

المدرسة الوطنية العليا لعلوم البحر و تهئية الساحل
Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du
Littoral



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

Thème :

**Les hydrocarbures poly aromatiques dans la baie de
Bou-Ismaïl : Surveillance et évolution de la contamination en
fonction de la profondeur**

Présenté par :

- M. ABDERRAHMANI Khaled

Devant le jury composé de :

M. HEMIDA Farid	Maître de Conférences (ENSSMAL)	Président
M^{me}. HOUMA BACHARI Fouzia	Maître de Conférences (ENSSMAL)	Examinatrice
M. BOUSSAHEL Rochdi	Maître de Conférences (ENSSMAL)	Examinateur
M. BOULAHDID Mostefa	Professeur (ENSSMAL)	Directeur de thèse

-Le 10/12/2011-

Remerciement

Mes remerciements s'adressent à monsieur **Hemida F** (enseignant à EESMAL) d'avoir honoré la soutenance et accepté de présider ce jury.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude à monsieur **Boulahdid M**, de m'avoir encadré et qu'il m'a initié à la recherche par ses conseils très précieux, ses critiques effectives et des encouragements au long de ce travail.

Aussi, je tiens à remercier **Mme Houma Bachari** (enseignante à ENSMAL) pour avoir accepté d'examiner ce travail d'une part, et d'autre part, pour l'importance particulière qu'elle a nous réservée depuis le début jusqu'à la fin de notre formation.

Mes remerciements vont aussi, à monsieur **Boussahel R** d'avoir accepté de faire partie à l'examination de ce modeste travail.

Je remercie tous les personnels de ENSMAL et, surtout aux ingénieurs de laboratoire **M. Boudjellal Y, Ounadi f, Maatouk Y et Boukrina M** chef de la station Sidi Fredj qui ont mis à notre disposition tous les moyens (matériels, conseils, encouragements et aides au long de ce travail.

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

Mes plus vifs remerciements s'adressent à tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à ma formation et l'élaboration de ce travail.

Liste des acronymes

AIEA: International Atomic Energy Agency (**A**gence **I**nternationale de l'**E**nergie **A**tomique).

A.N.R.H : Agence Nationale des **R**essources **H**ydrauliques.

API : American **P**etroleum **I**nstitute

C.O.I (I.C.O) : Commission **O**céanographique **I**ntergouvernementale.

GESAMP: **G**roup of **E**xperts on the **S**cientific **A**spect of **M**arine **P**ollution.

HAP : **H**ydrocarbures **A**romatiques **P**olycycliques

LEM : Laboratoire d'**E**tudes **M**aritimes.

ONM : **O**ffice National de **M**étéorologie.

PAC : **P**rogramme d'**A**ménagement **C**ôtier **A**lgérois

UNEP : **U**nited Nations **E**nvironment **P**rogramme

SFUV : **S**pectro**F**luorimétrie **U**ltrat-**V**iolet

Liste des figures

Figure 01 : Processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'évolution d'une nappe de pétrole en milieu marin.....	10
Figure 02 : Relation entre hydrocarbures, conditions du milieu, types de côtes et le vivant.	14
Figure 03 : Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl.....	20
Figure 04 : Réseau hydrographique de la baie de Bou-Ismaïl.....	21
Figure 05 : Topographie de la baie de Bou-Ismaïl.....	22
Figure 06 : Morphologie côtière de la baie de Bou-Ismaïl.....	24
Figure 07 : Carte géomorphologique de la baie de Bou-Ismaïl.....	25
Figure 08 : Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl.....	26
Figure 09 : Schéma préalable de l'hydrodynamisme dans la zone d'étude.....	28
Figure 10 : La circulation de l'eau dans le bassin algérien.....	34
Figure 11 : Localisation des stations de prélèvement de la première mission.....	36
Figure 12 : Localisation des stations de prélèvement de la deuxième mission.....	36
Figure 13 : Processus du nettoyage du matériel destiné à l'analyse des hydrocarbures....	38
Figure 14 : Photo de la benne preneuse Van-Veen.....	39
Figure 15 : Photo de l'appareil Rotavaport.	42
Figure 16 : Lyophilisateur.	43
Figure 17 : Courbe d'étalonnage pour le dosage des HPA par SFUV.....	47
Figure 18 : Diagramme résumant les étapes de la procédure analytique pour l'eau de mer	51
Figure 19 : Diagramme résumant les étapes de la procédure analytique pour le sédiment.	52
Figure 20 : Variation de la température dans la baie de Bou-Ismaïl	53
Figure 21 : Distribution de la salinité dans la baie de Bou-Ismaïl	54
Figure 22 : Distribution du pH de la baie de Bou-Ismaïl dans la baie de Bou-Ismaïl.....	55
Figure 23 : Distribution de l'oxygène dissous dans la baie de Bou-Ismaïl.....	56
Figure 24 : Variation des HPA d'eau de mer de la première mission.....	57
Figure 25 : Variation des HPA d'eau de mer de la deuxième mission.....	58
Figure 26 : Diagramme température –salinité	58
Figure 27 : Diagramme température- oxygène dissous.....	59
Figure 28 : Diagramme HPA salinité	60
Figure 29 : Profil des HPA de la première carotte.....	61
Figure 30 : Profil des HPA de la deuxième carotte.....	62
Figure 31 : Variation des HPA du sédiment superficiel de la première mission	64
Figure 32 : Variation des HPA du sédiment superficiel de la deuxième mission	65
Figure 33 : Diagramme HPA-matière organique de la carotte C-I.....	71
Figure 34 : Diagramme HPA-matière organique de la carotte C-II.....	72

Liste des tableaux

Tableau 01 : Origines des pollutions par les hydrocarbures.....	03
Tableau 02 : Estimation des quantités d'hydrocarbures évaporées.....	08
Tableau 03 : Propriétés physico-chimiques de quelques composés HAP.....	09
Tableau 04 : Effets de concentration des hydrocarbures sur les organismes marins.....	12
Tableau 05 : Effet à court et à long terme d'une pollution par les hydrocarbures sur les organismes et les peuplements	15
Tableau 06 : La résilience des milieux	19
Tableau 07 : Les températures mensuelles moyennes de la baie de Bou-Ismaïl durant la période 1993 – 2005	27
Tableau 08 : Fréquence d'apparition de la houle toutes amplitudes confondues 1963-1970	29
Tableau 09 : Les activités polluantes dans la baie de Bou-Ismaïl	32
Tableau 10 : Concentration des solutions filles en équivalent chrysène	46
Tableau 11 : Résultats des HPA du sédiment standard.....	56
Tableau 12 : Comparaison des résultats des HPA de deux carottes	67
Tableau 13 : Comparaison des résultats des HPA du sédiment de deux missions.....	68
Tableau 14 : Comparaison des résultats des HPA du sédiment superficiel et la carotte...	68
Tableau 15 : Comparaison des résultats des HPA de l'eau et le sédiment marin.....	69
Tableau 16 : Comparaison de nos résultats HPA avec ceux de Sellali	70

Sommaire

Introduction

Chapitre I : Généralité

1. Définition de la pollution.....	01
1.1 Types de pollution.....	01
1.2. Le pétrole.....	01
1.3. La pollution par les hydrocarbures	02
1.3.1. Les sources de pollution des hydrocarbures.....	02
1.3.2. Hydrocarbures d'origine biologique.....	03
1.4. Différentes classes des hydrocarbures.....	04
1.4.1. Les aliphatiques.....	04
1.4.2. Les naphthéniques.....	05
1.4.3. Les hydrocarbures aromatiques.....	05
1.4.4. Les composés polaires.....	05
1.4.5. Les asphaltènes.....	05
1.5. Propriété physique des hydrocarbures.....	05
1.5.1. La densité.....	06
1.5.2. La viscosité.....	06
1.5.3. Le point d'écoulement.....	06
1.5.4. Le point éclair.....	06
1.5.5. Le point d'ébullition.....	07
1.5.6. La tension superficielle.....	07
1.6. Altération des hydrocarbures en milieu marin.....	07
1.6.1. L'altération physique.....	07
1.6.1.1. L'évaporation.....	07
1.6.1.2. La dissolution.....	08
1.6.1.3. L'émulsification.....	08
1.6.1.4. La floculation.....	09
1.6.1.5. La sédimentation au fond.....	09
1.6.2. La modification chimique.....	09
1.6.2.1. La photo-oxydation.....	10
1.6.2.2. La biodégradation des hydrocarbures.....	10
1.7. Les conséquences d'un accident pétrolier.....	11
1.7.1. Les facteurs qui déterminent l'importance d'une pollution.....	11
1.7.1.1. L'habitat.....	11
1.7.1.2. Le type des hydrocarbures et la toxicité.....	11
1.7.1.3. Populations, peuplement et espèces.....	12
1.7.1.4. La période de déversement et les conditions hydrométéorologiques.....	13
1.7.1.5. Efficacité des moyens de lutte.....	13
1.7.2. Impact sur les communautés vivantes de la colonne d'eau.....	14
1.7.3. Impact sur les estrans et les fonds marins.....	15
1.7.3.1. Le supra littoral.....	15
1.7.3.2. Le médiolittoral (zone intertidale).....	16
1.7.3.3. Le sublittoral ou infralittoral.....	16
1.7.4. Impact sur les ressources exploitables.....	16
1.7.5. Impact sur les oiseaux et les mammifères.....	17
1.7.6. Impact sur la santé humain.....	17
1.8. La résilience des milieux.....	18

Chapitre II : Zone d'étude

2. La baie de Bou-Ismaïl	20
2.1. Description géographique et présentation du site.....	20
2.2. Réseau hydrographique /apports terrigènes.....	20
2.3. Morphologie sous-marine de la baie de Bou Ismaïl.....	21
2.4. Morphologie côtière.....	22
2.4.1. Le secteur Ouest.....	23
2.4.2 Le secteur Est.....	23
2.5. Géomorphologie	24
2. 5.1. Le massif d'Alger	24
2. 5. 2. Le Sahel d'Alger.....	24
2.5.2.1. La plaine de la Mitidja	25
2.5.2.2. Le cordon littoral dunaire.....	25
2.5.2.3. Le massif de Chenoua.....	25
2.6. Sédimentologie de la baie de Bou Ismaïl.....	25
2.7. Les conditions météorologiques	26
2.7.1. Température.....	26
2.7.2. La pluviométrie	27
2.7.3. Les vents	27
2.8. Courantologie et plans de houle	28
2.8.1. Les courants généraux.....	28
2.8.2. Les courants côtiers.....	28
2.8.3. Plans de houle.....	29
2.9. La Baie d'El Djamila.....	30
2.10. État actuel de la pollution dans la baie.....	31
2.11. Les masses d'eaux dans le bassin Algérien.....	33

Chapitre III : Matériels et méthodes

3.1. Missions effectuées en mer.....	35
3.2. Mesure in situ des paramètres physico-chimiques	35
a. Température, oxygène dissous.....	35
b. Salinité.....	35
c. Potentiel Hydrogène	35
3.3. Méthode d'analyse des hydrocarbures	37
3.3.1. Appareillage et réactifs.....	37
3.3.2. Conditionnement du matériel.....	37
3.3.3. Prélèvement des échantillons.....	38
3.3.3.1. Le sédiment.....	38
3.3.3.2. L'eau de mer.....	40
3.3.4. Conservation des échantillons.....	40
3.4. Techniques de mesure des hydrocarbures.....	40
3.5. Traitement des échantillons	41
3.5.1. Hydrocarbures dissous/dispersés dans l'eau de mer.....	41
3.5.1.1. L'extraction des hydrocarbures.....	41
3.5.1.2. La concentration des extraits.....	42
3.5.1.3. La purification des extraits.....	42
3.5.2. Les hydrocarbures dans les sédiments superficiels.....	43
3.5.2.1. Lyophilisation.....	43
3.5.2.2. Broyage.....	43
3.5.2.3. Homogénéisation.....	44

3.5.2.4. Extraction des hydrocarbures.....	44
3.5.2.5. Concentration des extraits.....	44
3.5.2.6. Purification et fractionnement des extraits.....	44
3.6. Analyse des hydrocarbures.....	45
3.6.1. Spectroscopie.....	45
3.6.1.2. Spectrofluorimétrie à rayonnement ultraviolet.....	45
3.6.1.2.1. Appareillage analytique.....	46
3.6.1.2.2. Etalonnage et gamme étalon.....	46
3.6.1.2.3. Mesure des intensités de fluorescence.....	47
3.6.1.2.4. Détermination des concentrations en hydrocarbures polyaromatiques.....	48
3.6.1.2.5. Calcul des concentrations finales en hydrocarbures polyaromatiques.....	48
3.6.1.2.6. Evaluation des conditions d'analyse en SFUV.....	48
3.7. la matière organique.....	50

Chapitre IV : Résultats et interprétations

4.1. Les paramètres physico-chimiques	53
4.1.1. La température.....	53
4.1.2. La salinité.....	53
4.1.3. Le pH.....	54
4.1.4. L'oxygène dissous.....	55
4.2. Les HPA de l'eau de mer.....	56
4.3. Analyse corrélative	58
4.3.1. Température –salinité.....	58
4.3.2. Température-Oxygène dissous.....	59
4.3.3. HPA-Salinité.....	59
4.4. Les HPA du sédiment marin.....	60
4.4.1. Distribution des HPA à la carotte C-I.....	60
4.4.2. Distribution des HPA à la carotte C-II.....	61
4.4.3. Les HPA du sédiment superficiel.....	63
4.4.3.1. La première mission.....	63
4.4.3.2. Les HPA de la deuxième mission.....	64
4.5. Comparaison statistique des résultats des HPA.....	65
4.5.1. Les deux carottes.....	67
4.5.2. Les bennes de deux missions.....	68
4.5.3. Sédiment superficiel et la carotte.....	68
4.5.4. Sédiment et l'eau.....	69
4.6. Comparaison de nos résultats HPA avec ceux antérieurs.....	71
4.7. Corrélation HPA matière organique.....	71
4.7.1. La carotte C-I.....	71
4.7.2. La carotte C-II.....	72

Conclusion générale

Références bibliographiques

Annexes



Introduction

Introduction

Depuis l'ère industrielle, l'environnement (atmosphérique, terrestre et aquatique) a été soumis à la pression croissante des activités industrielles et humaines dont les effets se sont faits rapidement sentir.

Une substance d'origine anthropique rejetée dans le milieu est un **contaminant**, si elle exerce des effets défavorables sur le plan biologique, il s'agit alors d'un **polluant** (Moriarty, 1990) ou d'un **xénobiotique** (Butler & Lowe, 1978). Ce dernier terme désigne toute substance qui n'existe pas à l'état naturel et qui se caractérise par une forte toxicité à des faibles concentrations (Ramade, 1998). Les contaminants rejetés dans l'environnement finissent par se retrouver plus ou moins rapidement dans les milieux aquatiques et côtiers, où ils peuvent avoir des effets nuisibles à court, moyen et à long terme (Burton, 1992).

Après la révolution économique, la mer assure de plus en plus le transport de grande quantité de marchandise de toute sorte y compris les hydrocarbures. Le risque de les y retrouver aussi bien dans l'eau que dans le sédiment marin n'est nul. En effet, on assiste souvent des accidents pétroliers spectaculaires et très graves dans toutes les régions du monde et des relargages illicites des composés pétroliers issus, des navires ou des rejets d'usines parvenant à la mer par l'intermédiaire des cours d'eau.

La biodisponibilité des hydrocarbures polycycliques, qui présente une toxicité imminente voire cancérogène pour tous les êtres vivants, occasionne un déséquilibre des écosystèmes, notamment ceux marins. Ce ne sont pas les espèces végétales et animales marines seules qui subissent cette mutation, mais aussi l'homme qui pratique des activités liées à la mer telles que la pêche et l'aquaculture qui doit trouver le relais à cause de la réduction de débarquement. Aussi, la présence des HPA menace la santé publique. En effet, la tendance vers le dessalement de l'eau de mer afin de remédier à la sécheresse constitue une menace réelle à la santé de l'homme.

Il apparaît donc nécessaire, de mettre en œuvre des systèmes de surveillance en réseaux, qui se chargent de l'évaluation du degré de contamination par les hydrocarbures, notamment ceux polycycliques le long des côtes de notre pays, afin de révéler les éventuelles sources de pollution et de permettre sa prise en charge par les dispositifs disponibles et les moyens nécessaires et adéquats.

Cette étude est structurée en plusieurs chapitres. Le **chapitre 1** est consacré à une synthèse bibliographique sur les hydrocarbures rappelant, leurs : classification, grandes caractéristiques physico-chimiques, ainsi que les impacts et conséquences de leur disponibilité en milieu marin.

Le chapitre 2 dédié à une description générale de la zone d'étude, le réseau hydrographique, la morphologie sous-marine, la géomorphologie, la sédimentologie ainsi que les conditions météorologiques dans la baie de BouIsmaïl y sont traités.

Le matériel et les méthodes appliquées pour l'analyse des hydrocarbures polycycliques dans les deux matrices (l'eau ainsi que le sédiment marin) sont abordés en **chapitre 3**.

Le chapitre 4 présente dans un premier temps une interprétation des résultats relatifs aux paramètres physicochimiques à savoir la température, la salinité, l'oxygène dissous et le PH. Ainsi, les résultats d'analyse des HPA de l'eau et le sédiment marin seront évoqués.

Une conclusion générale clôture ce mémoire.



Chapitre I:
Généralités

1. Définition de la pollution

Selon la convention de MONTEGO-BAY 1982 des Nations Unies sur le droit de la mer, le terme pollution est définie : « introduction directe ou indirecte par l'homme de substances ou d'énergie dans le milieu marin y compris les estuaires, lorsque elle a ou peut avoir des effets nuisibles tels que les dommages aux ressources biologiques la faune et flore marine, risque pour la santé de l'homme, entrave aux activités maritimes y compris la pêche et les autres utilisations légitimes de la mer, altération de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et dégradation des valeurs d'agréments » .

1.1. Types de pollution

Il existe plusieurs types de pollution selon leur nature prédominante :

- **Pollution physique** : c'est une pollution due aux agents physiques qui sont essentiellement d'origine industrielle et domestique. On peut distinguer deux types ;
 - **Pollution mécanique** : due aux décharges des déchets et particules solides, qui ont pour origine les eaux de ruissellement les eaux d'épaves. Elle englobe aussi les opérations de dragage, de l'érosion et les rejets solides dans le milieu aquatique.
 - **Pollution thermique** : entraîne un réchauffement de l'eau de mer, due à l'eau chaude rejetée par les usines après leur utilisation pour le refroidissement des condenseurs des centrales de productions d'énergie électrique.
- **Pollution chimique** : se caractérise par la présence des produits chimiques en solution, changeant les propriétés de l'eau (acides, bases...), ou directement toxiques pour les organismes aquatiques tels que les hydrocarbures, les substances organiques de synthèse (composés xénobiotiques) et les pesticides d'origine agricole (Lacaze, 1996)
- **Pollution biologique** : La pollution microbiologique est une forme de pollution organique, en particulier, les excréments contiennent des germes pathogènes (virus, bactéries ou parasites) véhiculés par l'eau. La contamination a lieu par contact direct avec des eaux polluées (baignades) et par consommation des produits de la mer infectés. Le contact avec l'eau polluée produit des infections cutano-muqueuses diverses (rhino-pharyngite, oculaires, otites, dermatoses).

1.2. Le pétrole

Le pétrole est une roche l'état liquide. Il se présente sous forme bitumeuse et résulte de la décomposition anaérobie de matière organique fournies par du plancton marin. Ces organismes qui existent depuis le précambrien constituent un sapropel coincé dans ses

terrains sédimentaires de tout âge. Le processus de fermentation se produit en même temps que celui de la sédimentation et ses types de dépôts qui se développent dans les systèmes lagunaires, milieux anaérobies et de décoloration. (Fattal, 2008).

Les dénominations du pétrole dépendent d'une part de la situation du gisement et des conditions de formations géologiques et d'autre part par les opérations de raffinage de pétrole brut permettent de séparer les diverses catégories de constituants de pétrole et d'obtenir des huiles et des carburants divers et complexes qui vont avoir des comportements différents dans le milieu, notamment lorsque une marée noire survient.

Les critères qui permettent de différencier les hydrocarbures sont : la densité, la viscosité, le point d'écoulement, le point d'éclair, le point d'ébullition et la tension superficielle.

Les caractéristiques les plus importantes pour définir le comportement des hydrocarbures en mer sont en plus la teneur en fractions légères, en paraffines et en aromatiques (Amiard, 2005, Chalansonnet et Joyeux, 2005).

1.3. La pollution par les hydrocarbures

Lorsque on aborde les statistiques relatives aux apports d'hydrocarbures l'océan, le sujet est parfois complexe, en matière de pollution en mer, les sources ne manquent généralement pas, fournies par des structures américaines ou par des comités d'experts (GESAMP, 2001) qui s'accordent plus ou moins sur les chiffres. Cette relative disparité tient en partie au fait que les petites pollutions ne sont pas toujours quantifiées. De plus, une partie de déballastage en mer ne rentre pas dans les statistiques (Marchand, 2003).

1.3.1. Les sources de pollution des hydrocarbures

L'origine des pollutions par les hydrocarbures se compose en Cinq sources : les rejets atmosphériques, les apports naturels, les déversements continentaux et la part due au transport maritime et l'offshore.

Les HAP ont trois origines : la plus importante est la source pyrolytique qui correspond à la combustion incomplète de la matière organique à haute température (à partir de 500 °C). (Neff, 1979 ; McElroy *et al.*, 1989). Ce processus de formation fait intervenir des radicaux libres comportant de 1 à 3 atomes de carbone qui se recombinent rapidement pour former des molécules aromatiques partiellement condensées (Bauschlicher *et al.*, 2000, Finlayson et Pitts, 1986). Cette dernière voie de formation est l'origine très majoritaire des HAP dans l'atmosphère.

La seconde source est pétrologique, elle correspond à tous les déversements de pétrole dans l'environnement par différents noms naturels (feux de forêts, éruptions volcaniques ou fuites de réserves naturelles de pétrole), mais surtout d'activités humaines, comme la combustion du pétrole, charbon, gaz naturel ou du bois (sources pyrolytiques) ou encore le déversement de pétrole lors de son exploitation, de son transport ou lors des opérations de dégazage.

Enfin, la dernière, la moins importante, est la diagenèse précocée, processus qui transforme les dépôts sédimentaires et les roches en pétrole. (Neff, 1979 ; McElroy *et al.*, 1989).

Tableau 1 : origines des pollutions par les hydrocarbures. (Fattal, 2008)

Sources	1973	1980	1981	2000
	<i>(tonnes)</i>			
Rejets atmosphériques	375,000	200,000	300,000	600,000
Sources naturelles	25,000	20,000	20,000	800,000
Déversements continentaux	1,480,000	1,500,000	1,230,000	2,700,000
Transport maritime et offshore	1,060,000	500,000	1,470,000	2,210,000

Les auteurs qui traitent ce sujet n'ont pas tous les mêmes statistiques, s'accordent cependant pour montrer que la part du transport maritime n'est pas la plus importante (de 16 à 47%). Les apports continentaux et ou atmosphériques sont responsables des grandes quantités d'hydrocarbures déversés dans les océans.

A l'évidence, l'analyse peut être affinée à l'échelle des pays, notamment pour les apports continentaux et atmosphériques. En effet, on affirmera sans risque que les quantités déversées dans les milieux sont en fonction du niveau de développement de chaque pays, c'est-à-dire de son degré d'industrialisation, de la densité du transport ou encore de la part que prennent les acheminements marins par rapport aux acheminements terrestres.

1.3.2. Hydrocarbures d'origine biologique

En outre des sources citées auparavant, les hydrocarbures sont présents dans les organismes terrestres et marins. Ils peuvent être synthétisés par les organismes ou ingérés, puis métabolisés le cas échéant par ces derniers.

Les alcanes normaux, principalement ceux possédant des chaînes à nombre impair d'atome de carbone, sont biosynthétisés. Souvent, on note la prédominance d'un ou deux composés de ce type. Dans le phytoplancton marin, les alcanes à 15 et 17 atome de carbone prédominent (Saliot, 1980), alors que ce sont les alcanes de C21 à C29 qui prédominent dans les végétaux lagunaires. Certaines bactéries renferment en quantités égales des alcanes pairs et impairs comprenant de 25 à 32 atomes de carbone.

On retrouve aussi des alcanes ramifiés dans les organismes. Le plus important est le pristane présent notamment chez les poissons, où il pénètre apparemment par la nourriture via le zooplancton. En plus de pristane, plusieurs alcanes ramifiés avec un groupement méthyloxy ont été identifiés.

Les hydrocarbures d'origine biologique contiennent des alcanes (ou fines), composés absents des pétroles bruts. Dans la plupart des cas touchant la pollution par les hydrocarbures, il est nécessaire de pouvoir distinguer les hydrocarbures naturels des hydrocarbures fossiles. En outre, il est utile d'identifier les substances synthétisées par les végétaux terrestres qui d'une

façon ou une autre atteignent finalement les océans. Selon Lacaze (1980), la National Academy of Sciences des Etats-Unis NAS (1975) donne quelques lignes directrices pour comparer les hydrocarbures d'origine pétrolière de celle biologique :

-le pétrole contient un mélange beaucoup plus complexe d'hydrocarbures avec une plus grande variété de structure et de poids moléculaire.

- Il possède en outre, généralement, des hydrocarbures avec un nombre d'atome de carbone pair et impair présents en concentrations sensiblement égales, ce qui n'est pas le cas pour les hydrocarbures biosynthétisés.

-les produits pétroliers comportent une plus grande variété de cycloalcanes et d'hydrocarbures aromatiques

-les produits pétroliers renferment des hydrocarbures naphthoaromatiques non indiqués dans les organismes marins (Lacaze, 1980), or Soltani (2004) a montré qu'avec le développement des techniques analytiques (chromatographiques et spectroscopiques), les organismes vivants biosynthétisent des hydrocarbures aliphatiques, aromatiques et polyaromatiques condensés.

1.4. Différentes classes des hydrocarbures

Les hydrocarbures sont composés de chaînes moléculaires constituées d'atomes de carbone et d'hydrogène (C et H). La teneur pondérale en carbone des produits transportés varie entre 83 et 87%. Un atome de carbone a une valence de quatre. Il dispose donc de quatre liaisons obligatoires correspondant quatre électrons. Un atome de carbone peut être relié quatre atome d'hydrogène ou d'autres atome de carbone ; par liaisons simples ou doubles.

Dans ce dernier cas, les chaînes carbonées (enchaînement d'atome de carbone) peuvent être linéaires, ramifiées ou cycliques. Dans le domaine de la chimie des hydrocarbures, il existe de très nombreuses possibilités qui déterminent différents composés hydrocarbonés.

En plus de carbone et hydrogène, il existe d'autres éléments minoritaires qui sont des composants (résines et asphaltènes) qui contiennent des atomes de soufre, d'azote et d'oxygène.

On regroupe les hydrocarbures en différentes classes parmi lesquelles on distingue les alcanes, les cycloalcanes, les aromatiques, les résines et asphaltènes.

1.4.1. Les aliphatiques

Les alcanes sont des hydrocarbures simples, aliphatiques, saturés (c'est-à-dire que toutes les liaisons des différents atomes sont utilisées par des atomes d'hydrogènes), chaîne droite (n-alcane) ou ramifiée (iso-alcane). On les appelle aussi paraffines. Ces alcanes représentent environ 30% du poids du pétrole brut.

Dans le cas de pollution marine, ces pétroles qui sont peu nocifs (sauf pour les plus légers entre eux, moins douze atomes de carbone) ont une biodégradabilité rapide, surtout lorsque les chaînes sont droites.

1.4.2. Les naphténiques

Les cycloalcanes: renferment des composés cycliques (5 ou 6 atomes de carbone) saturés et le plus souvent substitués. Quelques dérivés polycycliques sont aussi présents et certains d'entre eux tels les stéranes et les triterpanes sont caractéristiques d'un pétrole brut. Cette famille peut représenter entre 30 et 50 % des hydrocarbures totaux d'un pétrole brut.

1.4.3. Les hydrocarbures aromatiques

Plusieurs familles d'hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques dont le nombre de noyaux varie de 2 à 6 sont présentes dans les pétroles bruts. Ces composés sont dominés par des composés mono-, di- et tri-aromatiques (Neff, 1979). En général, les hydrocarbures aromatiques sont moins abondants que les alcanes, et ne représentent que 10 à 30 % des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier. Les composés alkylés sont, la plupart du temps, plus abondants que les molécules parentales dont ils dérivent. Certains cycles aromatiques peuvent être associés des noyaux (cycle 5 ou 6 atomes de carbone) saturés (naphtoaromatiques). (Soltani, 2004).

1.4.4. Les composés polaires

Cette fraction correspond à des molécules hétérocycliques, telles que:

- des composés oxygénés: acides carboxyliques, alcools, aldéhydes,...
- des composés soufrés: sulfures, disulfures ...
- des composés azotés: pyridines, quinolines ...

Les dérivés soufrés sont dans la plupart des cas plus abondants que les composés oxygénés ou azotés (Soltani, 2004).

1.4.4.1. Les asphaltènes

Les asphaltènes correspondent à une classe de composés de hauts poids moléculaires, insolubles dans le pentane ou l'hexane. La structure de ces composés est mal connue du fait, d'une part de leur composition chimique complexe (base de cycles aromatiques condensés, de naphtoaromatiques, de ramifications et d'hétéroatomes (O, N, S), d'autre part de méthodes analytiques difficilement utilisables.

Les métaux sont généralement présents mais à l'état de traces. Les plus abondants sont le vanadium et le nickel, mais du fer, du sodium, et le cuivre sont également détectés.

1.5. Propriétés physico-chimiques des hydrocarbures

L'étude des propriétés physiques des hydrocarbures permet de distinguer les différents composés hydrocarbonés des pétroles bruts ou raffinés (Owen, 1994)

1.5.1. La densité

La densité détermine la flottabilité des hydrocarbures. Les paraffiniques, au poids moléculaire faible ont tendance à rester en surface, alors que les naphténiques ou asphalténiques, plus lourds, peuvent couler.

La plupart des pétroles déversés accidentellement ont des densités comprises entre 0,8 et 1 et par conséquent flottent. Dès que le poids moléculaire augmente (entre 1 et 1,25), le pétrole coule jusqu'à une profondeur où la densité des hydrocarbures égale celle de l'eau. Outre le poids moléculaire, plusieurs autres facteurs contribuent à modifier et augmenter la densité. Il s'agit de la température, de l'évaporation ou encore de l'association avec autres particules. En effet, dès lors qu'un pétrole se déverse, il se transforme et la densité s'accroît, notamment en raison de la volatilisation de la fraction légère ou de l'oxydation photochimique qui intègre au pétrole des atomes d'oxygènes. L'association du pétrole avec des particules en suspensions participe aussi à l'augmentation de la densité.

1.5.2. La viscosité

La viscosité d'un fluide est due aux forces de frottement des molécules les unes contre les autres et elle dépend du pourcentage d'hydrocarbures légers. Cette viscosité traduit une mesure de la résistance à l'écoulement et elle s'exprime en centistokes (cSt viscosité cinématique) pour une température donnée. Cette propriété régit la vitesse d'étalement d'une nappe d'hydrocarbure puis le degré de pénétration dans les sédiments lorsqu'elle arrive à la côte. En effet, plus un hydrocarbure est visqueux, moins il pénètre le sédiment (Owen, 1994). La viscosité diminue lorsque la température augmente et elle s'accroît par évaporation des composés volatils, par l'oxydation photochimique et surtout par formation des émulsions inverses qui modifient le comportement initial du produit.

1.5.3. Le point d'écoulement

Le point d'écoulement est la basse température à laquelle le pétrole continue de couler. La majorité des hydrocarbures a un point d'écoulement inférieur à 0°C. En dessous de ce seuil de température, l'hydrocarbure se fige.

Le point d'écoulement est lié corrélativement à la teneur en alcanes (paraffine) et plus le pourcentage en paraffine augmente, plus la température du point d'écoulement augmente (<5% pour des températures < 5°C ; < 15% pour des températures ≤ 20°C).

Dans le cas d'une pollution marine, ce point d'écoulement est un facteur important, tant à la côte qu'en mer, car selon l'exposition, la température ou les saisons, il peut varier.

1.5.4. Le point clair

Le point clair est la plus basse température à laquelle les fractions d'hydrocarbures s'enflamment lorsqu'elles sont soumises à une étincelle. Certaines essences ont des points d'clair à -40°C alors que le mazout, que l'on retrouve communément dans une chaudière, a un point d'clair aux alentours de 55°C.

