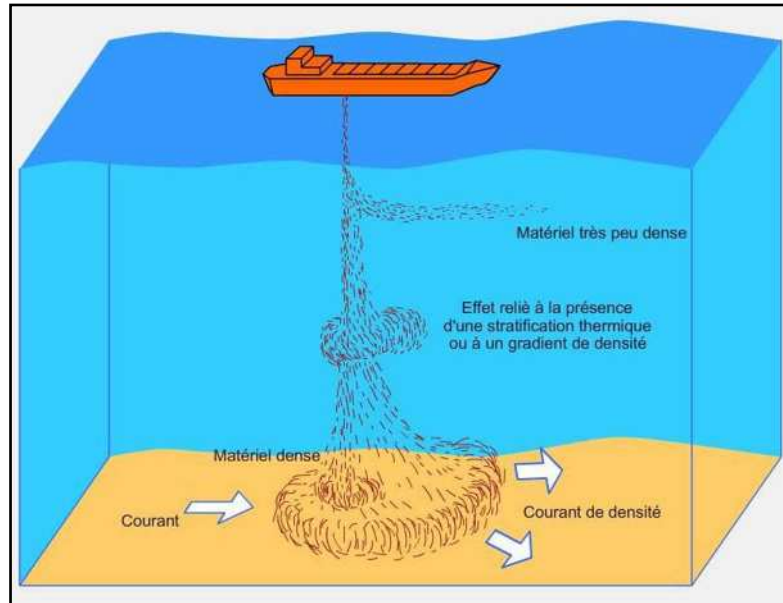


Figure IV.4. Comportement des sédiments au cours d'un rejet de dragage par clapage (d'après Truitt, 1988).

IV.4.1. Modèle de convection

Le modèle de convection simule la descente rapide sous l'effet de la gravité des matériaux clapés à partir d'une barge. Il est inspiré de la modélisation de la phase de chute convective utilisée par l'United States Army Corps of Engineers (USACE) dans son modèle de champ proche (STF ATE). Les développements théoriques ont été initialement proposés par Koh et Chang (1973). Ces premiers travaux sont développés plus tard par Brandsma et Divoky (1976) et retraités de manière plus sommaire dans des textes des membres de l'USACE: McAnally et Adamec (1987), Johnson et *al.* (1995). Une version adaptée aux eaux profondes a été présentée par Abdelrhman et Detimann (1993). Les modifications apportées dans le modèle présenté correspondent au remplacement d'une équation de flottabilité par un bilan de masse sédimentaire et par un critère différent de détachement des particules du nuage principal.

IV.4.1.1. Equations

Le modèle présenté résout des équations intégrales, pour l'ensemble du nuage sédimentaire. Ces équations dynamiques conservent les quantités de base : la quantité de mouvement, la masse totale du rejet et la masse des sédiments. Les processus incorporés dans les équations tiennent compte, entre autres, de la dilution du nuage par entraînement durant la chute.

Il permet ainsi de reproduire le mouvement de convection pendant lequel le nuage de matériau, de forme supposée *a priori* hémisphérique, descend dans la colonne d'eau sous l'effet de la gravité et de ses caractéristiques propres (densité, volume, forme ...). Durant le mouvement de convection, il est admis qu'une partie du matériel se détache du nuage principal et demeure dans la colonne d'eau où les particules acquièrent un comportement individualisé dicté par leur vitesse de chute et l'hydrodynamisme environnant. Les mécanismes de détachement étant mal connus, dans la modélisation proposée, le volume susceptible de se détacher du nuage principal correspond à celui d'une couche extérieure où la concentration solide devient, par entraînement, inférieure à une concentration critique. Cette concentration critique correspond à la concentration au-delà de laquelle la chute des particules est entravée: les particules se gênent alors les unes les autres pendant la chute. Cette concentration critique d'entravement est ainsi prise comme critère de détachement car elle correspond en quelque sorte à une limite de concentration pour les interactions inter-particulaires. Sa valeur dépendra du matériau et de son organisation granulométrique ; les valeurs citées dans la littérature avoisinent les 10 kg.m⁻³ (Teeter, 1984). Le matériel détaché du nuage est artificiellement distribué sur l'incrément de profondeur correspondant au pas de temps de calcul, ce qui est justifié par les circulations derrière un nuage approximativement hémisphérique données par des modèles de convection de haute résolution à physique complète (Gotoh *et al.* 2000; Burel et Garapon, 2002), 3D et pression non hydrostatique. Les équations du modèle, résolues par une décomposition explicite des dérivées temporelles en différences finies, s'écrivent dans leur forme différentielle :

$$\left(\frac{dm}{dt}\right) = E\rho_a - \sum_i S_i\rho_i - V_d\rho_c \quad \text{(IV.1)}$$

$$\left(\frac{dM}{dt}\right) = F_c - F_D + E\rho_a\bar{U}_a - \sum_i S_i\rho_i\bar{U}_a - V_d\rho_c\bar{U}_c \quad \text{(IV.2)}$$

$$\left(\frac{dV_c}{dt}\right) = E - \sum_i S_i - V_d \quad \text{(IV.3)}$$

Dans ces équations, m , M et V_c représentent les trois grandeurs conservées : respectivement la masse, la quantité de mouvement et le volume. Les indices c , a , i , D et d se réfèrent respectivement au nuage, au milieu environnant, à la classe de particules, à la traînée hydrodynamique et au détachement des particules. Dans les paramètres restants, v représente une variation de volume, E un taux d'entraînement, S un taux de départ des matériaux du nuage principal par détachement, p une densité, F les forces agissant sur le nuage, U la vitesse et t le temps. Les équations (1), (2) et (3) permettent ainsi de calculer les inconnues du problème: la vitesse du nuage, sa densité et sa masse.

IV.4.1.2. Critère de détachement

En raison de l'incorporation d'eau par entraînement, le rayon du nuage tend naturellement à augmenter et sa concentration moyenne en sédiments à diminuer. Lorsque, aux limites extérieures du nuage, la concentration devient inférieure à la concentration critique d'interaction particulaire, ces particules sont facilement enlevées et détachées du nuage par entraînement. Ce détachement correspond à la matière comprise entre un rayon interne au nuage (R_d), au-delà duquel la concentration est inférieure à la concentration critique (C_d), et le rayon extérieur du nuage (R_e). A l'instar d'Abdelrhman et Dettmann (1993), pour la détermination du rayon de détachement, la distribution radiale de la concentration en sédiments du nuage est supposée Gaussienne :

$$C(r) = C_0 \cdot e^{-\frac{r^2}{\sigma_0^2}} \quad (\text{IV.4})$$

Dans cette expression, C_0 est la concentration initiale des matériaux, supposée conservée au cœur du nuage, r la distance au centre du nuage, et σ_0 une échelle virtuelle de distribution telle que la quantité de sédiments dans le nuage avant détachement est conservée :

$$\int_0^{\infty} 2\pi r^2 \cdot C(r) \cdot dr = \bar{C} \cdot V_c \quad (\text{IV.5})$$

Où $2\pi r^2$ correspond à l'aire de la surface de l'hémisphère d'iso-concentration de rayon r et \bar{C} est la concentration moyenne du nuage, connue à chaque instant. Le rayon de détachement est ainsi donné par le rayon tel que $C(R_d) = C_d$. La masse de sédiments détachée du nuage à chaque pas de temps peut ainsi s'écrire :

$$m_d = \frac{2\pi}{3} \cdot \frac{m_c}{V_c} \cdot (R_c^3 - R_d^3), \quad R_d < R_c \quad (\text{IV.6})$$

IV.4.1.3. Résultats

Le modèle a été validé par comparaison avec des mesures expérimentales présentées par Boutin (2000) et réalisées dans le canal 5 du Laboratoire National d'Hydraulique et Environnement (LNHE). Ce canal est large de 1,5 m, long de 80 m et sa hauteur est de 1 m. Le bac de rejet, simulant une barge, a un volume de 0.06 m³ et est placé au-dessus de la surface libre. Les données ont été interpolées à partir de photographies prises durant les expériences (Boutin, 2000).

IV.4.2. Modèle d'étalement sur le fond

La phase d'effondrement dynamique correspond à l'interruption du mouvement de convection par un violent étalement horizontal sur le fond. Lors de l'effondrement, il y a formation d'un courant de densité qui s'étale radialement autour du point d'impact. Ce courant de densité, ou turbidité, est simulé à l'aide d'un modèle intégré sur la verticale qui résout par une technique de volumes finis les équations de conservation de la quantité de mouvement, de la masse totale et de la masse sédimentaire (Bradford et *al.*, 1997). Ce modèle, où nous avons intégré l'effet non linéaire d'un courant ambiant, tient compte des divers processus en jeu: présence ou pas d'un courant ambiant, l'entraînement d'eau à la surface du courant de densité, la chute des particules, la turbulence, l'érosion et le dépôt des sédiments et l'évolution bathymétrique liée aux échanges avec le fond. Partant d'une condition initiale donnée par le modèle de convection, *i. e.* quantité de mouvement, masse et volume, ce deuxième modèle permet d'obtenir la répartition horizontale des sédiments déposés et en suspension dans le courant de densité ainsi que la modification bathymétrique quand le courant de densité cesse.

IV.4.2.1. Equations

Le détail des équations du modèle, ainsi que le schéma de résolution, est présenté et discuté dans Bradford et *al.*, (1997). Les équations à la base du modèle sont les équations de conservation du sédiment, du fluide et de la quantité de mouvement en moyenne verticale. Ces équations des courants de turbidité forment un système couplé d'équations différentielles, non-linéaires qui sont mathématiquement similaires aux équations d'Euler compressibles. Ces équations sont valides pour des courants de turbidité 2D (moyennés sur la verticale), qui se déplacent dans un fluide de masse volumique constante qui serait au repos. Les améliorations apportées permettent de considérer le cas d'un fluide environnant en écoulement stationnaire et uniforme. Il s'agit d'une représentation mono-couche; le courant se déplace au fond sous une couche très importante de fluide au repos ou pourvu d'un mouvement uniforme et stationnaire. Le système peut s'écrire sous une forme intégrale, proposée par Parker et *al.*, (1986) :

$$\frac{\partial U}{\partial t} + \frac{\partial F}{\partial x} + \frac{\partial G}{\partial y} = Q \quad (\text{IV.7})$$

Dans cette équation, $U=(h, hU, hV, hC)t$ représente le vecteur des variables conservatrices, *i.e.* dans l'ordre, l'épaisseur du courant de turbidité, les flux de quantité de mouvement dans les deux dimensions horizontales de l'espace et le flux de particules. Les vecteurs F et G contiennent les termes de transport advectif liés au courant de turbidité alors que le terme Q représente les sources favorisant ou entravant le courant de turbidité: l'entraînement, le facteur de pente, le frottement, l'érosion ou dépôt des sédiments. Les termes du transport advectif de la concentration en sédiments par le courant ambiant est, lui aussi, introduit dans les termes sources.

IV.4.2.2. Conclusions et perspectives

L'approche de modélisation développée semble prometteuse pour la simulation du devenir à court terme d'un rejet de dragage par clapage. Le couplage avec des modèles simulants les cinétiques propres aux contaminants associés permettrait dans un futur proche d'estimer les flux de contaminants sortant de la zone de rejet. En outre, les résultats de cette approche de modélisation permettent d'introduire des conditions initiales dans un modèle classique d'advection-dispersion et de transport sédimentaire dans l'objectif d'estimer l'étendue locale ou régionale des zones impactées. La recherche présentée est toujours en cours, mais on observe avec les premiers résultats que lors d'une application opérationnelle, toujours contrainte par un besoin de simplification, qu'il est nécessaire de tenir compte de la présence d'un courant ambiant, ce qui était relativement mal pris en compte dans les modèles opérationnels disponibles (*e.g.* les modèles de l'USACE). Par contre la présence d'une pente et d'une irrégularité du fond et son éventuelle simplification ne semblent pas avoir d'effets très importants. La chaîne de modélisation présentée (modèle de convection, puis d'étalement) suivie de l'utilisation d'un modèle d'advection-dispersion classique permettrait ainsi d'aborder les applications opérationnelles dans le court terme. Son utilisation reste cependant limitée aux situations où l'hydrodynamisme ambiant permet quelques simplifications. Aussi, il est nécessaire de concevoir des expériences *in situ* ou des protocoles de suivi de rejets réels de manière à valider ce type de modélisation. D'autres modèles plus sophistiqués, avec une physique plus étendue et capables de simuler toutes les phases d'un rejet, sont déjà proposés ou en cours de développement: il s'agit de modèles non hydrostatiques tri-dimensionnels qui demeurent cependant trop coûteux pour une application opérationnelle. Ces modèles constituent et constitueront toutefois des outils précieux pour une calibration et une validation d'approches plus simples comme celle que nous proposons.

IV.5. Impact des produits de dragage sur l'environnement

Suivant les conditions régnant dans le milieu ambiant et leurs caractéristiques propres, les particules en suspension ont la propriété d'attirer les éléments ou composés chimiques introduits dans le milieu aquatique sous forme dissoute. Les matières en suspension dans l'eau et les sédiments agissent donc comme des épurateurs du milieu aquatique en captant et immobilisant certaines substances toxiques qui autrement se maintiendraient sous une forme dissoute, beaucoup plus disponible pour les organismes vivants. Ce sont généralement ces substances chimiques, originellement dissoutes, qui font que les sédiments peuvent présenter un risque pour l'environnement car les liaisons aux particules peuvent être relativement faibles et ne les mettent pas à l'abri de la biomobilisation, c'est-à-dire de l'assimilation par les organismes qui vivent sur les fonds.

Dans la contamination des sédiments, on distingue deux principaux types de polluants associés aux sédiments : les éléments métalliques et les composés organiques, est donc très souvent la résultante des l'affinité des polluants pour les particules à granulométrie fine. Ces particules se trouvent au fond de la plupart des bassins des ports, là où le régime hydrodynamique permet leur

dépôt et leur accumulation. Lorsque les sédiments sont brassés, soit naturellement sous l'action des courants, des vents, soit artificiellement par la circulation maritime ou lors des opérations de dragage, une partie des particules fines est mise en suspension dans la colonne d'eau et du même coup les polluants adsorbés ou absorbés sont remis en circulation. Il faut toutefois noter que d'une manière générale, les polluants resteront attachés aux particules et qu'ils n'auront pas tendance à se dissoudre à nouveau lors de ces brassages, à moins que les conditions physico-chimiques de la colonne d'eau ne soient modifiées de façon importante.

