

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

Université ABDERRAHMANE MIRA – Béjaia
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences Alimentaires.

Mémoire de Magister

Option : Sciences Alimentaires

Thème

Évaluation du degré de pollution organique des trois bassins du port de Béjaia

Présenté par : M^{elle} ALOUI SALIMA

Devant le jury :

Président : MOALI A.	Professeur (UAMB)
Directeur du mémoire : CHIBANE M.	Professeur (UAMB)
Co-promoteur : MADANI K.	Maître de conférences (UAMB)
Examineurs : MEKHLOUFI L.	Professeur (UAMB)
KACI Y.	Maître de conférences (USTHB)

2007-2008



Remerciements

Aussi original et personnel que puisse être un mémoire, il demeure le fruit d'un environnement. Ces quelques lignes vont me permettre de remercier toutes les personnes qui m'ont beaucoup apporté au niveau scientifique mais aussi personnel, et sans qui, mon travail n'aurait pu aboutir.

J'exprime ma profonde gratitude à mes directeurs de mémoire Pr. CHIBANE M. et Dr. MADANI K, de l'université A/MIRA de Béjaia pour l'encadrement scientifique et pour m'avoir accueilli dans leur équipe et de m'avoir fourni le cadre pour mener à bien ce travail.

Je remercie vivement le Pr. MOALI, qui m'a fait l'honneur de présider le jury. Je suis également sensible à l'honneur que m'ont fait le Pr. MAKHLOUFI et le Dr. KACI en étant les examinateurs de ce travail.

Que soient également remerciés le personnel de l'entreprise portuaire de Béjaia (EPB), la direction hydraulique de Béjaia, la direction de l'environnement, l'office national d'assainissement (ONA), la station météorologique de Béjaia ainsi que l'institut ISMAL, pour leurs collaborations et leurs orientations.

Je ne saurais oublier l'ensemble des membres du laboratoire 3BS, laboratoire de chimie, laboratoire de biophysique, laboratoire de technologie alimentaire et laboratoire de génie des procédés. Ainsi, j'adresse mes remerciements à Mr Derrahi, Mr Mekhlouf, Mr Bouchenoï, Mr Mamas, Amel, Nouara, Fatiha, Sabiha, Naima, Salima et Mustapha pour leur soutien et leur collaboration dans différents domaines de mon travail.

Mes remerciements les plus vifs sont adressés également à Mr Begdouche et à M^{me} Benslama pour leur disponibilité, leurs encouragements et leurs orientations.

Je ne pourrais terminer mes remerciements sans y associer ma famille et mes amis (es) qui m'ont apporté tout leur soutien dans les bons comme les mauvais moments. Qu'ils trouvent ici l'expression de ma reconnaissance et de mon affection. Toute mon amitié à Farida, Lila, Sonia, et un merci tout particulier pour toi Aïda

Dédicaces

En guise de reconnaissance, je dédie ce travail :

♥ *A mes très chers parents qui m'ont encouragé et soutenu à chaque pas, et m'ont fourni le cadre nécessaire à la réussite de mes études, sans ce cadre et même avec la plus grande volonté je doute du succès de l'entreprise. Merci de tout votre amour et de toujours croire en moi et j'espère toujours rester fidèle aux valeurs morales que vous m'avez apprises.*

♥ *A mon cher fiancé Riad B.*

♥ *A toute ma famille et ma belle famille.*

♥ *A tout mes ami (e)s.*

Salima





Sommaire

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Introduction 01

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I)- Aspect général de la pollution du milieu marin	03
I-1)- Définition de la pollution marine.....	03
I-2)- Mode de contamination et sources de pollution du milieu marin.....	03
I-2-1)- Pollution d'origine terrestre.....	03
I-2-1-1)- Rejets domestiques	03
I-2-1-2)- Rejets industriels	04
I-2-1-3)- Rejets agricoles	04
I-2-1-4)- Ruissellements urbains	04
I-2-2)- Pollution d'origine maritime	05
I-2-2-1)- Transport maritime.....	05
I-2-2-2)- Exploitation des fonds marins.....	07
I-2-2-3)- Dragage	07
II)- Principales classes de polluants organiques recherchés en milieu marin	08
II-1)- Hydrocarbures pétroliers	08
II-2)- Composés organochlorés.....	09
II-2-1)- Pesticides.....	10
II-2-2)- Polychlorobiphényles (PCB).....	11
II-2-3)- Dioxines et Furanés.....	12

II-3)- Autres composés organiques	13
II-3-1)- Détergents (tensioactifs).....	13
II-3-2)- Phénols	14
III)- Hydrocarbures aromatiques polycycliques	15
III-1)- Définition et structure	15
III-2)- Classification	15
III-3)- Propriétés physicochimiques	17
III-4)- Origines	18
III-5)- Identification des sources	19
III-6)- Comportement et évolution dans l'environnement marin	20
III-7)- Toxicité	22

Chapitre II : Description du site d'étude

I)- Description du port de Béjaia	25
I-1)- Implantation du port.....	25
I-2)- Accès au port	25
I-3)- Bassins du port.....	25
II)- Données climatiques de la région de Béjaia.....	28
III)- Sources de pollution au niveau du port	29
III-1)-Réseau d'assainissement	29
III-2)-Rejets domestiques.....	31
III-3)-Rejets industriels	31
III-4)-Eaux de ruissellement urbaines.....	34
III-5)- Apport des Oueds	34

Chapitre III : Matériels et Méthodes

I)- Echantillonnage.....	35
I-1)- Protocole de prélèvement	37
I-2)- Conservation des échantillons	38
II)- Mesure des paramètres physico-chimiques	38

II-1)- pH	38
II-2)- Température.....	38
II-3)- Conductivité	39
II-4)- Turbidité	39
II-5)- Oxygène dissous	39
III)- Mesure des paramètres de la pollution organique	39
III-1)- Demande chimique en oxygène (DCO)	39
III-2)- Demande biochimique en oxygène (DBO ₅).....	40
III-3)- Matières en suspension (MES)	41
IV)- Analyse des hydrocarbures.....	42
IV-1)- Préparation du matériel	42
IV-2)- Extraction des hydrocarbures	42
IV-3)- Concentration des extraits.....	43
IV-4)- Purification et fractionnement des extraits	43
IV-4-1)- Préparation de la colonne	43
IV-4-2)- Opération d'élution	44
IV-5)- Analyse instrumentale.....	45
V)- Analyse statistique	46

Chapitre IV : Résultats et discussion

I)- Analyse des paramètres physicochimiques	47
I-1)- Température	47
I-2)- pH.....	48
I-3)- Conductivité.....	49
I-4)- Turbidité	50
I-5)- Oxygène dissous	51
II)- Analyse des paramètres de la pollution organique	54
II-1)- Demande chimique en oxygène (DCO)	54
II-2)- Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	55
II-3)- Matières en suspension (MES).....	57

III)- Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	60
III-1)- Etude spectrale	60
III-2)- Analyse quantitative	66
<i>Conclusion</i>	71

Références bibliographiques

Annexes

Glossaire

Liste des abréviations

ABS: Alkylbénéne Sulfonate.