1.5.5. Le point d' ébullition

Chaque fraction des hydrocarbures a une température d' évaporation. Les fractions légères s' évaporent à des températures, relativement basses, inférieures à 20°C. A contrario, il faut des températures de plus de 100°C pour évaporer les hydrocarbures lourds. Ainsi, un pétrole déversé, au cours d'une journée chaude et ensoleillée, voit une partie de sa fraction passer de la phase liquide à la phase gazeuse. Ainsi l'hydrocarbure restant devient plus visqueux et plus dense.

1.5.6. La tension superficielle

La tension superficielle dépend de la température et permet de mieux appréhender la vitesse d' étalement des nappes d'hydrocarbures. Plus la température augmente, plus la tension superficielle diminue et plus la vitesse d' étalement est importante. En occurrence, de vastes surfaces sont touchées par l' étalement.

1.6. Altération des hydrocarbures en milieu marin

Dès que les hydrocarbures se déversent dans le milieu marin, ils vieillissent et sont soumis des processus d'altération et de modification de leurs propriétés physico-chimiques initiales. Les facteurs de la dégradation dépendent de la nature du pétrole et du milieu ambiant (les températures et l' énergie mécanique des vagues). Les processus qui entraînent les changements physiques sont l' évaporation, la dissolution, l' émulsion, la floculation et la sédimentation ceux qui entraînent les modifications chimiques sont la photo-oxydation et la biodégradation (Fattal, 2008).

1.6.1. L'altération physique :

1.6.1.1. L' évaporation

Le passage d'un hydrocarbure fluide à sa forme gazeuse est plus ou moins long. Il dépend des conditions climatiques (vent et température), du type de pétrole et de l' épaisseur de la nappe. Ainsi, de l'essence et/ou du gazole s' évaporent totalement et plus rapidement dans les températures ambiantes chaudes et avec des vents notables. Par exemple, la fraction légère des hydrocarbures déversés par Braer s' est évaporée dans les 24 heures qui ont suivis la catastrophe, malgré les températures peu élevées des Shetland (Ritchie, 1993). En revanche, un hydrocarbure lourd comme celui de l'Erika quant à lui, a une très faible vitesse d' évaporation (Merlin et al, 2002). Dans le cas de l'Amoco Cadiz c'est près de 30% des hydrocarbures qui se sont évaporés dans les premières heures (Owen, 1994).

Il est possible de prévoir expérimentalement la fraction évaporée d'un pétrole en fonction des paliers de distillation (Michel, 1982). Plus le pétrole est léger, plus il a un taux d' évaporation important.

Tableau 02 : estimation des quantités d'hydrocarbures vaporisés (source : CEDRE, 2000)

Pétrole et produits raffinés	Taux d'évaporation
Produits légers	75 % et plus
Produits bruts	20 - 50 %
Produits lourds	Moins de 10 %

Après l'évaporation des fractions légères, il ne reste que celles qui sont lourdes, comme les asphaltés ou les métaux.

1.6.1.2. La dissolution

La dissolution est un processus de dissociation des molécules du pétrole dans l'eau de mer et il est généralement réduit. En effet, les hydrocarbures sont faiblement solubles (1%) et seules les fractions aromatiques légères peuvent rapidement se dissoudre au contact de l'eau (benzène, toluène et autres). Cette dissolution qui disperse le polluant est en fonction de la viscosité, du taux de solubilité de l'hydrocarbure ainsi que des conditions environnementales.

1.6.1.3. L'émulsification

Il existe deux types d'émulsions qui peuvent se produire : l'huile dans l'eau (émulsion directe) et l'eau dans l'huile (émulsion dite inverse avec mousse). Elle dépend du type d'hydrocarbures et de l'état de la mer. En effet, pour que l'émulsion se fasse, il faut un brassage des hydrocarbures. Cependant, si celui-ci devenait trop important, les émulsions ne seraient pas stables et, dans ce cas, on assisterait à une dispersion (Chaansonnet et Joyeux, 2005).

La première émulsion (l'huile dans l'eau) concerne les pétroles légers et moyens. Elle se manifeste par fragmentation de la nappe en gouttelettes de pétrole, qui s'intègrent à la colonne d'eau. L'augmentation de l'interface huile/eau permet d'accélérer le processus de biodegradation. Dans certains cas d'opérations de dépollution, elle peut être provoquée par l'utilisation de dispersants qui sont des tensioactifs, dont les effets peuvent être encore plus néfastes sur le milieu. Avec des hydrocarbures lourds, la fragmentation en gouttelettes n'est que faible, alors qu'au contraire, l'essentiel de ce qui s'est déversé avec le Braer, s'est dispersé (Ritchie, 1993).

L'émulsion inverse (l'eau dans l'huile) qui est favorisée par le brassage, intègre des microgouttelettes d'eau à la nappe d'hydrocarbures. Ce processus entraîne alors une augmentation du volume et de la viscosité. Le produit final est stable, paisible et plus volumineux. La couleur des hydrocarbures transformés vire au marron rouille.

Ce processus dépend d'une partie de la teneur en asphaltène des hydrocarbures et de l'agitation de surface. Les teneurs en eau contenues dans les nappes peuvent atteindre 30-50%, dans les quelques heures qui suivent la marée noire (Fattal, 2008).

1.6.1.4. La floculation

La floculation résulte de l'aggrégation des particules fines, contenues dans l'eau de mer, sur les microgouttelettes de pétrole. Ce phénomène d'adsorption ne se réalise qu'avec l'eau qui joue le rôle de microfilm liant (grâce aux charges électriques des ions contenus dans l'eau de mer, les fines peuvent se fixer au pétrole).

1.6.1.5. La sédimentation au fond

La sédimentation de la surface vers le fond se réalise lorsque la densité de l'hydrocarbure dépasse celle de l'eau. Les facteurs responsables de ce phénomène sont principalement l'adsorption (floculation) et des dégradations physico-chimiques du polluant. Ainsi, l'évaporation et la solubilisation des composés de faible masse molaire entraînent une augmentation du rapport poids/volume. Ce processus associé à d'autres (dégradation par oxydation) favorise la formation de boulettes de goudrons qui flottent dans un premier temps, puis au fur et à mesure que leur densité augmente, finissent par couler.

Tableau 03 : Propriétés physico-chimiques de quelques composés HAP (ATSDR, 1995).

HPA	Poids moléculaire (g/mol)	Densité (g/cm ³)	Solubilité dans l'eau 25°C (mg/l)
Naphtalène	128,2	1,162	32
Acénaphtylène	152,2	1,194	3,93
Acénaphtène	154,2	1,024	3,42
Fluorène	166,2	1,203	1,9
Phénanthrène	178,2	1,172	1
Anthracène	178,2	1,24	0,07
Fluoranthène	202,3	1,23	0,27
Pyrene	202,3	1,27	0,16
Benzo(a)anthracène	228,3	1,174	0,0057
Chrysène	228,3	1,27	0,06

1.6.2. La modification chimique :

La modification chimique touche la structure même des molécules. Elles sont principalement liées à la photo-oxydation. Le pétrole se modifie et vieillit.

1.6.2.1. La photo-oxydation

La photo-oxydation est observée au niveau de la surface de l'eau ou l'air (oxygène) et la lumière (radiations solaires) sont présents pour la transformation des hydrocarbures (Payne et Phillips, 1985). L'efficacité de ce phénomène dépend de la nature des hydrocarbures et de la présence de composés non hydrocarbonés (Bertrand et Mille, 1989). Ainsi, la photooxydation touche plus particulièrement les composés aromatiques qui sont plus photosensibles que les composés aliphatiques. Parmi ces derniers, les composés ramifiés sont plus facilement photo-oxydés que les *n*-alcanes (Rontani et Giusti, 1987).

La photo-oxydation conduit à la formation de composés solubles dans l'eau (acides, alcools, cétones, peroxydes et sulfoxydes) et certains travaux de recherche ont montré leur toxicité pour les communautés microbiennes (Payne and Phillips, 1985; Larson et al., 1979; Maki et al., 2001) alors que Rontani et al. (1987, 1992), ont montré l'existence d'interactions entre la photo-oxydation et la biodégradation pour l'élimination des alkylbenzènes et de l'antracène.

1.6.2.2. La biodégradation des hydrocarbures

La biodégradation des hydrocarbures est l'un des premiers mécanismes conduisant à la transformation de ces polluants en produits moins toxiques. Les travaux de recherche sur l'oxydation des hydrocarbures par les microorganismes ont montré que ce processus dépend de la structure chimique des hydrocarbures et des conditions environnementales. Les facteurs physico-chimiques influant sur la vitesse de biodégradation microbienne sont: la température, l'oxygène disponible, le pH, la salinité, les éléments nutritifs et la pression hydrostatique (Leahy et Colwell, 1990; Atlas, 1981).

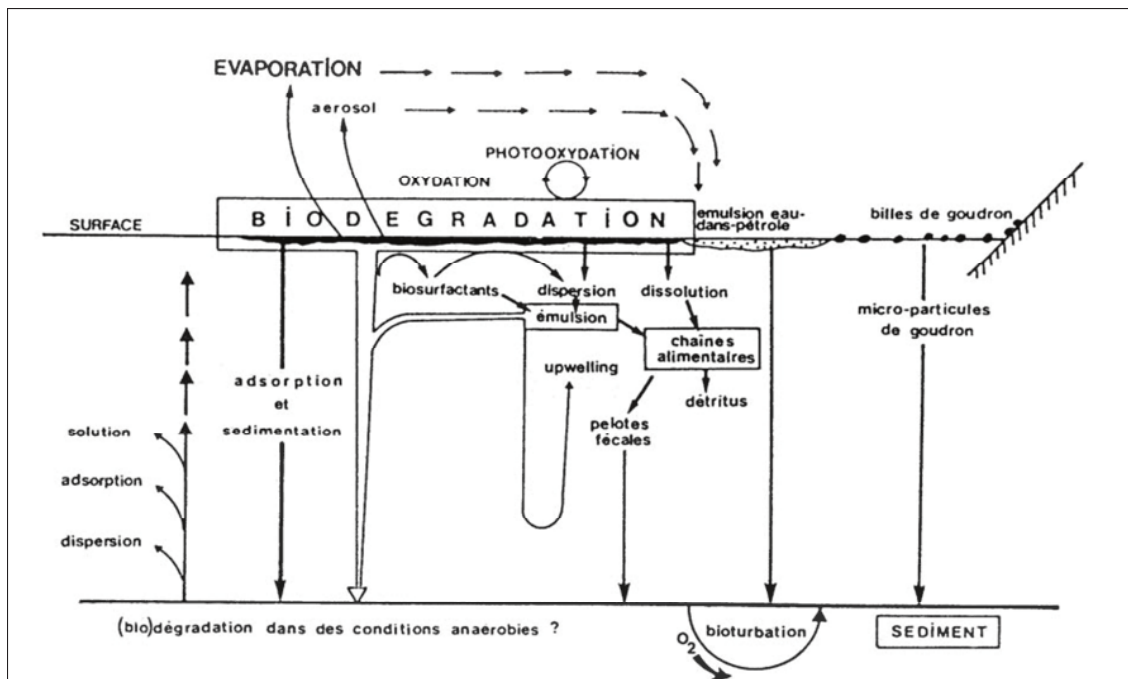


Figure 01 : Processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'évolution d'une nappe de pétrole en milieu marin (Bertrand et Mille, 1989).

1.7. Les conséquences d'un accident pétrolier

Plusieurs facteurs déterminent l'importance d'une pollution sur les biocénoses. Il peut s'agir de la nature des hydrocarbures, de la zone climatique, des conditions hydrométéorologiques ou encore des espèces elles-mêmes. Lorsque un accident pétrolier survient, les organismes sont d'abord affectés par la diminution de l'éclairage, l'engluement, les modifications de l'habitat (pH, oxygène, ressources alimentaires), ou encore par une toxicité directe. Tous ne réagissent pas de la même manière et certaines espèces sont plus sensibles que d'autres, par exemple, les espèces mobiles sont moins perturbées que celles qui sont fixes.

1.7.1. Les facteurs qui déterminent l'importance d'une pollution

Chaque accident possède des caractéristiques qui lui sont propres, les paramètres affectant les impacts de celui-ci sont :

- Les types des habitats ;
- Le type et la quantité d'hydrocarbures ;
- Les espèces atteintes directement ou indirectement ;
- La période du déversement (saison et le stade d'évolution des espèces) ;
- Les conditions hydrométéorologiques ;
- Les efficacités des mesures d'intervention.

1.7.1.1. L'habitat

L'habitat a un rôle déterminant, en matière des dommages, qui peut être occasionné comparé aux autres facteurs cités auparavant. Ainsi, un marais maritime est un habitat bien plus sensible que celui d'une plage.

En règle générale, les habitats intertidaux sont plus exposés aux hydrocarbures que les habitats subtidaux (Ballou et al., 1987) et les habitats benthiques (fond marin) sont plus affectés par le contact avec le polluant que ceux des habitats pélagiques (colonne d'eau).

1.7.1.2. Le type des hydrocarbures et la toxicité

Le type des hydrocarbures, la durée du contact, la quantité déposée et surtout le niveau de toxicité, influent sur l'importance de l'impact. Les hydrocarbures légers sont plus toxiques que les hydrocarbures lourds, car si leur toxicité intrinsèque est inférieure à celle des composés de haut poids moléculaire (toxicité élevée), ils sont en général plus abondants dans les hydrocarbures déversés.

Parmi les molécules considérées comme toxiques, il y a les composés aromatiques et acides, les phénols, les composés soufrés ainsi que les HPA. La toxicité occasionne une perturbation du métabolisme (photosynthèse, nutrition, respiration) desêtres vivants et provoque parfois des troubles physiologiques tels qu'un ralentissement de la croissance ainsi que des perturbations de la reproduction (baisse de la fécondité) ou de comportement (stress et difficulté à se maintenir dans le biotope pollué) (Lejeune, 2005). Lorsque la toxicité est trop importante, les effets sont létaux.

Dans la relation qui s'établit entre les hydrocarbures et l'organisme, on peut citer que la toxicité est fonction de leur persistance, de leur biodisponibilité et de leur présence dans l'organisme (Chalansonnet et Joyeux, 2005).

A cet égard, les biologistes distinguent deux types de toxicité, soit aiguë (due au benzène ou au naphthalène), elle peut, par exemple, radicaliser une espèce, soit chronique, qui apparaît long terme dans différents stades de reproduction et de développement des espèces.

Tableau 04: effets de concentration des hydrocarbures sur les organismes marins. (Hyland et Schneider, 1976).

Concentration du pétrole dans l'eau de mer	Impact sur la faune et la flore
100 ppm	Mort de la faune marine et des mollusques gastéropodes
50 ppm	Mort des poissons et des mollusques bivalves
10 ppm	A partir de ce seuil toxicité pour la majorité des organismes
1ppm	Mort des larves et juvéniles, inhibition de croissance du phytoplancton et de croissance de l'activité des moules
100 ppb	En dessous de ce seuil : effets non mortels
10 ppb	Baisse de fécondité chez les vers, anomalies génétiques chez les poissons et modification du comportement des invertébrés
1ppb	Impact sur la croissance du phytoplancton

1.7.3. Populations, peuplement et espèces

Les peuplements, populations et espèces peuvent être fortement touchés et des mortalités se traduisent par des baisses de la biomasse et de l'abondance. Les peuplements ou espèces ne réagissent pas tous de la même manière face à une pollution, l'intensité des effets toxiques dépend des types d'organismes, de la nature des hydrocarbures, du mode de dépôt, des concentrations et la durée d'exposition.

Les poissons et les mollusques sont moins perturbés que les chéniodermes et les crustacés, lorsque un polluant pétrolier est biodisponible. La toxicité est plus faible pour des poissons pélagiques que pour ceux benthiques, elle peut aussi dépendre de l'âge, en occurrence, ce sont les plus jeunes qui sont les plus vulnérables.

Les espèces et les peuplements peuvent passer en trois phases d'évolutions, en moyen et long terme, la phase première est celle de la régression des peuplements initiaux, elle peut être massive ou avec des mortalités sélectives. Lorsque des espèces persistent malgré la toxicité, elles peuvent disparaître par anoxie, cause de recouvrement.

La seconde phase est celle de la restructuring des peuplements, les espèces les plus tolérantes prolifèrent aux dépens de celles qui sont sensibles et qui ont disparu pour partie ou entièrement. Cette restructuring peut s'accompagner de déséquilibres interspécifiques,

notamment dans les relations trophiques ainsi, la disparition de prédateurs et/ou l'excès de nourriture favorisent la prolifération d'espèces opportunistes.

Enfin, la troisième phase qui est celle de la restauration des peuplements d'origine est très complexe et plus ou moins longue. Un des paramètres dans cette dernière phase est que le milieu soit décontaminé (rémédiation), alors, la recolonisation va dépendre des caractéristiques des espèces et de leur capacité de recrutement (qui dépend du mode de reproduction, du type de développement et de la durée du cycle de vie). Plus la dégradation de la composition des peuplements est importante, plus la recolonisation sera longue (Fattal, 2008).

1.7.1.3. La période de déversement et les conditions hydrométéorologiques

Si le vent et le brassage sont des facteurs non négligeables qui influent sur la toxicité, les saisons jouent un rôle important. Ainsi, un même hydrocarbure déversé en même lieu, en période estivale ou hivernale, n'aura pas la même viscosité. De même, la composante température participe à la dispersion ou à l'accumulation dans le sédiment.

Par ailleurs, la saisonnalité joue un rôle primordial surtout lorsque l'on étudie la menace qui pèse sur certaines végétales ou animales. A titre d'exemple, une pollution qui recouvre des graines et affecte un marais en période hivernale peut avoir un effet sur la germination printanière, de même, un groupe d'oiseaux ou de mammifères présents, en un lieu, au moment d'un déversement, rend ces derniers vulnérables, à ce titre la catastrophe de l'Erika a montré que les conséquences ont été importantes sur les oiseaux marins car ils étaient présents en décembre, dans le golfe de Gascogne (Cadiou et al., 2003).

1.7.1.4. Efficacité des moyens de lutte

A la lumière de tout ce que nous venons d'évoquer, on comprend aisément que les moyens de lutte soient parfois une réponse nécessaire voire indispensable à une pollution. Toutefois, il faut que l'action soit adaptée et menée par des personnes qui ont la connaissance de la fragilité des milieux, parmi les réponses qui sont apportées et qui sont justifiées, il y a les enlèvements rapides du plus gros du polluant, ainsi, au moment de l'Erika, cet enlèvement a été fait pour éviter que certaines espèces fixes ne soient asphyxiées (Fattal et Fichaut, 2002). Au contraire, il n'est pas toujours nécessaire de nettoyer tout prix.

En mer l'utilisation de dispersants n'a pas toujours été une initiative heureuse, car dans certains cas, elle a provoqué l'amplification des impacts négatifs sur les poissons ainsi que sur la faune et la flore (White, 1999).

A terre, l'utilisation des jets à haute pression avec de l'eau chaude a, dans certains cas, généré plus de dégâts que la pollution elle-même. D'ailleurs les effets négatifs de ces engins ont été montrés sur les invertébrés et les algues du rivage.

Enfin, le nettoyage désordonné des plages (sans les conseils des experts) peut conduire à des enlèvements de quantités importantes de sables, en conséquence, parfois, la bonne démarche consiste donc à ne rien faire ou à évaluer précisément ce qui est nécessaire (CEDRE, 1993).

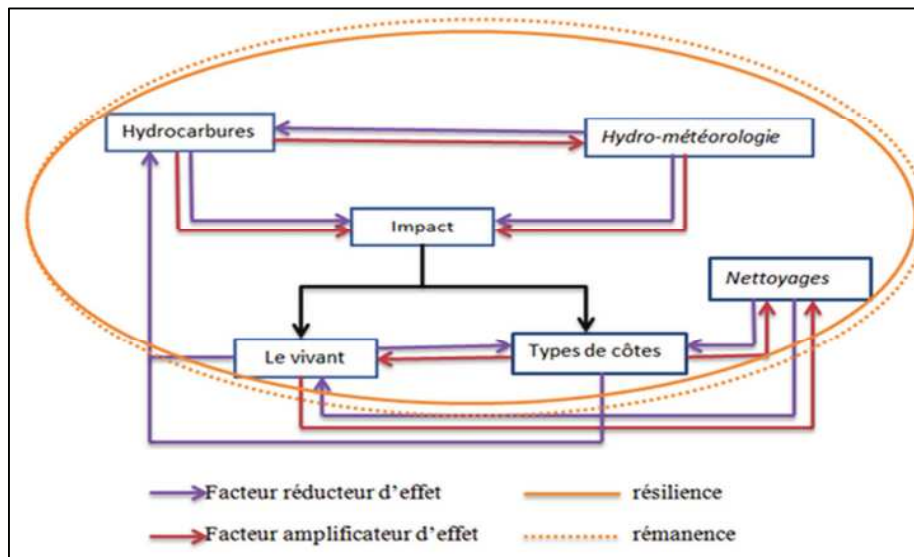


Figure 02 : relation entre hydrocarbures, conditions du milieu, types de côtes et le vivant (Fattal, 2008).

1.7.2. Impact sur les communautés vivantes de la colonne d'eau

La dispersion et la dissolution sont les deux processus qui affectent la colonne d'eau, plus la profondeur du site est faible, plus les risques qui pèsent sur les communautés sont importants, car il y a une plus grande concentration, ce sont généralement les zones côtières qui sont plus sensibles, non seulement en raison de la faible profondeur des fonds, mais aussi parce que les nappes sont ici en bout de course. Ce relatif confinement des polluants affecte les organismes qui sont ici plus longtemps exposés. (Fattal, 2008).

Concernant le phytoplancton, les nappes commencent par réduire la photosynthèse et donc la croissance, par contre, en faible quantité (et selon certains types d'hydrocarbures), l'effet peut être stimulant (Hsiao, 1978). Dans les cas de l'Amoco Cadiz, du Tanio et du Sea Empress, une prolifération des Dinophycées est observée (Gray, 1981). Si la plupart des études montrent que les déversements pétroliers ont un impact modéré, localisé et peu durable dans la colonne d'eau, cela ne signifie pas pour autant qu'il n'y en ait pas. Les perturbations concernent les communautés et les réseaux trophiques et l'on peut observer des fluctuations d'abondance des populations ou encore des modifications de la composition des peuplements pélagiques. (Lejeune, 2005).

Les premiers effets d'un déversement par hydrocarbures sont le piégeage et l'engluement des organismes situés dans les premiers centimètres d'eau, par les nappes. Les organismes concernés par ce premier impact sont les œufs, larves de poissons (ichtyoplancton), et plancton temporaire (microplancton). (Peterson et al, 2003).

Sur les bactéries, certaines espèces peuvent proliférer à la faveur d'autres, inhibées par la présence des hydrocarbures, celles qui se développent sont les bactéries qui puisent généralement dans les hydrocarbures, carbone et énergie. Enfin, dans quelque cas, des bactéries comme *Flavobacterium* ou *Vibrio alginolyticus* ont des capacités de dégradation du polluant (Fattal, 2008).

Tableau 05 : effet court et long terme d'une pollution par les hydrocarbures sur les organismes et les peuplements (source : CEDRE, 1990).

Peuplement	Sensibilité	Effet court terme	Effet long terme
Algues	Faible	Engluement ou nécrose des tissus	Bonne restauration
Flore des marais marins et estuariens	Variable suivant les espèces, état de développement des plantes et les périodes de l'année	Engluement des parties aériennes	Restauration longue Erosion du marais Modification de la diversité spécifique
Mollusques intertidaux	Forte en général	Asphyxie ou contamination	Accumulation par les filtreurs Altération de la production et la croissance
Écosystèmes benthiques rocheux	Forte en général	Asphyxie ou contamination	Dépend de la durée de contact Dans la zone battue, l'effet est faible
Poisson	Faible pour les pelagiques Forte pour les benthiques	Asphyxie par engluement sur les branchies Plaies chez les poissons fouisseurs dans des sédiments faiblement pollués	Défaillance de la zone polluée
Oiseaux	Variable (forte pour les plongeurs)	Engluement du plumage et contamination	Défaillance de la zone polluée

1.7.3. Impact sur les estrans et les fonds marins

La variabilité des facteurs physiques et chimiques (teneur en oxygène, salinités, particules en suspensions) ou de l'environnement biotique (compétition, relations entre prédateurs –proies) mène des différenciations locales des zones verticales parallèlement à la côte, celles-ci sont en partie tributaires des conditions de marées, on distingue trois étages :

1.7.3.1. Le supra littoral

Cette frange de transition entre le domaine marin et celui terrestre est touchée par les vagues de tempêtes, les embruns et les hautes mers moyennes. Elle est le lieu où règnent des conditions écologiques extrêmes en raison de l'évaporation continue, de la concentration en sel en période de sécheresse et de lessivage par l'eau douce en cas de précipitations, la limite supérieure est marquée par le passage progressif aux plantes continentales, alors que sur les estrans rocheux et vers le bas, on trouve des algues vertes, microscopiques, les lichens et les cyanobactéries (Mann, 2000). Le domaine supra littoral est touché au moment d'une marée noire, notamment lorsque le marnage est fort et que les conditions de mer sont tempétueuses, le polluant est alors haut, bien au-dessus des plus hautes eaux de vives eaux.

1.7.3.2. Le médiolittoral (zone intertidale)

La zone intertidale est soumise des variations quotidiennes dues aux marées. Elle est comprise entre les plus hautes et basses mers de vive-eau, sa physionomie est très variable car la nature des peuplements dépend de nombreux paramètres dont la nature du substrat. C'est le lieu des algues pluricellulaires vertes, rouges et brunes. La faune présente est essentiellement constituée d'invertébrés appartenant notamment aux embranchements des Mollusques et des Annelides qui, pour éviter les périodes d'assèchement, recherchent des zones humides (mares, interstices rocheux, peuplement d'algues denses) ou se retire dans les sédiments (vase, sable). En ce concerne ce domaine, la littérature sur les impacts des pollutions est plus abondante que pour la zone subtidale, la plupart des observations font le constat de la mort ou encore de l'absence d'effets mesurables, tant pour les algues que pour les invertébrés.

1.7.3.3. Le sublittoral ou infralittoral

La partie inférieure de ce domaine n'affleure qu'aux basses mers de vives eaux et se termine au bord du plateau continental à une profondeur voisine de 200 m. L'exondation y est rare et brève, dans cet étage.

Selon la nature de l'estran, meubles ou durs, battus ou à l'abri, les biocénoses ne sont pas les mêmes, sur un substrat rocheux, on trouve des algues et une épifaune sessile. Sur un substrat meuble, le peuplement est plus discret, moins diversifié, mais la biomasse plus importante (Mann, 2000). Il existe peu d'études relatives aux effets des hydrocarbures sur les algues subtidales (Sloan, 1999). En revanche, elles sont plus abondantes pour les invertébrés benthiques, pour ces derniers, ce sont généralement les espèces les plus sensibles qui sont liminales.

1.7.4. Impact sur les ressources exploitables

Comme pour les autres écosystèmes d'écrits, l'impact d'une pollution sur les ressources exploitables dépend de facteurs extrinsèques comme la nature et la biodisponibilité des hydrocarbures, la durée d'exposition de la ressource et la saison. Elle dépend aussi de facteurs intrinsèques qui incluent le type et le stade des espèces, l'alimentation, leur capacité à métaboliser et à detoxifier les composés des hydrocarbures, ainsi que leur mobilité.

Les atteintes sur les ressources exploitables sont d'ordre physique (engluement), biologique, toxicologique et économique (Rozen, 2005). Les espèces sédentaires sont plus vulnérables que celles qui sont mobiles et celles des zones intertidales plus sensibles que celles qui sont subtidales. Les effets des hydrocarbures sur les organismes entraînent des perturbations et provoquent la mortalité d'une partie ou de totalité des organismes, les larves, œufs et juvéniles de poissons étaient plus sensibles que les individus adultes, en raison de leur manque de barrière de protection, de leur proximité de la surface (au plus près des nappes) ou encore pour les deux raisons à la fois. La mortalité massive du plancton a pour conséquence de faire baisser la biomasse de certaines espèces.

1.7.5. Impact sur les oiseaux et les mammifères

Les hydrocarbures qui se déversent en mer de manière chronique ou accidentelle constituent l'aléa qui fait courir des risques importants aux oiseaux et mammifères. Les rejets opérationnels chroniques tuent en moyenne près de trois cent mille oiseaux tous les ans (environnement du Canada, 2004).

Les effets d'un déversement sur les oiseaux, sont toujours difficiles à évaluer car d'une part, il existe de grandes variabilités des groupes, qui sont dues à des facteurs naturels. D'autre part, lorsqu'une pollution parvient, les animaux qui chouent sur le littoral ne représentent qu'une partie des mortalités. Le reste des évaluations résulte d'extrapolation.

La vulnérabilité des oiseaux dépend de plusieurs variables comme le type d'espèce (c'est-à-dire son origine géographique, sa structure démographique, les stratégies démographiques du groupe, les modes de reproduction), le type d'hydrocarbures, l'étendue de la nappe, le lieu de la pollution ainsi que la période où l'accident s'est produit.

Il n'y a pas de relation entre la quantité déversée et l'impact sur l'avifaune (Cadiou et al., 2003). En revanche, les espèces qui passent de longues périodes à la surface de l'eau, qui plongent, qui nagent et qui ne volent pas, sont plus vulnérables que les autres. Les oiseaux de pleine mer (pingouins, guillemots, macareux, canards marins, plongeon, grèbes, cormorans, fous, mouettes tridactyles, fulmar et puffins), dont, plus spécifiquement les alcidés sont plus vulnérables que les oiseaux de rivage. Cette vulnérabilité est d'ailleurs d'autant plus grande que le déversement a lieu au voisinage des colonies. Enfin, l'impact sur les oiseaux diffère selon les saisons et en hiver, le froid contribue à aggraver les hypothermies. Au printemps et en été, la pleine période de reproduction augmente les risques.

Il existe plusieurs causes importantes de mortalité, directes ou indirectes, le premier impact direct est l'engluement des plumes qui perdent ainsi leur caractère protecteur. Dès lors que les plumes sont engluées, on assiste à des réactions en chaîne. L'oiseau est alourdi et ne peut plus voler. Par ailleurs, en tentant de se nettoyer (on se lisse les plumes), il ingère du polluant et subit un stress hypothermique qui réduit sa flottabilité et le conduit à la noyade (Sloan, 1999). Même si certains oiseaux semblent moins affectés, ceci ne signifie pas pour autant qu'ils soient tirés d'affaire et une faible perte d'isolation thermique entraîne un refroidissement, ainsi qu'une réduction de la capacité à se mouvoir ou à s'alimenter (Chemineau et Lidour, 2005).

1.7.6. Impact sur la santé humaine

En absence d'un contact prolongé avec le polluant ou d'une ingestion du produit, les impacts d'une pollution par les hydrocarbures sur la santé humaine sont considérés comme limités et négligeables. En revanche, le contact permanent avec des hydrocarbures lourds, contenant des HPA, provoque à long terme des troubles neurologiques et neurophysiologiques (Baars, 2002).

L'impact sur la santé dépend aussi du temps d'inhalation, du contact cutané avec des hydrocarbures et de la possible consommation de produits de la mer qui seraient contaminés.

Les premiers concernés par ces types d'atteintes sont généralement les nettoyeurs qui inhalent les produits. La gêne occasionnée provoque des manifestations telles que des céphalées, vertiges, nausées, vomissements et irritations oculaires. Ainsi, dans le cas de l'Erika, sur un ensemble de 1465 enquêtés, 9,4% de personnes auraient déclaré une gêne importante (INERIS et In VS, 2000). D'autres manifestations ont été déclarées au moment des nettoyages, il s'agit de douleurs aux jambes, de douleurs abdominales, de lombalgies, de troubles de sommeil.

La consommation de produits de la mer qui seraient contaminés par cette pollution comporte un risque cancérogène difficile à apprécier. Il est considéré comme négligeable, lorsque les interdictions de consommation sont respectées (INERIS et In VS, 2000). Pour ce point, s'il n'y a pas de doutes concernant les professionnels, il peut en subsister un pour les particuliers qui ne suivraient pas les consignes de sécurité (Fattal, 2008).

1.8. La résilience des milieux

La résilience est assimilée à la vitesse ou la durée que met un système pour retrouver une forme d'équilibre. Alors, qu'en est-il du retour à la normale ou plutôt du retour à une situation d'équilibre, après une pollution prolongée ? Il n'y a probablement pas de modèle en la matière et chaque pollution par les hydrocarbures a un temps de restauration qui diffère.

En revanche, il comporte d'analyser les temps nécessaires pour passer de la phase de destruction à la phase de restauration puis celle de stabilisation, qui se manifeste nouveau par l'émergence des espèces sensibles.