La notion de « contamination » doit être dissociée de celle de « toxicité » et, plus particulièrement, de « toxicité pour l'homme ». Alors que la contamination des sédiments fait essentiellement référence soit à des concentrations anormalement élevées d'éléments métalliques, soit à la présence de certains composés organiques, la notion de toxicité est essentiellement une question de dose et d'effet sur un organisme donné. Une attention particulière doit donc être apportée à leur présence dans le milieu aquatique et dans les sédiments, même à des concentrations qui en font des matériaux contaminés quoique pas toxiques pour l'homme.

Ainsi, bien que certains secteurs des bassins des deux ports d'Alger et Bouharoun puissent faire l'objet d'une pollution particulièrement importante, les pollutions sont généralement présentes dans les sédiments à des concentrations telles que le principal risque direct qu'ils posent touche essentiellement les organismes aquatiques qui sont en étroit contact avec les fonds. D'un part, ces organismes sont très sensibles aux conditions de leur milieu de vie, et la présence excessive de certains métaux, par exemple, peut produire un effet toxique aigu qui entraîne la disparition locale de certaines espèces et une modification ou un appauvrissement de la communauté benthique. D'autre part, si des concentrations relativement faibles de certains polluants organiques (organochlorés, hydrocarbures par exemple) n'affectent pas de façon aiguë les organismes benthiques, ceux-ci peuvent par contre accumuler ces substances et les transférer aux niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire.

Par ce processus de bioamplification qui peut s'étendre sur une période de temps relativement longue et qui est susceptible de toucher l'écosystème dans son ensemble, ces polluants pourront éventuellement atteindre des concentrations suffisamment élevées pour produire des effets toxiques aigus ou chroniques significatifs chez les espèces prédatrices qui dominent les chaînes alimentaires. Ainsi, même si les sédiments contaminés présentent très rarement une menace directe pour la santé publique, il demeure important d'en faire une gestion attentive pour les produits de dragage car, dans une perspective globale, ils présentent un risque potentiel pour l'environnement aquatique et, de façon indirecte, pour l'homme.

Le tableau IV.4 présente la liste des facteurs qui peuvent influencer la remise en suspension des sédiments lors de la réalisation des opérations de dragage alors que les grands enjeux de la problématique environnementale des activités de dragage sont présentés au tableau IV.5 essentiellement les répercussions potentielles du dragage décrites plus haut.

Tableau IV.4. Synthèse des facteurs influençant la remise en suspension des sédiments lors de la réalisation d'un projet de dragage

Type et qualité de sédiments	<ul style="list-style-type: none"> • Granulométrie • Densité des sédiments • Cohésion des sédiments • Teneur en matière organique • Teneur en substance à l'état gazeux
Equipement et techniques de dragage	<ul style="list-style-type: none"> • Type de drague • Productivité ou capacité de drague • Etat de l'équipement • Fiabilité de l'équipement sous diverses conditions • Quantité de matériaux perdus lors de l'opération • Formation et qualité de la main d'œuvre
Conditions hydrodynamiques	<ul style="list-style-type: none"> • Profondeur du plan d'eau • Morphologie du littoral et des structures existantes • Importance des débits liquides et solides • Importance des phénomènes de vague ou de courants • Direction et vitesse des vents
Qualité de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Température, Salinité, Densité, pH • Sel nutritifs • Hydrocarbures polyaromatiques • Microbiologie • Métaux lourds

Tableau IV.5. Synthèse sur la problématique environnementale des activités de dragage

Composante de l'environnement	Répercussions potentielles
Hydrodynamique et sédimentologie	<ul style="list-style-type: none"> • Modification de la bathymétrie, des courants et du régime sédimentologique au site de dragage et au site de rejet en mer • Accélération des processus d'érosion et de sédimentation.
Nature des fonds	<ul style="list-style-type: none"> • Modification de la nature des fonds au site de rejet en mer • Déplacement sous l'action des courants des sédiments pollués vers des zones de sédimentation non polluées • Modification de la nature physique ou chimique des fonds avoisinants si les matériaux déposés sur la berge ne sont pas suffisamment stabilisés.
Qualité de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> • Augmentation temporaire de la turbidité et des matières en suspension, et remise en circulation des polluants au site de dragage, dans le corridor de transport et au site de rejet en mer.
Faune et habitat aquatique	<ul style="list-style-type: none"> • Pertes ou modifications d'habitats utilisés par les poissons et autres organismes aquatiques pour la reproduction ou l'alimentation, liées directement aux activités d'extraction ou au dépôt des matériaux de dragage en milieu aquatique.
Activités récréatives	<ul style="list-style-type: none"> • Dégradation temporaire de la qualité de l'eau des plages • Perturbation des activités récréatives se déroulant dans ou sur l'eau • Pertes ou modifications des sites récréatifs liées au dépôt côtier.
Pêches commerciale et sportive	<ul style="list-style-type: none"> • Des sites importants ou des activités peuvent être affectés par les modifications de la qualité de l'eau ou par le dépôt des matériaux de dragage.
Qualité de vie et esthétique de paysage	<ul style="list-style-type: none"> • Dégradation temporaire de la qualité sonore du milieu liée à l'utilisation d'équipements lourds et de la qualité de l'air due aux poussières résultant du transport terrestre. • Modifications de la qualité du paysage autour du site de dépôt côtier.

Il faut noter que les projets de dragage constituent des activités ponctuelles dont les effets sont généralement peu importants lorsqu'ils sont insérés dans un contexte plus global (gestion intégrée des zones côtières). Lorsque la zone de dragage est à proximité de sites industriels polluants, les sédiments à draguer peuvent s'avérer fortement contaminés. Les effets écologiques et sanitaires de la contamination des sédiments sont susceptibles de générer un impact environnemental et un coût social réel. Ces effets sont liés à une diminution de la biodiversité avec des conséquences indirectes sur les peuplements des poissons, à une perte de comestibilité des poissons et des coquillages, mais également entraîner des restrictions des usages récréatifs et augmenter significativement le coût de gestion des sédiments contaminés. Certains acteurs de la gestion des sédiments continentaux notent déjà un ralentissement du rythme des curages lié à la difficulté de gérer les sédiments pollués, et craignent à moyen terme une aggravation des inondations et des problèmes de navigation (Clozel, 2003).

Le devenir de ces produits dans ce cas est particulièrement complexe. Les solutions traditionnelles de mise en immersion en milieu marin, pour les sédiments portuaires, et la mise en dépôt ou la remise en suspension des sédiments continentaux sont inapplicables car ces méthodes sont une voie de transfert des contaminants vers l'écosystème. Il convient donc de prendre les dispositions de nature à en limiter les impacts sur l'écosystème. Ces dispositions doivent être prises à deux niveaux : d'une manière préventive d'une part, en limitant et en surveillant d'avantage les rejets anthropiques (industriels et urbains), et d'une manière curative d'autre part en développant des méthodes de traitement et de valorisation des matériaux de dragage à l'échelle industrielle. Ces méthodes doivent être économiquement viables et en accord avec la réglementation environnementale d'Algérie.

Il ne faut pas séparer ce genre d'étude par rapport aux différentes activités qui sont effectuées dans les unités physiographiques englobant le port d'Alger et Bouharoun. En effet la station de dessalement d'El Hama, l'hôtel Hilton et la parti Est de la baie d'Alger peuvent être affecté par les effets de dragage et d'immersion. Toute initiative doit faire l'objet d'étude complémentaire concernant les autres secteurs.

Conclusion

Cette étude sur l'envasement des ports algériens nous a permis de dégager les points suivants :

Le premier point est lié aux quantités élevées de sédiment qui s'accumulent dans les ports qui s'ajoutent à d'autres inconvénients. Les ports algériens connaissent de gros problèmes dans l'accueil des navires. D'une part, les structures n'ont pas évolué depuis l'indépendance, alors que les échanges commerciaux sont en nette évolution, d'autre part, l'arrivée des sédiments à travers les cours d'eau et les différents rejets (eaux usées et eaux pluviales), contribuent à la diminution des fonds des enceintes portuaires.

La vitesse de l'envasement des ports est tellement rapide (Bouharoun et Alger), provoque non seulement des bouchons au niveau des passes d'entrée, réduisant ainsi les activités des navires.

Le cas le plus inquiétant est celui du nouveau port de Skikda qui représente à lui seul une entrée en devises assez importante par l'exportation des hydrocarbures. L'ensablement du port a provoqué une réduction de près de 1/3 de ces entrées. Ceci se traduit par l'utilisation des petits navires à tirant d'eau plus réduit (tonnage plus réduit). L'implantation d'épis transversaux sur la côte Est pour arrêter les transferts des sédiments n'a pas été d'une grande utilité.

Le port de Bouharoun dont les activités de pêche sont élevées, n'utilise que 50% de ses capacités d'accueil à cause des faibles profondeurs de plus en plus réduites. Les dragages d'entretien ne sont pas effectués dans les délais appropriés, ceci a provoqué la disparition d'un quai et l'apparition d'une plage à l'intérieur du port.

Le deuxième point est lié à la qualité des sédiments dragués. Aux grandes quantités de sédiments à draguer, il faudrait rajouter la présence de métaux lourds, très nocifs à la faune, à la flore marine et à l'être humain. La présence de plusieurs rejets urbains et industriels qui débouchent directement dans les enceintes portuaires sans aucun traitement au préalable et les travaux effectués au sein même des ports (carénage, travaux de peinture..) contribuent à la pollution des sédiments par les métaux lourds (mercure, zinc, cuivre, plomb...etc.).

Le troisième point est lié au devenir des produits de dragage. Les conditions de dépôt sont régies par des lois (nationales et ou internationales) qui déterminent des seuils de contamination. Ces derniers nous orientent sur le choix du site de dépôt.

Si nous tenons compte des normes européennes (françaises), une grande part des sédiments des ports algériens dont les teneurs en polluants persistants, sont élevées, ne peut faire l'objet d'une immersion. Il faudrait alors s'orienter vers d'autres solutions dont l'impact sur le milieu marin est plus réduit voire nul. Il s'agit de l'utilisation de grandes poches de géotextiles dans lesquelles on introduit les sédiments pollués pour les déposer sur le littoral comme moyen palliatif à l'érosion marine (côte de Bejaia) ou l'utilisation des géoconteneurs pour l'immersion.

Si on se réfère aux normes algériennes assez élevées et qui ne tiennent pas compte des effets directs sur l'environnement marin, la répercussion dans le cas d'une immersion est dangereuse. Les normes algériennes facilitent alors aisément l'immersion.

C'est à cet effet que la présente étude compare pour chaque port le devenir des produits de dragage en fonction des normes nationales et européennes.

La réutilisation des sables des passes d'entrée comme matériaux de construction est à promouvoir. En effet, ces sédiments sont souvent brassés par les courants et présentent des taux en particules faibles et des concentrations en métaux lourds moins élevées que celles retrouvées dans le port.

Le quatrième point est lié à la programmation des opérations de dragage. Le manque d'une programmation de dragage d'entretien établie pour chaque port provoque l'accumulation d'énormes quantités de sédiments au niveau de ces ports. Les quantités de sables qui s'y accumulent annuellement sont connues, on peut alors établir des plannings de curage pour chaque port.

Concernant la pollution marine, plusieurs volets ont été abordés à savoir : les métaux lourds, la pollution microbiologique (dont les origines sont les eaux usées domestiques), la pollution par les hydrocarbures (vidanges anarchiques de cales de certains petits navires), une étude benthique pour évaluer les bioindicateurs de milieu. Ceci est certes important mais ne peut être suffisant, un suivi dans le temps est recommandé.

Les taux de contamination des sédiments étant élevée dans les deux ports (Alger et Bouharoun) et dans un souci de préserver le milieu marin, l'immersion semble alors et dans notre cas être la solution la moins recommandée et souhaitable.

Bibliographie

- **AbdeIrhman M.A. et RH. Dettmann, 1993.** Dredged material transport at deep-sea disposal sites. Coastal Engineering Considerations in Coastal Zones Management. Proceedings, 8th Symposium on Coastal and Ocean Management, New Orleans, Louisiana, July 19-23,216-230.
- **A.B.R.M.C (Agence de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse), 1984.** La pollution de la Saône : état de dégradation, influence des principaux apports, définition des priorités d'action. *Rapport ABRMC*, Lyon, 162 p.
- **A.F.N.O.R., 1994.** Qualité des sols. Recueil des normes françaises. AFNOR. 1994. 250p.
- **A.N.R.H., 2003 :** Agence National des Ressources Hydrauliques.
- **Ahn, J. H., Grant, S. B., Surbeck, C. Q., DiGiacomo, P. M., Nezlin, N. P., & Jiang, S. (2005).** Coastal water quality impact of stormwater runoff from an urban watershed in southern California. *Environmental Science and Technology*, 39(16), 5940–5953. DOI:[10.1021/es0501464](https://doi.org/10.1021/es0501464).
- **Allen, A. S., & Schlesinger, W. H. (2004).** Nutrient limitations to soil microbial biomass and activity in loblolly pine forests. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, 581–589.
- **Alzieu .C., Abarnou .A., Bassoullet .A., Boutuer .B., 1999.** Dragage et environnement marin : Etats des connaissances. Plousane : *Edition Ifremer* .223p.
- **Alzieu C., Andral C., Bassoullet P., Boutier B., 2003.** Bioévaluation de la qualité environnemental des sédiments portuaires et des zones d'immersion. Plouzane : *Edition Ifremer*, 247p
- **Aminot .A et Chaussepied .M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre national pour l'exploitation des océans, Brest, 395p.
- **Aminot A. et Kérouel R., 2004.** Hydrologie des écosystèmes marins : paramètres et analyses. *Edition : Ifremer, France*, 336 P.
- **Aminot A., Guillard J-F. et Kérouel R., 1997.** La baie de Seine : hydrologie, nutriments et chlorophylle (1978-1994). *Edition : Ifremer, France*, 148 P.
- **Anderson, S.A., Turner, S.J., Lewis, G.D., 1997.** Enterococci in the New Zealand environment: implications for water quality monitoring. *Water Sci. Technol.* 35, 325–331.
- **Ansari, M. I., Grohmann, E., & Malik, A. (2009).** Conjugative plasmids in multi-resistant bacterial isolates from Indian soil. *Journal of Applied Microbiology*, 104, 1774–1781.
- **Aoyama, M., & Nagumo, T. (1997).** Effects of heavy metal accumulation in apple orchard soils on microbial biomass and microbial activities. *Soil Science and Plant Nutrition*, 43, 601–612.
- **Asso A., 1982.** Contribution à l'étude de polluants métalliques chez la moule *Perna perna* (Linné, 1758) dans la région d'Alger. *Thèse de 3ème cycle, Univ.Sc.Tech. Languedoc-Monpellier*. pp316.
- **Audigie .C.L, Dupont .G, Zonszain .F., 1983.** Principe des méthodes d'analyse biochimique. *Ed C.N.E.X.O.*, Tome 2, pp 28-33.
- **Bachouche .S, Belkessa. R, Houma .F, Amrouche.L. (2009).** Devenir et quantités des sédiments à draguer dans le port d'Alger. 2^{ème} congrès International (Eaux, déchets et environnement) Union des pays de la Méditerranée, El Djadida le 12 et 13 Nov. 2009.
- **Bachouche S., Nacer L., Belkessa R., Houma F., Amrouche L., Refes W., Sefiane O., (2007).** Aménagement des ports de pêche de Bouharoun et Khemisti. *ISMAL Workshop GRH: 29 et 30-10-2007*. BP, 19 campus universitaire Dely Ibrahim, Bois Cars Alger.