AIEA: Agence Internationale de l'Energie Atomique.

COI: Commission Océanique Intergouvernementale.

DBO₅: Demande Biologique en Oxygène à 5 jours.

DCO: Demande Chimique en Oxygène.

DDT: Dichloro-diphényl-trichloro-éthane.

DPAT: Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire.

EPB: Entreprise Portuaire de Béjaia.

FAO: Food and Agriculture Organization.

GESAMP: United Nations Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection.

HAP: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques.

HCB: Hexa chlorobenzène.

HCH: Hexachlorocyclohexane.

IARC: Centre International de Recherche sur le Cancer.

K_{oc}: Coefficient de partage du carbone organique.

K_{ow}: Coefficient de partage octanol-eau.

MES: Matières En Suspension.

O.N.G. : Organisation Non Gouvernementale.

OMI : Organisation Maritime Internationale.

OMM : Organisation Météorologique Mondiale.

OMS : Organisation Mondiale de la Santé.

ONA : Office Nationale d'Assainissement.

ONU : Organisation des Nations Unies.

PCB : Polychlorobiphényles.

PCDD : Polychlorodibenzo-p-dioxines.

PCDF : Polychlorodibenzo-furanes.

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

POP : Polluants Organiques Persistants.

STEP : Station d'Épuration.

TBT : Tributylétain.

TCDD : Tétrachlorodibenzo-p-dioxine.

UE: Union Européenne.

UNEP : United Nations Environment Programme.

UNESCO : Organisation des Nations Unies pour l'Éducation, la Science et la Culture.

US- EPA : Agence de Protection de l'Environnement des États Unies.

Liste des figures

Figure 01 : Structure chimique du DDT	10
Figure 02 : Structure chimique générale des PCB	11
Figure 03: Structures chimiques des dioxines et furanes.....	13
Figure 04: Structures chimiques du pentachlorophénol.....	14
Figure 05: Structure des 16 HAP de la liste de l'US-EPA.....	16
Figure 06 : Schéma d'activation métabolique du Benzo[a]pyrène	23
Figure 07: Localisation du port de Béjaia	26
Figure 08: Vue d'ensemble du port de Béjaia.....	27
Figure 09: Réseau d'assainissement de la ville de Béjaia.....	35
Figure 10 : Localisation des points de prélèvement.....	36
Figure 11 : Colonne chromatographique de purification et de fractionnement.....	44
Figure 12 : Procédure analytique des hydrocarbures aromatiques	45
Figure 13: Variations spatiales de la température dans les 17 stations.....	47
Figure 14: Variations spatiales du pH dans les 17 stations.....	48
Figure 15 : Variation de la conductivité dans les 17 stations	49
Figure 16: Variations spatiales de la turbidité dans les 17 stations	50
Figure 17: Variations spatiales de la teneur en O ₂ dissous dans les 17 stations	51
Figure 18 : Corrélation linéaire entre la température et la teneur en O ₂ dissous	53
Figure 19: Variations spatiales de la DCO dans les 17 stations	54
Figure 20: Variations spatiales de la DBO ₅ les 17 stations.....	55
Figure 21: Corrélation linéaire entre la DBO ₅ et la teneur en O ₂ dissous	57
Figure 22: Variations spatiales de la teneur en MES dans les 17 stations	58
Figure 23: Corrélation linéaire entre les MES et la turbidité.....	59
Figure 24: Spectre de la station 01.....	63
Figure 25 : Spectre de la station 02.....	63
Figure 26 : Spectre de la station 03.....	63
Figure 27 : Spectre de la station 04.....	63
Figure 28 : Spectre de la station 05.....	63

Figure 29 : Spectre de la station 06.....	63
Figure 30: Spectre de la station 07.....	64
Figure 31 : Spectre de la station 08.....	64
Figure 32 : Spectre de la station 09.....	64
Figure 33 : Spectre de la station 10.....	64
Figure 34 : Spectre de la station 11	64
Figure 35 : Spectre de la station 12.....	64
Figure 36 : Spectre de la station 13.....	65
Figure 37 : Spectre de la station 14.....	65
Figure 38: Spectre de la station 15.....	65
Figure 39 : Spectre de la station 16.....	65
Figure 40 : Spectre de la station 17.....	65
Figure 41: Variations spatiales de la teneur en HAP dans les 17 stations	66
Figure 42 : Corrélacion linéaire entre les MES et les HAP.....	70
Figure 43: Corrélacion linéaire entre les HAP et la DCO	70
Figure 44 : Courbe d'étalonnage de la DCO.....	Annexe
Figure 45 : Courbe d'étalonnage des HAP	Annexe
Figure 46 : Diagramme ombrothermique de l'année 2007	Annexe

Liste des tableaux

Tableau I: Accidents pétroliers les plus importants de 1967 à 2001	06
Tableau II : Propriétés physicochimiques des 16 HAP prioritaires de la liste US EPA	17
Tableau III : Valeurs de quelques indices moléculaires caractérisant l'origine des HAP	20
Tableau IV: Moyennes mensuelles de la pluviométrie et de la température de l'année 2007	28
Tableau V : Situation des points de rejets au niveau des trois bassins du port.....	30
Tableau VI : Les unités industrielles polluantes au niveau de la wilaya de Béjaia	32
Tableau VII: Taux de précipitation enregistrés entre 25 Octobre et 26 Novembre dans la ville de Béjaia	35
Tableau VIII : Données générales du site d'étude lors du prélèvement	37
Tableau VIII: Longueurs d'ondes d'absorption maximales (λ max) de certains HAP	61
Tableau X : Concentrations en HAP dans l'eau, particules en suspension et sédiments collectés dans différents sites.....	67
Tableau XI : Liste des escales de la période de 10-10-2007 à 20-11-2007	Annexe
Tableau XII: Situation du port pétrolier.....	Annexe
Tableau XIII: Situation du chargement / déchargement des marchandises hors hydrocarbures	Annexe
Tableau XIII : Résultats des analyses des eaux du port.....	Annexe

I Introduction



Introduction

La pollution est un problème d'actualité. Elle affecte pratiquement tous les écosystèmes, y compris l'environnement marin. Elle est devenue un sujet de préoccupation croissante à l'échelle internationale, car elle s'est aggravée ces dernières années par le développement rapide et intensif des industries, l'utilisation sur une échelle de plus en plus vaste de produits chimiques et l'augmentation des concentrations urbaines, pour prendre des proportions considérables et alarmantes (**Prior, 2001**).