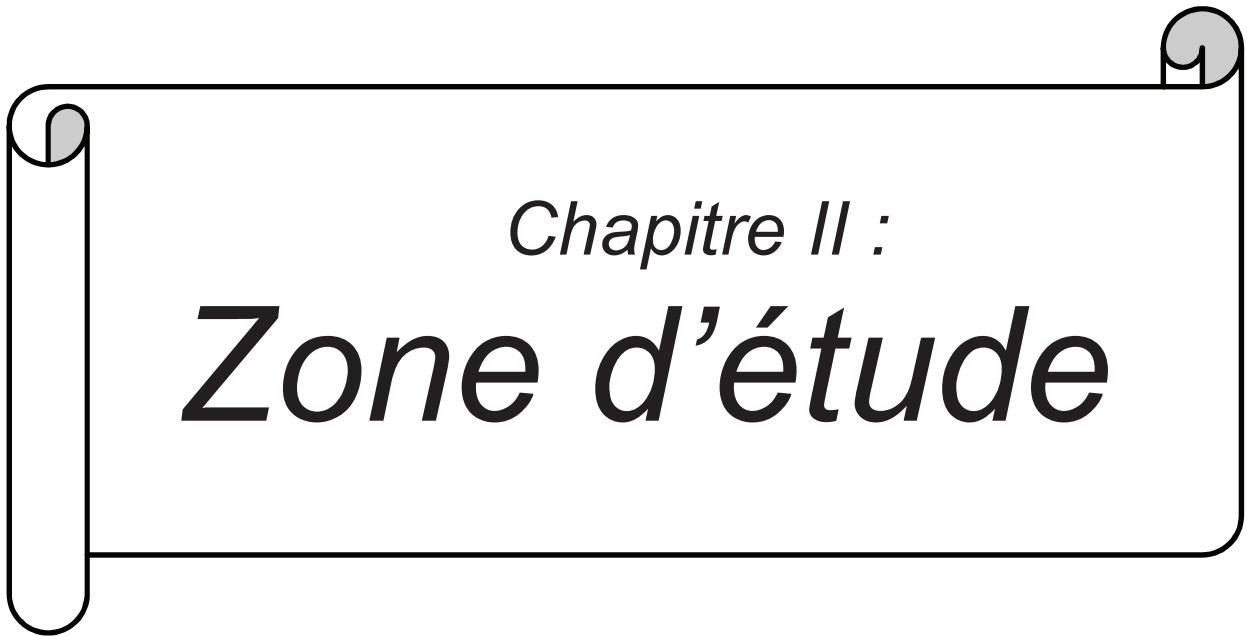
Une des étapes de l'étude de la résilience consiste à apprécier les temps de décontamination (rémédiation). Une colonne d'eau se décontamine généralement en six mois, et l'impact négatif sur la vie pélagique est généralement compensé par la dynamique des eaux, mais aussi par celle des peuplements (Lejeune, 2005). Sur les estrans et les fonds, la décontamination est aussi fonction de l'hydrodynamisme, du type de côtes touchées ainsi que de la sensibilité des populations. De quelques semaines pour les côtes rocheuses exposées, le temps peut être allongé plus de dix ans pour les marais maritimes. À titre d'exemple, une étude sur la macrofaune benthique des Abers touchés par la catastrophe de l'Amoco Cadiz a révélé un retour à une situation normale au bout de six ans (Grall et Geslin, 1998). Avec la marée noire de l'Erika, l'impact sur les foraminifères s'est traduit par une faible densité et une appauvrie pendant vingt et un mois (Morvan et al, 2004).

En ce qui concerne les ressources exploitables, le temps de retour à l'équilibre est généralement beaucoup plus long pour les espèces les plus sensibles et il fallut plusieurs mois pour les huitres, les crustacés ainsi que les moules.

Un des moyens qui permet d'identifier le retour à la normale consiste à valuer les niveaux totaux d'hydrocarbures aromatiques contenus dans les coquillages, en effet ce sont de bons indicateurs de la qualité des milieux.

Tableau 06 : la résilience des milieux (CEDRE, 1998).

Sensibilité (dépend de l'hydrodynamisme)	Délai de retour à l'équilibre
Zones de faible sensibilité (pointes rocheuses et autres zones battues par les vagues)	2 - 6 ans
Zones de sensibilité moyenne (plages et autres zones hydrodynamismes modérés)	5 - 15 ans
Zone de forte sensibilité (marais littoraux et autres zones hydrodynamisme réduit)	10 - 25 ans



Chapitre II :

Zone d'étude

2. La baie de Bou-Ismaïl

2.1 Description géographique et présentation du site d'étude

Notre site d'étude correspond à la baie de Bou-Ismaïl (ex : Golfe de Castiglione), qui est limitée à l'Est par le promontoire de Ras-Acrata et à l'Ouest par le cap du Mont Chenoua. Il a une superficie de 509 Km² avec une ouverture de 40 Km orientée du Sud- Ouest au Nord- Est, soit 2° 54 Est et 36° 48 Nord à 2° 24 Est et 36° 38 Nord.

Dans ce vaste domaine maritime, se trouve incluse la baie d'El Djamilia.

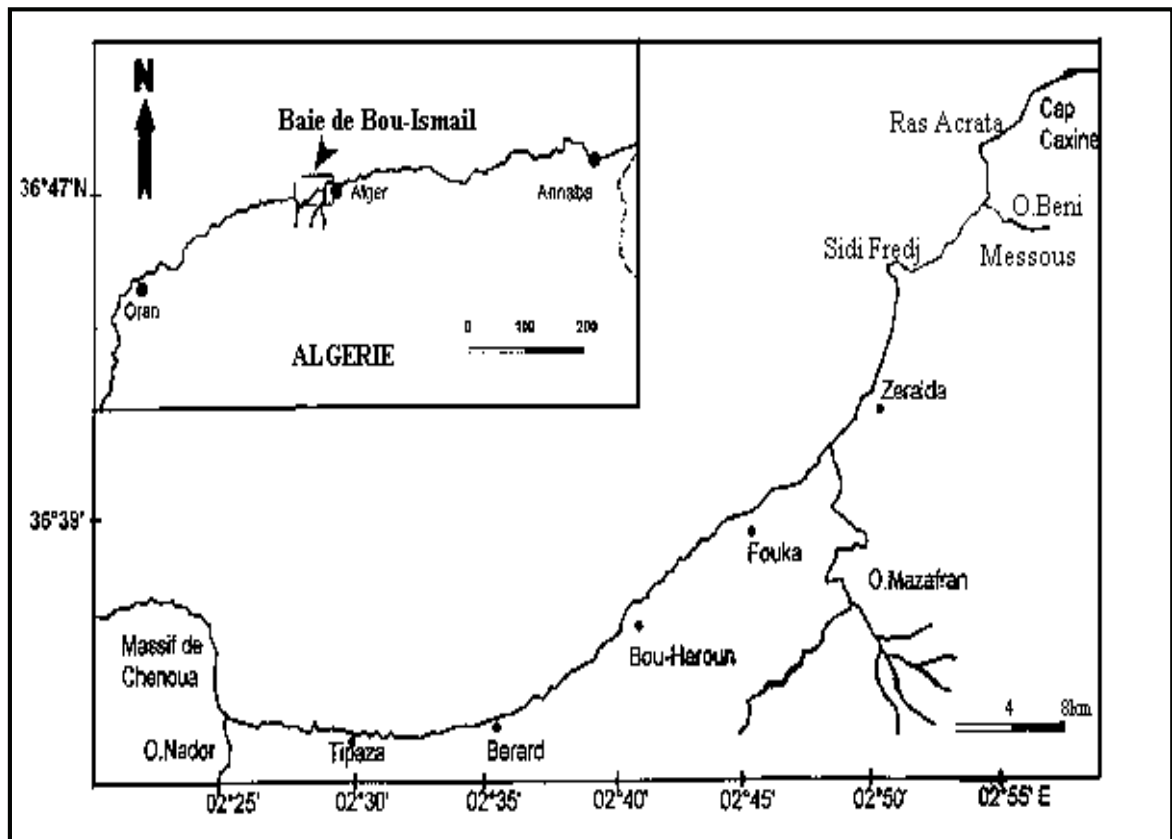


Figure 03 : Situation géographique et localisation de la baie de Bou-Ismaïl.

2.2 Réseau hydrographique /apports terrigènes

La baie de Bou-Ismaïl est le réceptacle d'oueds à régime irrégulier avec des apports solides, dissous et liquides très importantes d'origine terrigènes. :

- **L'oued Mazafran** est considéré comme étant le plus important des oueds qui débouchent dans la baie (bassin versant de 1850 km²). 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 cités et estimé à 0.245 m³/s débouchant entre Djbel Chenoua et Tipaza. (A.N.R.H, 2003).

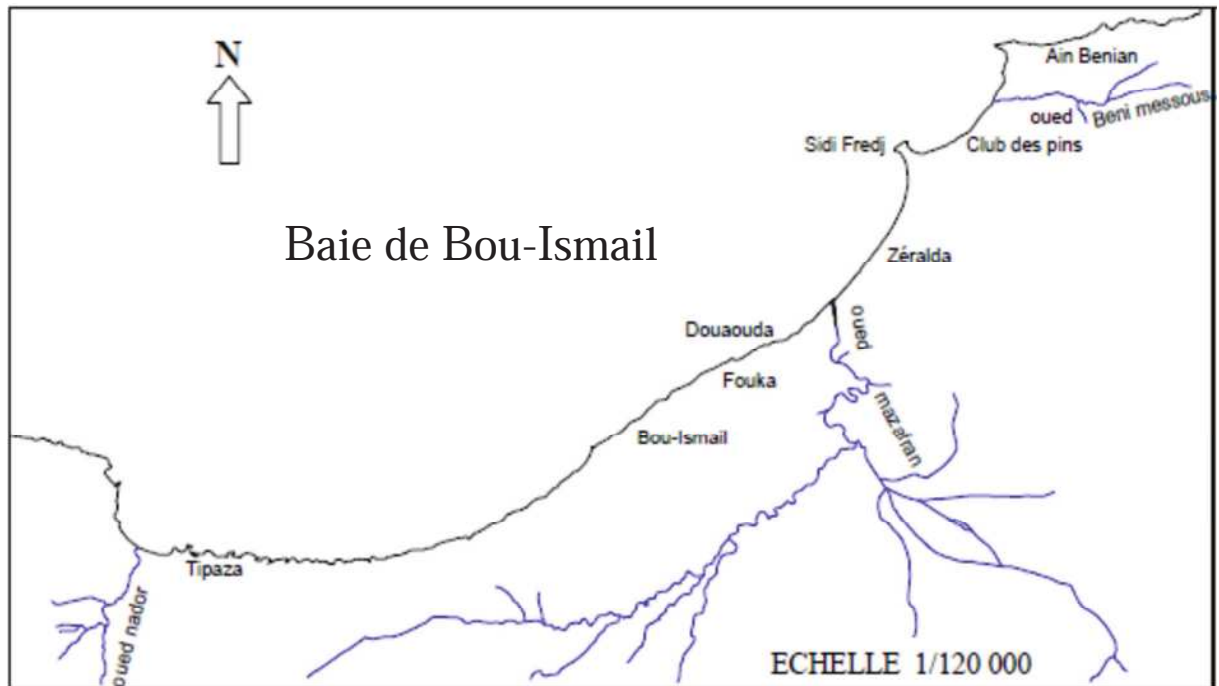


Figure 04 : Réseau hydrographique de la baie de Bou-Ismaïl.

2.3 Morphologie sous-marine de la baie de Bou Ismail

Le plateau continental de la baie de Bou-Ismaïl présente une extension maximale de 11 km. Il est très étroit à proximité des massifs : 4 km pour le Chenoua, moins de 2 km pour Bouzaréah. Il a une surface de 509 Km² et une largeur de 55 km. Sa longueur se rétrécit au niveau des caps (de 2 à 3km) et s'élargit au milieu de la baie : environ 11Km en face du Mazafran.

La pente est douce et perturbée par quelques appointements rocheux localisés au large de l'oued Mazafran et de Bou-Ismaïl.

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 moyenne (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).

Leclaire (1972) a dressé une carte de la couverture sédimentaire de toute la baie de Bou-Ismaïl (Fig.5), il distingue ainsi trois zones d'affleurement rocheux difficilement chalutables, qui sont comme suit:

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.

Au niveau de la baie de Bou Ismaïl, le rebord du plateau continental débute à environ 100 m de profondeur, qui surplomb un large méplat, une entaille dans la pente continentale. l'isobathe 400 m est ainsi rejeté à 14 km du rivage dans le Nord – Est du massif du Chenoua.

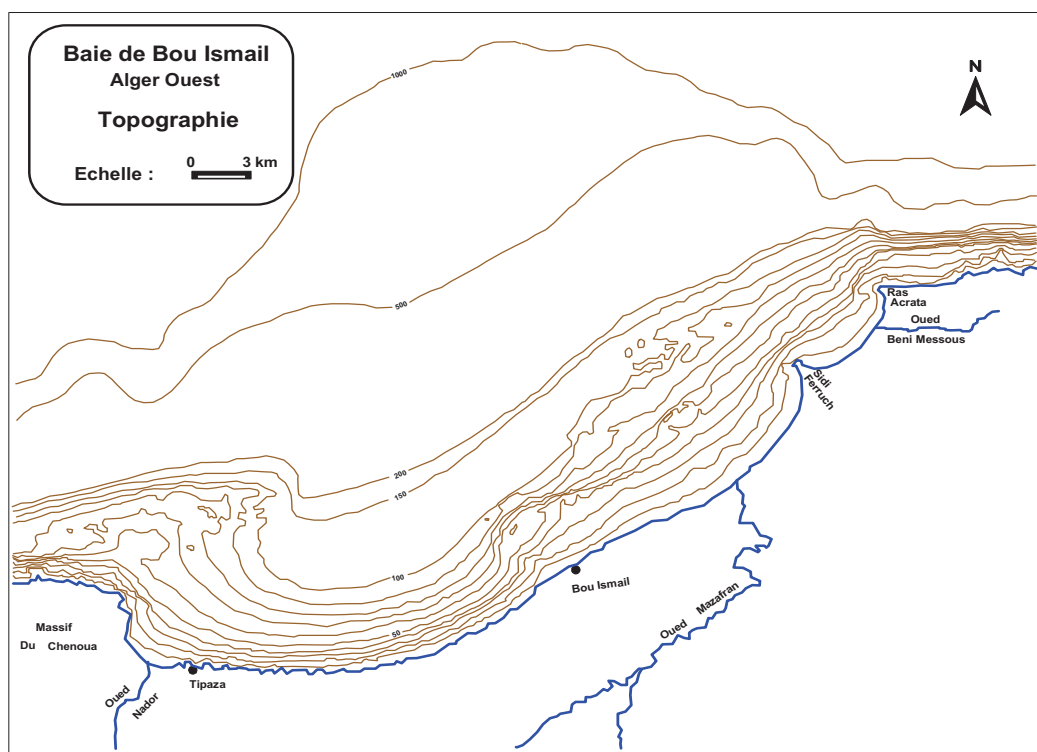


Figure 05: Topographie de la baie de Bou Ismaïl (Leclaire, 1972).

2.4 Morphologie côtière :

Le littoral de la baie s'étend du Mont Chenoua jusqu'au cap Caxine (Ain-Benian) sur un linéaire côtier de 65 km. C'est un paysage marqué par l'existence de belles plages. Elles constituent des potentialités importantes pour le tourisme et les loisirs. Ces plages sont alimentées par les matériaux provenant des bassins versants de l'Oued Mazafran, l'Oued Nador et l'Oued Beni-Messous acheminés par ces cours d'eau.

2.4.1. Le secteur Ouest :

Du Cap de Mont Chenoua jusqu'au complexe de Zéralda, la côte est formée par des falaises abruptes surplombant la mer, où il y a l'existence de grottes entaillées dans des roches tendres, de petites plages au pied de ces falaises, ainsi qu'une plage de 3 km de longueur ; traversée par l'Oued Nador qui débouche au centre de cette dernière : la plage de Chenoua. Du Club Matarés au phare du Port de Tipaza, la côte est formée de falaises gréseuses sur 1.4 km de longueur.

Du phare du port de Tipaza jusqu'au port de Bou Haroun, se dressent des falaises de grès dunaires sur 20 km interrompues par des micro baies et criques abritant de petites plages dont celles de la Corne d'Or, Club CET, l'anse de Kouali et celle de Bou Haroun. Sur 9 km de Bou Haroun à Fouka Marine, on note une alternance de plages et de côtes rocheuses dominées par un faciès gréseux. Entre Fouka et Douaouda Marine, sur 6.2 km de longueur s'étend une côte rocheuse de faible à moyenne dénivelée.

La zone dunaire du Mazafran, cette portion de la côte située entre Douaouda Marine à l'Ouest et Zéralda à l'Est, se prolonge vers l'intérieur sur une profondeur moyenne de 200 m à 500 m, elle est délimitée au sud par des terres agricoles. Cette zone dunaire s'intègre à la zone des plages et participe à leurs dynamiques. Cette dernière présente globalement une rupture de pente, qui se précise à une trentaine de mètres des limites supérieures des plages, où la plage du colonel Abbès s'étend sur 3 km environ et une largeur moyenne de 50m, ce qui donne une superficie de 150 000 m².

On note la présence d'une flèche littorale au niveau de l'embouchure de l'Oued Mazafran, qui est orientée Nord-Est vers Sud-Ouest indiquant une dérive littorale dans le secteur suivant le même sens que celui de l'orientation de la flèche.

2.4.2 Le secteur Est :

Du complexe touristique de Zéralda jusqu'à la pointe de Sidi Fredj en passant par les plages de Palm Beach, on constate un phénomène d'érosion où le trait de côte a nettement reculé.

A l'Est de la jetée Sud du port de Sidi Fredj, s'étale une zone de plages sableuses de granulométrie variable, parallèle à la côte qui se rétrécit vers le Sud-Est. A l'arrière de cette zone s'étendent des dunes littorales, qui peuvent atteindre une largeur de 100 m au niveau de la plage « Les Dunes » à l'Est de l'hôtel Sheraton. De nombreux platiers rocheux affleurent au niveau de l'estran et se poursuivent sous l'eau jusqu'à des profondeurs de 4 à 5m aux niveaux des plages de Moretti et Club des Pins.

Entre l'embouchure de l'Oued Béni-Messous et la pointe de Sidi Fredj on distingue un cordon dunaire de sable éolien limité par des plages plus ou moins grandes : Staoueli, Club des Pins et Les Dunes. À l'Est de cette embouchure le littoral est taillé en falaise par endroit qui domine la mer.

Les dunes littorales de la baie d'El-Djamila constituent le prolongement oriental d'un cordon dunaire prenant naissance à l'embouchure de l'Oued Mazafran et continuant jusqu'à l'Est de l'Oued Béni Messous. Le cordon atteint une largeur maximale sur les plages de Staoueli et Club des Pins.

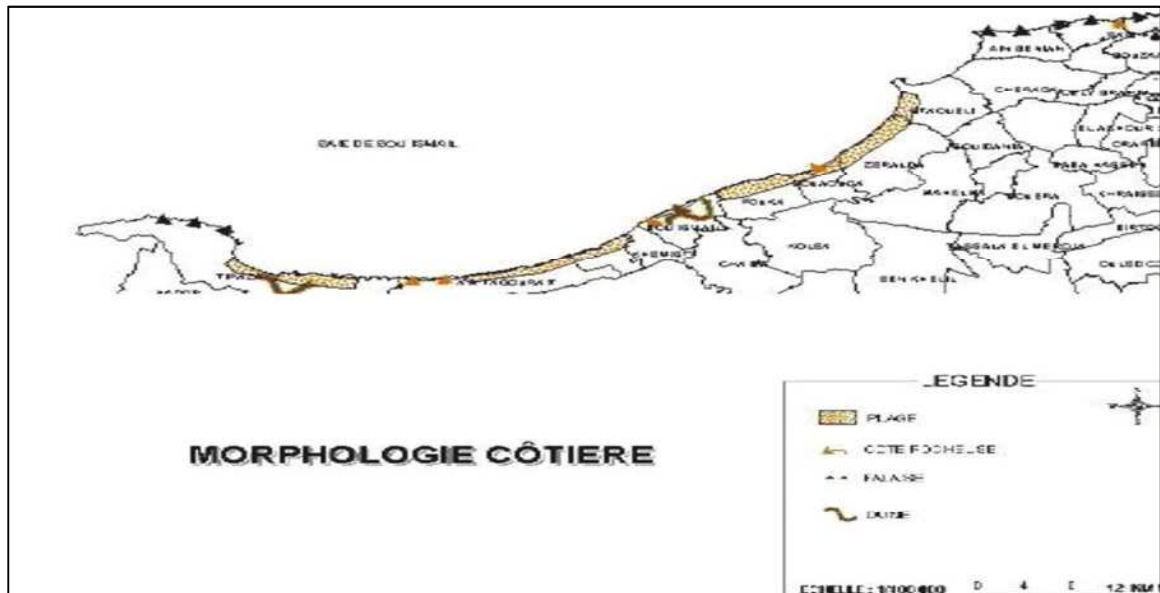


Figure 06 : Morphologie côtière de la baie de Bou-Ismaïl (PAC, 2004).

2.5 Géomorphologie

2.5.1 Le massif d'Alger

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

2.5.2 Le Sahel d'Alger

Le Sahel d'Alger, anticlinal orienté E-O, a une largeur maximale de 6 km et s'étend sur une longueur de 20 km. Il comprend toute la zone située entre l'atlas au Sud et la mer Méditerranée au Nord et entre le mont de Chenoua à l'Ouest et le massif de Bouzeréa à l'Est. Il représente tous les petits reliefs qui s'étendent entre le massif d'Alger au Nord et les rives gauches d'Oued El-Harrach au Sud et au Sud-Est et à droit de l'Oued Mazafran au Sud-Ouest, on y distingue :

- a. **La plaine de la Mitidja** : elle est allongée suivant un axe général Ouest-Sud Ouest et Est-Nord Est, limitée au Nord par le Sahel d'Alger et au Sud par l'Atlas de Blida. Cette plaine est couverte de dépôts Quaternaires continentaux d'argile et de graviers altérés.
- b. **Le cordon littoral dunaire** : il s'agit d'une petite barrière sablo-gréseuse allongée parallèlement au rivage et des développements entre la rive droite de Oued El-Harrach et Bordj-El-Bahri, bordant au Nord la petite des zones basses septentrionales de la Mitidja.
- c. **Le massif de Chenoua** : il culmine à 905 m d'altitude, témoin d'une activité tectonique ancienne qui se maintient une importance d'épaisseur du Lumachelle se démarque sur le versant oriental (Leclaire, 1972).

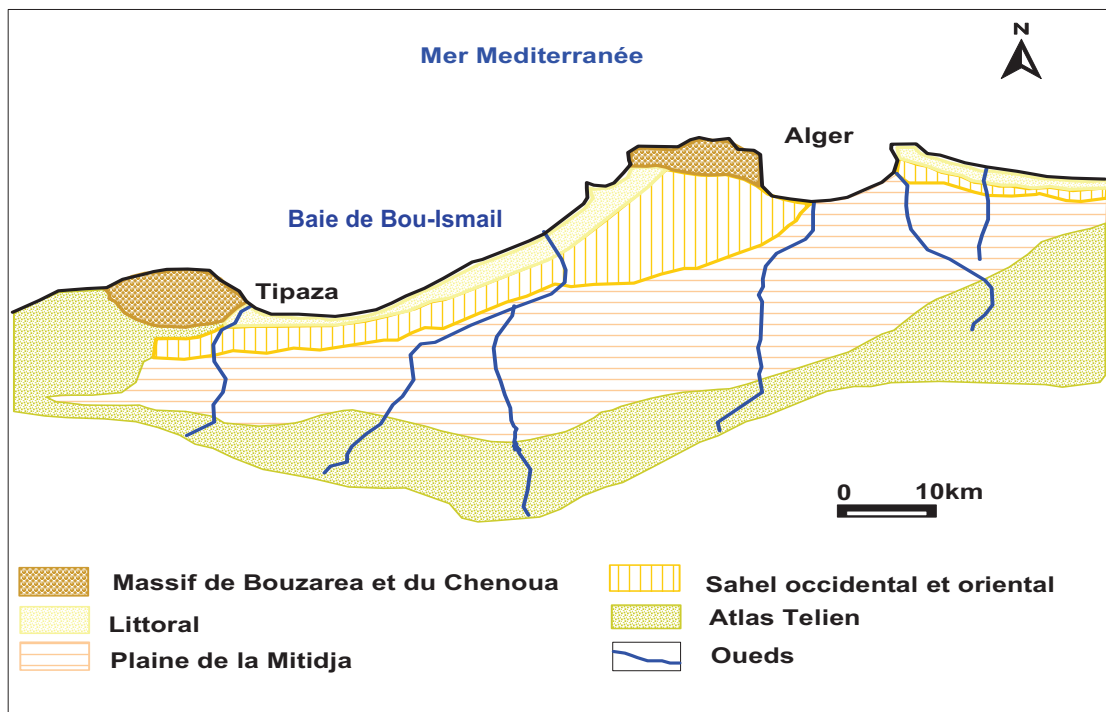


Figure 07: Carte géomorphologique de la baie de Bou Ismail (LEM, 1998)

2.6 Sédimentologie de la baie de Bou Ismail

Vers l'embouchure de l'Oued Mazafran et jusqu'à une profondeur de 2,5 m, on retrouve les sables grossiers. Au-delà de ce dépôt fluvio-marin et jusqu'à une profondeur de 10 à 15m, on retrouve les sables moyens, qui ne réapparaissent qu'au niveau de Khemisti sur une zone étroite continue jusqu'à Tipaza.

Une bande de sable fin apparaît au large de Sidi Fredj et à Palm Beach à moins de 2 m de profondeur et tapisse le fond de 15 à 25 m tout le long de la baie. Parallèlement à ce faciès, on retrouve les sables fins vaseux qui longent la côte entre 25 et 40 m de profondeur.

Notons qu'au large de Sidi Fredj (2 à 3km), on retrouve un dépôt de sables moyens, graviers et mærl (LEM, 1998).

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. L'importance et la répartition de ces faciès ne sont pas identiques 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. 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.

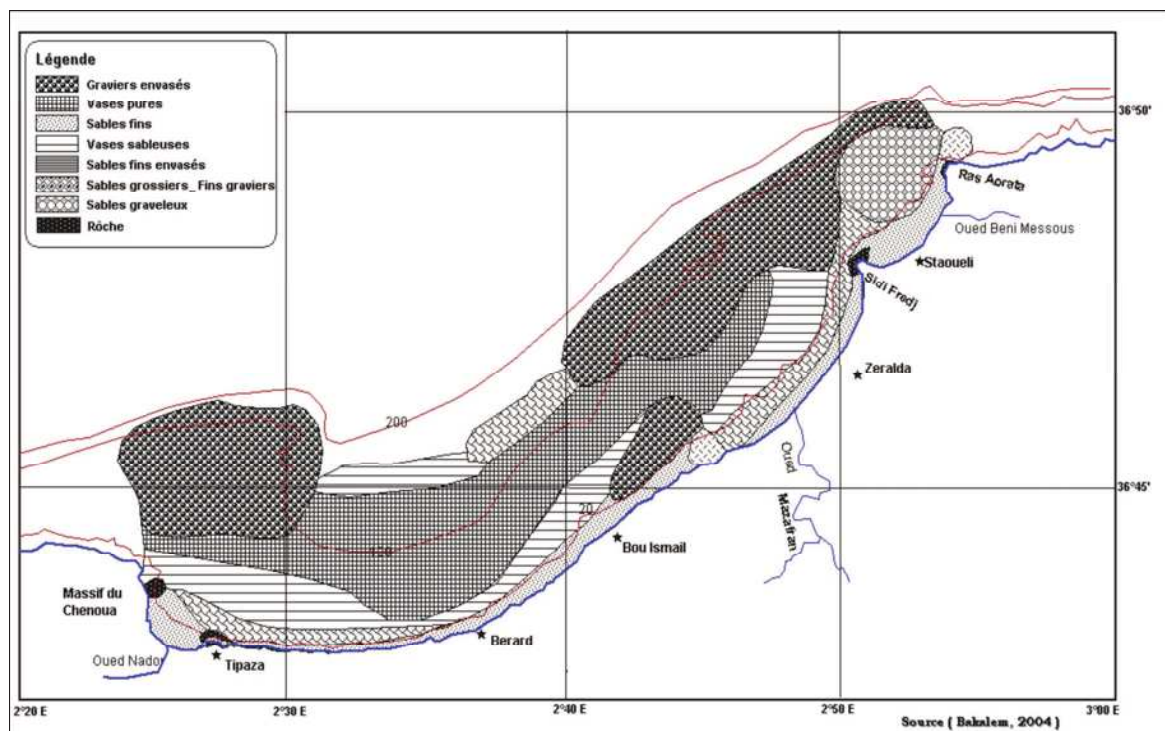


Figure 08 : Sédimentologie de la baie de Bou-Ismaïl (Leclaire, 1972).

2.7 Les conditions météorologiques :

2.7.1 Température

La température de l'eau est un facteur prépondérant dans la vie des organismes marins, elle contribue de façon importante à la distribution géographique des espèces marines. Elle détermine les périodes de migrations et de reproduction. Il existe deux périodes durant l'année :

- Période chaude (Avril-Octobre), elle se caractérise par des faibles précipitations et une moyenne thermique de 23°C.

- Période froide (Novembre-mars), elle se caractérise par des précipitations ayant une moyenne saisonnière de 89.49 mm et une moyenne thermique de 15°C

Tableau 07: les températures mensuelles moyennes de la baie de Bou-Ismaïl durant la période 1976 – 2005 (Source : ONM, 2007).

Mois		Jan	Fev	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sep	Oct	Nov	Des
T(C°)	Min	5.5	5.9	7.1	8.8	12.3	16.1	18.9	19.8	17.6	14.2	9.8	7.2
Moy.	Max	16.7	17.4	19.2	20.9	23.9	28.2	31.2	32.2	29.6	25.9	20.8	17.9

2.7.2 La pluviométrie :

La baie de Bou-Ismaïl est une région à pluviométrie relativement élevée. La moyenne des précipitations annuelles de 1970 à 2006 est de 509.25 mm. (ONM, 2007), Cette pluviométrie est très variable d'une saison à l'autre et présente les moyennes, les maxima et les minima suivants :

- Printemps : 37.1 mm < pluviométrie < 324.3 mm, avec une moyenne de 131.51 mm.
- Été : 0 mm < pluviométrie < 98.5 mm, avec une moyenne de 14.64 mm.
- Automne : 46.9 mm < pluviométrie < 438 mm, avec une moyenne de 155.61 mm.
- Hiver : 57.7 mm < pluviométrie < 454.1 mm, avec une moyenne de 209.13 mm.

2.7.3 Les vents :

Au large de la baie de Bou-Ismaïl les vents soufflent environ 90 % du temps, considérés comme facteur déterminant affectant de manière significative le nombre et la durée des sorties en mer. La vitesse du vent moyen annuel à Alger estimée par l'ONM (2007) sur une période allant de 1970 à 2006, est de 3.09 m/s.

L'analyse globale des observations des régimes des vents faite sur 5 ans, montre qu'il existe trois catégories dominantes de vent:

- Les vents nuls, estimé annuellement à 11,6 % avec une dominance estivale.
- Les vents de secteur Nord-Ouest (N315° - 360°) à l'Ouest (N270° à 315°) sont les plus fréquents (représentés à 18.06 % en été, à 45,64 % en hiver). Ils s'étalent sur une longue période (de Décembre à Mai) et se caractérisent par leur violence (de 6 à 10 noeuds).
- Les vents de secteur Est (N 45°-90°), peu fréquents (de 18,27 % en hiver et 57,63% en été), de durée moindre (de Juin à Octobre), ils ont des vitesses plus atténuées (de 4 à 6 noeuds).

2.8 Courantologie et plans de houle :

Les courants jouent un rôle très important dans le transport sédimentaire, ils participent dans l'évolution de la morphologie côtière en conduisant à des ensablements, des envasements et des érosions.

2.8.1 Les courants généraux :

La côte algérienne est traversée par un courant général dénommé courant Algérien résultant d'un écoulement d'eau atlantique à travers le détroit de Gibraltar, le courant Algérien pénètre sous forme de veine et circule d'Ouest en Est, et dès 1° et 2° Est, il donne naissance à des méandres et des tourbillons côtier (50-100 km) associés à des upwellings (**Millot, 1989**).

2.8.2 Les courants côtiers :

En absence de courant permanent ou de marée suffisamment importante, les courants induits par la houle au large ou à la côte participent avec grande part sur la sédimentation actuelle.