- **Bakalem A., Rebzani-Zahaf C., Romano J.C., Tahar M. L., 1986.** Cartographie des peuplements benthiques du port d'Alger. *Rapp. Comm. Int., Mer Médit.*, 30 (2) : 135.
- **Bakalem, A. , Ruellet T. and Dauvin J.C. (2008).** Benthic indices and ecological quality of shallow Algeria fine sand community. *Ecological Indicators* .Vol 9, Issue 3,395-408 pp. DOI:10.1016/j.ecolind.2008.05.008.
- **Bakalem, A., 2009.** Contribution à l'étude des peuplements benthiques du plateau continental algérien. Thèse Doctorat d'État en Sciences de la nature.opt. Océanographie. USTHB (Alger), 677p.
- **Baudart, J., Lemarchand, K., Brisabois, A., & Lebaron, P. (2000).** Diversity of Salmonella strains isolated from the aquatic environment as determined by serotyping and amplification of the ribosomal DNA spacer regions. *Applied and Environmental Microbiology*, 66(4), 1544–1552. DOI:10.1128/AEM.66.4.1544-1552.2000.
- **Bébin, J.: 1988,** La depuración biológica del agua, *Mundo Científico* 8, 276–281.
- **Belkessa .R., 2005.** Les ports algériens : ensablement, pollution et dragage des sédiments. *Thèse de doctorat.* Université de Constantine, 412p.
- **Belkessa R, 2007.** le port de Ténès : qualité et quantité des sédiments à draguer et sites de dépôt, congrès international en Sciences de Mer, El Djedida, : VIIieme Congrès Maghrébin des Sciences de la Mer 04/07. Novembre 2007 E l Djedida. Maroc 2007.
- **Belkessa R, 2008:** Impact de l'exploitation des sables fluviaux et marins sur littoral algérien. Congrès international ; les impacts anthropiques sur le milieu marin, ISMAL 27/28 oct 2008 Alger.
- **Belkessa.R , Boulahdid M, Cherrad S E. (2004).** Effect of new coastal structure one the silting-up of Sidi Fredj port and problem posed by the quality, quantity and dumping of the dredged material. *MWWD 2004- 3rd International Conference on Marine Waste Water Disposal and Marine Environment. IEMES 2004-1st International Exhibition on Materials Equipment and Services. Catania (I) sep.27-oct.2,2004*
- **Belkessa R, Houma. F. 2009 :** Ensablement du nouveau port de Skikda : analyse granulométrique des sédiments et concentrations de quelques métaux lourds (Hg,Cd Pb,Zn,Cu). 5th International Symposium on sandy beaches, Rabat, Morocco, 19-23 Octobre 2009.
- **Belkessa. R, Houma .F ,2009:** Pour une gestion intégrée du littoral de la côte de Bejaia : Impact de l'exploitation des sédiments fluviaux. Atelier International sur la "Gestion intégrée des zones côtières" Izmir Turquie .20-22 Octobre 2009.
- **Belkessa.R /CNEPRU 2004-2006 :** Reconnaissance des sites de dépôt des produits de dragage sur le plateau continental algérien et littoral algérien Projet de recherche *CNEPRU (2003/2006)*.
- **Belkessa.R /CNEPRU 2007-2009 :** Reconnaissance des sites de dépôt des produits de dragage sur le plateau continental algérien et littoral algérien Projet de recherche *CNEPRU (2007/2009)*.
- **Belkessa R., Houma F., Ciortan R., and Mezouar K., 2008.** Protection Works Of The Sea Coast In Algéria, Copedec VII, Dubai,UAE, Paper No: S-26.
- **Bellan G., 1964.** Contribution à l'étude systématique bionomique et écologique des annélides polychètes de la méditerranée. *Rec. Trav. Stat. Mar. Endoume*, 49, 33,371p.
- **Bellan G., 1967b.** Pollution et peuplements benthiques sur substrat meuble dans la région de Marseille : 2^{ème} partie : l'ensemble portuaire marseillais. *Rev.Intern.Oceanogr.Med.*, Tome VIII,51-95.

- **Bellan G., 1993.** Les espèces indicatrices de pollution et leur repérage en milieu marin. *Biosystema*, 8 : 45-60.
- **Bellan –Santini D., Ledoyer M., 1968.** Inventaire des amphipodes gammariens récoltés dans la région de Marseille. *Téthys*, 4,4,899-934.
- **Bellan –Santini D.,Karaman G., Krapp-Schickel G., Ledoyer M., Myers A.A., Ruffo S., Shiecke U., 1982.** The amphipodes of the Mediterranean. I-Gammarides (Acanthonotozomatidaec to Gammaridae). Ruffo S. ed. *Mém.Inst.Océanogr., Monaco*,Fr. 13-364p.
- **Benschneider K. et Robinson R. J., 1952.** A new spectrophotometric method. *FAO Fisheries Technical Paper*: 137-238.
- **Benzohra .M., 1993.** Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algériennes.Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du Maghreb, 9-11 novembre 1992, INOC : 33-44
- **Berne F. et Cordonnier J., (1991) –** Traitement des eaux : Epuration des eaux résiduaires de raffinage. Conditionnement des eaux de réfrigération (Technip, Eds), 306p.
- **Bethoux P., Morin P., Chaumery C., Connan O., Gentili B. et Ruiz-Pino D.P., 1998.** Nutrients in the Mediterranean Sea, mass balance and statistical analysis of concentrations with respect to environmental change. *Marine chemistry, Vol. 63, 155-169p.*
- **Bodennec .G, Pignet .P, Caprais .J.C., 1983.** Suivi chimique de la pollution pétrolière dans les eaux et les sédiments. *Ed. C.N.E.X.O.*, Paris, 108 p.
- **Boeing DW. 2000** Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40, 1335–1351.
- **Bonadonna, L., Briancesco, R., Coccia, A. M., Semproni, M., & Stewardson, D. (2002a).** Occurrence of potential bacterial pathogens in coastal areas of the Adriatic Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 77(1), 31–49. DOI:[10.1023/A:1015734015382](https://doi.org/10.1023/A:1015734015382).
- **Bonnefille .R., 1976.**Cours d'hydraulique maritime. *Ed. Masson (Paris)*. 161 p.
- **Bougis P., 1974.** Ecologie du plancton marin (Tome 1). *Ed. Masson (Paris)*, 196 p.
- **Boulahdid M., Khatib., Rezzoug S., Azzouz M.& Boudjellal .,1992.** Les métaux lourds dans les sédiments des côtes occidentales d'Algérie. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.*, 33, 197p.
- **Bouloubassi et Saliot (1995) –** Dissolved particulates and sedimentary naturally derived polycyclic aromatic hydrocarbons in coastal environment: geochemical significance. *Marine chemistry*; pp.127-143.
- **Boutin R., 2000.** Dragage et Rejets en Mer, les produites de type vase. Presses de l'Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, ISBN 2-85978-336-9, 307 pp.
- **Bradford S.P., N.D. Katapodes et G. Parker, 1997.** Characteristic analysis ofturbid underflows. *Journ. of Hydraulic Eng.*, may 1997,420-431.
- **Brandsma M.G. et D.l Divoky, 1976.** Development of models for prediction of short-term fate of dredged material discharged in the estuarine environment. Contract report D-76-5, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS. Prepared by Tetra Tech. Inc., Pasadena, CA
- **Broman D., Näf C. and Ålb Y, (1991a).**Long-term-high and low-volume air sampling of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans and polycyclic aromatic hydrocarbons along a transect from urban areas on the Swedish Baltic Coast. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 25, N°11, pp.1850-1865.

- **Brookes, J.D., Antenucci, J., Hipsey, M., Burch, M.D., Ashbolt, N.J., Ferguson, C., 2004.** Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. *Environ. Int.* 30, 741–759.
- **Brownell, M.J., Harwood, V.J., Kurz, R.C., McQuaig, S.M., Lukasik, J., Scott, T.M., 2007.** Confirmation of putative stormwater impact on water quality at a Florida beach by microbial source tracking methods and structure of indicator organism populations. *Water Res.* 41, 3747–3757.
- **Bryan, G. W. (1979).** Bioaccumulation of marine pollutants. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B*, 286, 483–505.
- **Burns K.A. and Villeneuve J.P, (1982).** Dissolved and particulate hydrocarbons in water from spring sampling of the Var river estuary (S.France). *Toxicological and Environmental Chemistry*, Vol.5, pp.195-203.
- **Burns K.A. and Saliot A, (1986).** Petroleum hydrocarbons in the Mediterranean sea: A mass Balance. *Marine Chemistry*, 20, Elsevier Science Publishers B.V, pp.141-157.
- **Burel D. et A Garapon, 2002.** 3D numerical modeling of dredged material descent. International Conference in Coastal Engineering, ICCE'2002.
- **C.O.I, (1982).** La détermination des hydrocarbures pétroliers dans les sédiments. *Manuels et guides*, 11, Commission Océanographique intergouvernementale de l'Unesco, 31p.
- **C.O.I, 1984.** Manuel sur la surveillance continue du pétrole et des hydrocarbures pétroliers dissous ou dispersés dans l'eau de mer et sur les plages. Procédures applicables à la composante pétrolière du système de surveillance de la pollution marine de la C.O.I. (MRRRPPOLMON-P). *Manuels et guides*, 13, Commission océanographique intergouvernementale de l'Unesco, 35p.
- **Campos, C. J. A., & Cachola, R. A. (2007).** Faecal coliforms in bivalve harvesting areas of the Alvor lagoon (Southern Portugal): Influence of seasonal variability and urban development. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133(1–3), 31–41. DOI:10.1007/s10661-006-9557-2.
- **Caulet J., 1972.** Les sédiments organogènes du précontinent algérien. *Mém. Mus. Hist. Nat., Nlle série*, 25, 289p.
- **Centre national français de références de vibrions et du choléra., 2003.** Centre national français des maladies infectieuses : 7p.
- **Chamley .H., 1987.** La sédimentologie. Ed DUNOD, Paris, 175p.
- **Charlou .J.L, 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 (285-297) Manuel des Analyses Chimiques en Milieu Marin. (Ed) Centre National pour l'Exploitation des Océans, Paris. 395 pps.
- **Chavance .P et Girardin .M., 1986.** Niveau d'exploitation en 1982 et potentialité régionale de la pêche chalutière algérienne. Application d'un modèle de production composite. *FAO. fish. rep.* (347). 113-134.
- **Chiffolleau J.F ., Truquet I., 1990-** Méthodes de dosage de Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Co, Cr, Al, Mn, Fe dans les sédiments et les matières en suspension. Direction des recherches océanographiques. Ifremer, 8p et annexes.
- **Cheggour, M., Chafik, A., Fisher, N. S., & Benbrahim, S. (2005).** Metal concentrations in sediments and clams in four Moroccan estuaries. *Marine Environmental Research*, 59, 119–137.

- **Chester, R., et Stoner, J.M., 1975.** Trace elements in total material from surface sea water. *Nature*, p 50-51.
- **Clark R.B., 2001.** *Marine Pollution*, Oxford University Press, Oxford, UK.
- **Clarkson TW (1997)** The toxicology of Hg. *Crit Rev Clin Lab Sci* 34 (3):369–403.
- **Clozel-Leloup B., Freyssinet Ph., 2003.** Valeurs guides intervenant dans la gestion des sédiments et méthodologie d'élaboration de ces valeurs: synthèse bibliographique. *Paris : BRGM*, 330p.
- **Colford, J.M., Wade, T.J., Schiff, K.C., Wright, C.C., Griffith, J.F., Sandhu, S.K., Burns, S., Sobsey, M., Lovelace, G., Weisberg, S.B., 2007.** Water quality indicators and the risk of illness at beaches with nonpoint sources of fecal contamination. *Epidemiology* 18, 27–35.
- **Copin-Montégut G., 1996.** Chimie de l'eau de mer. *Collection «synthèse». Edition : Institut Océanographique de Paris, France, 319 P.*
- **D.T.P de Tipaza, 2007.** Direction des Travaux publics. Caractéristiques techniques du port de Bouharoun.
- **Daget J., 1979.** Les modèles mathématiques en écologie. *Masson*, Paris, 112p.
- **Dagorne A., 1973.** Sédimentologie et bionomie benthiques en Baie de Bou-Ismaïl. *Pelagos*. 4 (2): 40- 53.
- **Darbra RM, Pittam N, Royston KA, Darbra JP, Journee H (2009).** Survey on environmental monitoring requirements of European ports. *J Environ Man* 90:1396–1403.
- **Dauvin J.C., 1993.** Le benthos; témoin des variations de l'environnement. *Oceanis*, 19,25-53.
- **Davies, C. M., Long, J. A., Donald, M., and Ashbolt, N. J. (1995).** "Survival of fecal microorganisms in marine and freshwater sediments," *Applied and Environmental Microbiology* 61, 1888-1896.
- **Doğan-Sağlamtimur N., Kumbur H. (2009).** Metals (Hg, Pb, Cu, and Zn) Bioaccumulation in Sediment, Fish, and Human Scalp Hair: A Case Study from the City of Mersin Along the Southern Coast of Turkey. *Biol Trace Elem Res.* DOI 10.1007/s12011-009-8516-5
- **Donazzolo, J.C., O. Hicci-Merlin, L. Menegazzovillurg and B. Paroni, 1984.** Heavy metal content and lithological properties of recent sediments in the Northern Adriatic. *Mar. Pollut. Bull.*, 15: 192-201.
- **Eleftheriou A., McIntyre A D. (2005).** *Methods for the Study of Marine Benthos*. 3rd ed. Oxford, UK: Blackwell Pub., 444 p, ISBN 0-632-05488-3
- **EGPP., 2006.** L'Entreprise de Gestion des Ports et des abris de Pêches et de Plaisance. Guide des ports de pêche algériens. *Edition spéciale MINAPPECH*. 67p.
- **EPAL, 2009.** Dragage des abords de quais du port d'Alger. Contrat EPAL/AL.D.I.P.H n°33/DTP
- **Fattal P., 2008.** Pollution des côtes par les hydrocarbures, *Editions Presses Universitaires de Rennes (PUR)*, collection Espace et Territoires. 400 p. ISBN: 9782753505667
- **Fauchald K., Jumars P.A., 1979.** The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. *Océanogr.Mar.Biol.Ann.Rev.*, 17,193-284p.
- **Fauchald K., 1977.** The polychaete worms. Definitions and keys to the Orders, Families and Genera. Natural History Museum of Los Angeles County., the Allan Hancock foundation, University of Southern California. Science Series 28.188 p.