Parmi les différents types de pollution, le problème posé par la pollution organique est tout à fait singulier. Il est lié à la spécificité de la contamination et aux caractéristiques de ces polluants. En effet, les polluants organiques sont constitués de molécules très diverses et en constante évolution, et sont représentés par plusieurs classes, les hydrocarbures, les composés organochlorés, les détergents...etc (**Lemière et al., 2001**). Ces composés ont des origines très variées et sont produits par l'activité urbaine, industrielle, agricole, mais aussi liée aux activités maritimes (**Gaujous, 1995 ; Gimeno et al., 2004**). Une grande partie de ces polluants est persistante dans l'environnement et fortement bioaccumulable dans les organismes, et sont désignés sous le nom de polluants organiques persistants (POP) (**Oren et al., 2006 ; Jurado et al., 2007**).

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) constituent un groupe principal de contaminants organiques qui ont suscité un intérêt particulier dans les études environnementales, en raison de leur distribution et abondance dans l'environnement, leur toxicité et leurs propriétés mutagènes et cancérigènes (**Countway et al., 2003 ; Qiao et al., 2006 ; Xu et al., 2007**). Leur étude dans l'environnement marin est de grande importance, du moment que ce secteur est biologiquement actif, il reçoit des déversements d'origines diverses et ces polluants ont des impacts non seulement sur l'environnement marin mais aussi sur la santé humaine (**Guzzella et al., 2005**).

La contribution de cette étude est l'évaluation de la pollution organique dans le port de Béjaïa, qui constitue un atout stratégique pour toute la région. Sa position centrale au cœur de la méditerranée, lui confère une originalité économique et une place de choix sur les routes maritimes. Il s'y traite annuellement plus de cinq millions de tonnes de marchandise générale. Ainsi, il se situe en deuxième position après le port d'Alger avec plus de 23 % de parts de marché, et troisième port à hydrocarbures (**Entreprise Portuaire de Béjaïa, 2007**). De l'autre côté, sa position à la jonction entre la terre et la mer, constitue le réceptacle final des divers rejets côtiers apportés par les émissaires, les fleuves, les industries, entraînant ainsi une pollution croissante au rythme du développement industriel et urbain et du trafic maritime.

C'est dans ce contexte qu'il est possible d'apprécier l'intérêt de l'étude entreprise dans le cadre de ce travail, dont l'objectif principal est de parvenir à une estimation globale de la pollution organique des trois bassins du port, et notre intérêt s'est focalisé sur les HAP. A cette fin, l'évaluation de la qualité des eaux portuaires est étudiée à travers l'analyse des variations spatiales de certains paramètres physicochimiques (pH, température, conductivité, turbidité, oxygène dissous), des paramètres caractérisant la pollution organique (DCO, DBO₅, MES), ainsi que la détermination du niveau de contamination par les HAP.

Le document s'organise principalement autour de quatre chapitres. La réalisation d'une synthèse bibliographique sur les origines de la pollution marine, constituera le point de départ de ce travail. Les principales classes des polluants organiques recherchés en milieu marin seront également évoquées, et le groupe des HAP sera en particulier développé. Le chapitre deux est consacré à la description du site expérimentale retenue pour cette étude. Le chapitre trois, est relatif à la description des matériels et méthodes. Il présente les méthodes analytiques et les protocoles utilisés pour l'estimation de la pollution organique et les HAP. Le chapitre quatre, réunit l'ensemble des résultats obtenus et enfin, une synthèse des résultats et la présentation des diverses perspectives concluront ce travail.

Chapitre *I*

Synthèse Bibliographique

I)- Aspect général de la pollution du milieu marin :**I-1)- Définition de la pollution marine :**

La pollution marine est définie par le GESAMP (Groupe Mixte d'Experts OMI / FAO / UNESCO COI / OMM / OMS / AIEA / ONU / PNUE) comme : « l'introduction directe ou indirecte par l'homme de substances ou d'énergie dans le milieu marin (y compris les estuaires) pouvant entraîner des effets nuisibles tels que dommages aux ressources biologiques, risques pour la santé de l'homme, entrave aux activités maritimes, y compris la pêche, diminution de la qualité de l'eau de mer du point de vue de son utilisation et dégradation de valeurs d'agrément » (**Biney et al., 1994**).

I-2)- Modes de contamination et sources de pollution du milieu marin :

Les mécanismes et les voies de transport qui permettent aux polluants de parvenir en mer sont extrêmement variés ; directement par émissaires, déballastage, forage offshore ou indirectement par ruissellement, par des apports fluviaux et par l'atmosphère ((**Singh et al., 2005 ; Ventos et Dachs, 2007**).

Selon l'origine de la pollution, on distingue deux sources principales :

I-2-1)- Pollution d'origine terrestre :

Environ 80 % de la pollution du milieu marin est causé par des sources d'origine terrestres provenant des activités de l'homme (**Gomez-Gutierrez et al., 2006**) et comprennent les rejets domestiques, industriels, agricoles et ruissellements urbains (**Gimeno et al., 2004**).

I-2-1-1)- Rejets domestiques :

Provenant des habitations et véhiculés par les réseaux d'assainissement. Ils regroupent les eaux vannes, les eaux ménagères et les eaux usées rejetées par les installations collectives (hôtels, hôpitaux, écoles...) (**Gaujoux, 1995**).

La pollution urbaine est généralement de nature organique et dépend essentiellement de l'existence de stations d'épuration des effluents, de l'étendu des villes et des grandes concentrations urbaines. En effet, 65 % de la population mondiale vit à moins de 80 km de la mer et cette proportion atteindra probablement 75 % vers l'an 2025 (UNESCO, 1998).