- **Les Courants d'entraînements** sont provoqués par les mouvements des masses d'eaux dans le sens de propagation des houles, ils sont aussi à l'origine des apports sédimentaires lors de son déploiement à la côte notamment ceux en suspension, donc ils participent d'une façon active dans la sédimentation actuelle.
- **Le courant de retour** participe activement à l'érosion côtière de la zone d'étude, c'est le courant compensateur sur le fond qui s'effectue en direction du large résultant du retour des masses d'eau déployées par la houle sur la côte. Leur effet est remarquable surtout par mauvais temps généralement en hiver.
- **Les courants de la dérive littorale** : lorsque la houle arrive à la côte avec une incidence oblique. Elle donne naissance à un courant de dérive littoral, la vitesse de celui-ci est maximale pour un angle d'incidence de 50° à 60° (**LEM, 2005**).

Ce courant parallèle au rivage, qui se manifeste dans la zone de déferlement des vagues, joue un rôle essentiel dans le déplacement des sédiments le long de la côte et dans l'alimentation des plages en sable et en galets.

Dans la baie de Bou-Ismaïl l'orientation des courants côtiers résulte de l'effet combiné des houles dominantes et de l'orientation de la côte. Ces paramètres permettent d'identifier l'hydrodynamisme côtier dans la zone d'étude.

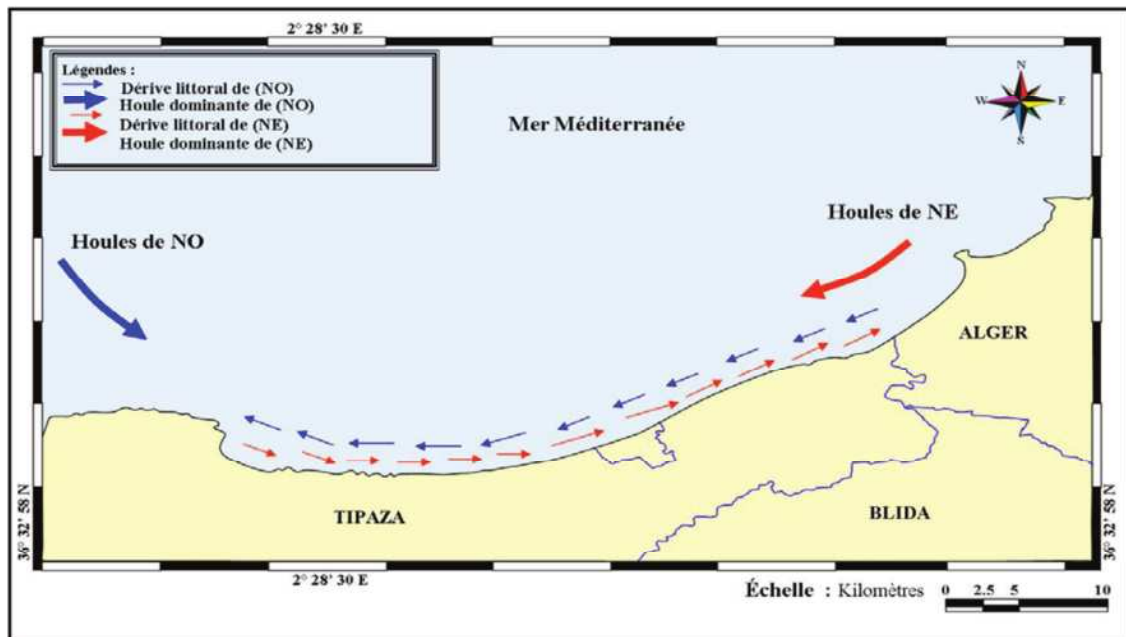


Figure 09 : Schéma de l'hydrodynamisme dans la zone d'étude (Source LEM, 2005)

2.8.3. Plans de houle :

Les houles sont de direction Ouest et Nord-Ouest. Elles engendrent des courants de retour dès leurs arrivées perpendiculairement à la côte, ces courants prennent avec eux les sédiments côtiers vers le large.

Les houles estivales sont de direction Nord-Est, et entraînent une dérive littorale de l'Est vers le Sud-Ouest, dès leurs arrivées tangentielle à la côte.

Tableau 08: Fréquence d'apparition de la houle (Source : LEM, 2002)

Mois	Directions			
	Nord	Nord-est	Nord-ouest	Ouest
Janvier	8.1	12.9	7.3	28.8
Février	8.8	10.3	5.6	35.6
Mars	11.3	12.6	9.2	30.5
Avril	11.7	15.4	10.2	26.7
Mai	8.2	26.3	6.2	13.9
Juin	9.2	29.1	4.2	16.4
Juillet	5.9	32.5	2	16.3
Aout	8.8	27.7	4.9	13.4
Septembre	6.7	26.4	2.5	14.8
Octobre	7.8	14.1	6.8	28.8
Novembre	5.5	5.8	9.4	40.4
Décembre	10.2	6.2	10	37.1
Annuel	8.50 %	18.30%	6.60%	25.10%

2.9. La Baie d'El Djamila

La baie d'El Djamila se situe à une trentaine de kilomètres à l'ouest d'Alger, elle représente le quart oriental de la baie de Bou Ismail. C'est une baie relativement fermée, limitée à l'Ouest par la presqu'île de Sidi Fredj et à l'Est par Ras Acrata.

Son rivage est orienté Sud-Ouest – Nord Est et ses coordonnées Lambert sont :

2°50'54.744'' Est et 36°45'43.092'' (port de Sidi Fredj)

2°53'42.792'' Est et 36°48'5.796'' (Ras Acrata).

Les vents sont générateurs de vagues et de courants, leur impact croît avec leur vitesse. Lorsque l'action du vent est continue, elle génère la houle. Les résultats des observations effectuée au large des côtes d'Alger, notent l'existence de deux périodes distinctes :

Une période hivernale : (Octobre – Mars) avec des vents dominants de secteur Ouest et Nord-Ouest ; avec des fréquences allant de 60 à 88% par le secteur Ouest et des fréquences de 90 à 99% pour le secteur Nord Ouest.

Une période estivale : (Avril – Septembre) avec des vents dominants de secteur Est et Nord Est ; avec des fréquences de 45 à 75% pour le secteur Nord Est (LEM, 1998).

Puisque la côte algérienne est caractérisée par de faibles profondeurs, les courants marins sont relativement faibles. Les données recueillies à partir d'observations enregistrées au large des côtes algériennes par le KMNI (*Institut Météorologique Royal Néerlandais*) montrant que :

- Plus de 73% du temps, les courants ont une vitesse inférieure à 0.5 noeud (0.25 m/s)
- Plus de 90% du temps, ces courants ont une vitesse inférieure à 1 noeud (0.5 m/s)
- Dans seulement 1% du temps, des courants d'une vitesse plus grande que 2 nœuds (1 m/s) ont été observés.

En hiver : les houles les plus importantes et les fréquences observées viennent de l'Ouest avec les plus grandes amplitudes entre 2 et 2.5 m. Les houles maximales peuvent atteindre les 4 à 6 mètres.

En été : les directions les plus observées sont d'origine Est, ainsi que les houles Nord Est avec une fréquence moins importante et des amplitudes généralement plus faibles, de 0.5 à 1m. Le secteur Nord a une répartition assez régulière durant l'année.

2.10. État actuel de la pollution dans la baie :

La pollution en baie de Bou-Ismaïl a depuis longtemps été de type domestique car les eaux usées rejetées dans la baie provenaient principalement des agglomérations et des villes côtières ainsi que des complexes touristiques (surtout en période estivale). Cependant, avec le développement démographique et l'extension de l'urbanisation, de l'agriculture et surtout de l'industrie, ces dernières décennies, la charge polluante a tant augmenté en quantité qu'en qualité. Fuyant de la saturation de la capitale, Alger, de nombreuses activités se sont donc installées dans la baie prise pour son état, longtemps, considéré vierge. De plus l'axe routier Alger-Tipaza (RN.11) a favorisé le développement économique et même touristique puisque la baie est devenue un véritable pôle d'attraction. L'intensification de l'agriculture, répondant aux besoins d'une densité de population de plus en plus croissante, accentue la pollution chimique par les engrais, très utilisés dans la région, en raison de son sol sableux à argilo-siliceux, dont 50 % sont directement lessivés vers la mer selon la direction de l'agriculture.

Il faut signaler aussi que la baie a été sujette à de nombreux aménagements côtiers qui causent de notables dégâts sur les herbiers et les communautés benthiques par les remblayages incessants et l'apport de matériaux et produits artificiels. De plus, très peu inventoriée, la pollution biologique, notamment, par *Caulerpa racemosa* n'est plus à négliger puisque cette algue colonise de vastes espaces de l'étage infralittoral dans la baie.

Il ne faut, toutefois, pas oublier les principaux oueds qui se déversent dans la région et qui sont eux aussi des vecteurs de pollution notamment pendant les périodes orageuses. Ils charrient vers la mer les eaux de lessivage des terres agricoles, des eaux usées chargées d'impuretés au contact de l'air (fumées industrielles), des résidus déposés sur les toits et les chaussées des villes : huiles de vidange, carburants, résidus de pneus et métaux lourds. À noter qu'à proximité de l'oued Nador s'implante une décharge sauvage à Khemisti. (Houma, 2005).

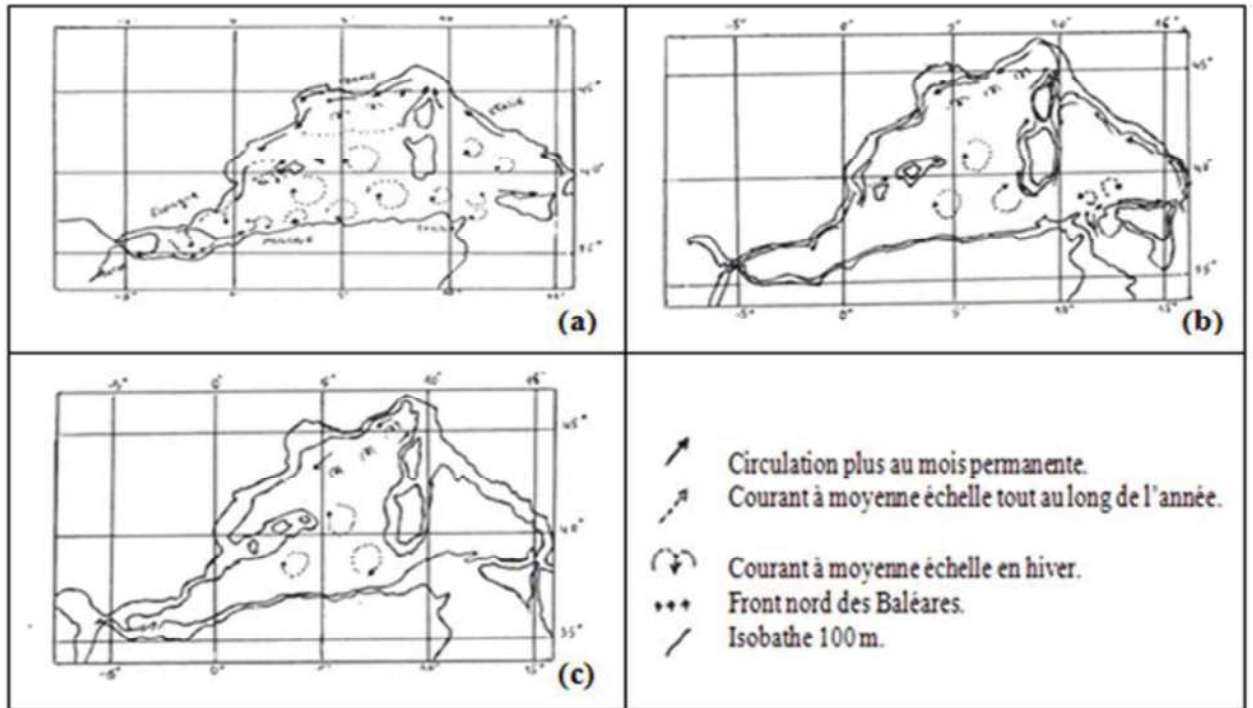
Tableau 9: Les activités polluantes dans la baie de Bou-Ismaïl (M.A.T.E., 2006).

Dénomination de l'unité	Nature de l'activité	Nature de la pollution générée
SARL RESITECK	Production de peinture bâtiments	Apports importants de métaux lourds, huiles et lubrifiants
ALUFER	Métallurgie	Chutes d'Aluminium et poussières de Fer
ALUMINAL		
SARL PROCHIMAL	Fabrication des produits d'entretiens	Eaux usées chargées d'éléments chimiques, rejets de savons, agent de lavage et rinçage caractérisé par une teneur élevée en savons saponifiés et en DBO
PLASTRAM	Transformation Plastique	Eaux de nettoyage
PFIZER	Fabrication produits vétérinaires	Eaux usées chargées d'éléments chimiques
IMPRIMERIE SHELLIA	Utilisation importante d'encre	Déversement des encres avec les eaux domestiques
TONIC EMBALLAGE	Fabrication de boîte, gobelets, emballage de différentes dimensions	Rejet d'eaux usées domestiques, Chutes de cartons, Papiers, Colorants, Matières Plastiques
TERRA CERAMIQUE	Production céramiques et poteries	Lessivages d'argiles vers la mer
Autres unités :		
KN Mine Matelot	Eurl CCNBH	Sarl SAFCF Poterie
CPKD	La sahelienne	Sarl Fouka Emballage
ECOREP	Sarl SOAL BIC	Touhami
Sarl Irsal	Société Algérie Lumière	Sarl Roxal
Céréales d'or	Intrace	Sarl Castihygiene
		Céramique Hippocampe

2.11. Les masses d'eaux dans le bassin algérien

Les masses d'eau présentes au sein du bassin algérien sont décrites par Chouikhi (1993) comme suit :

- MAW (*Modified Atlantic Water*), ou l'Eau Atlantique Modifiée : elle constitue l'essentiel du courant algérien, qui est défini comme une veine de 30 à 40 Km de largeur et de 150 à 200 m d'épaisseur, c'est de l'eau océanique qui est modifiée par interaction avec l'atmosphère et le mélange avec les eaux méditerranéennes. Elle est caractérisée par des températures variables en surface (15 à 23°C), et des salinités variant de 36,5 à 38 PSU. Ce courant circule d'Ouest en Est ayant des vitesses maximales de l'ordre 80-100 cm/s. Ce courant génère des upwellings côtiers plus ou moins intenses près des côtes (Millot, 1989). Figure (a).
- WIW (*Winter Intermediate Water*), ou l'Eau Hivernale Intermédiaire, formée lors de convections hivernales dans le bassin nord occidental (mer catalane, golfe du Lion), elle se situe entre 150 et 250 m, avec un minimum relatif de température (~ 12,65 à 13,20°C) et une salinité d'environ 38,3 PSU.
- LIW (*Levantine Intermediate Water*), ou l'eau Intermédiaire Levantine, formée en Méditerranée, elle se situe sous la WIW entre 250-300 m et 500-600 m est reconnaissable par des maxima relatifs de température potentielle (13,2 à 14° C). Figure (b)
- DW (*Winter Mediterranean Deep Water*), ou l'Eau Méditerranéenne Profonde, située sous la LIW, elle est identifiable vers 600-700 m par de faible température variant de 12,75 à 12,90° C et une salinité entre 38,42 et 38,47 PSU. Elle se forme au cours d'hivers rigoureux par le mélange de LIW et MAW. Figure(c)
- BW (*Bottom Water*), ou Eau de Fond, ayant une épaisseur de quelques centaines de mètres. Episodiquement, elle se situe près du fond. Elle est relativement plus chaude et plus salée que l'eau profonde.



(a): Circulation de l'Eau Atlantique Modifiée (MAW), (b): Circulation de l'Eau Levantine Intermédiaire (LIW), (c): Circulation de l'Eau Profonde (DW).

Figure10 : La circulation de l'eau dans le bassin algérien (Millot, 1989)



Chapitre III :

***Matériels &
méthodes***

3.1. Missions effectuées en mer :

Dans le cadre d'une surveillance spatiotemporelle de la pollution dans la baie de Bou Ismail, des missions en mer ont été effectuées afin d'évaluer le degré de contamination par les hydrocarbures polyaromatiques dans les deux matrices à savoir l'eau et le sédiment marins.

La première mission : du 21 au 22 décembre 2010, à bord d'un navire océanographique Mohammed Sedik Ben Yahia équipé d'un échosondeur Furuno type FCV 120 et d'un D.G.P.S (*Differential Global Position System*), permettant d'avoir la bathymétrie et les coordonnées géographiques exactes des stations de prélèvements. Au total, dix échantillons de sédiments et sept pour l'eau de mer ont été prélevés. Dans chaque station de prélèvement d'eau, les paramètres physico-chimiques ont mesurés directement par des valises multi paramétriques à savoir la température, salinité, oxygène dissous et le pH.

Deuxième mission du 12 mai 2011 au 14 mai 2011

Lors cette deuxième sortie, quatre prélèvements de sédiments superficiels par une benne Van Veen ainsi que deux carottes sédimentaires ont été prélevés par un carottier tube de type "Corer-coreschneider". La première carotte a été prélevée à une profondeur de 50 m avec une longueur de l'ordre de 20 cm, tandis que la deuxième a été prélevée à 30 m de profondeur dont la longueur est de 18 cm. De même, six bouteilles ont été remplies d'eau de mer. La première extraction est faite à bord de bateau océanographique BABA ARROUJ par l'addition d'une quantité de 50 ml d'hexane pour chaque bouteille, celles-ci sont ensuite fermées, agitées pendant 3 minutes puis conservées.

Les échantillons récoltés sont étiquetés (mentionnant la date, la zone, nombre de la station, les coordonnées géographiques ainsi que la profondeur de chaque station), ensuite conservés dans un frigo pour éviter l'évaporation du contaminant.

3.2. Mesure des paramètres physico-chimique

a. Température et oxygène dissous : Pour l'appréciation simultanée de la température et de l'oxygène dissous, nous avons utilisé un oxymètre de terrain de marque WTW type «Oxi 330 i/Set». L'appareil est étalonné avant son utilisation. La sonde électrolytique est plongée dans l'eau prélevée immédiatement dès la remontée de la bouteille

b. Salinité : La mesure de la salinité est effectuée à l'aide d'un conductimètre de marque *Wissenschaftlich technische werkstätten* (WTW 315 i /Set.). La sonde de conductimètre est plongée dans l'échantillon, la valeur indiquée sur l'afficheur est notée.

c. Potentiel d'Hydrogène : Le pH de l'eau a été mesuré par la méthode électrochimique à l'aide d'un pH-mètre de terrain de marque WTW type pH 315 i/Set

L'électrode en verre, rincée à chaque fois à l'eau distillée et légèrement essuyée est immédiatement plongée dans le flacon d'échantillon. L'étalonnage de l'appareil est effectué avec des solutions étalons à pH connu.

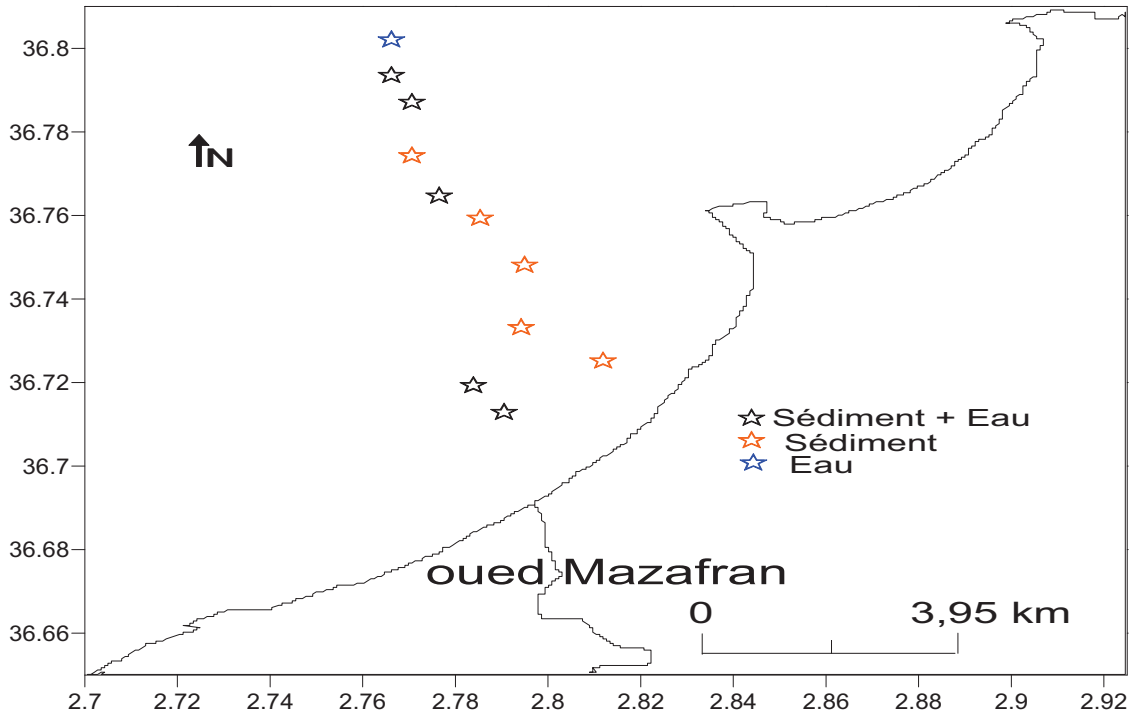


Figure 11 : localisation des stations de prélèvements de la première mission

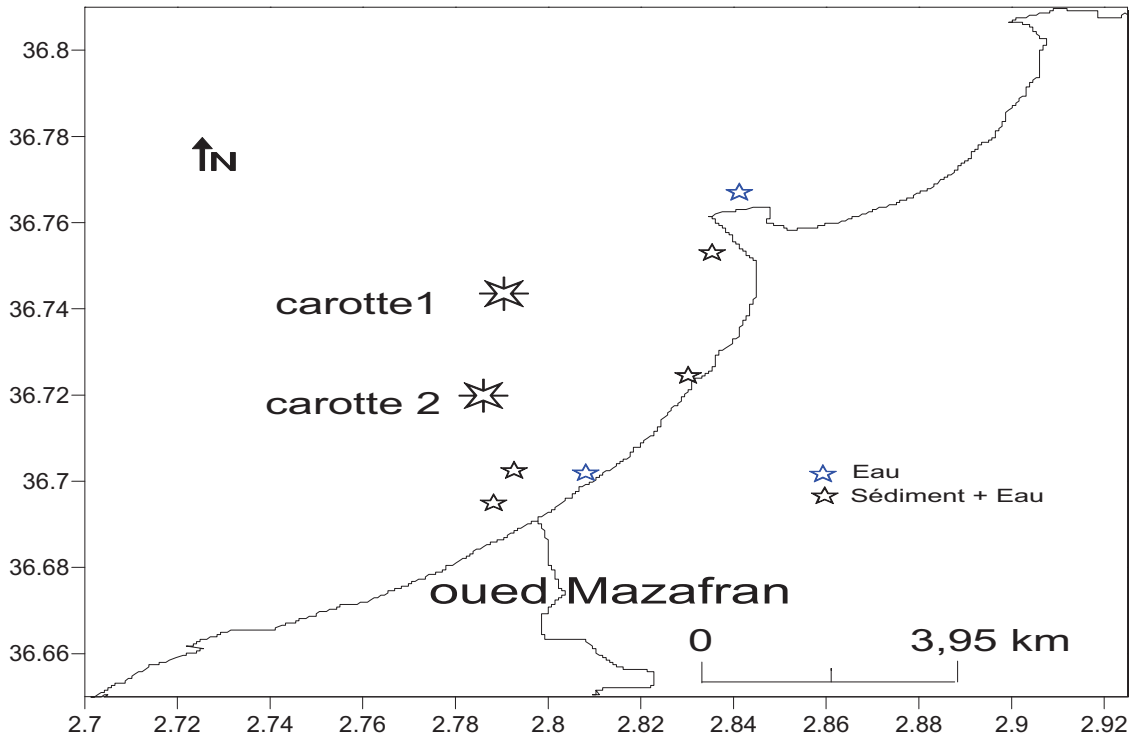


Figure 12 : localisation des stations de prélèvements de la deuxième mission

3.3. Méthode d'analyse des hydrocarbures

3.3.1. Appareillage et réactifs

Le matériel requis pour l'étude des hydrocarbures comporte :

- Bouteilles (en verre fumé) d'une capacité de 2.5 l.
- Piluliers en verre
- Erlen Meyers et ballons aux cols rodés.
- Ampoules à décanter.
- Bêchers.
- Tubes à essai.
- Evaporateur rotatif (LABOROTA 4000-efficient Heidolph).
- Agitateur mécanique.
- Spectrofluorimètre ultra-violet (HITACHI 650-10 high sensitivity).
- Extracteur soxhlet.
- Balance de précision 10^{-4} .
- Les fioles.
- Dessiccateur.
- Etuve
- Colonnes chromatographiques.

Concernant les produits chimiques :

- Sulfate de Sodium anhydre Na_2SO_4 .
- Gel de silice.
- Allumine
- Hexane (prolabo)
- Dichlorométhane (prolabo)
- Solution acide chlorhydrique (0,1 mol/l)
- Le mercure

3.3.2. Conditionnement du matériel :

Pour le nettoyage du matériel utilisé, une contamination infime ou une mauvaise conservation peut provoquer une modification de la concentration du contaminant dans les échantillons, de ce fait les mesures de conditionnements du matériel doivent scrupuleusement être respectées. Afin d'éviter toute source de contamination, un très grand soin est pris lors du lavage des accessoires de manipulation touchant directement ou indirectement nos échantillons.

La verrerie de travail est en verre (bêchers, Erlen).

La procédure de nettoyage de la verrerie des hydrocarbures lors du prélèvement, traitement jusqu'au l'analyse est inspirée de celle préconisée par **UNEP/ICO/IAEA (1995)**.

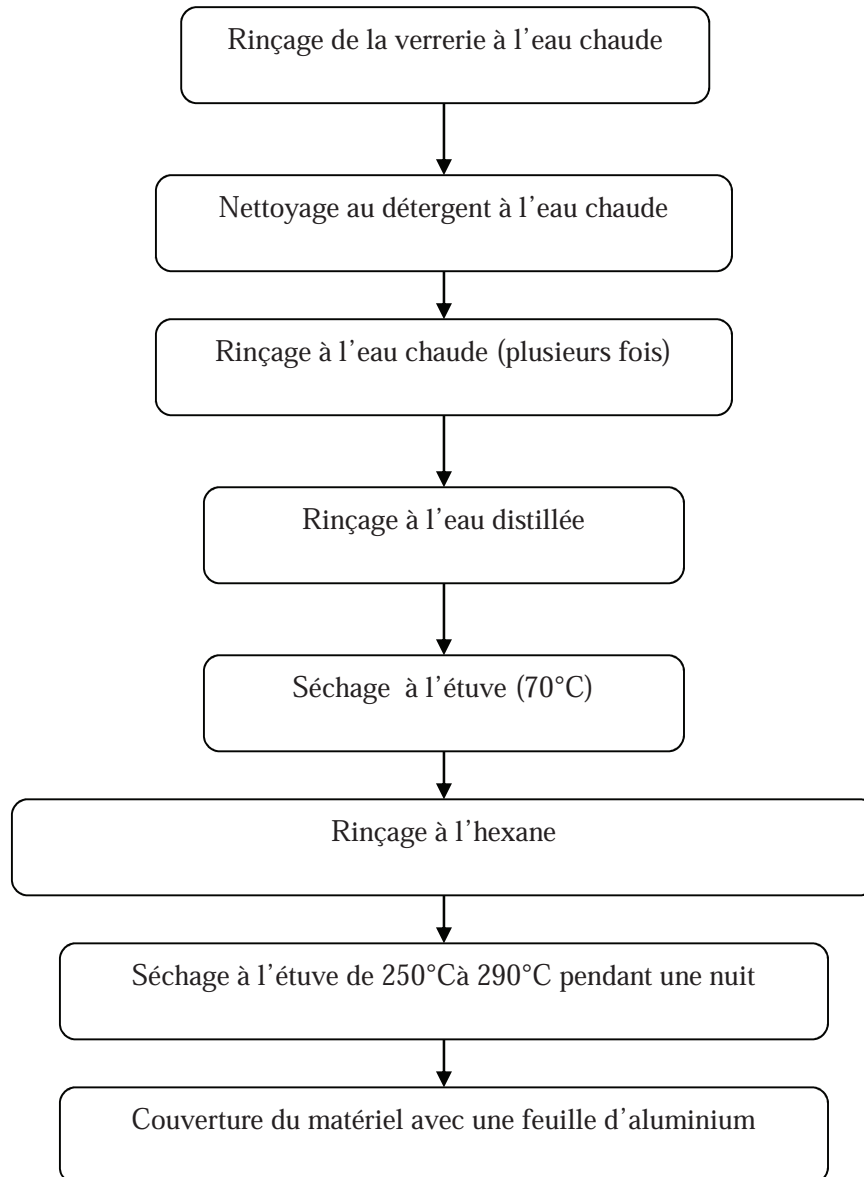


Figure 13 : Protocole du nettoyage du matériel destiné à l'analyse des hydrocarbures

3.3.3. Prélèvement des échantillons

3.3.3.1. Le sédiment

Les échantillons de sédiments sont prélevés à l'aide d'une benne preneuse inoxydable « Van Veen » permettant de prélever sur une surface de $0,19 \text{ m}^2$. La benne est ouverte à partir du navire, est conçue de telle manière que sa fermeture soit automatique au contact du fond. Une fois la benne remontée, les échantillons sont récupérés à l'aide d'une spatule en acier qui est à chaque fois lavée pour éviter toute

contamination. Les échantillons sont ensuite mis dans des piluliers en verres préalablement étiquetés.

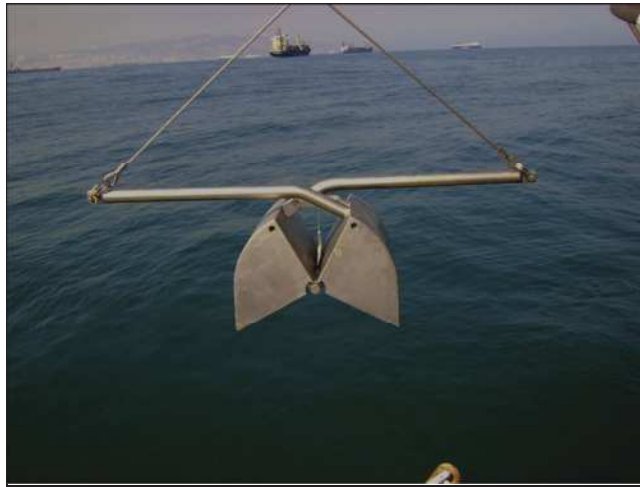


Figure 14: Photo de la benne preneuse Van-Veen

Aussi, une autre technique de prélèvement du sédiment est menée, celle de carottier afin de prélever une carotte de sédiment (une colonne de sédiment).

Le carottier a une longueur de 1 m et un diamètre de 8,5 cm et qui pénètre dans le sédiment meuble (vase ou sable fin) par gravité, désormais, au moment de la remonté, et lorsque il sort de la surface du fond, il se referme automatiquement, dans ce cas, on continue leur remonté au bateau et la carotte est récupérée. Ensuite, on laisse la carotte décanter car le sédiment est mélangé avec l'eau dans la couche supérieure puis on enlève attentivement l'eau. A ce cadre, deux carottes sont récupérées, une à 50 m de profondeur avec une épaisseur de 20 cm et l'autre à 30 m dont l'épaisseur d'ordre de 18cm.

Cependant, l'épaisseur de la carotte récupérée varie fonction du carottier (petit ou grand) mais aussi du profil du sédiment meuble (épaisseur de la couche de vase qui couvre le fond) de chaque site de prélèvement.

Les carottes sont ensuite découpées à l'aide d'un dispositif spécifique au sectionnement selon les épaisseurs de tranches de sédiments choisies pour mieux appréhender la distribution de la concentration des HPA en fonction de la profondeur :

- tranches de 0,5 cm d'épaisseur de la surface de la carotte jusqu' à 1 cm de profondeur
- tranches de 1 cm d'épaisseur de 1 à 10 cm de profondeur ;
- tranches de 2 cm de 10 cm jusqu'à la base de la carotte.

Seules, les couches les plus récentes dont les épaisseurs allant de surface jusqu'au 5cm qui peuvent nous renseigner la variation de la contamination en HPA la plus récente car le sédiment, néoformé, nous renseigne mieux l'état d'exposition du system envers le contaminant, contrairement aux couches profondes, très veilles qui peuvent biaiser

notre raisonnement car elles sont exposées longuement aux plusieurs facteurs, lesquels affectent la disponibilité du contaminant.