- **Fauvel P., 1923.** Polychètes errantes. Faune Fr.,5,488p.
- **Fauvel P., 1927.** Polychètes sédentaires. Faune Fr.,16,494p.
- **Fleisher, J.M., Kay, D., Salmon, R.L., Jones, F., Wyer, M.D., Godfree, A.F., 1996.** Marine waters contaminated with domestic sewage, nonenteric illnesses associated with bather exposure in the United Kingdom. *Am. J. Public Health* 86, 1228–1234.
- **Folk .R.L., Ward .W.C., 1957.** Brazos river bar: a study of significance of grain size parameters. *J. Sediment. Petrol.* 27 : 3-26.
- **Forghani G., Moore F., Qishlaqi A., Lee S. (2009).** Geochemistry and speciation of metals in sediments of the Maharlu Saline Lake, Shiraz, SW Iran. *Environ Earth Sc.* 59:173–184p. DOI [10.1007/s12665-009-0014-8](https://doi.org/10.1007/s12665-009-0014-8).
- **Förstner U (2004)** Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: an interdisciplinary approach. *Lakes Res: Res Manag* 9:25–40.
- **Förstner, U., & Wittman, G. T. W. (1983).** Metal pollution in the aquatic environment. Berlin: Springer-Verlag.
- **Frontier S., 1983.** Stratégie d'échantillonnage en écologie. *Masson*, Paris, 494 p.
- **Gauthier M J., Munro P M., et Breittmayer ., 1991.** adaptation des enterobactéries pathogènes à l'eau de mer (modèle E . Coli). *PNUE/OMS*, n° 49 : 33-41.
- **Glémarec M., Hilly C ., 1981.** Perturbations apportées à la faune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Oecologica, Oecol. Applic.* Vol. 2, n° 2, p. 139-150.
- **Gotoh H. et l Predsoe, 2000.** Lagrangian two phase flow model of the settling behavior of fine sediment dumped into water. Proc. Int. Coastal Engineering Conference. July 2000 Sydney, Australia, 4, 3907-3919.
- **Graczyk, T.K., Sunderland, D., Tamang, L., Shields, T.M., Lucy, F.E., Breysse, P.N., 2007.** Quantitative evaluation of the impact of bather density on levels of human virulent microsporidian spores in recreational waters. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, 4095–4099.
- **Gray J.F., Mc Intery A.D. Stirm J., 1992.** Manuel de la méthode de la recherche sur l'environnement aquatique, Evolution biologique de la pollution marine en égard en particulier au benthos. *Fao Doc Tech. Pêches*, 324, 53p.
- **Green-Ruiz C., Ruelas-Inzunza J. et Paez-Osuna. F. (2005).** Mercury in surface sediments and benthic organisms from Guaymas Bay, east coast of the Gulf of California. *Environmental Geochemistry and Health* (2005) 27: 321–329.
- **Griffith, J. F., Schiff, K. C., & Lyon, G. S. (2006).** Microbiological water quality at non-human impacted reference beaches in southern California during wet weather. Technical report 495. *Southern California Coastal Water Research Project, Westminster, CA.*
- **Grimalt J.O et Albaiges J, (1988).** Aerosol transport of polynuclear aromatic hydrocarbons over the Mediterranean sea. *Naturwissenschaften*,75,pp.39-42.
- **Grimes .S., 2003.** Plan d'action national pour protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoua. *Contrat PNUE/PAM/CASP/MATE, Alger*, 64 p.

- **Grimes, D. J. (1980).** “Bacteriological water quality effect of hydraulically dredging contaminated upper Mississippi River bottom sediment,” *Applied Environmental Microbiology* 39, 782-789.
- **Guarrigues .P, Soclo .H.H, Marinnesse .M.P et Awad H., 1987.**Origin of polycyclic aromatic hydrocarbon (PAHs) in recent sediment from the continental shelf of the “Golfe de Gascogne” (Atlantic ocean) and in the Gironde estuary. *Int.J. Environ. Anal. Chem.*, 28. pp121-131.
- **Guilcher., 1972.** Précis d’hydrologie marine et continentale. Ed MASSON. Paris. 200p.
- **Gustavson KE, Burton GA, Francingues NR Jr, Reible DD, Vorhees DJ, Wolfe JR (2008)** Evaluating the effectiveness of contaminated sediment dredging. *Environ Sci Technol* 42:5042–5047
- **Halmann M.M, (1996).** Photodegradation of waters pollutants. (*CRC Press, Eds.*),301p.
- **Hamed, M. A., & Emara, A. M. (2006).**Marine molluscs as biomonitors for heavy metal levels in the Gulf of Suez, Red Sea. *Journal of Marine System*, 60, 220–234.
- **Harwood V.J., Brownell M., Wang S, Lepo J., Ellender R.D., Ajidahun A., Hellein K.N., Kennedy E., Ye X., Flood.C. (2009),** Validation and field testing of library-independent microbial source tracking methods in the Gulf of Mexico, *Water Research*. DOI:10.1016/j.watres.2009.06.029
- **Hill I.R., Matthiessen P., Heimbach F. (eds), 1993.** Guidance document on sediment toxicity tests and bioassays for freshwater and marine environments. SETAC-Europe Workshop on sediment toxicity assessment, 8-10 November 1993, *Renesse (NL)*, 105 p.
- **Hily M. ,1984.** Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper trophique de la rade de Brest. Thèse de Doc. Es-Sci ; uni. Bretagne Occident ; Brest : 359p.
- **Houma F, Belkessa R, Bachari N: 2008** Contribution of multispectral satellite to the bathymetric analysis of coastal sea bottom. Application to Algiers city. Les applications de la télédétection en sciences de la mer, journée d'étude 16.04.2008 . ISMAL/ASAL.
- **Houma F, Belkessa R, Bachari NI: 2006** : Contribution of multispectral satellite imagery to the bathymetric analysis of sea bottom .Application to Algiers city, Algeria. 3ème congrès International, Physique des interactions, Rayonnement – Matières PIRM III. 05-07 Avril 2006 Settat - El Djedida Maroc.
- **Houma F, Belkessa R, Kouider A, 2008** : Corrélation des indicateurs de la pollution aquatiques et des données satellites .Applications à la baie d'Oran. Les applications de la télédétection en sciences de la mer, journée d'étude 16.04.2008. ISMAL/ASAL.
- **Houma F, Belkessa. R. 2004.** Eude corrélatrice des paramètres physico-Chimiques et des données satellites IRS1C pour caractériser la pollution aquatique. Application à la baie d’Oran. *Revue des Sciences de l’Eau* 17/4. France (2004) .429-446pp.
- **Houma.F, Belkessa R 2005** : Phénomène de la qualité des grands ensembles portuaires. *Projet d'étude ISMAL/MATE/ONDD*)
- **Houma F, Boulahdid M, Belkessa R, Khouider A. 2004_c.**The development of a methodology to Characterise and Determine the Sea Water Pollution by Hydrocarbons Using Sattelite Images. *MWWD 2004- 3rd International Conference on Marine Waste Water Disposal and Marine Environment*. IEMES 2004-1st International Exhibition on Materials Equipment and Services. Catania (1) Sep.27-Oct.2, 2004.
- **Houma F., 2007.** Caractérisation des polluants de la cote algéroise et oranaise par analyse physico-chimique avec corrélation des données satellitaires. *Thèse Doctorat d’Etat USTHB*.260 p.
- **Houma F., 2009.** Modélisation et Cartographie de la Pollution Marine et de la Bathymétrie à partir de l’Imagerie Satellitaire. *Thèse Doctorat Univ Paris* 12.214 p

- **Hylander LD, Goodsite ME (2006)** Environmental costs of mercury pollution. *Sci Total Environ* 638:352–370.
- **Ifremer 2003.** Rejet de dragages : analyse des textes réglementaires. www.ifremer.fr, Dossier: « Dragage et environnement marin », coordonnateur : Claude Alzieu.
- **IMO, 2005.** Anti-Fouling Systems. International Convention on the Control of Harmful Anti-Fouling Systems on Ships, 2005 edition. IMO, London.
- **Indest, K., 2003.** Interim guidance on assessing the risk posed by pathogens associated with dredged material (No. ERDC/TN EEDP-01-49). U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS. www.wes.army.mil/el/dots/eedptn.html
- **Ivanoff A., 1972.** Paramètres physico-chimiques des eaux de mer. *Tome I, Edition : Librairie Vuibert*, 208 p.
- **Joffin C. et Joffin J-L., 1999.** Microbiologie alimentaire. 5eme éd. CRDP d'Aquitaine : 214p
- **Johnson B.H., Scheffner N.W., Teeter A.M., Hands E.B., Moritz H.R., 1995.** Anamysis of dredged material placed in open water. Dredging'94. 2nd Int. Conf. On dredging and Dredged Material Placement, Buena vista, PL, 1, 18-27.
- **Kankou M., 2004.** Vulnérabilité des eaux et des sols de la rive droite du fleuve Sénégal en Mauritanie–étude en laboratoire du comportement de deux pesticides. *Docteur de l'Université de Limoges, France*, 159 p.
- **Kay D, Anthony S., Crowther J., Chambers B.J., Nicholson F.A., Chadwick D., Stapleton C.M., Wyer M.D. (2009).** Microbial water pollution: A screening tool for initial catchment-scale assessment and source apportionment, *Sci Total Environ*, DOI:10.1016/j.scitotenv.2009.07.033
- **Kennish, M. J., 2001.** Practical Handbook of Marine Science, 3rd Ed., CRC Press, Boca Raton.896 p
- **Khan, M.A.A., Khan Y.S.A, 2003.** Trace metal in littoral sediments from the north east coast of the bay of Bengal along the ship breaking area, Chittagong, Bangladesh. *Institut of marine sciences, Univ of Chittagong*, Chittagong, Bangladesh, *J. Biol. Sci* 3 (11): 1050-1057.
- **Kim P.G., Park M.E., Sung K.Y., 2009.** Distribution of heavy metals in marine sediments at the ocean waste disposal site in the Yellow Sea, South Korea. *Geosciences Journal* Vol. 13, No. 1, p. 15. DOI 10.1007/s12303-009-0002-8.
- **Koh RC.Y et Chang YC., 1973.** Mathematical model for barged ocean disposal of waste. Technical series EPA 660/2-73-029, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC.
- **Kouadio L., Trefry J.H., 1987.** Sediment trace metals contamination in Ivory Coast, West Africa. *Water Air Soil Pollut.*, **32**:145–54.
- **Kribi S., 2005.** Décomposition des matières organiques et stabilisation des métaux lourds dans les sédiments de dragage. *Thèse de doctorat INSA de Lyon*, 220p.
- **Kuperman, R. G., & Carreiro, M. M. (1997).** Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. *Soil Biology & Biochemistry*, **29**, 179–190.
- **L.E.M., 1998.** Etude de délimitation d'une zone d'extraction de sable en baie d'Alger. 22p.
- **L.E.M., 2005.** Laboratoire d'Etude Maritime. Dragage et aménagement du port de Bouharoun. 20p.
- **Lacaze J.C., (1980)** - La pollution pétrolière en milieu marin. Ed. MASSON. Paris, pp. 117- 118.

- **Lacaze J-C., 1996.** La pollution des mers. *Edition: DOMINOS Flammarion, France, 128 P.*
- **Lacaze J-C., 1996.** L'eutrophisation des eaux marines et continentales : causes, manifestations, moyens et lutte. *Edition : Ellipses, 191 p.*
- **Lacomb .H., 1965.**Cours d'océanographie physique : Théorie de la circulation générale, houles et vagues. Gautier- Villard-Paris.
- **LaLiberte, P., and Grimes, D. J. (1982).** "Survival of *Escherichia coli* in lake bottom sediment," *Applied and Environmental Microbiology* 43, 623-628.
- **Larid .M., 1992.** Cours d'aménagement du littoral. Alger.I.S.M.A.L : 159p.
- **Larsen, B., & Jensen, A. (1989).** Evaluation of the sensitivity on sediment monitoring stations in pollution monitoring. *Marine Pollution Bulletin*, 20, 556–560.
- **Leclaire .L., 1972 :** La sédimentologie holocène sur le versant méridional du bassin Algéro – Balear (Précontinent algérien). Mémoire du muséum national d'histoires naturelles, nouvelle série. Tome XXIV. *Ed. Du muséum* : 319 p.
- **Leclerc, H., Mossel, D. A., Edberg, S. C., and Struijk, C. B. (2001).** "Advance in the bacteriology of the coliform group: Their suitability as markers of microbial safety," *Annual Review of Microbiology* 55, 201-234.
- **Lee, D.Y., Lauder, H., Cruwys, H., Falletta, P., Beaudette, L.A., 2008.** Development and application of an oligonucleotide microarray and real-time quantitative PCR for detection of wastewater bacterial pathogens. *Sci. Total Environ.* 398, 203–211.
- **Leroy J-B., 1999.** La pollution des eaux. *Edition : le point des connaissances actuelles, France, 126 P.*
- **Leug Tack Kit D, 1971.** Etude du milieu pollué : le Vieux port de Marseille, influence des conditions physiques et chimiques sur la physionomie du peuplement de qui. *Téthys*, 3, (4), 767-825.
- **Leynaud, G.: 1979,** Modificaciones del Medio Acuático por Influencia de la Polución, in Pesson, P. (ed.), *La Contaminación de las Aguas Continentales*. EdicionesMundi-Prensa, Madrid, pp. 1–26.
- **M.E.T.A.P., (1993)** – Etude de la protection contre la pollution des ports et du littoral algérien. Rapport n°2, Ministère des transports, Direction des ports, Algérie, 60p.
- **M.E.T.A.P., (1993)** – Etude de la protection contre la pollution des ports et du littoral algérien. Rapport intermédiaire n°3, Ministère des transports, Direction des ports, Algérie, 67p.
- **Maanan, M. (2008).** Heavy metal concentrations in marine molluscs from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution*, 153, 176–183.
- **Maouche, S.,(1987).** Mécanisme hydro sédimentaires en baie d'Alger (Algérie) : approche sédimentologiste, géochimique et traitement statistiques. *Thèse de Doctorat en Oceanologie, Université de Perpignan*, 214p.
- **Mannino I., Soriani S.& Zanetto G., 2002.** Management of Port Gredged Material: an Environmental-Political Issue. *Littoral, The changing Coast*. EUROCOAST/EUCC. Porto – Portugal, Ed. EUROCOAST – Portugal, ISBN 972-8558-09-0, p. 75-79.
- **Marchand .M., 1983.** Estimation des hydrocarbures dans l'eau et les organismes marins par spectrofluorimétrie ultra-violet. Manuel des analyses en milieu marin, *Ed.C.N.E.X.O.*, pp 329-336.