I-2-1-2)- Rejets industriels :

L'industrie est responsable d'une grande part de pollution (Chen et White, 2004). Elle génère selon le ou les types de fabrication des rejets polluants d'une extrême diversité dont les principaux polluants sont les matières organiques et les éléments nutritifs (industries agroalimentaires, industrie textile, industrie des engrais), les produits organiques de synthèse (industrie chimique), les hydrocarbures (raffineries) et les métaux (traitement de surface, métallurgie) (Gaujoux, 1995).

I-2-1-3)- Rejets agricoles :

La pollution agricole constitue la première cause des pollutions diffuses des eaux, résultant de la percolation des eaux de pluie dans les sols, de l'épandage de produits chimiques (pesticides) sur les sols, des activités maraîchères et d'élevage. Elle se caractérise par une charge organique considérable et une forte teneur en sels minéraux (azote et phosphore) (Gaujoux, 1995).

I-2-1-4)- Ruissellements urbains :

Les précipitations produisent des eaux de ruissellement qui sont transportées par les égouts, les canalisations de drainage et les cours d'eaux et finissent par être rejetées dans les plans d'eaux récepteurs sous forme d'eaux pluviales (Marsalek et al., 2001).

Au cours de leur parcours, ces eaux pluviales peuvent véhiculer d'importantes quantités de polluants sous forme dissoute ou particulaire notamment des éléments nutritifs, des huiles et des graisses, des métaux, des hydrocarbures, des déchets à teneur élevée en demande biochimique en oxygène et en matières en suspension (**Gromaire-Mertz, 2000 ; Howarth et al., 2000**).

I-2-2)- Pollution d'origine maritime :

D'après les estimations de la commission de l'environnement de l'union européenne, 12 % de la pollution marine est liée au transport maritime, 10 % à des décharges en mer et 1 % à l'exploration et l'exploitation offshore (**Pizon, 2005**).

I-2-2-1)- Transport maritime :

90 % des marchandises et des produits de base mondiaux sont transportés par voie maritime (**OMI, 1998**). Ainsi, les causes directes de la pollution liées aux navires peuvent découler de diverses sources, entre autres la pollution accidentelle et la pollution opérationnelle.

La pollution accidentelle peut résulter de la perte de cargaison ou de carburant à la suite d'un échouement, d'une collision et d'accidents mineurs survenant à bord du navire comme la rupture de tuyaux ou le débordement d'un réservoir (**Replin et Pelegrin, 2003**).

En Méditerranée, 60 accidents maritimes en moyenne se produisent chaque année dont 15 impliquent des navires à l'origine de déversement de pétrole et de produits chimiques (**Replin et Pelegrin, 2003**).

Le tableau I. montre les catastrophes les plus importantes liées aux accidents pétroliers ainsi que les quantités de pétrole déversées et les zones affectées, depuis 1967 jusqu'à 2001.

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

Année	Nom du pétrolier	Quantité de pétrole (tonne)	Zone affectée
1967	<i>Torrey Canyon</i>	117 000	France
1970	<i>Texaco Oklahoma</i>	31 500	U.S
1976	<i>Urquiola</i>	100 000	Espagne
1977	<i>Grand Zenith</i>	32 000	Canada
1978	<i>Amoco Cadiz</i>	230 000	France
1979	<i>Ixtoc / Platform</i>	350 000	Golf du Mexique
1979	<i>Andros Patria</i>	60 000	Espagne
1979	<i>Betelgeuse</i>	35 000	Irlande
1979	<i>Gino</i>	42 000	France
1979	<i>Aviles</i>	25 000	Mer d'Arabie
1979	<i>Atlantic Express</i>	276 000	Tobago
1979	<i>Burmah Agate</i>	40 000	U.S
1979	<i>Independenta</i>	94 600	Turkie
1980	<i>Irenes Serenade</i>	102 000	Grèce
1980	<i>Juan A.Lavalleja</i>	40 000	Algérie
1983	<i>Castello deBelver</i>	255 500	Sud Afrique
1984	<i>Assimi</i>	51 400	Oman
1984	<i>Pericles GC</i>	46 600	Qatar
1985	<i>Neptunia</i>	60 000	Iran
1985	<i>Nova</i>	71 100	Iran
1989	<i>Exxon Valdez</i>	35 000	Alaska
1992	<i>Aegean Sea</i>	79 000	France / Espagne
1993	<i>Brear</i>	84 000	Norvège
1999	<i>Erika</i>	28 000	France
2001	<i>Baltic Carrier</i>	30 000	Mer Baltique

La pollution opérationnelle résulte des rejets produits à bord du navire comme les eaux usées, les eaux de cales souillées, les eaux de déballastage ainsi que les gaz d'échappement des moteurs et les émissions de ventilation des citernes (Replin et Pelegrin, 2003).

En volume, le principal polluant rejeté dans le milieu marin par le transport maritime est certes le pétrole (Nations Unies, 2002), les autres polluants sont les produits chimiques qui sont généralement synonymes de réactivité (risques d'incendie, d'explosion) et de toxicité (Marchand, 2003), les additifs utilisés dans la composition des produits destinés à la réparation et à

l'entretien des bateaux, peintures antisalissures de protection des coques dans lesquels on trouve des composants toxiques tel que le Tributylétain (TBT), le cuivre, le zinc...

Au delà des pollutions liées aux bateaux de commerce, la plaisance s'avère une nouvelle source supplémentaire de perturbation du milieu marin. Les rejets directs ou indirects des eaux usées et déchets domestiques contribuent à la détérioration du milieu naturel (**Bailey et al., 2004**).

I-2-2-2)- Exploitation des fonds marins :

La production du pétrole explique seulement une très petite proportion du volume total des hydrocarbures déversés en mer. En effet, la quantité déversée pendant les catastrophes due à l'exploitation offshore est évaluée à 0,008 million de tonnes par an. Les impacts de l'exploitation offshore incluent des déchets de production solides et liquides, un accroissement de la turbidité de l'eau et une perturbation des fonds marins (**Kloff et Wicks, 2004**).

I-2-2-3)- Dragage :

Le dragage constitue une activité vitale pour l'exploitation et le développement des activités portuaires (**Alzieu et al., 2003**). Il présente également un risque non négligeable de contamination des eaux. Les opérations de dragage et le dépôt des produits prélevés sont susceptibles d'altérer l'environnement marin selon plusieurs modalités : l'immersion de déblais de dragage peut provoquer l'apparition de zones déficitaires en oxygène dissous et peut modifier l'habitat des poissons. De même, l'augmentation de la turbidité par des sédiments fins peut avoir des effets négatifs sur la qualité des eaux (**Bailey et al., 2004**). Lorsque les sédiments sont contaminés et c'est souvent le cas, le relargage de substances toxiques (métaux lourds, hydrocarbures aromatiques polycycliques, composés organochlorés...) est à l'origine de problèmes environnementaux potentiels (**Schaanning et al., 2006**).