Aussi, une couche moyenne (9 à 10 cm) ainsi que deux autres profondes (14 à 16cm et la dernière couche) font l'objet de cette étude à fin de comparer et dégager des tendances de la distribution des HPA au long de la carotte.

3.3.3.2. L'eau de mer

Les prélèvements d'eau à 1 m de la surface sont réalisés à l'aide d'un dispositif d'échantillonnage constitué d'une bouteille en verre teinté (brun) d'une capacité de 2.5 litres et d'un support lesté attaché d'un flotteur à fin d'assurer une régularité de la profondeur du prélèvement (1mètre).

Pour éviter toute contamination des échantillons occasionnée par les rejets émanant du moteur de bateau, les prélèvements sont effectués, après son arrêt, à l'avant du navire. La bouteille est lancée ouverte autant que possible ; son goulot (2-3 cm) assure après immersion de celle-ci, un remplissage lent.

Immédiatement après le prélèvement, une quantité de 50 ml d'hexane est ajoutée à la bouteille, puis on l'agite pendant 3 minutes.

Ainsi, par ses propriétés physico-chimiques, ce solvant organique plus léger que l'eau au moment de l'agitation (3mn) permet la dispersion du solvant dans l'eau de mer et la formation d'une phase organique non miscible à la phase aqueuse, piégeant ainsi les hydrocarbures présents dans l'eau.

Les bouteilles sont refermées avec des bouchons couverts du papier aluminium afin d'éviter le contact de plastique avec l'échantillon.

3.3.4. Conservation des échantillons

A bord du navire, les échantillons de sédiments marins ainsi que l'eau, dans l'attente de les traiter au laboratoire, ont été congelés à -18°C. La congélation permet de conserver les propriétés chimiques des échantillons, d'éviter une contamination avec le milieu ambiant et les pertes d'éléments volatils.

3.4. Techniques d'analyses des hydrocarbures

Les techniques de mesure employées pour l'analyse des hydrocarbures pétroliers dans l'eau et le sédiment marins sont multiples et variées. Elles sont fonction du but recherché (hydrocarbures totaux, aromatiques, composés individuels des pétroles) : leur niveau de performance est essentiellement lié à leur coût (Sellali, 1996). On distingue principalement :

Les méthodes spectroscopiques

- Absorbance infrarouge
- Absorbance ultraviolet
- Fluorescence ultraviolet
- RMN (résonance magnétique nucléaire)

Les méthodes chromatographiques

- Chromatographie sur couche mince (CCM)
- Chromatographie en phase gazeuse
- Chromatographie liquide haute performance (CLHP)

Les méthodes couplées

- HPLC/SM
- CPG/SM (spectrométrie de masse)
- CPG/IRTF (infra rouge à transformée de Fourier)

Toutes ces méthodes nécessitent un traitement des échantillons qui doit comprendre les étapes suivantes :

- Extraction des hydrocarbures par un ou plusieurs solvants organiques (hexane, tétrachlorure de carbone, dichlorométhane...)
- Concentration des extraits et purification/fractionnement par chromatographie sur colonne à adsorbants (florisil, gel de silice, alumine...)
- Analyse proprement dite

3.5. Traitement des échantillons

3.5.1. Hydrocarbures dissous/dispersés dans l'eau de mer

3.5.1.1. L'extraction des hydrocarbures (liquide liquide)

L'extraction proprement dite se fait au laboratoire. En ajoutant 50ml de hexane, on procède à une agitation mécanique dans des ampoules à décanter, d'une durée de 15mn. A la fin de chaque agitation on laisse décanter 15mn.

La phase organique, plus dense que l'eau, est récupérée dans un erlenmeyer à col rodé (250ml). L'opération est répétée une seconde fois par addition de 50 ml d'hexane à l'eau de mer ; la phase organique est rajoutée au premier extrait ; le volume de l'eau extrait est alors mesuré dans une éprouvette graduée.

Quelques grammes de Sulfate de Sodium anhydre Na_2SO_4 sont rajoutés à l'extrait afin d'éliminer toute trace d'eau.

3.5.1.2. La concentration des extraits

C'est une étape particulièrement délicate du protocole expérimental. C'est au cours de celle-ci que les risques de pertes des hydrocarbures par évaporation sont les plus grands. Sebbih (1990) montre qu'au-delà de 200 μ l les pertes deviennent significatives. Le protocole de la COI, (1984) souligne bien ce risque et recommande de ne pas dépasser cette limite (200 μ l).

Néanmoins, d'autres auteurs ne font pas grand cas de ces risques puisque la concentration à sec est une étape de la procédure analytique (Roussel, 1983 et Balci, 1994)

La concentration de l'extrait d'eau de mer est réalisée dans le but d'éliminer le solvant d'extraction à l'aide d'un évaporateur rotatif (LABOROTA 4000-efficient Heidolph). Pour éviter l'évaporation des hydrocarbures aromatiques à point d'ébullition bas, on concentre nos échantillons jusqu'à un volume de 10 ml. À fin minimiser cette perte, on maintient le bain-marie à une température de 40°C et la pression d'aspiration est maintenue à 1,5 bar. Il subit ensuite une deuxième concentration sous jet d'azote jusqu'à un volume de 2ml.



Figure 15: Photo de l'appareil Rotavaport

3.5.1.3. La purification des extraits

La purification a pour objet d'éliminer les composés polaires tels que les lipides, extraient en même temps que les hydrocarbures pétroliers de l'extrait d'eau de mer, est généralement réalisée par chromatographie liquide sur colonne ouverte de 10 mm de diamètre.

Cette purification est généralement nécessaire, elle a pour objet d'éliminer tous composés qui peuvent causer des interférences au moment des analyses et maintenir que les hydrocarbures.

Préparation de la colonne : une burette de 30 ml de contenance, de 10 mm de diamètre interne et munie d'un robinet en téflon ou en verre non-lubrifié est remplie, selon la méthode humide, successivement par :

- Du coton de verre
- 20ml d'hexane
- 5g de gel de silice (70-210 mesh ASTM),
- 5g d'alumine (70-210 mesh)
- 0,5g de NaSO₄ en tête de la colonne

Remarque :

Les adsorbants (le gel de silice et alumine) ainsi que le sodium anhydre sont activés pendant 8h à 150 °C puis désactivés partiellement par addition de 3%, en poids d'eau bi distillée.

Elution de l'extrait : l'extrait (2 ml d'hexane) est déposé en tête de colonne. La première fraction, composée des hydrocarbures aliphatiques, est éluee par 20ml d'hexane : c'est la fraction f 1

Le mélange hexane-dichlorométhane avec une proportion 70 :30 en volume, permet l'élution de la fraction aromatique f 2 qui est, désormais, analysée par SFUV.

3.5.2. Hydrocarbures dans les sédiments superficiels

3.5.2.1. Lyophilisation

La lyophilisation est le procédé de déshydratation par sublimation. C'est-à-dire que l'eau contenue dans l'échantillon passe directement de l'état solide à l'état gazeux sans passer par l'état liquide, ce qui permet à l'échantillon de maintenir sa composition chimique initiale. Les échantillons congelés sont immédiatement introduits dans le lyophilisateur à -40°C et sous vide (10^{-1} bar) pendant 48 h par un lyophilisateur (modèle CHRIST BETTA 1-8).



Figure 16: Lyophilisateur

3.5.2.2. Broyage.

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

3.5.2.3. Homogénéisation

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

3.4.2.4. Extraction des hydrocarbures

Un extracteur soxhlet permet la libération des hydrocarbures présents dans le sédiment.

5g de sédiment lyophilisé sont introduits dans une cartouche en cellulose (watman) préalablement rincée à l'hexane : 1g de Na_2SO_4 est également introduit dans la cartouche.

Un mélange binaire de solvant, composé d'hexane et de dichlorométhane dans des proportions égales en volume, assure le lavage du sédiment et ainsi l'extraction des hydrocarbures.

L'extraction proprement dite dure 8h. A chaque série de quatre échantillons, un blanc de procédure est réalisé.

3.5.2.5. Concentration des extraits

L'extrait récupéré, environ 120 ml, est concentré à l'évaporateur rotatif jusqu'à un volume de 10 ml environ ($T^\circ 40\text{C}^\circ$; P 1,5 bars), puis sous jet d'azote jusqu'à 2 ml.

- Elimination des composés soufrés :

Présents en grandes proportions dans les sédiments soumis à des apports anthropiques, les composés soufrés interfèrent dans l'analyse des hydrocarbures par chromatographie en phase gazeuse (CPG). Le protocole analytique prévoit dans ce cas, leur élimination par un traitement au mercure. Celui-ci consiste à l'introduction de deux gouttes d'Hg dans l'extrait des hydrocarbures, suivie de l'agitation du tube pendant 2minutes. Le mercure en piègeant les composés soufrés, noirci.

3.5.2.6. Purification et fractionnement des extraits

Cette étape permet l'élimination des hydrocarbures polaires en particuliers, les lipides extraits en même temps que les hydrocarbures. Elle se fait, comme pour les hydrocarbures dissous/dispersés, par chromatographie liquide sur colonne ouverte en utilisant l'alumine et le gel de silice comme adsorbants.

1. Préparation de la colonne

Une burette de 30 ml de contenance et de 10 mm de diamètre interne est remplie successivement par :

- du coton de verre.
- 20 ml d'hexane.

- 5g de gel de silice 70-230 mesh ASTM.
- 5g d'alumine 70-230 mesh ASTM.
- 0,5g de NaSO₄ en tête de colonne.

L'alumine et le gel de silice sont activés à 150°C pendant 8h, puis désactivés partiellement par addition de 3% d'eau bi distillée. La colonne est conditionnée par 5 ml de dichlorométhane et de 10 ml d'hexane.

2. Elution de l'extrait et récupération des fractions

L'extrait (2 ml d'hexane) est déposé en tête de colonne. La première fraction, composée d'hydrocarbures aliphatiques, est éluée par 20 ml d'hexane : c'est la fraction F1.

Le mélange hexane/dichlorométhane, dans les proportions 70 :30 en volume, permet l'élution de la fraction aromatique F2 qui est analysée par SFUV.

3.6. Analyse des hydrocarbures

Différentes techniques ont été mises en œuvre pour l'analyse des polluants organiques marins. Les méthodes spectrales avec la chromatographie en phase gazeuse offrent des résultats particulièrement satisfaisants du point de vue quantitatif et qualitatif.

3.6.1. Spectroscopie

C'est une technique d'analyse des molécules qui se base sur la manière dont celles-ci absorbent les radiations. Parmi les techniques les plus souvent utilisées en chimie organique et qui sont tributaires du but recherché (hydrocarbures totaux, aromatiques, variation temporelle ou spatiale) :

- la spectrophotométrie à rayonnement infrarouge (S.I.R).
- la spectrofluorimétrie à rayonnement ultraviolet (S.F.U.V).

Sur un plan strictement quantitatif, les résultats obtenus par ces deux méthodes ne sont pas comparables ; car le principe de mesure de chaque méthode est différent et s'applique à des hydrocarbures de structure moléculaire différente.

3.6.1.1. Spectrofluorimétrie à rayonnement ultraviolet

La spectrofluorimétrie à rayonnement ultraviolet 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 la pollution pétrolière du fait des très faibles teneurs en hydrocarbures biogènes dans le milieu marin. (C.O.I, 1982 ; Marchand, 1983).

- **Principe**

La fluorescence est un phénomène qui se produit en deux phases :

- ❖ **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 possèdent 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 désactivation 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.

3.6.1.1.1. Appareillage analytique :

Les hydrocarbures polyaromatiques sont analysés avec un spectrofluomètre HITACHI 650-10 high sensitivity, équipé d'une lampe à xénon et de cellule en quartz de 1 centimètre de trajet optique, polies sur les quatre faces. Un volume minimal de 0.5 ml d'échantillon est suffisant à l'analyse.

3.6.1.1.2. Etalonnage et gamme étalon

La standardisation de l'appareil nécessite un hydrocarbure de comparaison ou étalon de référence. Celui préconisé est le chrysène ou 1,2 benzphenanthrène ($C_{18}H_{12}$) :

La gamme étalon se compose de 1 mg de chrysène dissous dans 10 ml d'héxane soit de 10mg/100ml. On obtient une solution mère ou solution initiale. Des volumes de : 200, 400, 600 et 800 μ l sont prélevés de la solution mère et dilués dans 10ml d'hexane afin d'obtenir des solutions filles S1, S2, S3 et S4.

Tableau 11 : Concentration des solutions filles en équivalent chrysène.

Etalons	S1	S2	S3	S4	S5
Concentration (μ g/ml)	0.20	0.40	0.60	0.80	1.00

3.6.1.1.3. Mesure des intensités de fluorescence.

Les concentrations des hydrocarbures polycycliques sont déterminées à partir de la courbe d'étalonnage. Les conditions opératoires à la lecture des intensités de fluorescence (IF) sont les suivantes :

- L'analyse de l'échantillon nécessite une longueur d'onde d'excitation 310 nm.
- L'émission de fluorescence est mesurée entre 310 et 500nm pour des longueurs d'ondes d'émission fixées à 360 nm, 380nm et 410 nm avec un pic d'absorption maximale à 360 nm pour les hydrocarbures aromatiques polycycliques.
- L'ouverture des fentes d'excitation et d'émission est respectivement égale à 2 nm et 5 nm.

L'intensité de fluorescence (IF) est proportionnelle à la concentration C de l'échantillon dans la gamme étalon de réponse linéaire du spectrofluorimètre déterminée par la courbe d'étalonnage.

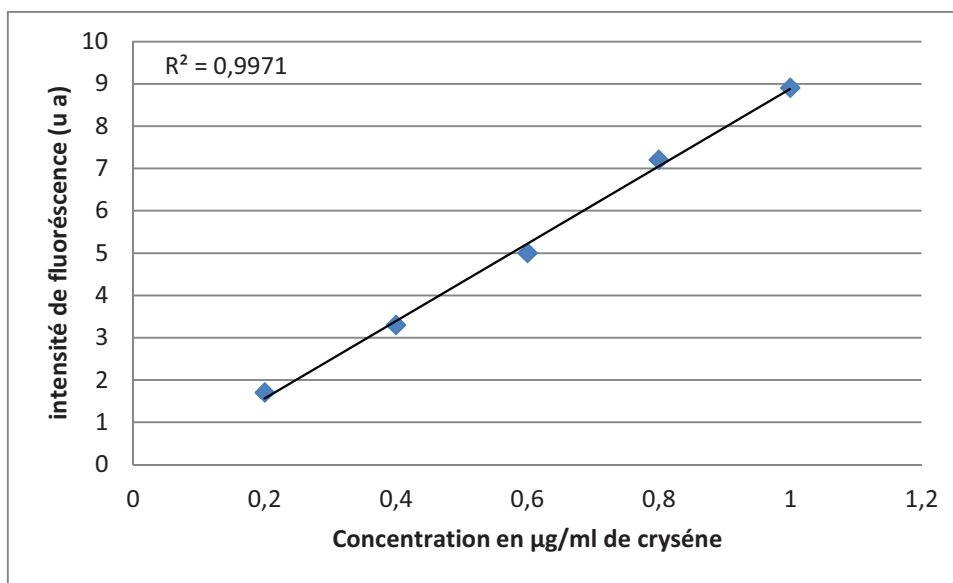


Figure 17 : Droite d'étalonnage pour le dosage des HPA par SFUV

- **Les Blancs**

Le blanc se compose du solvant utilisé (hexane et dichlorométhane) lors du traitement. Celui-ci subit les mêmes étapes de traitement que l'échantillon (à partir de l'étape de purification sur colonne). Dans ce cas, une purification et un fractionnement à blanc sont réalisés.

3.6.1.1.4. Détermination des concentrations en hydrocarbures polyaromatiques

Les concentrations des hydrocarbures polyaromatiques sont déterminées à partir de la courbe d'étalonnage. L'intensité de fluorescence (I.F) est proportionnelle à la concentration C de l'échantillon dans la gamme étalon de réponse linéaire du spectrofluorimètre déterminée par la courbe d'étalonnage. Cette dernière est de la forme :

$$\mathbf{IF = a \times c + b} \quad (1)$$

I.F : intensité de la fluorescence en unités arbitraires U.A.

C : concentration des hydrocarbures polyaromatiques en $\mu\text{g/ml}$.

a : pente de la droite.

b : ordonné à l'origine.

3.6.1.1.5. Calcul des concentrations finales en hydrocarbures polyaromatiques

Les concentrations en hydrocarbures polyaromatiques sont calculées :

- Pour l'eau de mer

$$\mathbf{[Hydrocarbures] \mu\text{g/l} = C \times f \times v / V} \quad (2)$$

- Le sédiment

$$\mathbf{[Hydrocarbures] \mu\text{g/g} = C \times f \times v / P} \quad (3)$$

Avec :

C : concentration d'hydrocarbures dans l'extrait purifié, déterminé d'après la courbe étalon, après déduction du blanc ($\mu\text{g/ml}$).

f : facteur de dilution.

v : volume d'extrait purifié (ml).

V : volume de l'échantillon d'eau de mer extrait (ml).

P : poids du sédiment extrait (g).

3.6.1.1.6. Evaluation des conditions d'analyse en SFUV

- **Limite de détection**

Au cours des analyses, le blanc de procédure permet d'apprécier la qualité du travail réalisé lors du traitement des échantillons. Cependant, le résultat obtenu dépend aussi de l'appareil utilisé et des conditions d'analyse.

La limite de détection est la résultante des mesures effectuées sur les blancs échantillons. Cette donnée indique des éventuelles contaminations survenues en pratiques. L'augmentation du seuil de détection révélerait l'importance des contaminations. La propreté des instruments et de l'environnement est primordiale pour l'obtention d'une limite minimale de détection.

La spectrofluorimétrie à rayonnement ultraviolet possède une limite de détection pour l'eau de mer est de 0.1µg/l (Marchand, 1983).

Selon la C.O.I (1982), la détection limite doit être inférieure à 1µg/l en équivalent chrysène.

Lorsque cette limite est franchie, l'environnement n'est plus adéquat aux analyses. La relation qui lie la limite de détection et la valeur moyenne du blanc de procédure (AIEA, 1993) est la suivante

$$DL = x + k\sigma \quad (4)$$

DL: la détection limite

X : valeur moyenne du blanc de procédure

σ: écart type

K : constante égale à 3

- **Eau de mer**

La concentration moyenne des HPA de quatre blancs égale à 0,037µg/l en équivalent chrysène avec un écart type de 0,004µg/l.

$$DL = 0,037 + (3 \times 0,004) = 0,049 \mu\text{g/l}$$

c'est une valeur très acceptable comparée à celles recommandées par Marchand (1983) et COI (1982).

- **Le sédiment**

La valeur moyenne des HPA de sept blancs égale à 0,031µg/g avec un écart type de 0,0025µg/g.

$$DL = 0,031 + (3 \times 0,0025) = 0,038 \mu\text{g/g}$$

Les blancs de procédure reflètent une valeur faible de détection limite, ce qui implique que le traitement est déroulé dans des conditions acceptables.

- **Répétabilité de la S.F.U.V**

La reproductibilité d'une méthode est un terme statistique qui implique sa précision et vice versa. Celle-ci définit jusqu'à quel degré une détermination représentative d'une substance dans un échantillon donnera une mesure qui approche la moyenne d'un nombre infini de déterminations du même échantillon (C.O.I, 1982).

La reproductibilité du spectrofluorimètre à rayonnement ultraviolet est testée pour un sédiment standard codé SD Med Pol / ORG de mer sur des échantillons à concentration moyenne (chaque échantillon est analysé 3 fois pour l'évaluation de la reproductibilité).

Tableau 12 : résultats des HPA du sédiment standard

Essai	1	2	3
HPA ($\mu\text{g/g}$)	1,29	1,22	1,40

A la lumière de ces résultats, on enregistre une légère variation de la concentration en HPA du ce sédiment (pas significative) due à la qualité des réactifs, de l'opérateur et les conditions de stockage des échantillons.

3.7. La matière organique

L'évaluation du pourcentage de la matière organique dans le sédiment marin consiste à introduire une quantité précise du sédiment dans des creusets en porcelaine préalablement rincés et séchés à l'étuve. Les creusets sont pesés vides, puis avec le sédiment, ensuite on les passe dans un four à moufle dont la température est de 500 C° pendant deux heures. Alors on repese les creusets et la différence de deux poids nous donne le poids de la matière organique, ensuite on déduit le pourcentage de la matière organique qu'est le rapport de poids, de la matière organique et du sédiment initial multiplié par cent (100).

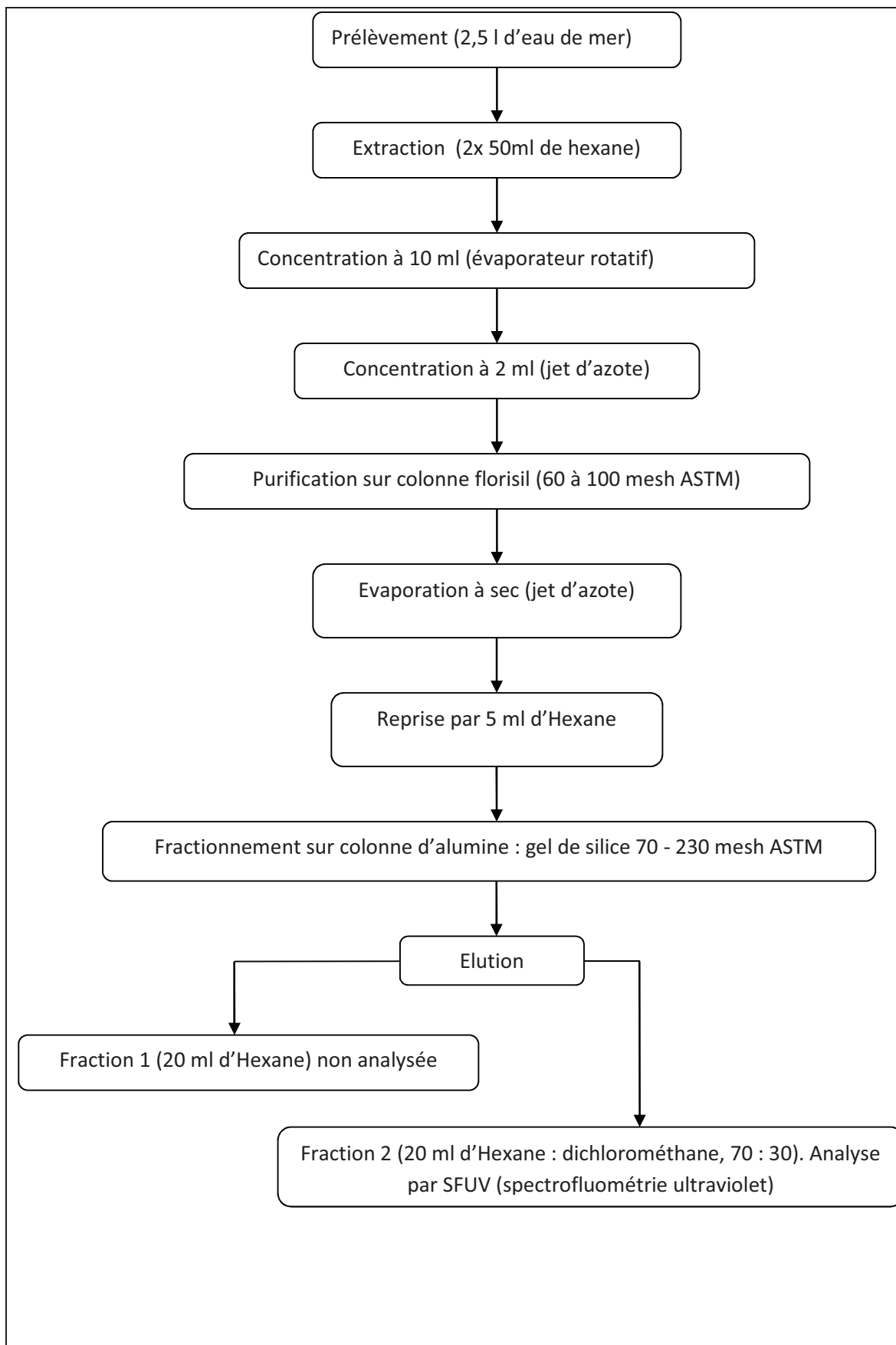


Figure18 : Diagramme résumant les étapes de la procédure analytique pour les eaux de mer

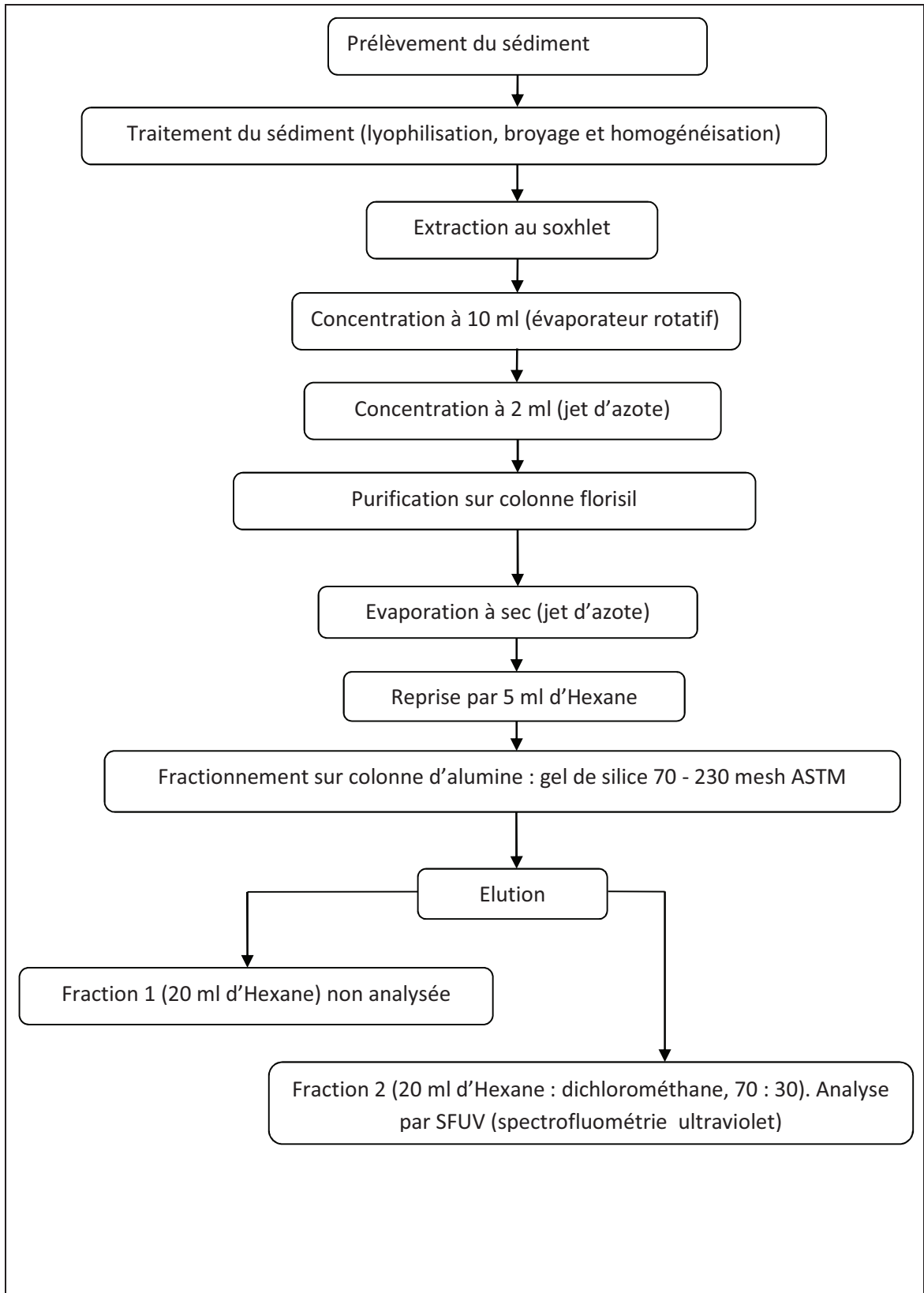


Figure19 : Diagramme résumant les étapes de la procédure analytique pour le sédiment



Chapitre IV :

***Résultats &
Interprétations***

4.1. Les paramètres physico-chimiques :

4.1.1. La température :

D'une manière générale les températures mesurées reflètent la saison et la période d'échantillonnage durant laquelle elles ont été mesurées, en relation avec les conditions météorologiques à savoir la température de l'air, le vent et la précipitation. En hivers la température moyenne de l'air décroît, l'eau de ruissellement se mélange bien avec l'eau de mer en formant un mélange très homogène caractérisé par une température relativement semblable. Les valeurs de température varient très peu. Une valeur minimale de 16,1°C est relevée près de l'embouchure d'oued Mazafran, car, en mois de décembre, le milieu marin reçoit un débit relativement important d'eau de précipitations très froide. Ensuite, les températures s'accroissent avec un petit gradient de 0,3°C en allant vers le large.

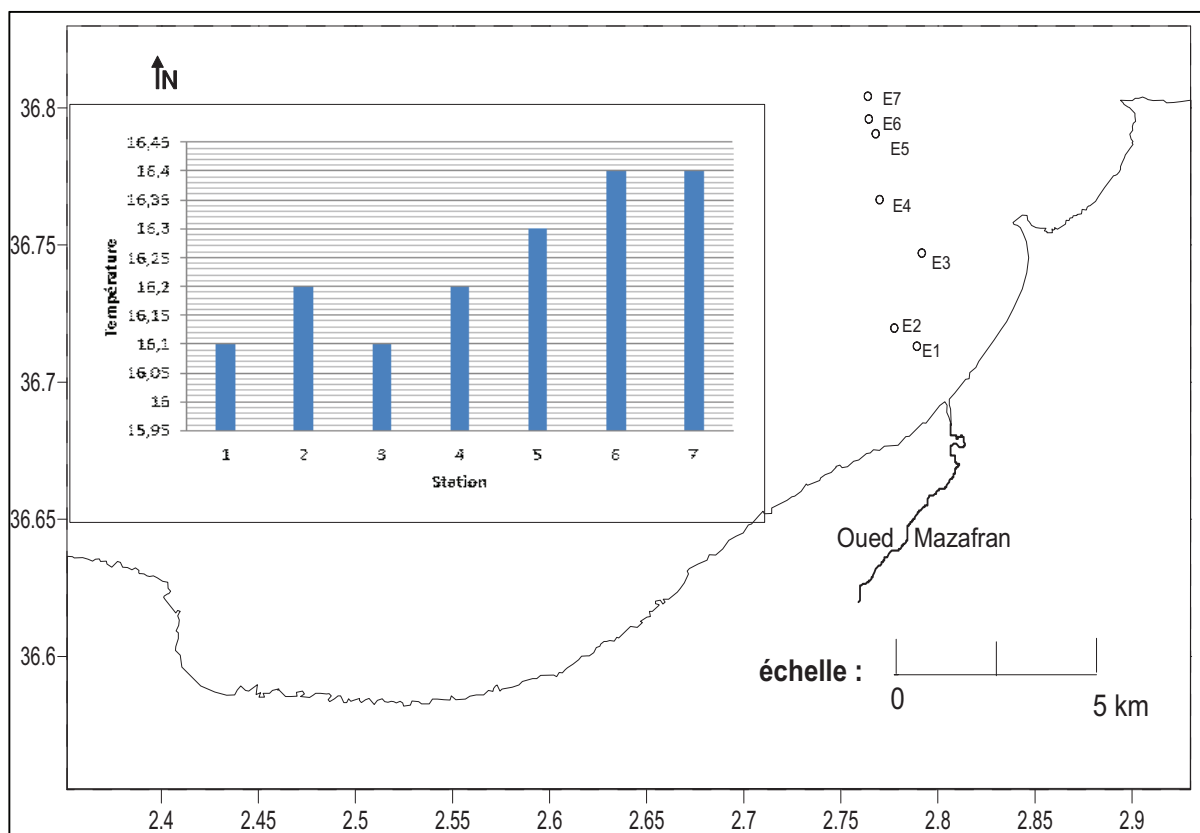


Figure 20 : Variation de la température dans la baie de Bou Ismail

4.1.2. La salinité

Les résultats de mesure de la salinité montrent une légère variation de celle-ci de l'embouchure d'oued Mazafran jusqu'au large. Une valeur de 36,5 psu est enregistrée à la station 1 en face l'embouchure d'oued Mazafran. En effet, l'apport important des eaux continentales douces (eaux pluviales, rejets urbains, industriels ...) pendant cette période hivernale a une grande emprise sur la baisse de la salinité de l'eau de mer. Par contre, la valeur maximale de la salinité 36,7 psu est relevée à la station 7 au large, qui se trouve lointaine de l'influence des eaux continentales.