- **Marchand M., Martin J. L., 1985.** Détermination de la pollution chimique (hydrocarbures, organochlorés, métaux) dans la lagune d'Abidjan (Côte d'Ivoire) par l'étude des sédiments. *Océanogr. Trop.* **1**:26-39.
- **Marot F., 1998.** Caractérisation et traitement des sédiments de dragage contenant des polluants métalliques. *Paris : BRGM*, 330p.
- **Martin J.M et Saliot A, (1992).** Bilan des apports fuviatiles et atmosphériques d'éléments et composés chimiques en Méditerranée occidentale. 3^{ème} rencontre de l'agence régionale pour l'environnement, Province, Alpes, Côte d'Azur, pp.61-66
- **Martincic, D., Z. Kwokal, M. Stoepler and M.Branica, 1985.** Trace metals in the Sibenik auqatorium. P-3 sediment concentrations of Zn, Cd, Pb, Cu and Hg analyzed in the 1983/84 period. *Rapp. Int. Me. Medit.*, **29**: 115-116.
- **McAnally W.H.Jr et S. Adamec, 1987.** Designing open water disposal for dredged muddy sediments. *Con. ShelfRes.*, **7**, 11/12, 1445-1455.
- **Millot .C., 1987.** Circulation in the Western Mediterranean Sea. *Océanologica. Acta*, **10**. 143-149 p
- **Millot, C. 1989.** The circulation of the levantine intermediate water in the Algerian basin. *Journal of geophysical research*, **92**(C8): 8265-8276.
- **Millot, C. 1993.** La circulation générale en Méditerranée occidentale. Workshop sur la circulation des eaux et pollution des côtes Méditerranéennes du Maghreb. 9-11 novembre 1992, INOC. 29-30.
- **Ministère de l'emploi, de la cohésion sociale et du logement, Ministère de la santé et des solidarités, 2006.** Qualité des eaux de baignade en mer dans les Alpes-Maritimes. 21 p. Disponible sur : http://www.alpessmaritimes.pref.gouv.fr/sections/a_la_une/breves_et_communique/qualite_des_eaux_d_e1339/downloadFile/attachedFile/baignade2007.pdf?nocache=1176388945.3
- **Ministère des Approvisionnements et Services Canada, (1992).** Recommandations au sujet de la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada. 60p.
- **Misic C., Covazzi Harriague A.(2009).** Organic matter characterisation and turnover in the sediment and seawater of a tourist harbour. *Marine Environmental Research* **68** : 227–235.
- **Moore J.W., Ramamoorthy S., 1984.** Heavy metals in natural waters: applied monitoring and impact assessment. Springer-Verlag Edit., 268 p.
- **Morel FMM, Kraepiel AML, Amyot M. 1998** The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annu Rev Ecol Syst* **29**, 543–566.
- **Mostafa, A. R., Al-Alimi, A. K. A., & Barakat, A. O. (2009).** Metals in surface sediments and marine bivalves of the Hadhramout coastal area, Gulf of Aden, Yemen. *Marine Pollution Bulletin*, **58**, 308–311.
- **Moulin .J et Clause .R., 1978.** Météo –Vent –Nuage–Tempêtes. *Edition maritime d'autre mer*. 150 p.
- **Murphy J. et Riley J. P., 1962.** A modified single method for determination of phosphates in natural waters. *Anal. Chim. Acta*, **27**: 31-36.
- **Nannipieri, P., Ascher, J., Ceccherini, M. T., Landi, L., Pietramellara, G., & Renella, G. (2003).** Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*, **54**, 655–670.

- **Nealson, K.H., 1997.** Sediment bacteria: who's there, what are they doing, and what's new? *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 25, 403-434.
- **Nieboer, E., & Richardson, D. H. S. (1980).** The replacement of the nondescript term heavy metals_ by a biologically and chemically significant classification of metal ions. *Environmental Pollution*, B, 1, 3-26.
- **O.M.S., 1979.** Plan d'action pour la méditerranée, principes et directives applicables au diversement de déchets dans le milieu marin, 9 p.
- **O.N.M., 2003.** Office National de la Météorologie. Relève météorologique 1993- 2004.
- **OECD WHO (2003).** Assessing microbial safety of drinking water, improving approaches and methods. *London: IWA.* (296 pp).
- **Oliveira A. J. F.C., Ranzani de França P. T., Pinto A. B. 2009.** Antimicrobial resistance of heterotrophic marine bacteria isolated from seawater and sands of recreational beaches with different organic pollution levels in southeastern Brazil: evidences of resistance dissemination. *Environ Monit Assess.* 1-10. DOI: [10.1007/s10661-009-1180-6](https://doi.org/10.1007/s10661-009-1180-6)
- **Oliveira, A. J. F. C., & Pinhata, J. M. W. (2008).** Antimicrobial resistance and species composition of *Enterococcus* spp. Isolated from waters and sands of marine recreational beaches in Southeastern Brazil. *Water Research*, 42, 2242-2250.
- **Oliveira, A., & Pampulha, M. E. (2006).** Effects of long term heavy metal contamination on soil microbial characteristics. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 3, 157-161.
- **OMS (Organisation Mondiale de Santé), 1995.** Recommandation pour la surveillance sanitaire des zones côtières à usage récréatif et des zones conchylicole. *Partie V. Contrôle de qualité.* V67.
- **Ortega C., Helena M. Solo-Gabriele, Amir A., Mary Wright, Yang D, Stark L.M.(2009).** Correlations between microbial indicators, pathogens, and environmental factors in a subtropical Estuary. *Marine Pollution Bulletin* 58 (2009) 1374-1381.
- **OSPAR 1998,** Décision 98/249/CE du conseil. JO L 104 du 03/04/1998.
- **Programme d'Aménagement Côtier Algérois (PAC), 2004.** Protection des sites sensibles naturels marins du secteur Cap Djinet au Mont Chenoa. Bilan et diagnostic, partie I caractéristiques physiques, *Projet PAC/ MATE-PAM/CAR ASP, 64p*
- **Parenzan, P., 1970.** Carta d'identità delle conchiglié del mediterraneo Vol. I, Gasteropodi, *Ed Biostaras,* Taronto, 283 p.
- **Parenzan, P., 1974.** Carta d'identità delle conchiglié del mediterraneo Vol. II: Bivalvi, *Ed Biostaras,* Teras, Taronto, 227 p.
- **Parker R.H. 1975.** The Study of benthic communities. A Model and review. Elsevier Scientific Publishing Company *Amsterdam - Oxford -New York.* 291p.
- **Parker G., Y Fukushima et H.M. Pantin, 1986.** Self-accelerating turbidity currents over an erodible bed. *J Hyd. Res.*, 25(1), 123-147.

- **Peres J.M., Fontaine M.Bellan G., Ramade F., Acicellin J., Lelourd M., Michel P., Gauthier , Soudan F., Bellan O., Satini, (1976)** . la pollution des eaux marines. *Ed. Gauthier-Villars*, 231p.
- **Peres J.M., Picard J., 1964.** Nouveau manuel de bionomie benthique de la mer Méditerranée. *Rec.Trav.Stat.Mar.Endoume*.31, 47 ,137.
- **Phillips, D. J. H., & Rainbow, P. S. (1993).** Biomonitoring of aquatic trace contaminants. London: Chapman and Hall.
- **Picard J., 1965.** Recherches qualitatives sur les biocénoses marines de substrats meubles dragables de la région marseillaise. *Rev.Trav.St.Mar.Endoume*. 36, 52, 5-160.
- **Pielou E.C., 1966.** The mesurement of diversity in different types of biological collections.J. theo. Biol. 13: 131-144.
- **Pinta, M., 1971.** Spectrophotométrie d'absorption atomique, problèmes généraux : application à l'analyse chimique. *Ed Masson (Paris)* : 508p.
- **PNUE/FAO/OMS ., 1989** – Evaluation de l'état de la pollution de la mer Méditerranéepar le Cadmium et les composés du cadmium .*Map. Technical Report serie Unep* , Athènes N° 34 , 175p.
- **Poté, J., Goldscheider, N., Haller, L., Zopfi, J., Khajehnouri, F., et Wildi, W.(2009).** Origin and spatial–temporal distribution of faecal bacteria in a bay of Lake Geneva, Switzerland. *Environ Monit Assess* 154:337–348. DOI : [10.1007/s10661-008-0401-8](https://doi.org/10.1007/s10661-008-0401-8)
- **Préfecture du Finistère (2008).** Schéma de Référence des Dragages en Finistère. *Rapp* : 51p.
- **Pruss, A., 1998.** Review of epidemiological studies on health effects fromexposure to recreational water. *Int. J. Epidemiol.* 27, 1–9.
- **Rabus, R., Hansen, T.,Widdel, F., 2000.** Dissimilatory sulfate- and sulfur reducing prokaryotes In: Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.H., Stackebrandt, E. (Eds.), *The Prokaryotes: An Evolving Electronic Resource for the Microbial Community*, third ed., release 3.3. *New York, NY, USA*.
- **Rainbow, P. S. (1992).** The significance of accumulated heavy metal concentrations in marine organisms. (Paper presented at Miskiewicz AG, editor. Assessment of the distribution, impacts and bioaccumulation of contaminants in aquatic environments, Proceedings of a bioaccumulation Workshop. Water Board and Australian Marine Science Association Inc., Sydney).
- **Ramade F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Edition: Ediscience International, France, 690 P.*
- **Rapport du groupe interministériel, sécurité du port d'Alger. Décembre 1987.**
- **Rebzani-Zahaf , C ., 2003.** Les peuplements macro-benthiques des milieux portuaires de la cote algérienne : Alger, Bejaia et Skikda.. *Thèse de doctorat. INS USTHB, 242p*
- **Rebzani-zahaf C., 1990.** Les peuplements macrobenthiques du port d'Alger. Evolution spatio-temporelle. Impact de la pollution. *Thèse de Magister, ISN/USTHB, Alger. 199p.*
- **Rebzani-zahaf C., Bakalem A., Romano J.C, Sebane N., Bellan G., 1988.** Le peuplement benthique du port d'Alger. Evolution spatio-temporelle. *Rapp. Comm. INT., Mer Médit.*, 31, 2, 147.

- **Reish D.J., 1959.** An ecological study of pollution in Los Angeles-long Beach Harbors, California., *Allan Hancock Found. Publ., Occas. Pap.*, 22: 117p.
- **Ringot J.L., 1982.** Etude de la répartition et l'origine de contamination des sédiments de la baie de Cannes – La Napoule par les métaux lourds, VI^{es} journées d'études sur les pollutions marines en Méditerranée. Cannes, 2-4 p.287
- **Rivière .A., 1977.** Méthode granulométrique, technique et interprétation. Techniques et méthodes de sédimentologie. *Édition MASSON* (Paris). 170p.
- **Rodier J., 1996** - L'analyse de l'eau [8^{ème} édition] eaux naturelles, eaux résiduelles, eau de mer. Edition: DUNOT (Paris). pp 385- 401.
- **Rodier J., Bzin C., Broutin J P., Chmbon P., Champsaur H., et Rodi L., 2005.** L'analyse de l'eau : eau naturelle, eau résiduaire, eau de mer. *DUNOD* : 1383p
- **Rollins, D. M., and Colwell, R. R. (1986).** "Viable but nonculturable stage of *Campylobacter jejuni* and its role in survival in the natural aquatic environment," *Applied and Environmental Microbiology* 52, 531-538.
- **Rörig LR (2005)** Usos múltiplos e qualidade das águas da bacia do baixo Itajaí-Açu – SC: Elementos para um gerenciamento integrado. Doctorate Thesis (in Portuguese), UFSCar, São Carlos, SP, Brazil.
- **Rose, J. B., and Grimes, D. J. (2002).** Reevaluation of microbial water quality: Powerful new tools for detection and risk assessment. *American Society of Microbiology*, Washington, DC.
- **Rozsak, D. B., and Colwell, R. R. (1987).** "Survival strategies of bacteria in the natural environment," *Microbiological Reviews* 53, 365-379.
- **Saliot A., 1981.** Naturel hydrocarbon in sea water in DUURSMA E.K. et DAWSON R.,(Eds). Marine organic chemistry Elsevier, Oceanographic, Series, n°31, pp 327-374.
- **Saliot A., Bouloubassi I., Lipiatou E., (1992)** – Stratégie d'échantillonnage et d'analyse appliquée à l'étude des polluants organiques dans les eaux côtières. *Hydroécol. Appl.*, tome4, Vol.2, pp. 9- 21
- **Schallenberg M., Kalf J., 1993.** The ecology of sediment bacteria in lakes and comparison with other aquatic ecosystems. *Ecology*, 74, 919-934.
- **Sellali B., (1996)** - La pollution par les hydrocarbures pétroliers en Méditerranée Sud- occidentale ; contamination de l'eau et du sédiment superficiel des régions littorales Centre et Ouest de l'Algérie. Thèse de magistère, I.S.M.A.L. Algérie.
- **Shannon C.E, Weaver W., 1949.** The mathematical theory of communication. Urbana Illinois, Univ. of Illinois Press, 117p.
- **Sherer, B. M., Miner, R., Moore, J. A., and Buckhouse, J. C. (1992).** "Indicator bacteria survival in stream sediments," *Journal of Environmental Quality* 21, 591-595.
- **Shi,W., Becker, J., Bischoff, M., Turco, R. F., & Konopka, A. E. (2002).** Association of microbial community composition and activity with lead, chromium, and hydrocarbon contamination. *Applied and Environmental Microbiology*, 68(8), 3859–3866.
- **Silva Jacinto R., P. Le Hir et P. Bassoullet, 1999.** Modélisation mathématique des rejets de dragage. Dans *Dragages et environnement marin Etat des connaissances*, coordinateur Claude Alzieu, 152-168