II)- Principales classes de polluants organiques recherchés en milieu marin :

Les contaminants organiques sont des composés chimiques d'origine anthropique présents en milieu marin à de très faibles concentrations dites à l'état de traces, mais capables d'induire des effets biologiques néfastes pour la flore et la faune marine. Une grande partie des polluants organiques est persistante dans l'environnement et fortement bioaccumulable dans les cellules des organismes et sont désignés sous le nom de polluants organiques persistants (POP) (**Oren et al., 2006 ; Jurado et al., 2007**). Les principaux polluants organiques recherchés en milieu marin sont :

II-1)- Hydrocarbures pétroliers :

Les hydrocarbures sont des composés renfermant essentiellement des atomes de carbone et d'hydrogène (**OMI / PNUE, 2002**). On distingue classiquement trois familles principales : Les hydrocarbures aliphatiques qui sont constitués de chaînes carbonées linéaires et qui peuvent être saturées ou posséder une ou plusieurs doubles ou triples liaisons (alcane / alcène / alcyne). Les hydrocarbures alicycliques qui peuvent également être saturés ou posséder une ou plusieurs doubles liaisons, on parle alors respectivement de cyclane et de cyclène. Et enfin, la série aromatique ne comprend que des hydrocarbures insaturés. Elle rassemble tous les composés renfermant un ou plusieurs noyaux aromatiques. Les hydrocarbures aromatiques contenant plusieurs noyaux accolés sont appelés hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (**Marchand, 2003**).

Les différentes classes des hydrocarbures se comportent différemment dans l'environnement. De façon générale, plus le nombre d'atome de carbone de la molécule est important, plus la solubilité, la volatilité et la biodégradabilité sont faibles. Au contraire, l'adsorption sera importante pour une molécule présentant un grand nombre d'atomes de carbone. Le nombre de cycles aromatiques aura une incidence sur la solubilité, l'hydrophobicité et la biodégradabilité (**Saada et al., 2005**).

La vitesse de biodégradation est plus élevée pour les hydrocarbures saturés, viennent ensuite les aromatiques légers et enfin les aromatiques de haut poids moléculaire (**Sikkema et al., 1995**).

Les hydrocarbures qui arrivent dans l'environnement marin peuvent avoir plusieurs origines. Selon les données recueillies par le Conseil National de Recherche des Etats Unies en 2001, c'est le trafic maritime qui est la principale cause de pollution liée au pétrole au niveau mondial (413100 tonnes). La deuxième source la plus polluante est constituée par les activités terrestres (140000 tonnes) et c'est la production offshore qui présente la plus petite source de pollution (**Kloff et Wicks, 2004**). Il convient d'ajouter également la production d'hydrocarbures par l'activité de nombreux microorganismes et des plantes (**Bachofen, 1982**).

La toxicité des hydrocarbures est essentiellement liée à la volatilité et au caractère aromatique des molécules. Ainsi, les hydrocarbures aliphatiques sont moins toxiques que les HAP. Cependant, les films huileux étalés à la surface de la mer empêchent les échanges air /mer nécessaires à de nombreux cycles biologiques marins. Ils diminuent le renouvellement de l'oxygène et forment un obstacle aux rayons de soleil limitant ainsi la photosynthèse. Il en résulte non seulement la mort des poissons et des oiseaux marins mais la destruction de la flore marine également (**OMI / PNUE, 2002**).

II-2)- Composés organochlorés :

Cette classe comprend les pesticides organochlorés ainsi que certains produits chimiques commerciaux ou industriels tels que les polychlorobiphényles (PCB), les dioxines et les furanes inscrits dans la liste prioritaires des polluants en raison de leurs toxicité (**Xue et al., 2002 ; Knudsen et al., 2006**).

II-2-1)- Pesticides :

Les pesticides constituent une famille très hétérogène de substances utilisées spécifiquement pour la protection des végétaux. Ils regroupent essentiellement des substances aux propriétés herbicides, insecticides et fongicides (Arzul *et al.*, 2004).

Les voies de contamination de l'environnement marin par les pesticides comprennent les retombées atmosphériques, les rivières et les eaux de ruissellement (Bouchon et Lemoine, 2003). Il s'agit de pollution diffuse sauf dans le cas des industries chimiques produisant ces composés ou des accidents liés à leur stockage et à leur transport (Lemiére *et al.*, 2001).

Du fait de leur nature lipophile, hydrophobe et leur faible dégradation chimique et biologique, les pesticides organochlorés tels que le Dichloro-diphényl-trichloro-éthane (DDT), Hexa chlorobenzène (HCB), Hexachlorocyclohexane (HCH), aldrine, endrine, lindane....ont un fort potentiel de bioaccumulation et subissent une amplification biologique le long des niveaux trophiques (Rissato *et al.*, 2006 ; Shukla *et al.*, 2006). Ainsi, ces composés seraient écologiquement nuisibles mais aussi toxiques pour les organismes aquatiques et l'homme (Cissé *et al.*, 2006 ; Tortelli *et al.*, 2006). Des effets cancérigènes, neurotoxiques ou de type perturbateurs endocriniens ont été mis en évidence chez les organismes aquatiques. La question des risques pour l'homme est donc posée (Auberto *et al.*, 2005).

La structure chimique du DDT est représentée dans la figure 01

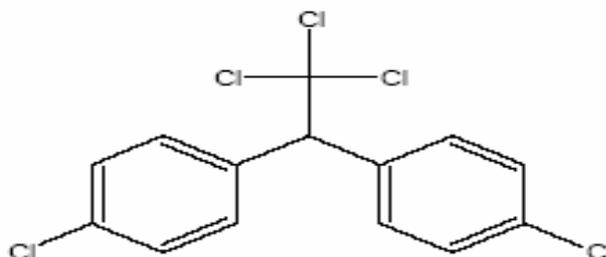


Figure 01: Structure chimique du DDT
(Lemiére *et al.*, 2001).

II-2-2)- Polychlorobiphényles (PCB) :

Le terme PCB désigne une famille de composés organochlorés de haut poids moléculaire, de formule chimique $C_{10}H_{(10-n)}Cl_n$ dans laquelle le nombre de chlore (n) peut varier de 1 à 10 (Alzieu et al., 1999). Ces composés de synthèse ont fait l'objet de multiples utilisations pour leurs propriétés isolantes (transformateurs électriques) et leur stabilité chimique et physique (huile de coupe, encre, peintures...) (Gallotti et Thomann, 2005).