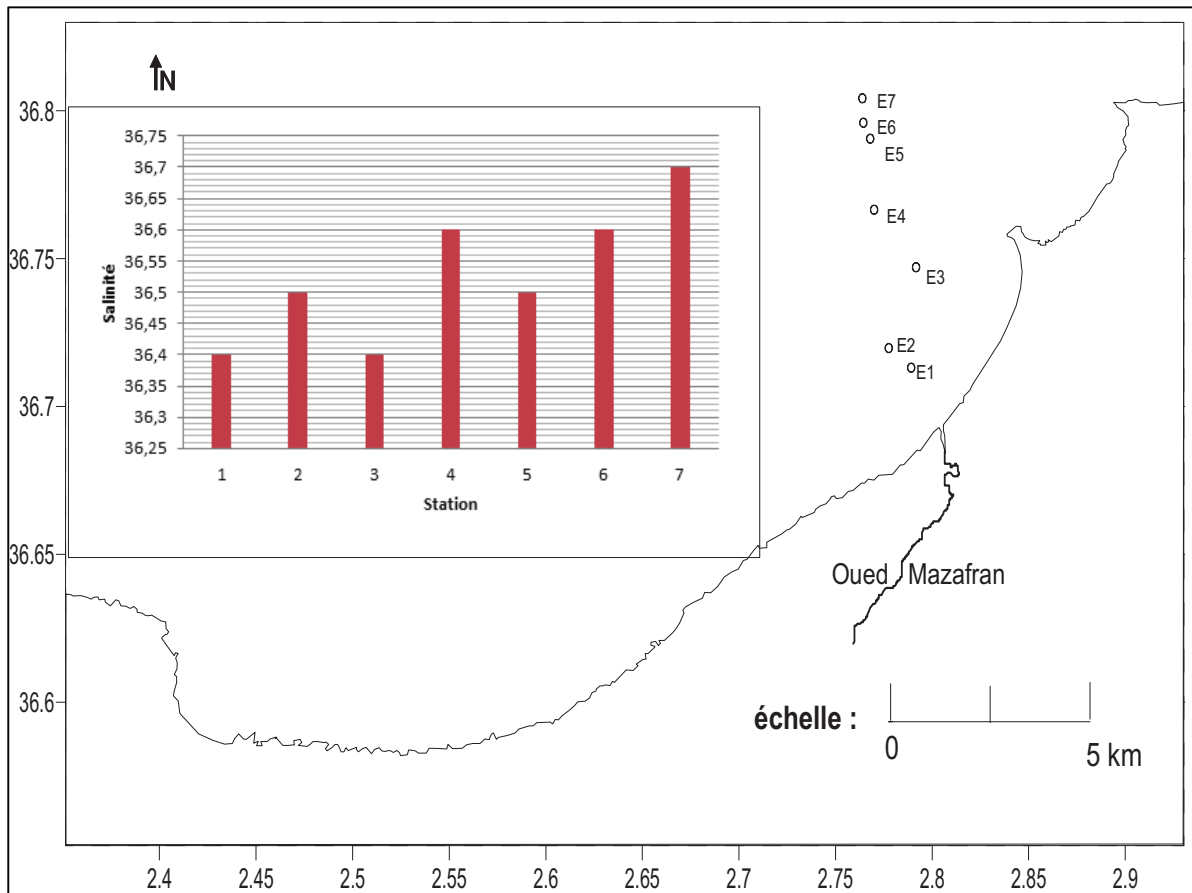


Figure 21 : Distribution de la salinité dans la baie de Bou-Ismaïl

4.1.3. Le pH

Les valeurs de pH mesurées dans l'ensemble des stations de prélèvements de l'eau de mer sont toutes supérieures ou égales à 8,20. Ces valeurs sont très comparables à la valeur moyenne du pH de l'eau de mer. La valeur minimale de 8,20 est relevée près de l'embouchure. Elle peut être considérée comme faible pour ce site et, ainsi, elle est affectée par les eaux continentales (eaux pluviales, rejets urbains et des différentes unités industrielles qui rejettent leurs déchets dans le bassin versant d'oued Mazafran sans aucun traitement). En allant vers le large, les valeurs de pH tendent à augmenter légèrement atteignant respectivement 8,24 et 8,25 aux stations 6 et 7.

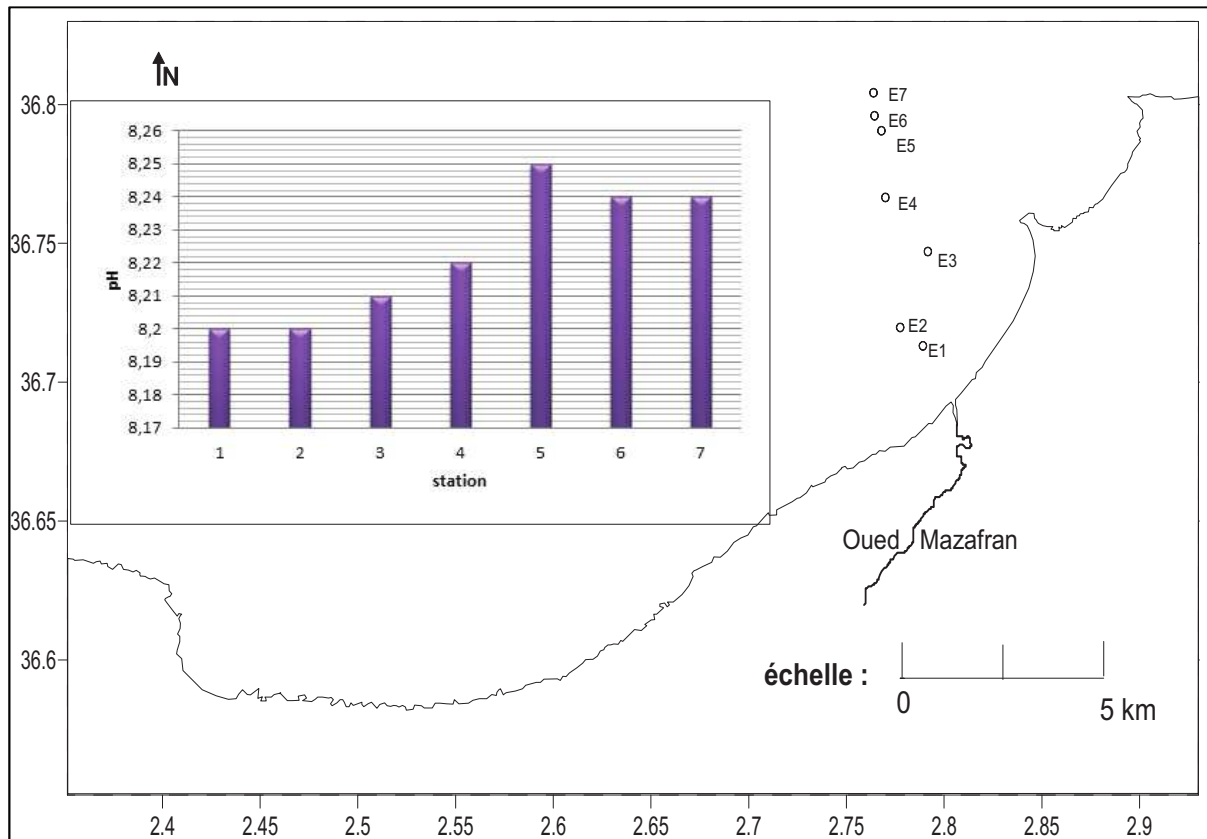


Figure 22 : Distribution du pH dans la baie de Bou-Ismaïl

4.1.4. L'oxygène dissous :

Les concentrations en oxygène dissous fluctuent entre 8,07 et 11 mg/l. D'après la répartition de ces valeurs, il s'avère que l'eau est moins oxygénée aux stations 1, 2 et 3, les plus proches de l'embouchure d'oued Mazafran par rapport à celles qui se trouvent au large où on a enregistré des concentrations de l'oxygène dissous de 10 et 11 mg/l aux stations 6 et 7.

L'oxygène dissous se diffère des autres paramètres physico-chimiques car, c'est un paramètre indicateur de pollution, qui nous renseigne sur l'état de santé d'un milieu. En effet, un milieu moins oxygéné est celui qui subit une consommation considérable de l'oxygène dissous par la présence d'une forte population microbienne, laquelle trouve toutes les conditions qui favorisent leur croissance exponentielle à savoir la matière organique issue des rejets urbains, domestique et industrielle parvenant à la mer par les différents oueds.

Les stations du large sont marquées par des concentrations élevées en oxygène dissous, ce qui peut nous conduire à dire que l'eau du large est plus propre par rapport à celle côtière, moins riche en oxygène dissous.

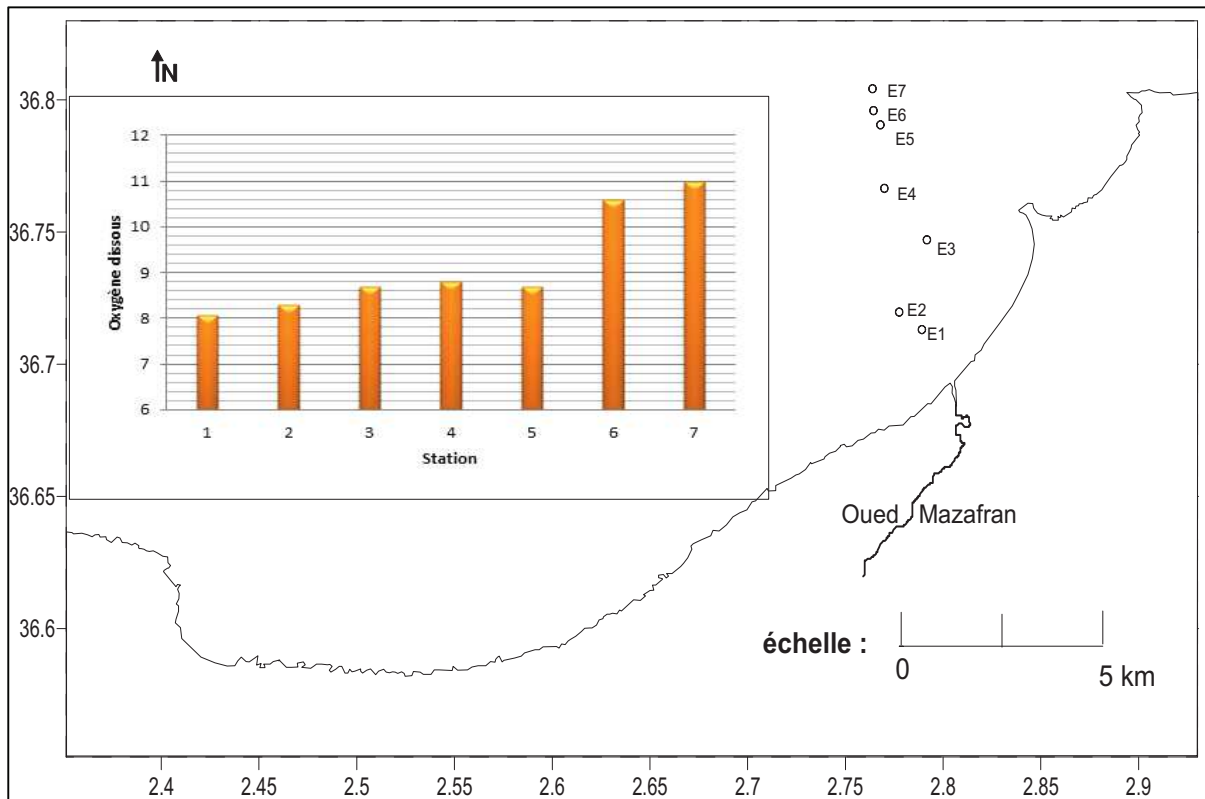


Figure 23 : Distribution de l'oxygène dissous dans la baie de Bou-Ismaïl

4.2. Les hydrocarbures polyaromatiques de l'eau de mer

L'ensemble des résultats des hydrocarbures polyaromatiques révèlent une faible présence des HPA en eau de mer de surface de la baie de Bou Ismaïl. Les valeurs varient dans un intervalle qui va de $0,37\mu\text{g/l}$ à $1,29\mu\text{g/l}$ avec une moyenne de $0,61\mu\text{g/l}$. La plupart des stations présentent des concentrations voisines de $0,4$ et $0,5\mu\text{g/l}$, très proches de la moyenne.

La forte valeur enregistrée à la station 7, située au large, très loin de l'embouchure d'oued Mazafran et de la côte, peut être due à une opération ponctuelle de relargage des composés pétroliers par les bateaux (eaux de calles, déballastage, lavage de citernes et fuites de moteurs) qui naviguent dans la baie ou au large.

L'analyse des résultats permet de constater que ceux de la première mission présentent une valeur assez élevée de $1,29\mu\text{g/l}$, alors que ceux de la deuxième mission ne dépassent guère la valeur de $0,87\mu\text{g/l}$. Ainsi, le rôle de l'hydrodynamisme peut être perceptible dans le transport des hydrocarbures polyaromatiques en milieu marin. En effet, en absence des actions des houles et des courants, les composés pétroliers déversés au large peuvent séjourner plus ou moins longtemps dans la zone région où ils sont rejetés.

Les concentrations en HAP sont généralement plus élevées en saison hivernale du fait de l'augmentation des activités de chauffage, de la diminution des mécanismes de dégradation, et de la baisse des températures (Odabasi et al., 1999). Bien que les concentrations relevées soient très faibles, cependant, elles ne renseignent pas l'état effectif de la biodisponibilité des contaminants polyaromatiques. En effet, la mémoire de l'eau est faible à une échelle

spatiotemporelle moyenne ou longue. En un temps donné, la concentration décelée dans une station n'est guère la même après un laps de temps très réduit. Ceci dépend de la l'importance de la dynamique des eaux et aussi des conditions météorologiques locales.

Le biofilm – micro-couche hydrophobe recouvrant la surface de l'eau et contenant une forte densité de micro-organismes, peut significativement influencer la distribution des HAP dans les systèmes aquatiques, et ainsi leur mobilité, temps de résidence ... Ce biofilm peut représenter un puits important des composés organiques, et être également le lieu d'une forte dégradation de ces molécules puisqu'ils sont riches en communautés microbiennes (Wicke et al., 2007).

Guitart et al. (2007) ont observé un enrichissement en HAP dans cette micro-couche de surface par rapport aux masses d'eau présentes en subsurface : 1,5 à 4,5 plus élevées dans les phases dissoutes et particulaires respectivement.

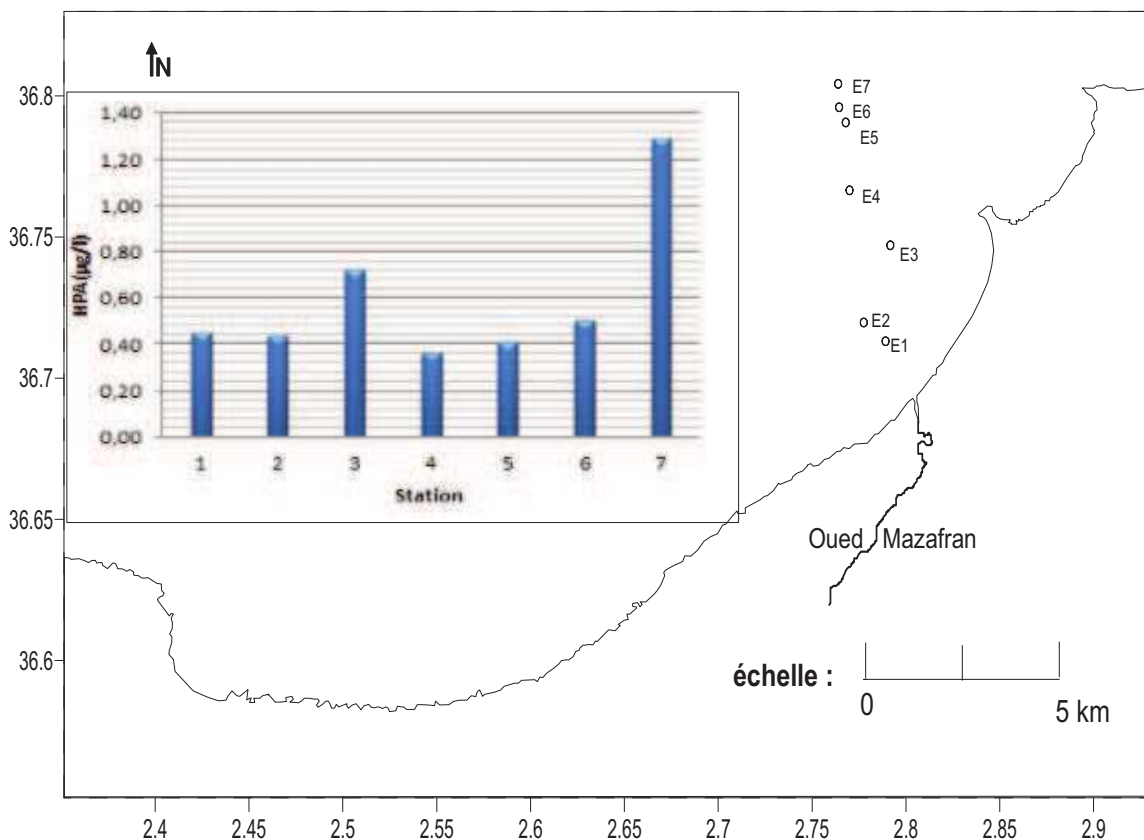


Figure 24 : Variation des HPA de l'eau de mer à la 1^{ère} mission.

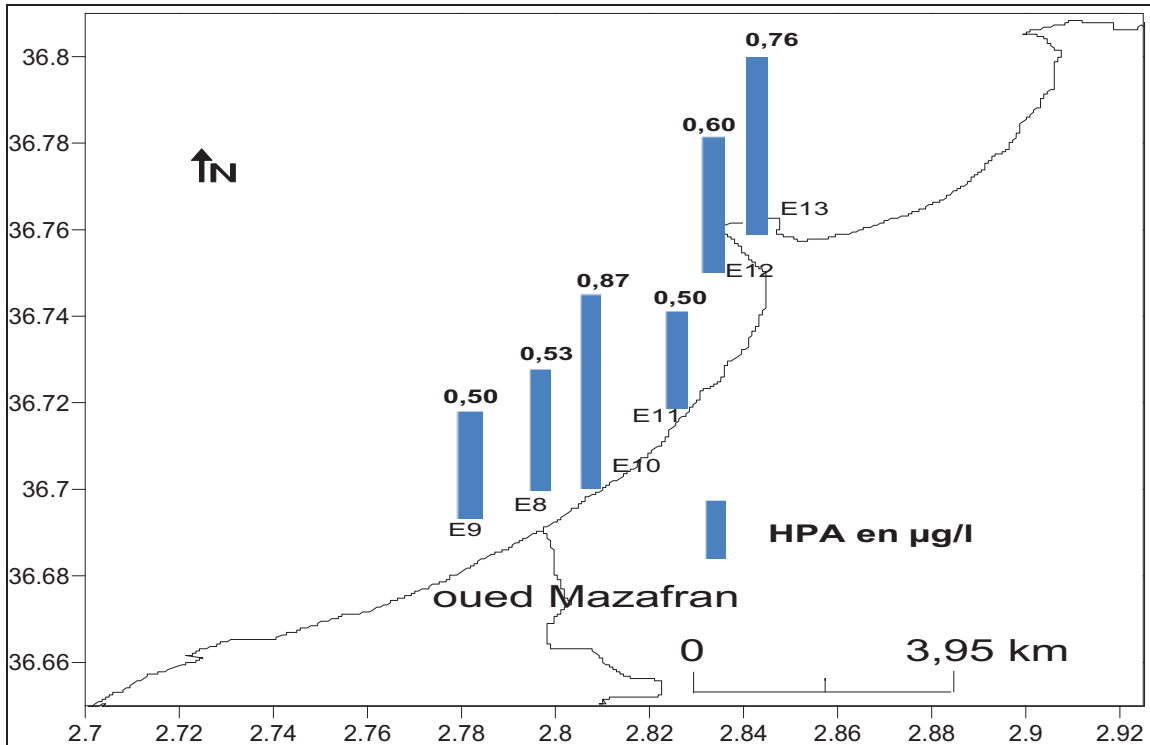


Figure 25 : Variation des HPA de l'eau de mer à la 2^{ème} mission.

4.3. Analyse corrélative :

4.3.1. Le Diagramme température –salinité

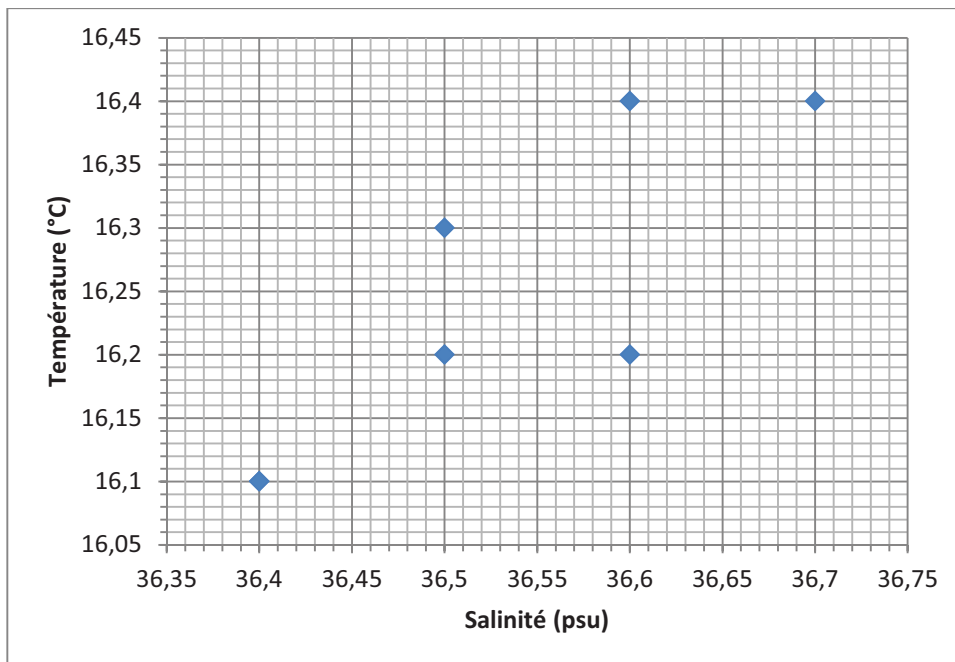


Figure 26 : Diagramme température - salinité

D'après le diagramme température –salinité, il existe une relation linéaire entre la température et la salinité de l'eau de mer. Il semble que les valeurs élevées de température de l'eau se concordent aux fortes valeurs de salinité, cette affinité est cohérente. Ainsi, la salinité de l'eau est affectée par la température et les apports d'eaux continentales (évaporation et précipitation). L'eau de notre zone d'étude présente, une salinité allant de 36,4 au 36,7 psu et une température qui varie de 16,1 au 16,4°C. Celles-ci caractéristiques des eaux côtières composées de l'eau atlantique modifiée "MAW" venant du large (déroit de Gibraltar) qui contient l'empreinte des eaux douces continentales.

Dans le diagramme de la figure (26), les points ayant les valeurs les plus basses de la température et de la salinité sont celles des stations côtières, alors celles ayant les températures et les salinités les plus élevées sont celles des stations du large.

4.3.2. Température-Oxygène dissous

D'après le diagramme température -oxygène dissous il s'avère que l'eau du large est plus oxygénée, néanmoins plus chaude, par contre, des faibles valeurs de températures ainsi que de l'oxygène dissous sont enregistrées près de l'embouchure d'oued Mazafran. On constate qu'il y a une certaine corrélation positive entre ces deux paramètres qui est l'inverse de la relation généralement observée entre eux. Ceci peut être dû au comportement des eaux côtières et les influences qu'elles subissent.

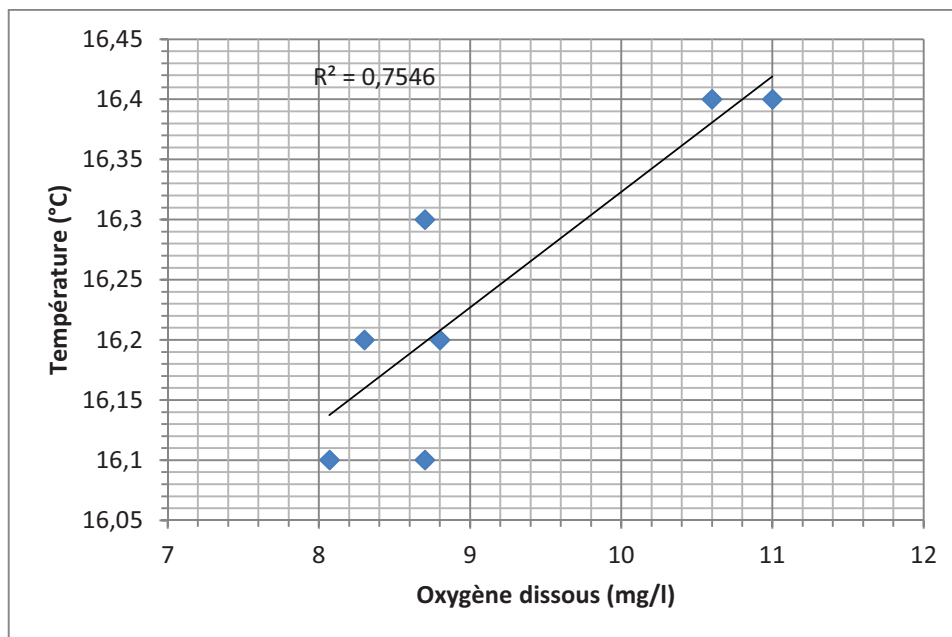


Figure 27: Diagramme température- oxygène dissous

4.3.3. Hydrocarbures polyaromatiques -Salinité :

D'une manière globale, il convient de noter la faible relation qui lie la salinité de l'eau de mer aux HPA (coefficient de détermination égale à 0,24) (figure 28). Néanmoins, Il apparaît que la forte concentration des HPA 1,29 µg/l relevée au niveau de la station 7 coïncide avec la valeur maximale de salinité 36,7 psu.

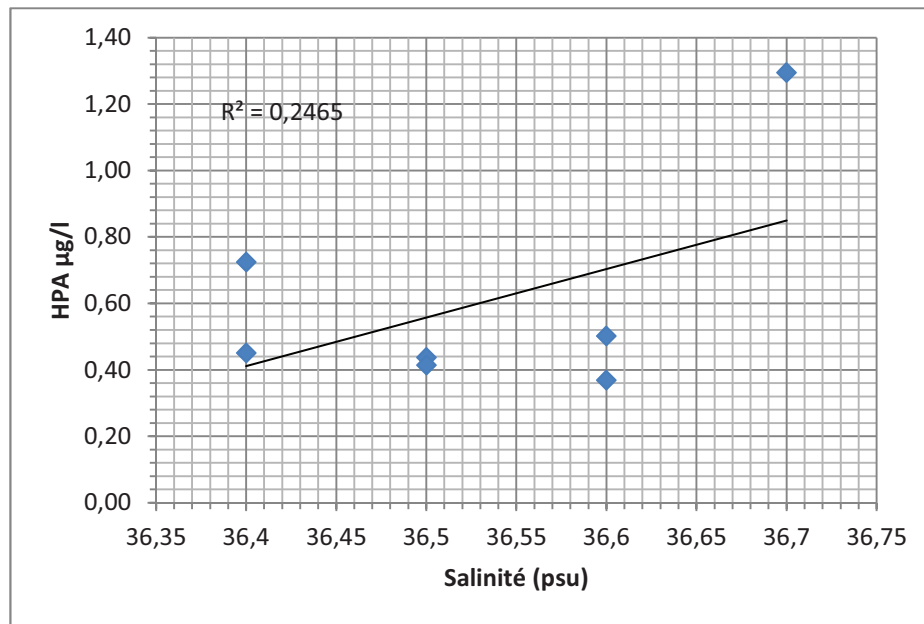


Figure 28 : Diagramme HPA-salinité

4.4. Les hydrocarbures polyaromatiques du sédiment marin

4.4.1. Distribution des HPA dans la carotte (C-I) (prélevée à 50 m de profondeur) :

La concentration maximale en HPA $1,82 \mu\text{g/g}$ est relevée à la première couche qui correspond à une épaisseur allant de 0 à 0,5 cm, le sédiment le plus récent. La valeur moyenne des HPA de cette carotte est de $0,96 \mu\text{g/g}$ avec un écart type de $0,5 \mu\text{g/g}$.

Ensuite, la valeur d'HPA tend à diminuer, atteignant la concentration de $1,31 \mu\text{g/g}$ à la deuxième couche comprise entre 0,5 et 1 cm. Cependant, au troisième niveau, la concentration des HPA réaugmente sensiblement de $0,11 \mu\text{g/g}$.

Une diminution très significative est enregistrée à la quatrième couche (allant de 2 à 3 cm), la concentration des HPA passe de $1,42$ à $0,52 \mu\text{g/g}$, soit une diminution de $0,9 \mu\text{g/g}$, tandis que, une augmentation de la concentration des HPA est relevée à la cinquième et sixième couche qui correspondent respectivement aux épaisseurs de 4 à 5 cm et 9 à 10 cm. Néanmoins cette augmentation est beaucoup forte à la cinquième couche que celle de sixième.

Quant aux deux couches les plus profondes, sept et huit, les valeurs d'HPA ont tendance à diminuer une autre fois où la valeur minimale est enregistrée à la base de la carotte.

Globalement, la distribution des HPA le long de la profondeur de la carotte manifeste une décroissance assez significative. Cette décroissance est perturbé par des fluctuations où la concentration réaugmente sensiblement pour marquer deux pics de concentration au niveau de 3 cm et 6 cm de profondeur.

La durée d'exposition des HPA à l'action dégradante des microorganismes marins affecte leur distribution sédimentaire verticale. Cependant, il est apparent que les couches sédimentaires

récemment formées présentent les valeurs d'HPA les plus élevées alors que celles les plus anciennes présentent les valeurs les basses. En effet, de nombreuses études ont mis en évidence que la biodisponibilité des composés hydrophobes(HPA) est inversement reliée au temps de contact de la molécule sur le substrat (Varanasi et al., 1985 ; Landrum et al., 1992 ; Loonen et al., 1997 ; Kukkonen et Landrum, 1998 ; Kraaij et al., 2001). Celle-ci peut être expliquée par l'action dégradante des HPA par les microorganismes durant une longue période.

Cette évolution marque certainement l'instabilité des flux de dépôts et de sédimentation des HPA avec le temps et, d'une manière plus importante, la dégradation des HPA et leur transformation par les processus diagénétiques avec le temps pendant l'enfouissement..

Lors du découpage de la carotte, on a observé quelques espèces de polychètes dans la couche allant de 3 à 7 cm, celles-ci peuvent servir à des lieux d'enfouissements des HPA au regard des faibles valeurs qu'y sont relevées, comme il a montré Franck Gilbert (1997).

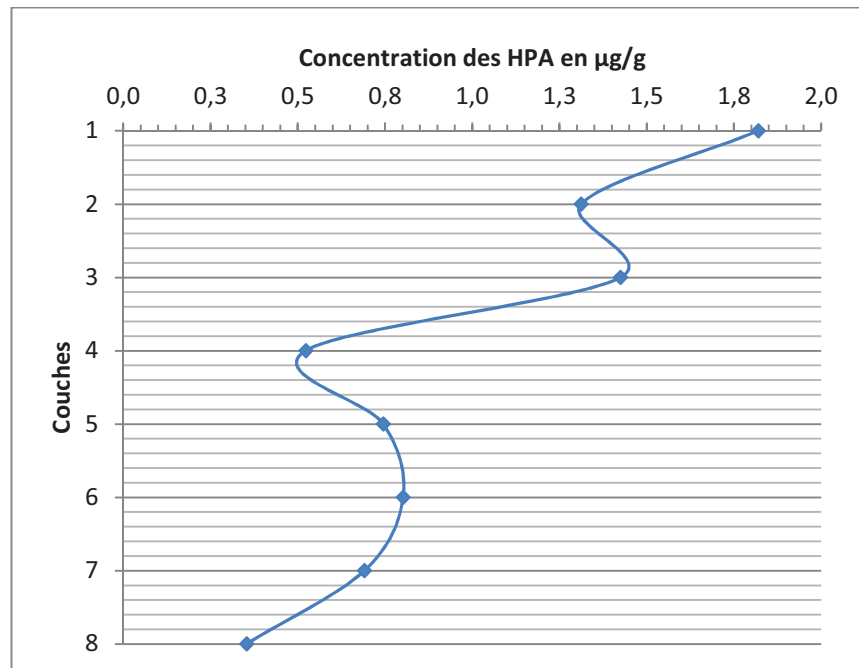


Figure 29 : Profil des HPA de la première carotte

4.4.2. Les Hydrocarbures polyaromatiques de la carotte C-II à 30 m de profondeur) :

Les concentrations des hydrocarbures polyaromatiques à cette carotte varient de 0,64 à 3,17 µg/g, avec une moyenne égale à 1,99µg/g et un écart type de 0,92 µg/g. La concentration maximale 3,17 µg/g est trouvée à la deuxième couche allant de 0,5 à 1 cm, contrairement à la première carotte où la concentration maximale est relevée dans la première couche sédimentaire.