- **Simpson, J.M., Santo Domingo, J.W., Reasoner, D.J., 2002.** Microbial source tracking, State of the science. *Environ. Sci. Technol.* 36, 5279–5288.
- **Skalar Analytical, 1998.** User manual San Plus. *SAI050 RANDOM ACCESS AUTO SAMPLER*, Numéro de la publication: 0101003 C, 23 P.
- **Sprovieri, M., Feo, M. L., Prevedello, L., Manta, D. S., Sammartino, S., Tamburrino, S., et al. (2007).** Heavy metals, polycyclic aromatic hydrocarbons and polychlorinated biphenyls in surface sediments of the Naples harbour (southern Italy). *Chemosphere*, 67, 998–1009.
- **Stoeckel, D.M., Harwood, V.J., 2007.** Performance, design, and analysis in microbial source tracking studies. *Appl. Environ. Microbiol.* 73, 2405–2415
- **Taleb R., 1970.** Facteurs de répartition verticale du phytoplancton au large d'Alger. Pour l'obtention du doctorat de troisième cycle, spécialité océanographie biologique. USTHB (Alger) (Alger), 194 p.
- **Tebble ,N., 1966.** British bivalve seashells: a handbook for identification. *British Museum (Nat. Hist). London* , 212 p.
- **Teeter AM., 1984.** Vertical transport in fine-grained suspension and newly-deposited sediment. Lecture Notes on Coastal and Estuarine Cohesive Sediment Dynamics. Mehta AI (ed.), Springer- Verlag, NY.
- **Topcuoğlu, S., Kirba,so ğlu, Ç., & Yilmaz, Y. Z. (2004).** Heavy metal levels in biota and sediments in the northern coast of the Marmara Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 96, 183–189.
- **Torres R. J., Santos F. C., Mozeto A. A., Abessa D. M. S, Maranhão L. A., Davanzo M. B., do Nascimento M. R. L. (2009).** Effects of dredging operations on sediment quality: contaminant mobilization in dredged sediments from the Port of Santos, SP, Brazil. *J Soils Sediments* (2009) 9:420–432.
- **Trousselier M., Bonnefont J.-L., Courties C, Derrien A., Dupray E., Gauthier M., Gourmelon M., Joux F., Lebaron P., Martin Y., Pommepuy M., 1998.** Responses of enteric bacteria to environmental stresses in seawater. *Oceanol. Acta*, 21, 965-981.
- **Truitt C.L., 1988.** Dredge material behaviour during open water disposal. *Jr Coast. Res.*, 4,3,389-397.
- **U.N.E.P Chemicals (2002)** Global Mercury Assessment. Report no 54790-01. Geneva, Switzerland. <http://www.chem.unep.ch/mercury/Report/Final%20Assessment%20report.htm>
- **U.N.E.P. /I.C.O. /I.A.E.A. (1995)** - Reagent and laboratory-ware clean-up procedures for low-level contaminants monitoring. Reference methods for marine pollution, n°65.
- **U.S. Environmental Protection Agency. (2001a).** “Developing a strategy for waterborne microbial disease discussion draft,” Washington, DC. www.epa.gov/waterscience/criteria/microbialdraft.pdf
- **U.S. Environmental Protection Agency. (2001b).** “Protocol for developing pathogen TMDLs,” EPA 841-R-00-002, Washington, DC. www.epa.gov/owow/tmdl/pathogen/pathogen.htm
- **US Geological Survey, 2006a.** Microbiology and public beach safety: integrated science for the protection of public health. FS 2006-3045 ed.
- **US Geological Survey, 2006b.** Pathogen Exposure Through Recreational Water. <http://health.usgs.gov/pathogens>

- **Velasques I.B., Jachinto G.S., Valer F.S ., 2002-** The speciation of dissolved copper cadmium and zinc in Manila bay , Philippines .*Marin. Pollut.Bull.* N°45 , pp.210-217.
- **Viers J, Dupréa B, Gaillardet J (2009)** Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: new insights from a new database. *Sci Total Environ* 407:853–868.
- **Wade, T.J., Calderon, R.L., Brenner, K.P., Sams, E., Beach, M., Haugland, R., Wymer, L., Dufour, A.P., 2008.** High sensitivity of children to swimming-associated gastrointestinal illness, results using a rapid assay of recreational water quality. *Epidemiology* 19, 375–383.
- **Wade, T.J., Calderon, R.L., Sams, E., Beach, M., Brenner, K.P., Williams, A.H., Dufour, A.P., 2006.** Rapidly measured indicators of recreational water quality are predictive of swimming-associated gastrointestinal illness. *Environ. Health Perspect* 114, 24–28.
- **Wade, T.J., Pai, N., Eisenberg, J.N., Colford Jr., J.M., 2003.** Do US Environmental Protection Agency water quality guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A systematic review and meta-analysis. *Environ. Health Perspect* 111, 1102–1109.
- **Walker, C.H. (2001).** Organic Pollutants: An Ecotoxicological. Perspective. London: Taylor and Francis. 316p, [ISBN 0-203-79329-3](#)
- **Walker, C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M., and Peakall D.B., (2001).** Principles of Ecotoxicology 2nd Ed. London: Taylor and Francis. 326p, [ISBN 0-7484-0939-4](#)
- **Wang . X., Zhou .Y., Yang .H., Wang .Q., Liu . S. (2009).** Investigation of heavy metals in sediments and Manila clams *Ruditapes philippinarum* from Jiaozhou Bay, China. *Environ Monit Assess.* [DOI 10.1007/s10661-009-1262-5](#).
- **Westerholm R.N., Alsberg T.E., Frommelin A.B. and Strandell M.E.,(1988).** Effect of fuel polycyclic aromatic contents on the emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagenic substances from a gasoline-fueled automobile. *Environ. Sci. Technol.*, Vol.22, N°8, pp.925-930 (1988).
- **WHO. World Health Organisation, Geneva, Switzerland (2003).** Guidelines for safe recreational water environments, volume 1: *Coastal and freshwaters*: 292 pp.
- **Wood E. P. K., Amstrong F. A. J. et Richard F. A., 1967.** Determination of nitrate in seawater by cadmium-cooper reduction to nitrite. *J. Mar. Biol. Assc. U.K.*, 47: 23-31.
- **Yao, J., Xu, C., Wang, F., Tian, L., Wang, Y., Chen, H., et al. (2007).** An invitro microcalorimetric method for studying the toxic effect of cadmium on microbial activity of an agricultural soil. *Ecotoxicology*, 16, 503– 509.
- **Yücesoy, F., & Ergin, M. (1992).** Heavy metal geochemistry of surface sediments from the southern Black Sea shelf and upper slope. *Chemical Geology*, 99, 265– 287.
- **Zhang W., Song L., Ki J.S, Lau C.K, Li X.D., Pei-Yuan Qian P.Y.(2008).** Microbial diversity in polluted harbor sediments II: Sulfate-reducing bacterial community assessment using terminal restriction fragment length polymorphism and clone library of dsrAB gene. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 682-691
- **Zwolsman, J. J. G., van Eck, G. T. M., & Burger, G. (1996).** Spatial and temporal distribution of trace metals in sediments from the Scheldt Estuary, south-west Netherlands. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 43, 55–79.

Annexes

Tableau AI.1. Fréquences d'apparition des houles mensuelles (en %) par direction au large de la baie d'Alger (US Naval Weather 1963-1970)

Mois	Ouest	Nord-ouest	Nord	Nord-est	EST
Jan	2.8	0.5	0.78	1.25	1.76
Fev	3.4	0.5	0.79	0.97	1.22
Mar	2.9	0.9	1.1	1.22	1.46
Avr	2.6	0.97	1.1	1.46	1.56
Mai	1.35	0.6	0.78	1.6	3.11
Jui	1.6	0.4	0.87	2.9	2.9
Juil	1.6	0.19	0.57	3.16	3.4
Août	1.3	0.47	0.78	2.9	3.45
Sep	1.4	0.24	0.65	2.53	3.5
Oct	2.8	0.61	0.6	1.37	1.94
Nov	3.9	0.19	0.5	0.56	0.97
Dec	3.6	0.97	0.97	1.6	0.97
Total	29.5	6.59	9.5	21.52	26.2

Tableau AI.2. Relation amplitude- période des houles au large de la baie d'Alger (US.Naval Weather 1963- 1970).

Amplitude (m)	Période de la houle (s)				
	6s	6 à 7s (%)	8 à 9s (%)	10 à 11s (%)	11à 12s (%)
<0.25	5.2	0.1	-	-	-
0.25-0.75	20.8	1.9	0.4	-	-
0.75-1.75	24.6	13.1	2.7	0.5	2.8
1.75-2.75	2.6	5.4	3.1	0.9	0.2
2.75-3.75	0.4	1.1	1.0	0.6	0.2
>3.75	0.1	0.5	0.3	0.3	0.3
Total	53.7	22.1	7.5	2.3	0.9

Tableau AI.3. Périodes de retour des houles en fonction des directions dans la baie d'Alger (US.Naval Weather 1963- 1970)

Période de retour	Hauteurs des vagues en fonction des directions				
	Est	Nord-Est	Nord	Nord-Ouest	Ouest
Biennale	4.12	4.93	4.90	4.46	7.36
Quinquennale	4.7	5.67	5.75	4.87	8.43
Décennale	5.14	6.23	6.38	5.40	9.22
Vingtennale	4.59	6.79	7.02	5.94	10.02
Cinquantennale	6.17	7.53	7.87	6.65	11.02
Centennale	6.62	8.08	8.50	7.18	11.88

Tableau AI.4. Infrastructures du port d'Alger

Bassins	Superficie	Profondeur (M)
Vieux port	74 ha	7-20m
Agha	35 ha	6.5-15m
Mustapha	75 ha	7.11m
jetées	Longueur (m)	Total
Khereddine	1290m	4000m
Mustapha	700m	
Vieux port	900m	
Agha	600m	
Butavano	600m	
môles	Postes	Quais (m)
08 môles	37	9655

Tableau AI.5. Unités industrielles du port d'Alger (d'après le rapport interministériel, 1987).

Unité industrielle	Localisation	Remarque
Raffinerie d'Alger Naftec	Quai pétrolier sud	Présence de risque certains pour l'environnement
Dépôt Naftal	Quai Guelma, jetée du vieux port	Bacs de stockages dans un état de dégradation avancée
Dépôt de produits noirs Naftal	Quai 27, 32, 36	Présence de fuites dans les canalisations de fuel
Dépôts de bitumes Naftal	Quai 27, 32, 36	Importantes fuites de fuel alimentant les chaudières. Emanation de fumées incommodantes des chaudières
Centrale thermique Sonelgaz	Quai 26	Rejets des eaux polluées dans le port
Unité bitume Elirowa	Quai 27	Absence de contrôles des chaudières
Erenav	Quai 16	Rejet de plaque de zinc
Huile margarine Encg-Upi	Quai 32, 36	Rejets huiles, graisse, acides soudes et différents sels.
E.P.A	Quai 18	Présence d'environs de 71 potiches de mercure de 35 Kg chacune enfouies dans les sédiments
Silos à grains	Môle de Skikda	Rejet de matière organique
Chais à vins		Rejet de matière organique
O.A.I.C		

Tableau AI.6. Caractéristiques des quais du port d'Alger

Moles	Quais	Quai		Tirant d'eau (m)
		N°	(m)	
Môle de pêche	Agadir	1	140	3.75-5.90
	Arzew	2	38	5.90
	Azemmour	3	121	3.75-6.90
	Arcachon	4	278	6.15
Môle El Jefna	Agde	5	178	7.20
	Arles	6	135	9.60
	Aiguës	7	185	7.00
	Abevilles	8	262	8.00
Môle El-Jazair	Ajaccio	9	144	8.60
	Audierre	10	125	10.6
	Antibes	11	150	11.00
	Aurey	12	136	11.00
Oued Hamimine	Abidjan	13	165	4.00
	Bayonne	14	175	6.80
	Bastia	15	125	8.00
	Biarritz	16	108	8.40
	Bizerte	17	200	8.40
Gara-Jebilet	Boulogne	18	276	8.50
	Bonifacio	19	110	8.00
	Bordeaux	20	150	7.50/9.00
	Brest	21	190	6.50
Bologhine	Calais	22	150	8.75
	Sete	23	154	8.20
	Calv	24	132	5.00
	Caen	25	205	6.60
Parc à blocs	Dieppe	26	156	10.00
	Dunkerque	27	140	7.75
Môle El-Hadjar	Dakar	28	174	7.25
	Fecamp	29	200	8.50
	Falaise	30	160	10.00
	Fort de Fer	31	152	9.30
	Fedallah	32	170	8.50
Skikda Brise lame est	Gabes	33	125	10.00
	Gravelines	34	170	11.00
	Granville	35	250	10.50
	Herbillon	36	168	9.00
	Lorient	37	270	10.25
Jetée Est	Charles		200	9.00
Môle de Guelma	Simian		200	9.00

Tableau AI.7. Débits des oueds de la baie d'Alger (Anrh 1990).

Oued	Débits liquides moyens annuels (m3/s)	Apports annuels (m3)	Moyenne annuelle (m3/s)
Harrach	0.029	148.000	335
El Hamiz	1.84	5800	-

Tableau AI.8. Rejets d'eaux usées dans le port d'Alger.

Nombre de rejets	Numéros des quais	origine
3	4	Eaux usées et pluviales
2	8	
2	12	
2	17	
3	24	
2	21	Eaux domestiques et pluviales
1	25	Eaux usées domestiques
1	26	Eaux usées industrielles / Encg
4	32	
1	36	
2	26	Centrale électrique / Sonelgaz
4	31	Eaux usées domestiques
8	amirauté	

Tableau AI.8. Les principaux mécanismes impliquant les nutriments (Aminot & Kéroul, 2004) Liens entre les principaux descripteurs d'hydrologie des écosystèmes marins

mécanismes	consommation	production
photosynthèse	NID, PO_4^{3-} , H_2SiO_2	NOP, POP, BSi
Minéralisation (excès de N, P)	NOP, POP, NOD, POD	NH_4 , PO_4^{3-} , NOP, NOD
Minéralisation (excès de C)	NOP, POP, NOD, POD	NOP, POP
Sécrétion, excrétion		NOD, NOP, POP NH_3
Rupture des cellules	NOP, POP	NOD, POD, PO_4^{3-}
Nitrification	NH_4^+	NO_2^-
Nitrification	NO_2^-	NO_3^-
Dénitrification	NO_3^-	N_2 , N_2O , NH_4^+ , NO_2^-
Dissolution	BSi	H_4SiO_4

Tableau AI.9. Les principales sources de pollution des eaux (Ramade, 2000)

Type de pollution	Nature physicochimique	Source ou agent causal
I. Pollution Physique : thermique, pollution radioactive	Rejet d'eau chaude, radio-isotope	Centrales électriques, installation nucléaires
II. Pollution Chimique Pollution par les engrais Pollution par des éléments toxiques Pollution par les pesticides Pollution par les détergents Pollution par les hydrocarbures Pollution par les composés organochlorés Pollution par les divers autres composés organiques de synthèse	Nitrates, phosphates Cadmium, Mercure, Plomb Insecticides, herbicides Agents tensioactifs Pétrole brut et ses dérivés PCB, insecticides, solvants chlorés Très nombreuses molécules > 120 000	Agricoles, lessives Industrie, agriculture, combustions (pluies acides) Agriculture Effluents domestiques Industries pétrolières, transports Industrie, agriculture Industries, usages dispersifs en particulier domestiques pour certains
III. Matières organiques fermentescibles	Glucides, Lipides, Acides nucléiques	Effluents domestiques, agricoles, industries agroalimentaires, industries de bois
IV. Pollution microbiologique	Bactéries, virus entériques, champignons	Effluents urbains, élevage, abattoir

Dosage des nitrites + nitrates

I- Réactifs

1-1- Solution tampon

Produits chimiques exigés :

Chlorure d'ammonium NH_4Cl	50 g.
Solution d'ammonium NH_4OH (25 %).....	± 1 ml.
Hydroxyde de sodium NaOH	5 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.
Bridj 35 (30 %).....	3 ml.