Le groupe des PCB comprend 209 congénères qui se distinguent par le nombre d'atome de chlore fixé sur la molécule (isomères de composition) ou par leurs position sur le noyau biphenyl (isomères de structure) (Abranou et al., 2002 ; Garubelli et al., 2007). Ce sont des composés semi volatils, hydrophobes persistants et faiblement biodégradables (Alzieu et al., 1999 ; Davis et al., 2007), ce qui explique leur accumulation dans les organismes vivants constituant les chaînes alimentaires (Buckman et al., 2006 ; Donato et al., 2006). Ils sont à l'origine de divers dysfonctionnements observés chez les animaux : hypertrophie hépatique, altération des fonctions reproductrices et effet cancérigène (Alzieu et al., 1999 ; Turyk et al., 2007).

La structure chimique générale des PCB est représentée dans la figure 02

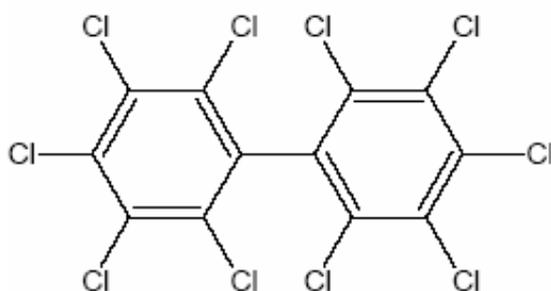


Figure 02: Structure chimique générale des PCB
(Lemière et al., 2001).

II-2-3)- Dioxines et Furanes :

On désigne par Dioxines et Furanes deux groupes de polluants de l'environnement, les polychlorodibénzo-p-dioxines (PCDD) et les polychlorodibénzo-furanes (PCDF) (UNEP, 1998), générés au cours de processus thermiques industriels ou naturels. Ces processus peuvent être des combustions incomplètes, des pyrolyses de composés organiques, des événements naturels comme les éruptions volcaniques ou les feux de forêts (Falcy *et al.*, 2006).

Les dioxines et les furanes sont des composés aromatiques polycycliques chlorés de structures chimiques proches. En fonction du nombre d'atomes de chlores et de leur position, on dénombre 75 congénères de PCDD et 135 de PCDF (Gallotti et Thomann, 2005). Parmi ces 210 congénères, 17 suscitent un intérêt particulier compte tenu de leurs toxicité importante. Ils contiennent au moins quatre atomes de chlore en position 2,3,7,8. La 2,3,7,8-Tétrachlorodibénzo-p-dioxine (TCDD) est la plus toxique (Falcy *et al.*, 2006). Elle est reconnue comme cancérigène (Kaushik, 2005). Ces composés sont extrêmement stables thermiquement, non volatils, très solubles dans les graisses et résistent à l'action bactérienne. Ces propriétés expliquent leur importante rémanence dans l'environnement (Gallotti et Thomann, 2005). Les effets toxiques des dioxines et furanes comportent des effets immunologiques, neurologiques, perturbateurs endocriniens et cancérigènes (Kaushik, 2005 ; Brown *et al.*, 2006 ; Falcy *et al.*, 2006).

Les structures chimiques des dioxines et furanes sont représentées dans la figure 03:

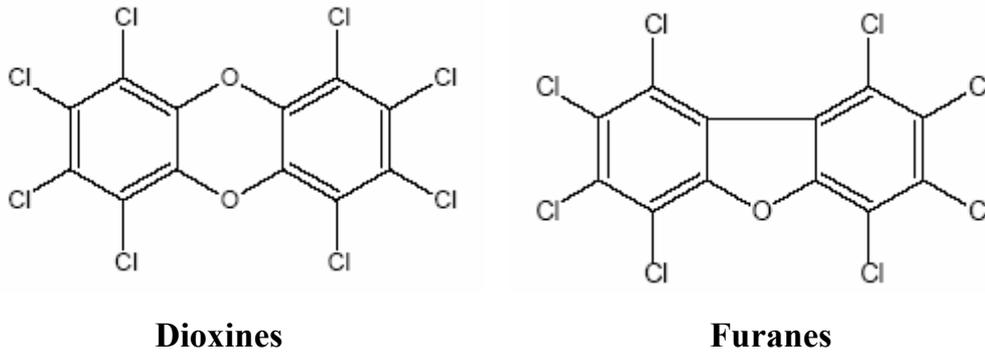


Figure 03: Structures chimiques des dioxines et furanes

(Lemière et al., 2001).

II-3)- Autres composés organiques :

II-3-1)- Détergents (tensio-actifs):

Les détergents sont des composés chimiques organiques de synthèse dont la molécule comporte d'une part un groupement polaire hydrophile et d'autre part un radical constitué d'une chaîne carbonée de caractère lipophile ou hydrophobe **(Thoumelin, 1995)**.

Au plan de la pollution, deux familles de tensio-actifs ont plus particulièrement attirés l'attention en raison de leur comportement dans l'environnement et leur toxicité vis-à-vis les organismes aquatiques : les tensio-actifs Alkylbénéne Sulfonate (ABS) résistants à la biodégradation et les Alkyl Sulfonates linéaires, plus facilement biodégradables **(Augier, 1993)**.

De par leur structure chimique, les tensio-actifs sont des molécules qui se concentrent aux interfaces, elles vont donc naturellement se concentrer aux interfaces biologiques comme les poumons ou les branchies et ainsi, limiter les échanges respiratoires des organismes. De plus leurs propriétés amphiphile leur confèrent la capacité de se lier aux composants cellulaires comme les phospholipides des membranes mais aussi aux protéines et peptides. Il en résulte des modifications des fonctions notamment vis-à-vis des échanges cellulaires **(Biendel, 2005)**.

II-3-2)- Phénols :

Les phénols sont des composés aromatiques hydroxylés comprenant le phénol et ses substitués tels les chlorophénols, les nitrophénols, les diméthylphénols ou xylols (Lemière et al., 2001). De nombreux composés phénoliques sont chlorés et considérés comme polluants (3-chlorophénol, para-chlorophénol, pentachlorophénol...).

La présence des phénols dans l'eau a, le plus souvent, pour origine les pollutions industrielles (industrie chimique, cokerie, industrie papetière, raffinerie, pétrochimie...) (Rodier et al., 2005). Ils proviennent également de la dégradation des pesticides organophosphorés ainsi que la transformation de composés organiques naturels comme les lignines, les tannins et les acides humiques (Gaujous, 1995).