La couche sédimentaire, la plus récente (0 à 0,5 cm) ainsi que la troisième (1 à 2cm) présentent un degré élevé de la contamination en HPA 2,78 et 2,81 $\mu\text{g/g}$. Ces valeurs ont tendance à décroître pour atteindre la valeur de 2,49 $\mu\text{g/g}$ à la quatrième couche sédimentaire.

De la cinquième couche jusqu'au sixième, l'allure de cette diminution est accélérée, une diminution de plus de 1 $\mu\text{g/g}$ par rapport à la quatrième couche est enregistrée. La valeur d'HPA s'accroît à la septième couche pour atteindre la valeur de 1,36 $\mu\text{g/g}$.

La couche sédimentaire profonde, à l'instar de la première carotte, garde toujours la propriété d'une séquestration assez faible des HPA, ce qui implique que les couches sédimentaires, les plus vieilles ont subies davantage l'action de dégradation. Divers processus de dégradation des HAP peuvent avoir lieu dans les sols : activités microbiennes, volatilisation, photolyse et oxydation. La dégradation microbienne semble être le processus principal de remobilisation des HAP (Zhang et al, 2006 ; Haritash et Kaushik, 2009).

La dégradation des HAP peut se faire par les organismes procaryotes (bactéries) et eucaryotes (fungi). La capacité de ces micro-organismes à dégrader les HAP varie, cependant, d'une espèce à une autre (Zhang et al, 2006). Les HAP de faible poids moléculaire sont généralement oxydés de manière totale en CO_2 et molécules d'eau, alors que la dégradation des HAP de plus haut poids moléculaire est partielle, conduisant à la formation de divers métabolites (Volkering et Breure, 2003).

La plupart des bactéries métabolisent les HAP en condition aérobie (Neff, 1979). La dégradation microbienne peut toutefois avoir lieu dans des sédiments anoxiques dès lors que les ions nitrates ou sulfates et le dioxyde de carbone peuvent remplacer l'oxygène en tant qu'accepteurs d'électrons (Meckenstock et al, 2004 ; Zhang et al, 2006).

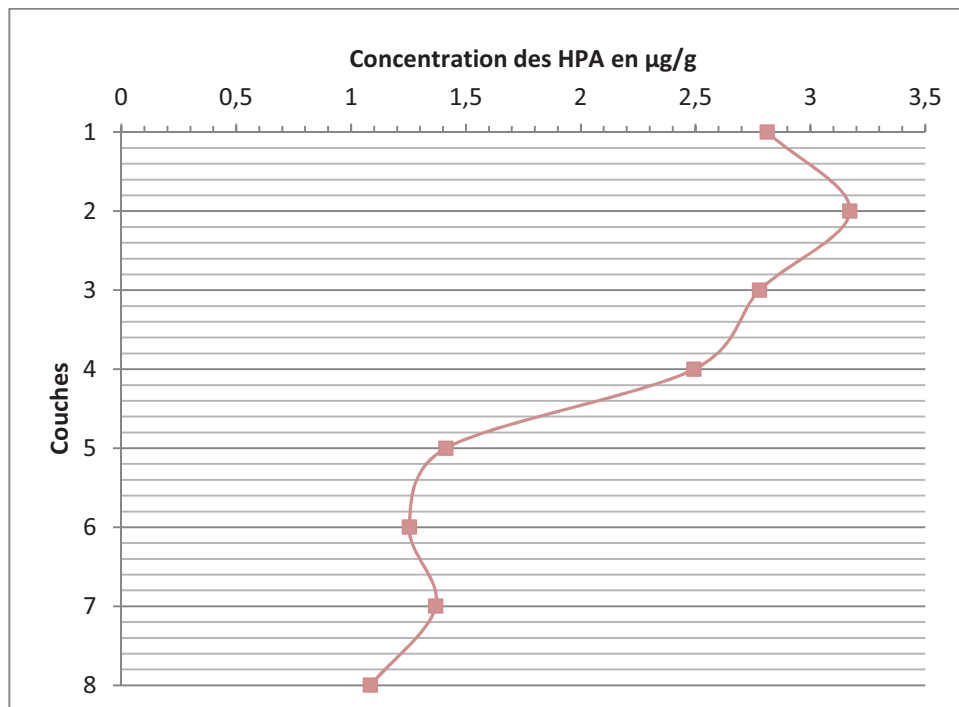


Figure 30 : Profil des HPA de la deuxième carotte

4.4.3. Les hydrocarbures polyaromatiques du sédiment superficiel :

4.4.3.1. La première mission (21 Décembre 2010) :

Les valeurs d'HPA du sédiment superficiel prélevé le long de la radiale de l'embouchure d'oued Mazafran -le large, sont assez homogènes à l'exception de la station 3. Celles-ci varient de 0,301 à 1,29 $\mu\text{g/g}$ avec une moyenne de 0,87 $\mu\text{g/g}$ et un écart type de 0,298 $\mu\text{g/g}$. En effet, la concentration maximale est relevée à la station 8 qui se situe au large à une profondeur de 88 mètres tandis que la teneur la plus faible est enregistré à la station 3 qui se trouve à environ de 3 Km de l'embouchure d'oued Mazafran.

Les sources éventuelles des hydrocarbures polyaromatiques dans notre zone d'étude sont, tout d'abord, les rejets urbains et industriels par l'industrie des peintures, industrie de transformation de plastique et production des produits d'emballage, l'industrie de la céramique la poterie ... Ces déchets industriels sont déversés dans l'oued Mazafran sans traitement au préalable. (voir tableau 9 page 36).

Ces apports sont très importants surtout en période hivernale, car l'introduction des HPA en milieu marin est favorisée par les eaux de pluie. Aussi, les matières organiques végétales acheminées par les cours d'eaux constituent une source non négligeable d'introduction des HPA en milieu marin. D'autre part, les déversements des hydrocarbures en pleines mer par le trafic maritime constituent une voie potentielle d'introduction des HPA dans le sédiment marin après leur décantation.

Il semble que la majorité des valeurs des HPA sont au voisinage de la valeur de 1 $\mu\text{g/g}$, à l'exception des valeurs observées dans les stations de 3, 7 et 9 où les concentrations sont de 0.30, 0.68 et 0.59 $\mu\text{g/g}$ respectivement. La profondeur des stations 7 et 9 est supérieure à 40 m avec un sédiment ayant une granulométrie du sable grossier alors que la station 3(sable moyen) se trouve proche de l'embouchure de l'oued Mazafran (en face celui-ci).

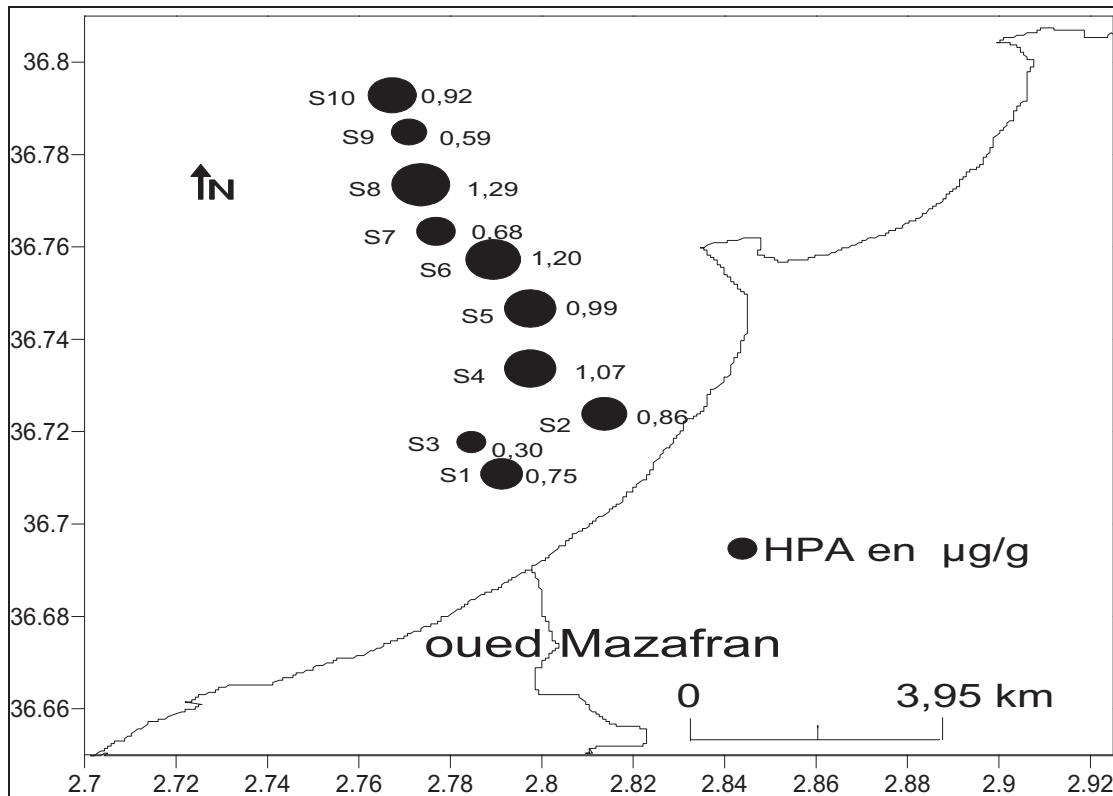


Figure 31 : Variation des HPA du sédiment superficiel de la première mission

4.4.3.2. Les Hydrocarbures polyaromatiques de la deuxième mission (12 Mai 2011) :

Le sédiment prélevé par la benne, le même procédé que celui de la première mission, présente une valeur moyenne des HPA $1,14\mu\text{g/g}$ un peu plus élevée que celle de la radiale où on a enregistré une concentration moyenne de $0,84\mu\text{g/g}$. Les valeurs d'HPA sont comprises entre $0,99$ et $1,34\mu\text{g/g}$. Cette dernière représente la teneur maximale rencontrée au niveau de la station 12 qui est située devant l'embouchure de l'oued. Cependant, la valeur minimale de $0,99\mu\text{g/g}$ est observée au niveau des stations 11 et 14.

La station 11 qui se trouve devant l'embouchure d'oued Mazafran manifeste le niveau de contamination le plus faible $0,992\mu\text{g/g}$. Elle est localisée juste à l'Est de la station 12 ayant la concentration maximale de $1,34\mu\text{g/g}$. Cette répartition hétérogène localement peut être expliquée par la nature des sédiments, leur hétérogénéité en cet endroit (embouchure de l'oued) et leur capacité à adsorber et retenir les hydrocarbures.

Près de la côte, les stations allant de l'embouchure d'oued Mazafran jusqu'à la presque île de Sidi Fredj, sont exposées davantage aux effets combinés des rejets des hydrocarbures via non seulement d'oued mais aussi les agglomération (centres touristiques), les embarcations, notamment de plaisance surtout en période estivale ... En effet, eu égard aux résultats des deux campagnes, il ressort que, le secteur côtier, ayant les teneurs les plus élevées, est exposé davantage aux sources de contamination en HPA que celui du large.

On aperçoit une disparité des résultats des HPA du sédiment prélevé par carottier avec celui prélevé par benne. Il s'avère que le sédiment issu de la carotte est plus riche en HPA que celui prélevé par la benne. Ce mode de prélèvement (la benne) entraîne une modification de la structure du sédiment, la perte des particules de surface et des composés très hydrosolubles ou volatiles (Burton, 1992), ainsi que la difficulté de séparer entre le sédiment oxygène de celui anoxique. Ainsi, le carottage est la méthode la moins perturbatrice, elle permet de conserver le profil du sédiment. Cependant, son utilisation est limitée par la couche d'eau à traverser, par la dureté du sédiment (trop sableux) et par la quantité de sédiment à prélever.

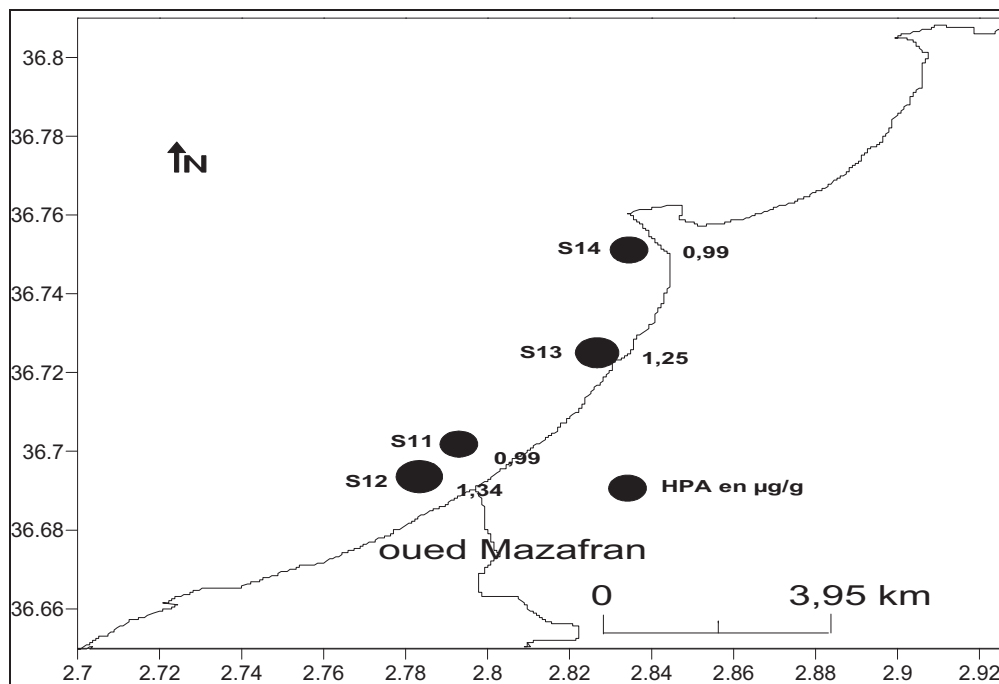


Figure 32 : Variation des HPA du sédiment superficiel de la deuxième mission

4.5. Comparaison statistique des résultats des Hydrocarbures polycycliques aromatiques

Par souci d'évaluer l'homogénéité ou l'hétérogénéité de nos résultats d'analyse des HPA d'eau de mer ainsi que le sédiment, des comparaisons de deux moyennes ont été effectuées, entre les résultats de même procédé d'échantillonnage, soit les deux carottes et les bennes prélevées en deux missions. De même les concentrations d'HPA du sédiment de deux procédés d'échantillonnages (carotte et benne) seront traitées.

Enfin, une comparaison entre les résultats des HPA des deux matrices traitées (eau et sédiment) a été menée. Cependant, on a voulu apprécier la matrice à laquelle le degré de contamination des HPA est plus élevé, donc la matrice qui nous renseigne davantage les informations sur la disponibilité ou l'absence d'un contaminant organique.

Cette comparaison se fait par les intervalles de confiance. L'homogénéité de deux échantillons peut être testée une fois les intervalles de confiance des moyennes déterminés des deux

échantillons dont les moyennes m_1 et m_2 et les écart type e_1 et e_2 . Considérons sur un graphe la disposition des intervalles ainsi que celle des moyennes respectivement. Trois cas sont possibles :

- a) Les intervalles de confiance de moyennes m_1 et m_2 sont disjoints : on pourra dire que la différence entre m_1 et m_2 est significative au taux de sécurité de 95% ($t=1,96$)
- b) Il y a un chevauchement entre les intervalles de confiance : la moyenne m_1 est comprise dans l'intervalle de confiance de m_2 , de même que la moyenne m_2 est comprise dans l'intervalle de confiance de m_1 . On dira qu'il n'y a pas de différence significative au taux de sécurité de 95% entre m_1 et m_2 .
- c) Il y a chevauchement des intervalles de confiance mais m_1 n'appartient pas à l'intervalle de confiance de m_2 et m_2 n'appartient pas à l'intervalle de confiance de m_1 . Dans ce cas on ne peut rien dire car il y a une incertitude, on utilise alors le test de l'écart réduit.

Le principe de ce test (écart réduit) consiste à supposer qu'il n'existe aucune différence entre les résultats d'analyse des HPA (hypothèse nulle), donc la différence de deux moyennes égale à 0. La formule de l'écart réduit pour un nombre d'échantillon supérieure à 30 s'écrit comme suit :

$$\varepsilon_{cal} = \frac{|m_1 - m_2|}{\sqrt{\frac{var1}{n1} + \frac{var2}{n2}}} \quad (5)$$

Avec :

m_1 et m_2 des concentrations moyennes des HPA, $var1$ et $var2$ sont des variances et n_1 , n_2 sont des nombres des échantillons analysés.

ε_{cal} à l'aide de la formule est comparé à 1,96 au taux de sécurité de 95%.

Lorsque $\varepsilon_{cal} < 1,96$ alors l'hypothèse nulle est acceptée. Donc la différence observée n'est pas significative, au taux de sécurité de 95%.

A l'inverse, si $\varepsilon_{cal} > 1,96$ alors l'hypothèse nulle est rejetée, on dit que la différence observée est significative, au taux de sécurité de 95%.

Lorsque le nombre d'échantillon inférieure à 30 on applique le test de Student, on calcule :

$$t_{obs} = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sigma^* \sqrt{\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}}} \quad \text{avec} \quad \sigma^{*2} = \frac{(n_1 - 1) \sigma_1^{*2} + (n_2 - 1) \sigma_2^{*2}}{n_1 + n_2 - 2} \quad (6)$$

La table de la fonction de répartition de la variable de Student nous fournit $t_{0,95}$
 Si $t_{obs} < t_{0,95}$ donc l'hypothèse nulle est acceptée, sinon H_0 est rejetée.

4.5.1. les deux carottes :

Tableau 13 : Comparaison des résultats des HPA de deux carottes

		Carotte 1	Carotte 2
Effectif		8	8
Moyenne	µg/g	0,959	1,992
Ecart Type		0,50	0,93
Minimum		0,35	0,64
Maximum		1,82	3,17

$$Ic = m \pm \frac{T e}{\sqrt{n-1}}$$

$$Ic1: [1,32, 0,58]$$

$$Ic2: [2,68, 1,30]$$

Il semble que m_1 n'appartient pas à Ic_2 , de même m_2 n'appartient pas à Ic_1 . Cependant, il y a un petit chevauchement des intervalles de confiance, en l'occurrence, on fait appelle au test de Student.

$$t_{obs} = 3,26 \text{ et } t_{0,95} = 2,14$$

t_{obs} étant supérieure à $t_{0,95}$, par conséquent, une différence significative existe entre les résultats des HPA des deux carottes. Ainsi, la deuxième carotte est plus riche en contaminants HPA. D'ailleurs, toutes les concentrations des HPA dans les différentes couches sédimentaires sont supérieures à celles de la première carotte.

Il est très logique de trouver ce résultat, car la carotte est prélevée dans une zone peu profondes (30 mètre) et plus proche de l'embouchure d'oued Mazafran comparée à la première carotte qui se trouve, à une profondeur importante (50 mètre) et très lointaine de l'effet d'oued Mazafran.

Le niveau de contamination élevé des HPA relevé à cette carotte, peut expliquer par la forte vitesse de sédimentation du fait de l'importance de débit solide et liquide surtout en saison hivernale caractérisée par une forte pluviométrie qui facilite le transport du sédiment et les contaminants HPA vers la mer. Ainsi, les couches sédimentaires de la deuxième carotte sont plus récentes que celles de la première. En effet, elles ont subi moins la dégradation des HPA par les différents phénomènes, par conséquent toutes les couches sédimentaires de la deuxième carotte sont plus riches en HPA.

Lorsque les HPA parviennent au milieu marin, ils sont essentiellement adsorbés sur le matériel particulaire et associés à la matière organique du fait de leur faible solubilité. Les HAP vont être ensuite acheminés vers les fonds par décantation des particules. La masse sédimentaire constitue ainsi le réservoir majeur des composés hydrophobes (Neff, 1979).

4.5.2. Les bennes de deux missions

Tableau 14 : Comparaison des résultats des HPA du sédiment de deux missions.

		1 ^{ère} Mission	2 ^{ème} Mission
Effectif		10	4
Moyenne	µg/g	0,870	1,145
Ecart Type		0,30	0,18
Minimum		0,3	0,99
Maximum		1,29	1,34

Ic1 : [0,67 , 1,06]

Ic2 : [0,94 , 1,34]

m1 n'appartient pas à Ic2 et m2 n'appartient pas à Ic1, mais, il a un chevauchement entre les deux intervalles de confiance. Comme pour le premier cas, on fait recours au test de Student.

De même, $t_{obs} = 2,98$ et $t_{0,95} = 2,179$. Ainsi, les concentrations moyennes des HPA du sédiment prélevé par la benne, de la radiale (l'embouchure d'oued Mazafran jusqu'au large) et le secteur côtier Est d'oued Mazafran, présentent une différence significative. En effet, les résultats des HPA de la deuxième mission reflètent des niveaux de contaminations élevés comparé à ceux de la première mission.

Les stations de prélèvement de la deuxième mission, situées à l'Est d'oued Mazafran, très proche de la côte, sont plus exposées à une contamination par les HPA que les stations du large, car elles subissent des effets combinés des effluents, d'oued Mazafran, des agglomérations côtières ainsi que les rejets des navires de toute nature : pêche, petite embarcation de plaisance qui circulent, près de la côte et les grands navires au large.

4.5.3. Sédiment superficiel et la carotte :

Tableau 15 : Comparaison des résultats des HPA du sédiment superficiel et la carotte

		Sédiment sup	Carotte
Effectif		14	16
Moyenne	µg/g	0,94	1,47
Ecart Type		0,29	0,90
Minimum		0,30	0,35
Maximum		1,34	3,17

Les concentrations des HPA du sédiment prélevé par le carottier sont plus élevées que celles du sédiment prélevé par la benne, eu égard de $\varepsilon_{cal} = 2,22$, soit supérieure à la valeur théorique 1,96.

D'ailleurs, le sédiment, de la station 3 (benne) et la deuxième carotte sont prélevés dans un même site, tandis que, les résultats d'analyse des HPA sont totalement différents. Cependant, la valeur moyenne des HPA de la carotte est supérieure à celle de la benne. Ceci peut

s'expliquer par la perturbation du profil sédimentaire au moment de la remontée de la benne ou encore à la prise d'un échantillon d'une couche plus profonde dont le degré de contamination par les HPA est plus faible.

Il s'avère que le carottage est la méthode du prélèvement la plus appropriée pour l'analyse des composés pétroliers dans le sédiment marin. Cependant, ce procédé présente des désavantages dans certains cas tels que dans le cas des fonds rocheux et sableux et aussi la quantité du sédiment récupérée est insuffisante.

4.5.4. Sédiment et l'eau

Tableau 16 : Comparaison des résultats des HPA de l'eau et le sédiment marin

	Sédiment ($\mu\text{g/g}$)	Eau ($\mu\text{g/l}$)
Effectif	30	13
Moyenne	1,23	0,61
Ecart Type	0,73	0,25
Minimum	0,3	0,37
Maximum	3,17	1,29

$Ecal = 4.12$, étant supérieur à 1.96. Ainsi, une différence significative est relevée entre les moyennes des concentrations des HPA du sédiment et l'eau de mer.

L'eau de mer présente des teneurs très faibles du fait, d'une part, de la faible solubilité des HPA, la densité importante de la plupart de ces composés fait que ceux-ci se décantent vers le fond marin ou vers un niveau où l'eau aura la même densité que les HPA. D'autre part leur caractère hydrophobe ne leur permet pas de persister dans la colonne d'eau, donc ils sont adsorbés par la matière organique et la matière en suspension, lors de leur sédimentation pour rejoindre le fond.

Le sédiment marin enregistre mieux que l'eau le degré de contamination par les HPA dans l'écosystème marin. Néanmoins, il donne peu d'informations sur sa « qualité biologique ». Pour mieux appréhender cette dernière, il est plus approprié d'utiliser les réponses d'organismes vivants : les bio-indicateurs. De même, l'étude des HPA dans les organismes benthique constitue un bon indicateur pour les questions qui relèvent la bioaccumulation et la dégradation de ces contaminants dans la chaîne trophique.

4.6. Comparaison de nos résultats hydrocarbures polyaromatiques avec ceux antérieurs :

Les études des composés pétroliers dans le milieu marin sont assez rares voire inexistantes dans certaines régions, car celles-ci reposent sur un traitement, très délicat, lent et requière plusieurs étapes (traitement très chère) sans oublier de prendre tout le soin de garder les échantillons loin de toute source, soit d'une contamination ou d'une perte de ces contaminants du prélèvement jusqu'à leurs analyse.

Cependant, Sellali (1996) a fait un énorme travail sur les hydrocarbures sur la côte centre et Ouest Algérienne. À fin d'établir l'évolution ainsi que la variabilité des résultats des deux matrices (eau et sédiment) de notre étude avec ceux de Sellali (1996), une comparaison est menée.

Tableau 17 : Comparaison de nos résultats HPA avec ceux de Sellali (1996)

	La région	Date	Concentration moyenne des HPA	Valeur Min	Valeur Max
Eau (µg/l)	Baie d'Alger	31-Mars-88	2,48	1,08	4,62
		20-Janv-89	2,47	0,35	5,74
	Notre analyse (baie de Bou Ismail)	Décem-2010 Mai- 2011	0,61	0,37	1,29
Sédiment (µg/g)	Baie d'Alger	Nov-88	9,81	3,68	30
		Janv-89	12,64	-	-
		Mai-89	11,77	1,23	36,06
	Baie de Bou Ismail	1988	-	0,106	5,937
	La région de Ténès	1990	1,35	0,96	1,78
	Golf d'Arzew	Mars-90	1,746	-	-
	Golf d'Oran	1990	-	1,45	2,95
	Présent travail (baie de Bou Ismail)	Décembre 2010 Mai 2011	1,23	0,3	3,17

À la lumière de ces résultats, il convient de noter que la concentration moyenne des HPA de l'eau de mer de la présente étude est très faible comparée à celle de la baie d'Alger en différentes périodes (mars 1988, 20 janvier 1989 et 5 mai 1989). De même, la contamination minimale et maximale sont très réduites. On a enregistré des concentrations des HPA comprises entre 0,37 et 1,29 µg/l, par contre, Sellali (1996) a trouvé des résultats qui varient de 0,35 à 5,74µg/l en trois périodes différentes, soit supérieures de 3 à 4 fois notre résultat d'analyse.

Quant au sédiment marin, les résultats relevés à la baie de Bou Ismail en 1989 sont légèrement élevés (5,937 µg/g) à ceux de cette présente étude dont les valeurs des HPA ne dépassent pas 3,17µg/g. Néanmoins, la valeur minimale relevée est importante de 0,3 µg/g, soit environ trois fois supérieure.

Le résultat d'HPA du sédiment de notre étude est très comparable à ceux du Golf d'Oran et d'Arzew ainsi que la région de Ténès. En effet, toutes les valeurs moyennes sont inférieures à 2µg/g. De même, les valeurs maximales sont assez homogènes et varient très peu de 1,78 à 3,17µg/g. Ces résultats signifient que les zones de la baie de Bou Ismail, la région de Ténès, le Golf d'Arzew et le Golf d'Oran sont affectées du même niveau de contamination, suite d'une part aux rejets anthropiques qui atteignent le milieu marin par les cours d'eau et d'autre part par les rejets des hydrocarbures en milieu marin volontaires ou accidentelles.

Il est apparent que le sédiment de la baie d'Alger est plus riche en contaminants HPA en trois périodes différentes dont la concentration moyenne fluctue de 9,81 à 12,64 µg/g, soit 8 à 10 fois la valeur relevée aux autres zones (tableau 17). Cependant, le degré fort de la

contamination des HPA à la baie d'Alger comparé à celui de la baie de Bou Ismail est justifié par, l'importance des rejets de l'oued El Harrach qui draine les effluents urbains et surtout industriels issus des unités qui se localisent à proximité du bassin versant de ce oued, sans aucun traitement préalable, ainsi que les eaux de calles des bateaux (volontaires ou fuites) du fait de l'intensité du trafic maritime qui caractérise la zone de baie d'Alger.

4.7. Corrélation hydrocarbures polyaromatiques matière organique :

4.7.1. La carotte C-I (à 50 m de profondeur) :

D'après le diagramme de corrélation entre les HPA et matière organique, l'affinité entre ces deux paramètres est quasiment inexistante, car le facteur de détermination (R^2) qui apprécie le degré de liaison de deux paramètres est de 0,0604. Néanmoins, deux groupes sédimentaires s'individualisent par des tendances totalement opposées. En effet, le premier groupe comprend les couches 3, 6, 7 et 8, où une forte corrélation est observée (facteur de détermination $R^2 = 0,97$). La variation des HPA est proportionnelle au pourcentage de la matière organique (la concentration des HPA du sédiment augmente avec l'augmentation du pourcentage de la matière organique).

L'hypothèse établie par plusieurs auteurs, entre autres Leaute (2008) qui a montré l'existence d'une affinité entre la disponibilité des HPA et la matière organique. Tandis que, cette tendance est inversée pour les couches 1, 2, 4 et 5 où on a enregistré des faibles valeurs d'HPA qui concordent aux forts pourcentages de la matière organique.

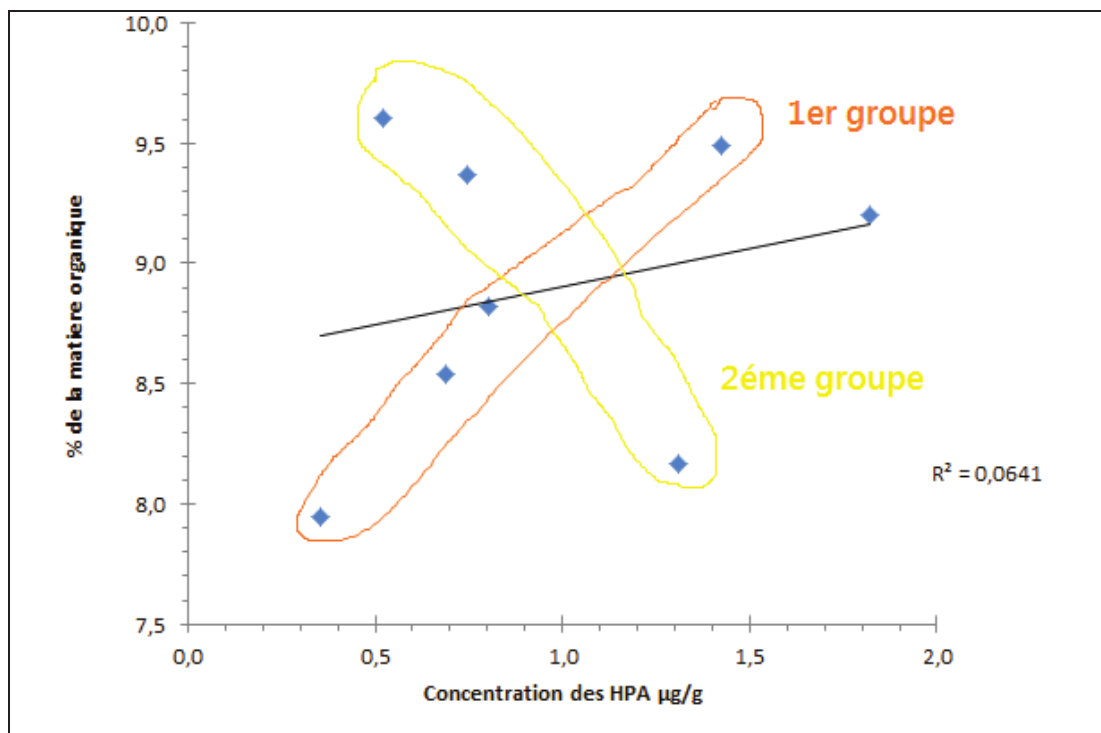


Figure 33 : Diagramme HPA-matière organique de la carotte (C-1).

4.7.2. La carotte C-II (à 30 m de profondeur) :

D'après le diagramme HPA-matière organique, il avère qu'il n'existe pas de relation significative entre la concentration des HPA et le pourcentage de la matière organique, car le coefficient de corrélation r est très proche de 0, à l'exception de la première couche sédimentaire, où on a enregistré un niveau maximum de contamination par les HPA qui s'accorde avec un taux élevé en matière organique. Quant aux autres couches, on a relevé des fortes concentrations des HPA avec des pourcentages faibles de matière organique, c'est le cas des couches supérieures 2,3 et 4.