Préparation

Dissoudre le chlorure d'ammonium dans 800 ml d'eau distillée. Ajuster le pH à 8,2 avec la solution d'ammonium. Ajouter l'hydroxyde de sodium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée, ajouter le Bridj 35 et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1-2- Réactif colorant

Produits chimiques exigés :

Acide o-phosphorique H_3PO_4 (85 %).....	50 ml.
Sulfanilamide $\text{C}_6\text{H}_8\text{N}_2\text{O}_2\text{S}$	10 g.
α - Naphtyléthylène diamine dihydrochloride $\text{C}_{12}\text{H}_{16}\text{Cl}_2\text{N}_2$	0,5g.
Eau distillée H_2O	850 ml.

Préparation

Diluer l'acide o-phosphorique dans ± 750 ml d'eau distillée. Ajouter le sulfanilamide et le α - Naphtyléthylène diamine dihydrochloride et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 2 semaines. Conserver dans une bouteille à couleur sombre.

1-3- Liquide de rinçage :

Eau fraîchement distillée H_2O (régénérée chaque semaine).

II- Préparation des solutions étalons

2-1- Solution mère de 100 ppm N (*)

Produits chimiques exigés :

Nitrate de sodium NaNO_3	0,6068 g.
Eau distillée H_2O	1000 ml.

Préparation

Dissoudre le nitrate de sodium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

2-2- Solution fille de 10 ppm N

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm N dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm chaque semaine et les standards chaque jour.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en $\mu\text{moles/l}$ de N-NO_3^- ou de N-NO_2^- puis en $\mu\text{moles/l}$ de NO_3^- ou de NO_2^- .

III- Préparation de la colonne réductrice

3-1- Solution d'acide chlorhydrique (4N)

Produits chimiques exigés :

Acide chlorhydrique HCl (32 %).....400 ml.

Eau distillée H_2O600 ml.

Préparation : Diluer l'acide chlorhydrique dans 600 ml d'eau distillée.

3-2- Cadmium

Produits chimiques exigés :

Granules de cadmium taille 0,3-1,0 mm (tamisé).....2,5 g.

Procédure de remplissage :

1- Les granules de cadmium sont mélangées avec ± 30 ml de la solution d'acide chlorhydrique (4N).

2- Agiter pendant 1 minute.

4- Ajouter environ 50 ml de solution de sulfate de cuivre et agiter pendant 5 minutes.

5- Laver la saleté entre les granules avec l'eau distillée.

6- Sécher les granules de cadmium.

7- Ajouter, à l'aide d'un entonnoir, les granules dans une colonne sèche, en secouant de temps en temps pour empaqueter la colonne des deux côtés.

8- Remplir jusqu'à ± 5 mm du sommet.

9- Placer un petit morceau de tube en polyéthylène, dans la colonne pour éviter que les granules ne sortent de la colonne.

10- Remplir la colonne, à l'aide d'une seringue contenant la solution tampon (réactif 1-1 préparé précédemment).

11- Placer la colonne dans le système.

Note : Eviter que l'air rentre dans la colonne.

Les granules de cadmium activés peuvent être stockés sec, dans une bouteille bien fermée.

Dosage des orthophosphates

I- Réactifs

1-1- Solution de molybdate d'ammonium

Produits chimiques exigés :

Tartrate de potassium et d'antimoine

$\text{K}(\text{SbO})\text{C}_4\text{H}_4\text{O}_6 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$230 mg.

Acide sulfurique H_2SO_4 (97 %).....69,4 ml.

Molybdate d'ammonium $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$6g.

Eau distillée H_2O1000 ml.

FFD6.....2 ml.

Préparation

Dissoudre le tartrate de potassium et d'antimoine dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajouter soigneusement l'acide sulfurique en mélangeant constamment. Ajouter le molybdate

Annexe II

d'ammonium et dissoudre. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note :

Ne pas employer de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium. La sensibilité peut être augmentée de 50 % en employant 35 ml d'acide sulfurique concentré au lieu de 69,4 ml. Avec 35 ml l'interférence des silicates est 10 % pour 300 ppb Si et 10 % pour 10 ppb P. Le pH final doit être inférieur à 1. La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1-2- Solution d'acide ascorbique

Produits chimiques exigés :

Acide ascorbique $C_6H_8O_6$6g.
Acétone C_3H_6O60 ml.
Eau distillée H_2O1000 ml.
FFD6.....2 ml.

Préparation

Dissoudre l'acide ascorbique dans \pm 800 ml d'eau distillée. Ajouter l'acétone. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 5 jours. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1-3- Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H_2O (régénérée chaque semaine).

II- Préparation des solutions étalons

2-1- Solution mère de 100 ppm P (*)

Produits chimiques exigés :

Dihydrogène o-phosphate de potassium KH_2PO_40,4394 g.
Eau distillée H_2O1000 ml.

Préparation

Dissoudre le dihydrogène o-phosphate de potassium dans \pm 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 4 semaines. Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

2-2- Solution fille de 10 ppm P

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm P dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm P chaque semaine et les standards chaque jour.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en μ moles/l de PO_4 .

Dosage des silicates

I- Réactifs

1-1- Solution d'acide sulfurique

Produits chimiques exigés :

Acide sulfurique H_2SO_4 (97 %).....10 ml.
Eau distillée H_2O1000 ml.
FFD6.....2 ml.

Préparation

Diluer l'acide sulfurique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note :

La solution est stable pendant 1 semaine. Conserver à 4°C quand la solution n'est pas utilisée.

1-2- Solution de molybdate d'ammonium

Produits chimiques exigés :

Molybdate d'ammonium $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}\cdot 4\text{H}_2\text{O}$20g.
Eau distillée H_2O1000 ml.
FFD6.....2 ml.

Préparation

Dissoudre le molybdate d'ammonium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée puis ajouter le FFD6 et mélanger.

Note :

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 jour. Ne pas utiliser de cuillères en métal pour le molybdate d'ammonium.

1-3- Solution d'acide oxalique

Produits chimiques exigés :

Acide oxalique $\text{C}_2\text{H}_2\text{O}_4\cdot 2\text{H}_2\text{O}$44g.
Eau distillée H_2O1000 ml.

Préparation

Dissoudre l'acide oxalique dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec l'eau distillée et mélanger.

Note :

Conserver dans une bouteille de polyéthylène. La solution est stable pendant 1 mois.
Conserver à 4° C quand la solution n'est pas utilisée.

1-4- Liquide de rinçage

Eau fraîchement distillée H_2O .

Note :

Changer l'eau quotidiennement. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

II- Préparation des solutions étalons

2-1- Solution mère de 100 ppm Si (*)

Produits chimiques exigés :

Métasilicate de sodium $\text{Na}_2\text{SiO}_3\cdot 9\text{H}_2\text{O}$1,0119 g.
Eau distillée H_2O1000 ml.

Préparation

Dissoudre le metasilicate de sodium dans ± 800 ml d'eau distillée. Ajuster à 1 litre avec de l'eau distillée et mélanger.

Note : La solution est stable pendant 1 mois. Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

2-2- Solution fille de 10 ppm Si

Diluer 10 ml de la solution mère à 100 ppm Si dans 100 ml d'eau distillée.

Note : Préparer la solution fille à 10 ppm Si chaque semaine et les standards chaque jour.
Conserver dans une bouteille en polyéthylène.

(*) : Les concentrations des solutions étalons sont transformées en $\mu\text{moles/l}$ de SiO_4 .

Annexe II

Composition des milieux de culture

Tableau AII.1. Gélose nutritive

Composition	Quantité (g/L)
Peptone	5
Extrait de viande	1
Extrait de levure	2
Chlorure de sodium	5
Agar	15

pH : 7

Tableau AII.2. Gélose Chapman

Composition	Quantité (g/L)
Peptone bactériologique	10
Extrait de viande de bœuf	1
Chlorure de sodium	75
Mannitol	10
Rouge de phenol	0.025
Agar	15

pH : 7.5 , autoclaver 121C° pendant 15 au 20 minutes

Tableau AII.3. Bouillon au Sélénite de sodium

Composition	Quantité (g/L)
Peptone bactériologique	5
Phosphate de sodium	10
Lactose	4

- Stériliser au bain –marie bouillant ou à la vapeur pendant 10 minutes
- Ne pas autoclaver

Tableau AII.4. Gélose Hektoen

Composition	Quantité (g/L)
Protéose peptone	12
Extrait de levure	3
Chlorure de lithium	5
Thiosulfate de sodium	5
Sels biliaire	9
Citrate de fer ammoniacal	1.5
Sélicine	2
Lactose	12
Saccharose	12
Fuschine acide	0.1
Bleu de bromothymol	0.065
Agar	14

Tableau AII.5. Milieu de Baird Parker

Composition	Quantité (g/L)
Hydrolysate tryptique de caséine	10
Extrait de viande de bœuf	5
Extrait de levure	1
Pyruvate de sodium	10
Chlorure de lithium	5
Glycocolle	12
Agar	20

PH : 6.8 , autoclaver à 120 C° pendant 15minutes

Tableau AII.6. Milieu de Slanetz et Bartley :

Composition	Quantité (g/L)
Hydrolysate trypsique de caséine	20
Extrait de levure	5
Phosphate disodique	4
Azide de sodium	0.4
Chlorure de triphenyltetrazolium	0.1
Glucose	2
Agar	10

PH : 7.2 , ne pas autoclaver , ne pas refondre

Tableau AII.7. Gélose viande-foie (milieu désydraté)

Composition	Quantité (g/L)
Base viande –foie	30
Glucose	2
Amidon	2
Agar	11

PH : 7.6-7.8

Annexe II

Tableau AII.8. Gélose thiosulfate-citrate-sels biliaires-sucrose (TCBS)

Composition	Quantité (g/L)
Peptone	10
Extrait de levure	5
Citrate de sodium	10
Thiosulfate de sodium	10
Chlorure de sodium	10
Bile de bœuf	8
Citrate ferrique	1
Saccharose	20
Bleu de bromothymol	0.04
Bleu de thymol	0.04
Agar (gélose)	13.5

PH : 8.6

Tableau AII.9. Gélose Bile-Esculine (BEA)

Composition	Quantité (g/L)
Peptone	20
Extrait de levure	5
Bile de bœuf	10
Chlorure de sodium	5
Citrate de sodium	1
Esculine	1
Citrate de fer ammoniacal	0.5
Azide de sodium	0.25
Agar (gélose)	13.5

PH : 7.1

Annexe II

Tableau AII.10. Eaux peptonée salée alcaline (EPA)

Composition	Quantité (g/L)
Peptone	40
NaCl	60

PH : 8,6

Stérilisation à l'autoclave : 15minutes à 121C°

Tableau AII.11. Gélose lactosée au TTC et au tergitol 7

Composition	Quantité (g/L)
Peptone	10
Extrait de levure	6
Extrait de viande	5
Lactose	20
Bleu de bromothymol	0,05
Agar	12,75

PH :7,2

Stérilisation à l'autoclave : 15minutes à 115C°

Tableau AII.12. Sélinite F-bouillon (SFB)

Composition	Quantité (g/L)
Peptone de caséine et de viande	5
Lactose	4
Phosphate de sodium	10
Sélénite acide de sodium	3