Les chlorophénols sont des composés toxiques (UNEP, 1998) et dans ce groupe, le pentachlorophénol (figure 04) est considéré comme un polluant prioritaire par l'agence de protection de l'environnement des Etats Unies (US-EPA) et l'organisation mondiale de la santé (OMS). Ces polluants sont accumulés par les poissons, en particulier, les espèces à chair grasse, (anguilles, saumons, truites) qui peuvent en contenir jusqu' à 30 mg / kg (Rodier et al., 2005).

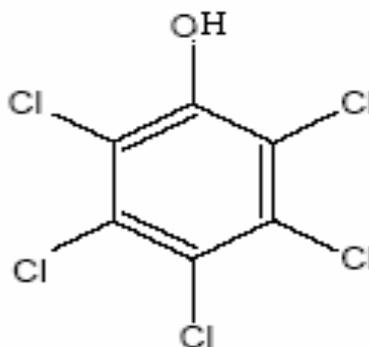


Figure 04: Structures chimiques du pentachlorophénol

(Lemière et al., 2001).

III)- Hydrocarbures aromatiques polycycliques :

III-1)- Définition et structure:

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques neutres apolaires, constitués d'au moins deux cycles aromatiques fusionnés par des arrangements linéaires ou angulaires (**Leoz-Garziandia et al., 2000**). Au sens strict, ils ne contiennent que des atomes de carbone et d'hydrogène. Cependant, certains composés aromatiques contenant du soufre, de l'azote ou de l'oxygène, leur sont parfois associés (HAP hétérocycliques) (**Slasky et al., 2000**).

Le nombre de HAP susceptibles d'être rencontrés dans l'environnement est très important. Parmi ceux-ci, une liste restreinte est généralement considérée pour les études environnementales et censée représenter l'ensemble du groupe. Ce sont les 16 polluants retenus comme prioritaires par l'Agence Environnementale Américaine (US-EPA). Cette liste contient à la fois les HAP les plus fréquents et ceux posant les problèmes environnementaux les plus graves du fait de leur toxicité (**Brazillet et al., 2001**). Les structures des 16 HAP sont représentées dans la figure 05.

III-2)- Classification :

La majorité des HAP sont constitués de 2 à 6 cycles aromatiques et les poids moléculaires varient approximativement entre 130 et 280 g/mol. Les HAP peuvent être subdivisés en deux sous groupes : les HAP de faible masse moléculaire et les HAP de masse moléculaire élevée. Il est communément admis que les HAP légers ont un nombre de cycle composés de 2 ou 3, alors que les HAP lourds sont compris entre 4 à 6 cycles (**Zeng et Vista, 1997 ; Wang et al., 1999**). Cependant, certains auteurs n'utilisent pas cette classification. Par exemple **Yang et al. (1998)** et **Bour (2005)** considèrent trois classes :

- HAP de faibles masses moléculaires (de l'ordre de 152-178 g/mol, soit 2 à 3 cycles) : naphthalène, acénaphthylène, acénaphtène, fluorène, anthracène et phénanthrène.
- HAP de masses moléculaires intermédiaires (de l'ordre de 202 g/mol, 4 cycles) : fluoranthène, pyrène.
- HAP de masses moléculaires élevées (de l'ordre de 228-278 g/mol, soit 4 à 6 cycles) : benzo(a)anthracène, chrysène, benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, dibenzo(ah)anthracène, benzo(k)fluoranthène, benzo(ghi)pérylène, indéno(1,2,3,cd)pyrène.