Au contraire, les couches les plus profondes telles que 6,7 et 8 sont très riches en matière organique par contre, pauvres en HPA.

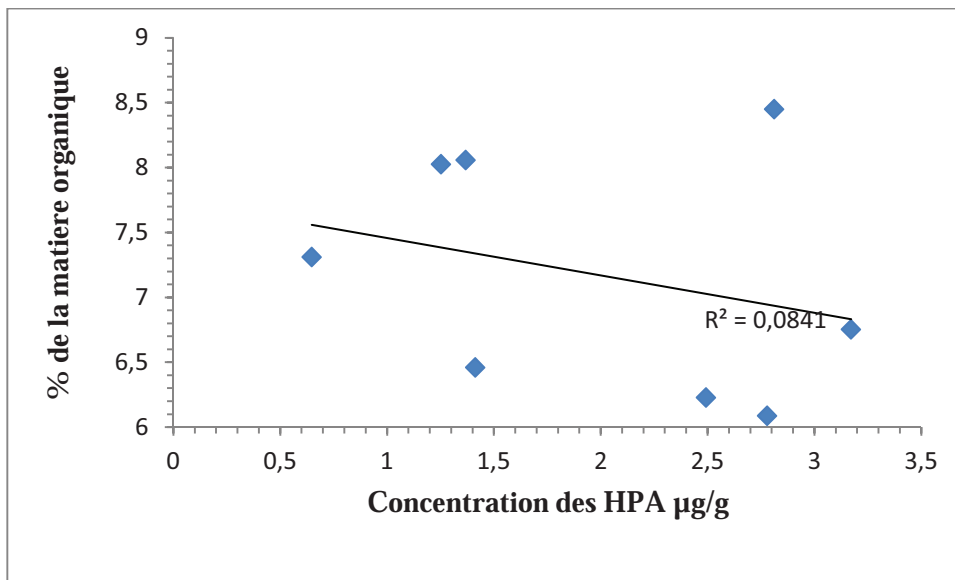


Figure 34 : Diagramme HPA-matière organique de la carotte C-II.



*Conclusion
Générale*

L'objectif de la présente étude est d'apprécier le degré de contamination par les hydrocarbures polyaromatiques dissous et dispersés dans l'eau de mer de surface de la baie de Bou-Ismaïl. A cet effet, deux missions océanographiques menées pendant deux périodes différentes ont permis l'acquisition de nouvelles données pour les HPA dans deux matrices, l'eau et le sédiment.

Les résultats obtenus montrent une faible disponibilité des hydrocarbures polyaromatiques dans l'eau de mer prélevée près de la côte (autour de 0,45 µg/l). Au contraire, le large est marqué par un degré de contamination des HPA très fort (1,29 µg/l). Ce résultat peut expliquer par le trafic important des bateaux notamment par les pétroliers, qui larguent dans les eaux leurs ballasts, les eaux de calles ... au large.

La dispersion de ces composés dans l'eau de mer dépend fortement de leurs caractéristiques, des conditions locales et météorologiques.

D'autre part, la densité de la plupart des hydrocarbures polyaromatiques est supérieure à celle de l'eau de mer, ce qui fait que ces composés vont subir une sédimentation vers le fond et ils ne restent en eau de surface que ceux les plus légers.

Les résultats d'analyses des HPA, de la présente étude, nous ont révélé que le sédiment marin est assez chargé en ce contaminant que l'eau de mer pour un même site de prélèvement. Celui-ci caractérisé par une stabilité plus importante que celle de l'eau, ce qui lui permet de piéger et d'emmagasinier ces composés pendant long temps.

Néanmoins, la fixation et le stockage des HPA dans le sédiment marin obéissent à plusieurs facteurs qui sont liés non seulement aux propriétés physicochimiques des HPA, mais aussi à la granulométrie (taille des grains). En effet, le sédiment fin est caractérisé par une importante aptitude à intégrer et stocker ce contaminant organique, contrairement au sédiment grossier.

Outre, l'abondance des espèces animales et végétales, les courants marins et les conditions météorologiques sont des facteurs qui participent à modification de la disponibilité des HPA dans l'eau et dans le sédiment.

Les résultats des HPA des deux carottes sédimentaires nous ont permis de suivre l'évolution verticale de la concentration des HPA. en effet, le sédiment de surface (le plus récent) est plus contaminé par les hydrocarbures, tandis que, les couches sédimentaires profondes (plus vieilles) caractérisées par un faible degré de contamination à cause soit d'une faible disponibilité des HPA en moment de sédimentation des particules sédimentaires et/ou par l'action dégradation HPA par les processus diagénétiques.

A l'avenir, pour l'approfondissement de ce travail, nous recommandons :

- De réaliser l'analyse des HPA le long d'une radiale côte – large durant la même saison, ce qui permettra d'avoir un état saisonnier, de connaître les sources de pollution et d'apprécier les niveaux de contamination saisonniers.
- De réaliser l'analyse des HPA le long d'un profil vertical (le long de la colonne d'eau de mer), ce qui permettra d'estimer l'importance des flux.

- De faire la datation des différents niveaux le long d'un log sédimentaire, ce qui permettra d'apprécier l'âge relatif des contamination en HPA et leur historique.



Bibliographie

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), 1995. Toxicological profile for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service.

Amiard J-C., 2005. Les déversements de pétrole- conséquences pour l'environnement littoral, intervention orale au cours du séminaire de master 2, GIZC.

Atlas, R.M., 1981. Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbial Reviews* 45, 180-209.

Balci A., 1994. Hydrocarbons contamination of surface sediment of Candarli Bay Eastern Aegean. *Chimica Acta Turcica*.22, pp. 157-160.

Ballou T, Hess S, Getter C et Sleeter T., 1987. Final result of API tropics oil spill and dispersant use experiments in Panama, Washington, 634 p.

Bauschlicher C. W., Ricca A., 2000. Mechanisms for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) growth. *Chemical Physics Letters*, 326, 283-287.

Bertrand, J.C. et Mille, G., 1989. Devenir de la matière organique exogène. Un modèle: les hydrocarbures. In: Bianchi, M., Marty, D., Bertrand, J.C., Caumette, P. et Gauthier, M.J. (Eds.), *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques*. Masson (Paris), Chapitre 13, pp.343-385.

Burton GA., 1992. Sediment toxicity assessment. Lewis Publishers, London, 211p.

Butler PA, Lowe JI. 1978. Flowing sea water toxicity tests using oyster (*Crassostrea virginica*). In *Bioassay Procedures for the Ocean Disposal Permit Program*, EPA-600/9-78-010, 25-27.

Cadiou B., Chenasseau D. et Joslain H ., 2003. Marée de l'Erika, contribution à l'étude de l'impact sur l'avifaune. Bilan national des échouages et de la mortalité des oiseaux, rapport Bretagne vivante, 96p.

CEDRE, 1990. Guide pratique de lutte contre les pollutions accidentelles du littoral par les hydrocarbures, 160p.

CEDRE, 1993. Manuel pour l'observation aérienne des pollutions pétrolières, Plouzané, 36p.

CEDRE, 2000. Impact écologique des marées noires, contribution à la mise en place d'un suivi, rapport, 80 p.

Chaansonnet S et Joyeux G, 2005. Comportement des hydrocarbures, BASTIEN-VENTURA C et GIRIN M.(cood.), *Marées noires et environnement*, Ed. de l'institut océanographique, 408 p.

Chemineau et Lidour, 2005. Impacts sur les oiseaux, les mammifères et autre espèces emblématiques BASTIEN-VENTURA C et GIRIN M.(cood.), *Marées noires et environnement*, Ed.de l'institut océanographique,408 p.

Chouikhi, A., 1993. (Eds). Circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes du Maghreb. INOC, Izmir, p 153-156.

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. (MRRRPMON-P). *Manuels et guides, 13, Commission océanographique intergouvernementale de l'Unesco*, 35.

Environnement Canada, 2004. www.ec.gc.ca.

Fattal Paul., 2008. Pollutions des côtes par les hydrocarbures, Collection Espace et Territoires, 395 p.

Fattal P. et Fichaut B., 2002. Erika : les premiers bilans des impacts morphologiques dus aux techniques de nettoyage, *Annales de géographie*, n°623, p. 3-24.

Finlayson-Pitts B.J. et Pitts J.N., 1986. *Atmospheric chemistry, Fundamentals and experimental techniques*. Wiley Interscience Editions, New York.

Franck Gilbert., 1997. Inhibition de la nitrification par les hydrocarbures dans les sédiments marins. Rôle de *Nereis diversicolor*. *Science de la vie*, 320, 819-824.

Frédérique Leaute., 2008. Biogéochimie des contaminants HPA, PCB et pesticides organochlorés dans les sédiments de l'étang de Thau. Thèse de doctorat de l'université Pierre et Marie Curie. p46.

GESAMP., 2001. Protecting the oceans from land-based activities –land based source and activities affecting the quality and uses of the marine coastal and associated freshwater environment 162p.

Guitart C., García-Flor N., Bayona J., Albaigés J., 2007. Occurrence and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in the coastal surface microlayer. *Marine Pollution Bulletin* 54(2):186-194.

Grall Jet Geslin M, 1998. Suivi à long terme de la macrofaune benthique des Abers après la catastrophe de l'Amoco Cadiz, Rencontres scientifiques internationales -20 ans après l'Amoco Cadiz-, UBO,CEDEM, p.435-439.

Haritash A. K., Kaushik C. P., 2009. Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials* 169(1-3):1-15.

Houma – Bachari F., 2009. Modélisation et cartographie de la pollution marine et de la bathymétrie à partir de l'imagerie satellitaire. *Thèse de doctorat*, Université du VAL DE MARNE PARIS XII France, 274P.

Hsiao S.I.C., 1978. Effects of crude oils on the growth of arctic marine phytoplankton, -*Environmental Pollution*, n°17(2), p.93-107.

Hyland J.L., Schneider E.D., 1976. Petroleum hydrocarbons and their effects on marine organisms, population communities, and their ecosystems- , Sources, effects, sinks of hydrocarbons in the aquatic environment. *Proc. Symp. American univ. Washington*, p.463-506.

INERIS et In VS, 2000. Evaluation du risque sanitaire résiduel pour les populations fréquentant les plages après dépollution du fioul de l'Erika, 78p.

Kennish, M.J., 2001. *Practical handbook of marine science*, Third Edition. CRC Press. Boca Raton, London New York Washington, D.C.

- Kraaij R., Ciarelli S., Tolls J., Kater B. J., Belfroid A., 2001.** Bioavailability of lab-contaminated and native polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Corophium volutator* relates to chemical desorption. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20(8):1716-1724.
- Kukkonen J. V. K., Landrum P. F., 1998.** Effect of particle-xenobiotic contact time on bioavailability of sediment-associated benzo(a)pyrene to benthic amphipod, *Diporeia spp.* *Aquatic Toxicology* 42 (3) :229-242.
- 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, 1980** la pollution pétrolière en milieu marin :de la toxicologie à l'écologie, Masson, 118p.
- Lacaze, 1996.** La pollution des mers. *Edition: DOMINOS Flammarion, France, 128 P.*
- Landrum P. F., Eadie B. J., Faust W. R., 1992.** Variation in the bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia (spp)*.
- Larson, R.A., Bott, T.L., Hunt, L.L. and Rogenmuser, K., 1979.** Photooxidation products of a fuel oil and their antimicrobial activity. *Environmental Science and Technology* 13, 965-969
- Leahy, J.G. and Colwell, R.R., 1990.** Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological Reviews* 54, 305-315.
- 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.*
- Lejeune V, Maki, H., Sasaki, T.S. and Harayama, S., 2005.** Effets sur la colonne d'eau, Bastien-Ventura C et Girin M, marées noires et environnement, Ed.de l'institut océanographique, 408p.
- Loonen H., Muir D. C. G., Parsons J. R., Govers H. A. J., 1997.** Bioaccumulation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins in sediment by oligochaetes: Influence of exposure pathway and contact time. *Environmental Toxicology and Chemistry* 16(7):1518-1525.
- Maki, H., Sasaki, T.S. and Harayama, S., 2001.** Photo-oxidation of biodegraded crude oil and toxicity of the photo-oxidized products. *Chemosphere* 44, 1145-1151.
- Mann k, 2000.** Ecology of coastal water with implications for management, second edition.-b BlackwellScience, 406 p.
- Marchand, M., 1983.** Estimation des hydrocarbures dans l'eau et les organismes marins par spectrofluorimétrie UV. In C.N.E.X.O. Manuel des analyses chimiques en milieu marin, pp329-336.
- Marchand, M., 2003.** les pollutions marines accidentelles. Au-delà du pétrole brut, les produits chimiques et autres déversements en mer, revue Annales des Mines, Responsabilité et Environnement, juillet, p.70-92.
- McElroy A. E., Sisson J. D., 1989.** Trophic transfer of benzo(a)pyrene metabolites between benthic marine organisms. *Marine Environmental Research* 28(1-4):265-269.

Meckenstock R. U., Annweiler E., Michaelis W., Richnow H. H., Schink B., 2000. Anaerobic naphthalene degradation by a sulfate-reducing enrichment culture. *Applied and Environmental Microbiology* 66:2 743-2 747.

Merlin F., Guyomarc'h J. et Jézéquel R., 2002. Evolution physico-chimique et biodégradation du fuel de l'Erika en mer, les évaluations des suites du naufrage de l'Erika, colloque des 23,24,25 janvier 2002, université de Nante ,p.7-8,.

Michel P, 1982. Impacts des hydrocarbures sur la flore et la faune marine-Milieu physique et vulnérabilité du littoral aux pollutions pétrolières, annexe II, 212p.

Millot, C. 1989. The circulation of the levantine intermediate water in the Algerian basin. *Journal of geophysical research*, 92(C8): 8265-8276.

Moriarty F. 1990. Ecotoxicology. The study of pollutants in Ecosystems. Academic Press, London, 289p.

Morvan J., Le cadre V., Jorissen F. et Debenay J., 2004. Foraminifera as potential bio indicators of the Erika oil spill in the bay of Bourgneuf and experimental studies, *Aquatic Living Ressources*, vol.17,n°3.p 317-322.

Neff, J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment : source, fat and biological effect. *Applied Science*, Essex, England, pp. 262.

Odabasi M., Vardar N., Sofuoglu A., Tasdemir Y., Holsen T. M., 1999. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Chicago air. *The Science of The Total Environment* 227(1):57-67.

O.N.M., 2007. Office National de la Météorologie. Relève météorologique 1993- 2005.

Owen, 1994. Milieux côtiers canadiens, processus littoraux et nettoyage à la suite de déversements d'hydrocarbures, rapport SPE3/SP/5 pour la division des urgences, la direction générale du développement technologique et la direction des urgences environnementales-environnement Canada, 352 p.

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.

Payne, J.R. and Philipps, C.R., 1985. Photochemistry of petroleum in water: Photooxidation causes changes in oil and enhances dissolution of its oxidized products. *Environmental Science and Technology* 19, 569-579.

Pettersson, M. and Baach, E., 2003. temperature dependant changes in the soil bacterial community in limited and unlimited soil. *FEMS Microbiology Ecology* 14, 13-21.

Ramade F. 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience Paris, FRA. 785p.

Ritchie W, 1993.The short-term impact of the Braer oil spill in Shetland and the signicance of coastal geomorphology, *Royal Scottish Geographical Sciety*, vol. 109, n°1, p. 50-56.

Rontani, J.F. and Bonin, P., 1992. Utilization of *n*-alkyl-substituted cyclohexanes by a marine *Alcaligènes*. *Chemosphere* 24, 1441-1446.

Rontani, J.F. and Giusti, G., 1987. Photosensitized oxidation of pristine in sea water: effect of photochemical reactions on tertiary carbons. *Journal of Photochemistry and Photobiology A.40*, 107-120.

Roussel J.C., 1983. Dosage des hydrocarbures dans l'eau et les sédiments marins par spectrométrie infrarouge. in : Manuel des analyses chimique en milieu marins. *CNEXO. Paris*, pp, 321.

Rozen S., 2005. Conséquences sur les ressources marines vivantes et leur exploitation, Ed. de l'institut océanographique, 408p.

Saliot A., 1980. Etude de l'interface air/mer: Constituants organiques de l'eau sous-jacente, la microcouche de surface, l'écume et les aérosols. *Océanis, Fasc.Hors-série, Vol.5*, pp.485-490.

Sebih S., 1990. Analyse des hydrocarbures dissous dans l'eau par chromatographie ; *Thèse de doctorat d'état, USTHB*. 140p.

Sellali B., 1996. La pollution par les hydrocarbures pétroliers en méditerranée Sud-Occidentale «contamination de l'eau et des sédiments superficiels des régions littorales centre et ouest de l'Algérie. *Thèse de magistère. ISMAL. Alger*. 118p.

Sloan N.A., 1999. Impact du pétrole sur les ressources marines d'eaux froides: une revue pertinente du mandat, en plein évolution, de Parcs Canada en matière de vie marine. Parcs Canada, Ottawa (publication hors série n°11).

Soltani M., 2004. Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes Variation en fonction de la source de carbone. *Thèse de Doctorat en Chimie Analytique, l'UNIVERSITE PARIS 6(France)*, 284p.

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. P 3-5.

Varanasi U., Relchert W.L. S. J. E., Brown D.W., Sanborn H.R., 1985. Bioavailability and biotransformation of PAHs in benthic organisms exposed to desiment from an urban estuar. *Environmental Science & Technology* 19(836-841).

Volhardt K.P et Schore N.E., 1995.Traité de chimie organique. *De Boe Université, (W.H.Freeman, 2èmeEds.)*, 1156p.

Volkering and Breure., 2003. Biodegradation and general aspects of bioavailability. In: Series Ecological& Environmental Toxicological, editor. PAHs: an ecotoxicological perspective: P.E.T. Douben, Wiley.

Wicke D., Bockelmann U., Reemtsma T., 2007. Experimental and modeling approach to study sorption of dissolved hydrophobic organic contaminants to microbial biofilms. *Water Research* 41(10):2202-2210.

White I, 1999.The sea Empress oil spill in context, The International Conference on the Sea Empress oil spill(11-13 February1998), 33p.

Zhang X.-X., Cheng S.-P., Zhu C.-J., Sun S.-L., 2006. Microbial PAH-Degradation in Soil: Degradation Pathways and Contributing Factors. *Pedosphere* 16(5):555-565.



Annexes

Tableau 1 : Accidents pétroliers les plus importants de 1967 à 2002 (Kennish, 2001).

Année	Nom du pétrolier	Quantité (tonne)	Régions touchées
1967	Torrey Canyon	117000	France
1970	Texaco Oklahoma	31 500	U.S.
1976	Urquiola	100 000	Espagne
1977	Grand Zenith	32 000	Canada
1978	Amoco Cadiz	230 000	France
1979	Ixtoc / Platform	350 000	Golf du Mexique
1979	Andros Patria	60 000	Espagne
1979	Betelgeuse	35 000	Irlande
1979	Gino	42 000	France
1979	Aviles	25 000	Mer d'Arabie
1979	Atlantic Express	276 000	Tobago
1979	Burmah Agate	40 000	U.S.
1979	Independenta	94 600	Turkie
1980	Irenes Serenade	102 000	Grèce
1980	Juan A. Lavalleja	40 000	Algérie
1983	Castello deBelver	255 500	Sud Afrique
1984	Assimi	51 400	Oman
1984	Pericles GC	46 600	Qatar
1985	Neptunia	60 000	Iran
1985	Nova	71 100	Iran
1989	Exxon Valdez	35 000	Alaska
1992	Aegean Sea	79 000	France / Espagne
1993	Breear	84 000	Norvège / Scotland
1999	Erika	28 000	France
2001	Baltic Carrier	30 000	Mer Baltique
2002	Prestige	77 000	France / Espagne

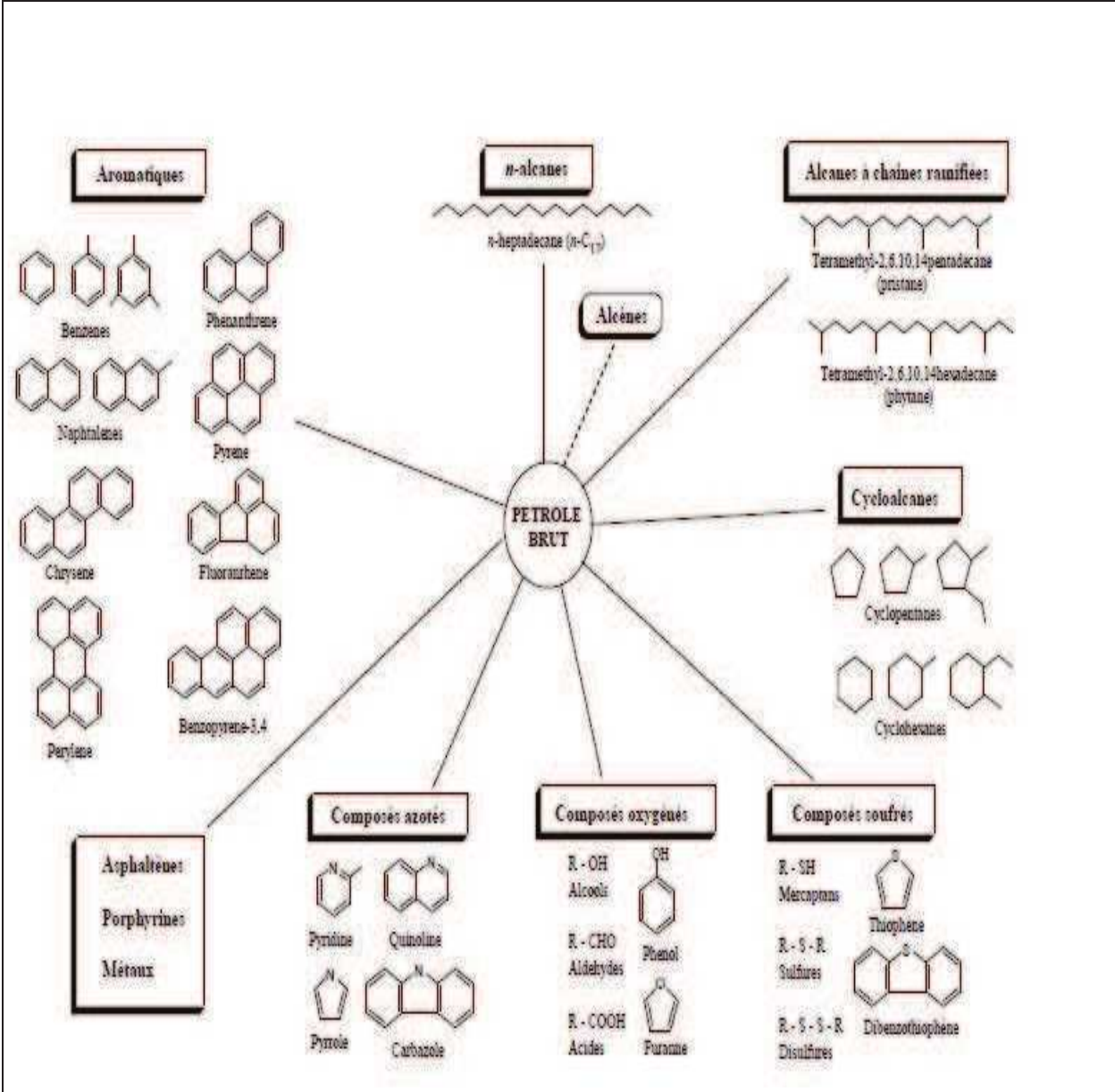


Figure 1 : les composés hydrocarbonés et non hydrocarbonés présents dans le pétrole brut.

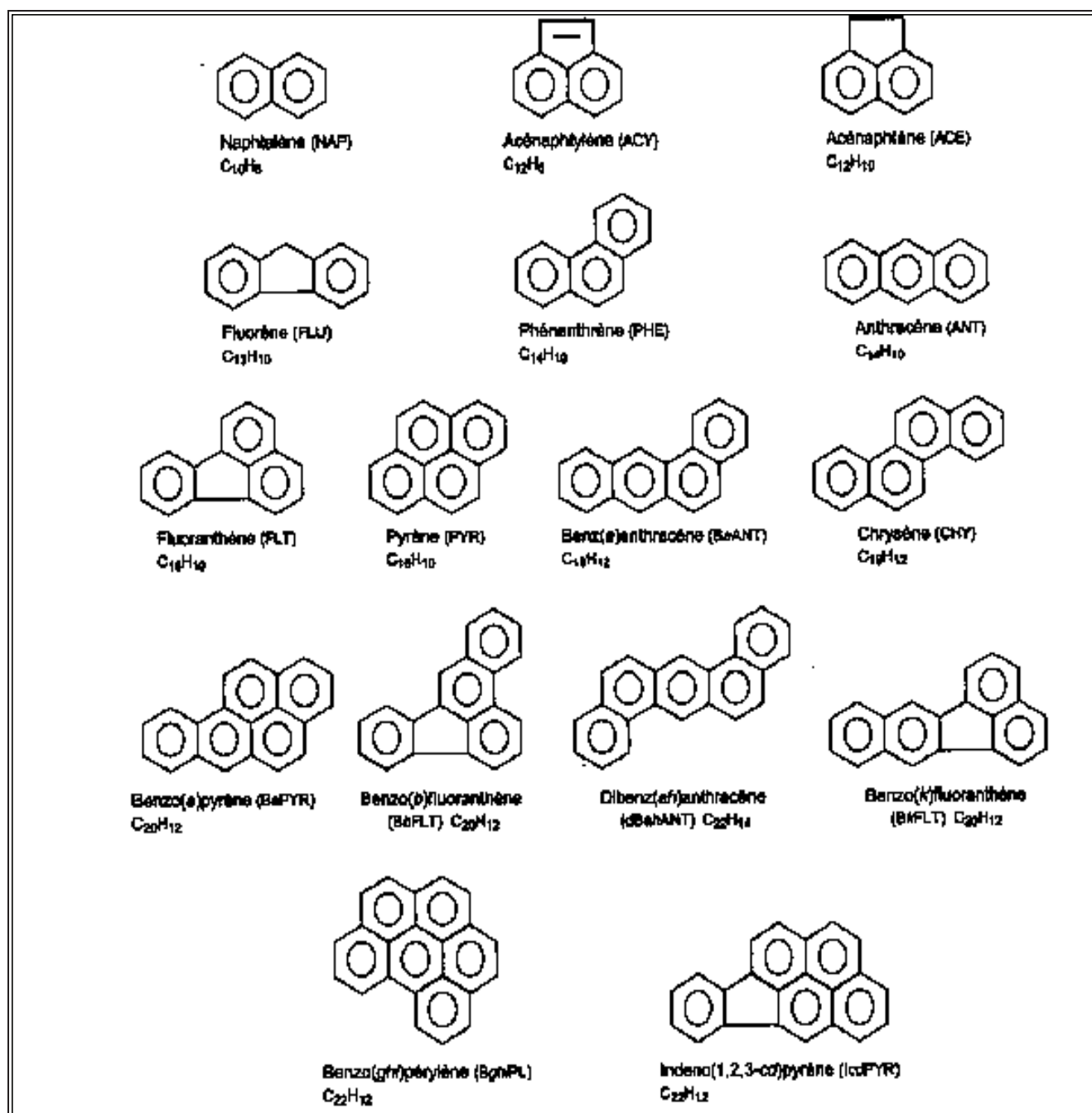


Figure 2 : Structures de quelques composés HAP

Tableau 2 : Résultat des paramètres physico-chimiques dans la baie de Bou Ismail

Station	Longitude	Latitude	Température	Salinité	O ₂ Dissous	pH
1	2.80060	36.72138	16,1	36,4	8,07	8,20
2	2.79480	36.72530	16,2	36,5	8,30	8,20
3	2.80575	36.75216	16,1	36,4	8,70	8,21
4	2.78960	36.77013	16,2	36,6	8,80	8,22
5	2.78770	36.79050	16,3	36,5	8,70	8,25
6	2.78430	36.79610	16,4	36,6	10,60	8,24
7	2.78430	36.80400	16,4	36,7	11,00	8,24

Tableau 3 : localisation et caractéristiques du sédiment prélevé

N° Station	Latitude	Longitude	Profondeur	Nature du sédiment
1	36°43,283	2°48,038	23,5	vase
2	36°43,885	2°49,145	18	sable fin
3	36°43,518	2°47,688	31	sable moyen
4	36°44,342	2°48,168	37,5	sable moyen
5	36°45,13	2°48,345	49	sable fin
6	36°45,83	2°47,823	65	sable moyen
7	36°46,208	2°47,378	76,5	sable grossier
8	36°46,600	2°47,150	87,5	vase
9	36°47,430	2°47,263	87,5	sable grossier
10	36°47,77	2°47,059	100,5	sable moyen
11	36°42,528	2°48,251	9	sable moyen
12	36°42,227	2°47,799	9,5	sable moyen
13	36°42,509	2°48,683	5	sable grossier
14	36°43,853	2°49,780	7	sable moyen

ملخص:

دراسة تلوث خليج بوايسماعيل بالنفط أجريت بالمراقبة المكانية والزمانية لتلوث مياه البحر والرواسب البحرية بالهيدروكربونات العطرية المتعددة الحلقات. لهذه الغاية، مهمتين علميتين أجريت خلال فترتين مختلفتين (ديسمبر وماي) على متن الباخرتين العلميتين محمد الصديق بن يحيى وبابا عروج مكنت من الحصول على بيانات جديدة للهيدروكربونات العطرية المتعددة الحلقات في المياه والرواسب.

العينات المأخوذة تم تخزينها بعيدا عن الضوء والحرارة لمعالجتها لاحقا في المخبر وجعلها قابلة للتحليل بواسطة الأشعة فوق البنفسجية، (Spectrofluorimétrie Ultra-Violet, SFUV) التي هي طريقة بسيطة وسريعة.

نتائج الدراسة المتحصل عليها كشفت غياب التلوث الكبير في المياه السطحية وكذا في الرواسب. تركيز للهيدروكربونات العطرية المتعددة الحلقات المتحصل عليها في فترتي أخذ العينات هي منخفضة إلى معتدلة : 0.37 - 1.29 ميكروغ/ل مياه البحر و 0.30 - 3.17 ميكروغ/غ للرواسب البحرية. مقارنة مع نتائج دراسات سابقة في مواقع أخرى، هذه القيم تعتبر منخفضة، لاسيما بالنسبة لخليج الجزائر العاصمة.

مفردات هامة: هيدروكربونات عطرية متعددة الحلقات التلوث المياه السطحية الرواسب

Résumé :

L'étude de la pollution de la baie de Bou-Ismaïl par les hydrocarbures a été menée par une surveillance spatio-temporelle de la contamination de l'eau de mer et du sédiment marin par les hydrocarbures polyaromatiques (HPA). A cet effet, deux missions océanographiques, menées pendant deux périodes différentes (décembre et mai) à bord des deux N/O M. S. Benyahia et Baba Arrouj, ont permis l'acquisition de nouvelles données pour les HPA dans deux matrices, l'eau et le sédiment.

Les échantillons sont désormais conservés, ensuite traités en vue d'être analysés par la spectrofluorimétrie ultra-violet (SFUV), c'est une méthode simple et rapide.

Les résultats des HPA de notre étude pour l'eau de surface ainsi que le sédiment révèlent l'absence d'une pollution importante. Les teneurs en HPA relevées en deux périodes de prélèvements sont faibles à modérées : 0,37 à 1,29 µg/l pour l'eau de mer et 0,30 à 3,17 µg/g pour le sédiment marin. Comparé aux résultats d'autres travaux antérieurs pour d'autres sites, ces valeurs s'avèrent assez faible, notamment par rapport à la baie d'Alger.

Mots clés : Hydrocarbures Poly Aromatiques, la contamination, eaux de surface, le sédiment.

Abstract :

The study of pollution in the Bay of Bou-Ismaïl by oil was carried out by a spatio-temporal monitoring of the contamination of seawater and marine sediment by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). To this end, two oceanographic cruises, conducted during two different periods (December and May) on board of the two research vessels the M.S. Benyahia and Baba Arrouj, allowed the acquisition of new data for the HPA in two matrices, water and sediment.

The samples were stored away from light and temperature, then processed at laboratory to make them analyzable by Spectrofluorimetry Ultra-Violet (SFUV) which is simple and fast.

The results of our study for sea surface water and sediment revealed the absence of significant pollution. The levels of PAHs found in two periods of sampling are low to moderate : 0.37 to 1.29 µg/l for seawater and from 0.30 to 3.17 µg/g for marine sediment. Compared to results from other previous work on other sites, these values are fairly low, especially compared to the Bay of Algiers.

Key words: Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, the contamination, sea water, sediment.