PH : 7

Identification de quelques bactéries par galerie biochimiques API 20



Salmonella : Salmonella arizonae



Escherichia coli



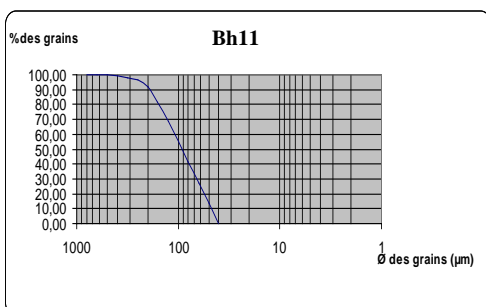
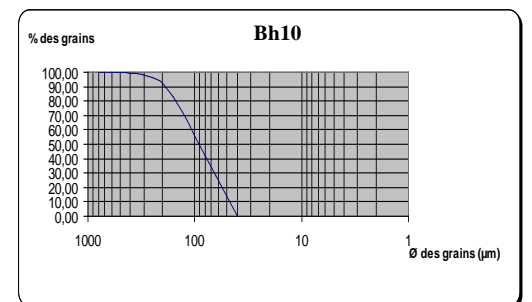
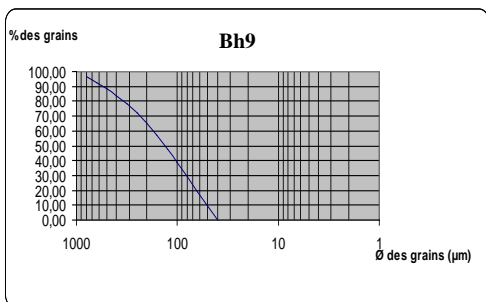
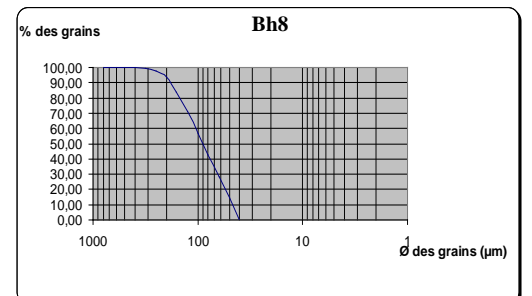
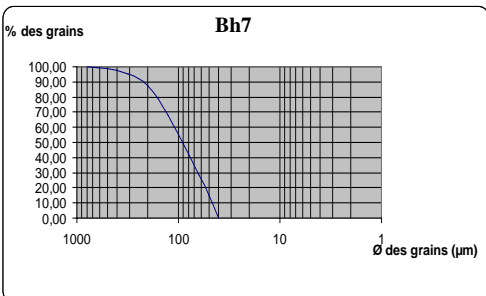
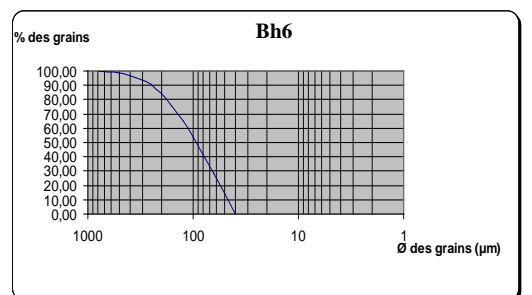
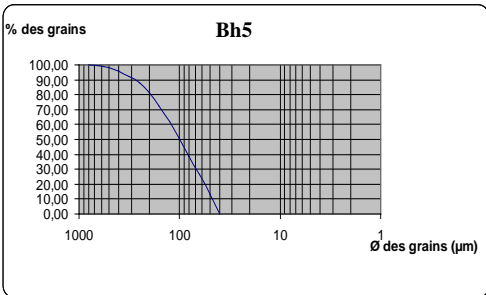
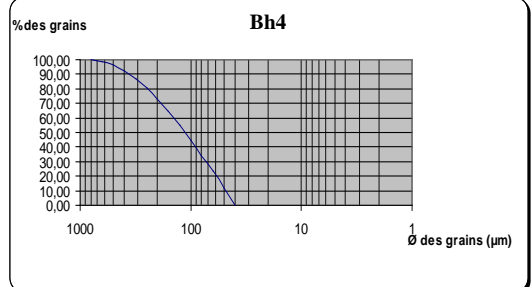
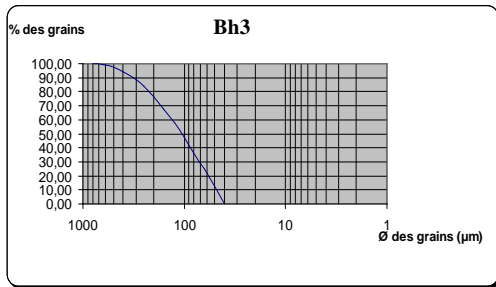
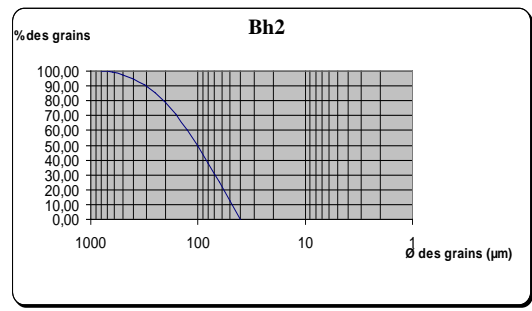
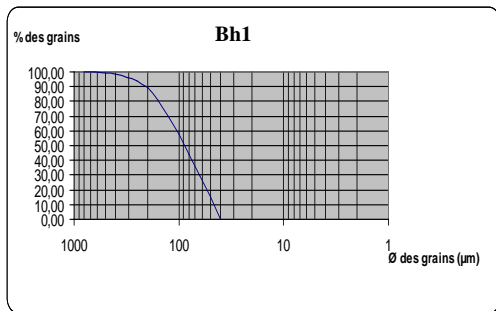
Vibrio metschnikoveii



Api20A; Clostridium

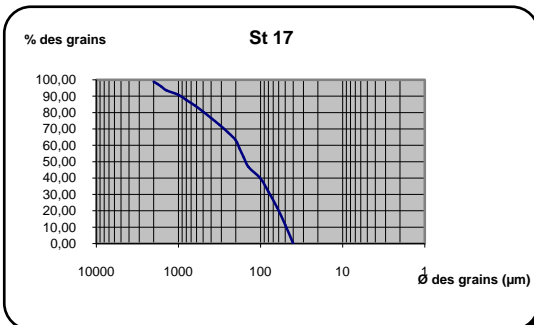
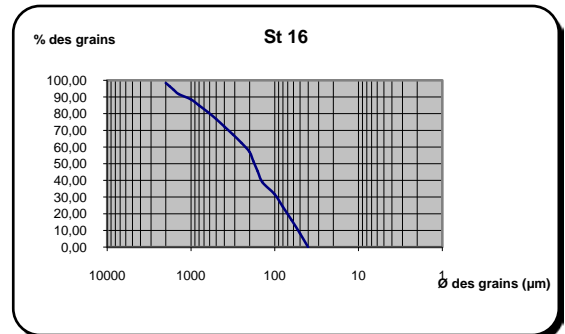
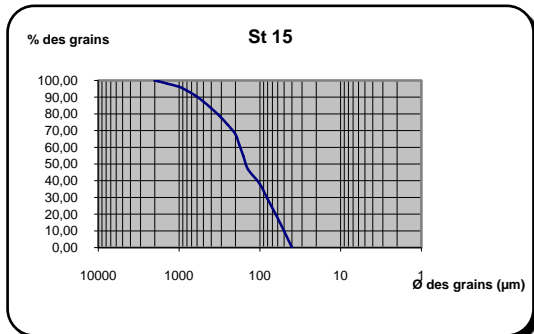
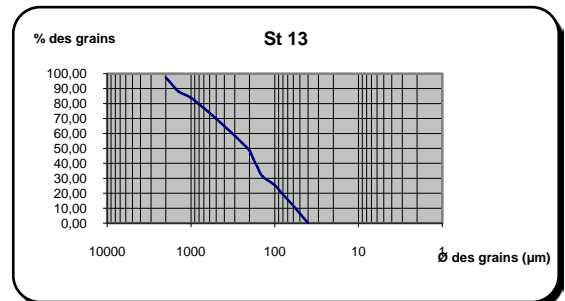
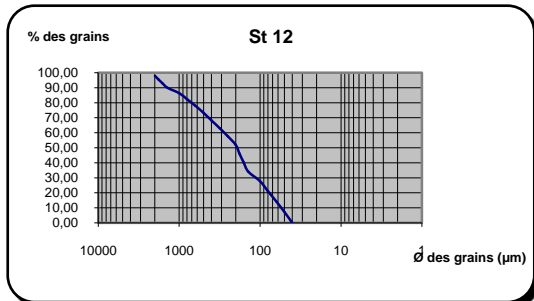
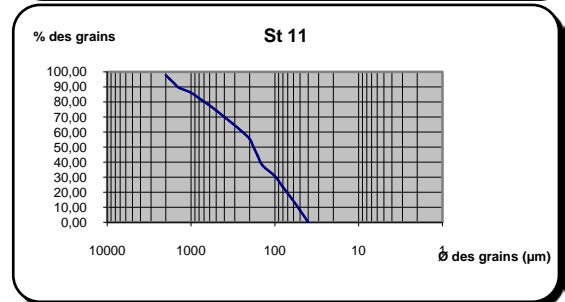
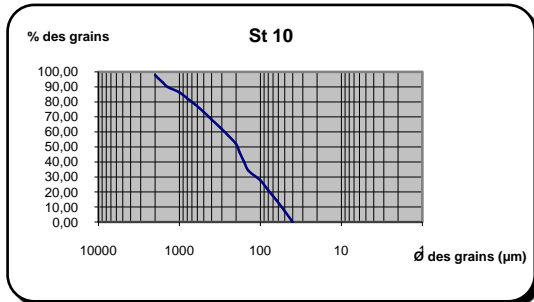
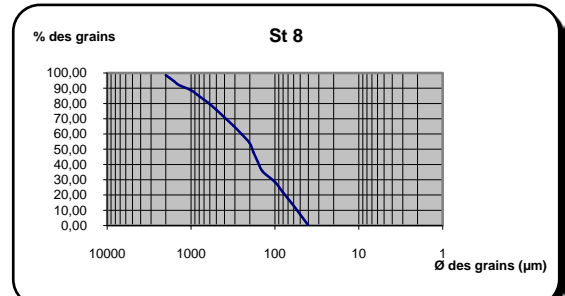
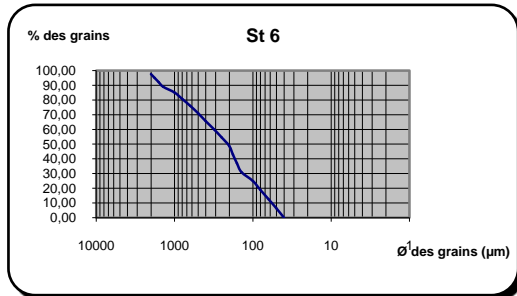
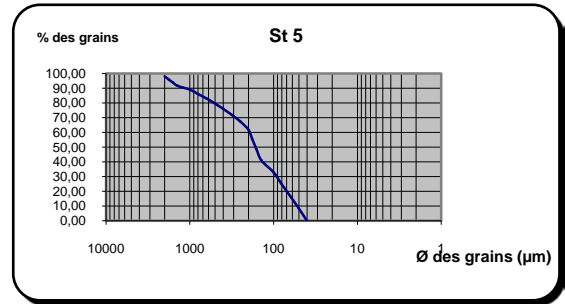
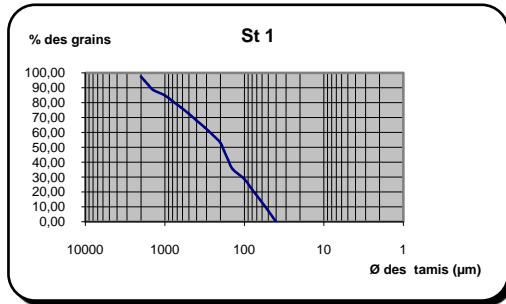
Annexe II

Courbes granulométriques des stations étudiées dans le port de Bouharoun



Annexe II

Courbes granulométriques des stations étudiées dans le port d'Alger



Résumé :

Les opérations de dragage constituent un élément vital pour le fonctionnement de l'économie portuaire. Tous les ports dont les chenaux d'accès ou les bassins sont soumis à des phénomènes d'envasement sont contraints de procéder à des dragages et d'évacuer les déblais qui en résultent. Les sédiments de fond contaminés sont un problème mondial, et la mobilisation des contaminants est l'une des questions les plus critiques dans l'évaluation des risques pour l'environnement dans la mesure des projets de dragage. Plusieurs paramètres de pollutions ont été étudiés dans la façon dont ces composés toxiques sont mobilisés au cours des opérations de dragage au niveau du port d'Alger et celui de Bouharoun, menée dans le but de tenter d'évaluer la charge et la concentration de ces pollutions. Afin de connaître l'état du milieu, les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques de l'eau et du sédiment, ont été examinées en utilisant plusieurs techniques et appareils de laboratoire. Les résultats indiquent que les sédiments sont contaminés par les métaux lourds (Zn, Cu, Hg et Mn) dépassant les normes internationales et qu'ils sont trop chargés en bactéries sporulantes. Ces résultats indiquent aussi une forte teneur en matière organique au niveau du sédiment. Pour une meilleure connaissance de l'impact des eaux usées sur le port d'Alger les peuplements macrobenthiques montrent la présence *Capitella capitata*, *Corbula gibba*, *Scolecopsis fuliginosa*, indicatrices de pollution. En conclusion les résultats montrent que les sédiments recueillis dans les deux ports montrent un certain degré de contamination, en particulier en métaux lourds. Il convient de souligner que la mauvaise qualité des sédiments fins libérés de la drague par débordement peuvent recontaminer l'environnement.

Mots clés : Dragage, métaux lourds, sédiments, contaminants

الملخص :

عملية الحفر و الجرف تعتبر حيوية و عملية أساسية للمحافظة على الأداء الاقتصادي لأي الميناء. فجميع الموانئ و بالإضافة إلى قنوات الوصول و الأحواض كلها معرضة لظاهرة التغيرين فنضطر لإزالة الرواسب الناجمة و التخلص منها. رواسب التغيران الملوثة مشكلة عالمية ، و تحرك هذه الملوثات من خلال عمليات الجرف من أهم القضايا الحاسمة في مجال تقييم المخاطر البيئية إلى أقصى حد من مشاريع الحفر. تمت دراسة عدة عوامل في كيف تحرك هذه المركبات السامة هي التي حشدت خلال عمليات التجريف في ميناء الجزائر العاصمة والتي من ميناء بوهارون، و لتقدير كمية وتركيز هذه الملوثات. لمعرفة حالة البيئة ، كل من الخصائص الفيزيائية والكيميائية والبيولوجية تمت معيبتها من الماء والرواسب ، بالاستغاثة بعدة طرق باستخدام معدات المختبرات. وتشير النتائج إلى أن الرواسب الملوثة بالمعادن الثقيلة (الزنك ، النحاس ، الزئبق ، المنغنيز) بتراكيز تتجاوز المعايير الدولية ، وأنها محملة بأنواع بكتيرية و كمية كبيرة من المواد العضوية الموجودة في الرواسب . من أجل فهم أفضل لتأثير مياه الصرف الصحي في ميناء الجزائر ، تمت دراسة مستوطنات حيوانات القاع فوجدنا *Capitella capitata* ، *Corbula gibba* ، *Scolecopsis fuliginosa* ، كمؤشرات للتلوث. في الختام ، النتائج المتحصل عليها من الميناءين تدل على درجة معينة من التلوث ، ولا سيما المعادن الثقيلة . وتجدر الإشارة إلى أن رداءة نوعية الرواسب الدقيقة الفارة من خلال عملية التجريف قادرة على إعادة تلوث المحيط.

المصطلحات: الجرف، المعادن الثقيلة ، الرواسب، الملوثات

Abstract:

The dredging is vital for the functioning of the port economy. All ports with access channels or basins are subjected to siltation phenomena are forced to conduct dredging and disposal of the resulting debris. Background, aim, and scope contaminated sediments are a worldwide problem, and mobilization of contaminants is one of the most critical issues in environmental risk assessment insofar as dredging projects are concerned. Several parameters of pollution have been studied in how these toxic compounds are mobilized during dredging operations at the port of Algiers and Bouharoun conducted in an attempt to assess the load and concentration of these pollutions. To know the state of the environment, the physical, chemical and biological characteristics of water and sediment, were examined on using several techniques and laboratory equipment. The results indicate that the sediments are contaminated by heavy metals (Zn, Cu, Hg, Mn) exceeding international standards and they are overloaded in sporulating bacteria. These results also indicate a high content of organic matter in the sediment. For a better understanding of the impact of sewage on the port of Algiers stands macrobenthic show *Capitella capitata*, *Corbula gibba*, *Scolecopsis fuliginosa*, indicator of pollution. In conclusion, the results show that the sediments collected in both ports show a certain degree of contamination, especially heavy metals. It should be emphasized that the poor quality of fine sediments discharged from the hopper dredge in the overflow process can recontaminate the environment.

Keywords : Dredging, heavy metals, sediments, contaminants.