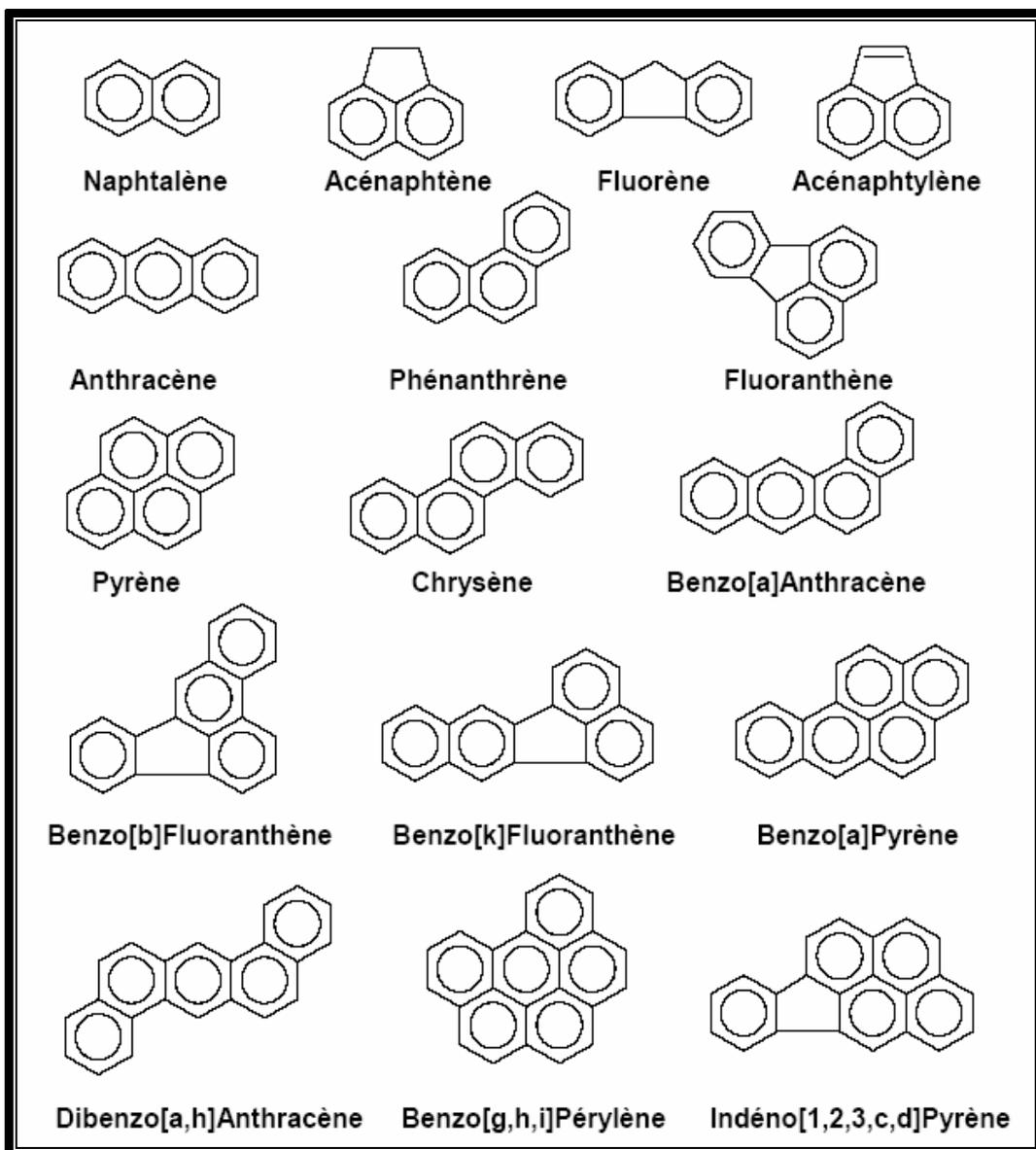


Figure 05: Structure des 16 HAP de la liste de l'US-EPA

(Bour, 2005)

III-3)- Propriétés physicochimiques :

Les HAP présentent plusieurs propriétés physicochimiques. Le Tableau ci-dessous résume les principales caractéristiques des 16 HAP classés prioritaires par l'US-EPA.

Tableau II : Propriétés physicochimiques des 16 HAP prioritaires de la liste US EPA (Mackay et al., 1992).

Composé	Nombre de cycles	Masse molaire (g/mol)	Densité (g/cm ³)	Solubilité dans l'eau (mg/L) à 25 °C	Point de fusion (°C)	Point d'ébullition (°C)	Log Kow	Log Koc	Tension de vapeur à 25°C (Pa)
Naphtalène	2	128,2	1,162	32	80	218	3,3	3,15	36,8
Acénaphylène	3	152,2	1,194	3,93	92	265	4,07	1,4	4,14
Acénaphène	3	154,2	1,024	3,42	96	276	3,98	3,66	1,52
Fluorène	3	166,2	1,203	1,9	116	293	6,58	6,2	0,715
Phénanthrène	3	178,2	1,172	1	101	340	4,45	4,15	0,113
Anthracène	3	178,2	1,240	0,07	216	340	4,45	4,15	0,0778
Fluoranthène	4	202,3	1,236	0,27	111	375	4,9	4,58	8,72 x 10 ⁻³
Pyrène	4	202,3	1,271	0,16	149	360	4,88	4,58	0,0119
Benzo(a)anthracène	4	228,3	1,174	0,0057	158	400	5,61	5,3	6,06 x 10 ⁻⁴
Chrysène	4	228,3	1,274	0,06	255	448	5,16	5,3	8,4 x 10 ⁻⁷
Benzo(b)fluoranthène	5	252,3	-	0,001	167	-	6,04	5,74	6,7 x 10 ⁻⁵
Benzo(k)fluoranthène	5	252,3	-	0,0008	217	480	6,06	5,74	4,12 x 10 ⁻⁶
Benzo(a)pyrène	5	252,3	1,282	0,0038	179	496	6,06	6,74	2,13 x 10 ⁻⁵
Dibenzo(ah)anthracène	5	278,3	1,252	0,0005	262	524	6,84	6,52	9,16 x 10 ⁻⁸
Benzo(ghi)pérylène	6	276,3	-	0,00026	163	525	6,5	6,2	2,25 x 10 ⁻⁵
Indéno(1,2,3,cd)pyrène	6	276,3	-	0,0008	222	536	6,58	6,2	1,3 x 10 ⁻⁸

Log Kow : Coefficient de partage octanol-eau ;

Log Koc : Coefficient de partage du carbone organique

De manière générale, la plupart des HAP ont un point de fusion supérieur à 100 °C et un point d'ébullition élevé (supérieur à 300 °C). Leur densité est généralement supérieure à 1 et ils ne sont pas miscibles avec l'eau (**Lemiére et al., 2001**). La solubilité est caractérisée à l'aide du coefficient de partage octanol-eau (Kow) ; plus le coefficient est élevé, moins le composé est soluble dans l'eau et plus son affinité pour les lipides est élevée (**El Nembr et Abd Allah, 2003**).

Introduits dans l'environnement aquatique, les HAP ont tendance à s'adsorber sur les particules en suspension et à s'accumuler dans les sédiments (**Qiao et al., 2006 ; Xu et al., 2007 ; Zhu et al., 2008**). Ce phénomène est accentué par la teneur en matière organique du sédiment (**Ko et Baker, 2004**). Cette fraction d'HAP liée à la matière organique est estimée par le coefficient de partage du carbone organique (Koc) (**Bour, 2005**).

Il est important de signaler que les HAP se répartissent entre la phase gazeuse et la phase particulaire (**Leoz-Garziandia et al., 2000 ; Mortelay-Massei et al., 2006**). La tension de vapeur des HAP diminue au fur et à mesure que la masse moléculaire augmente. Certains ont une tension de vapeur comprise entre 10^{-4} et 10^{-8} mmHg et peuvent donc être considérés comme semi-volatils et se trouver dans la phase gazeuse et la phase particulaire de l'atmosphère (**Leoz-Garziandia et al., 2000**).

III-4)- Origines :

Les HAP sont émis dans l'environnement par trois processus : la diagenèse, la combustion et la pyrolyse de matière organique ou par biogenèse. Ces processus sont généralement regroupés en deux sources principales, les sources naturelles et les sources anthropiques (**El Nembr et Abd Allah, 2003**).

Les premières incluent les émissions liées aux feux de forêts, aux éruptions volcaniques (**Tolosa et al., 2004**), mais aussi aux réactions biogènes dans les plantes et les bactéries, ainsi que les réactions géologiques associées à la production de fuel fossile (**Tolun et al., 2006**).

Les sources anthropiques sont majoritaires (**El Nemr et Abd Allah, 2003**) et regroupent tout les phénomènes de combustion des pétroles, du charbon et du bois (**Abranou et al., 2002 ; Cheung et al., 2007**), issus des incinérateurs de déchets urbains, sidérurgie, industrie chimique, moteurs automobiles, feux de cheminés, combustion du gaz... (**Mortelay-Massei et al., 2006 ; Qiao et al., 2006**).

De nombreux procédés industriels comme la production d'aluminium, la cokéfaction du charbon, la production d'électricité, industrie des alliages ferreux sont des exemples de source d'origines anthropiques (**Alzieu et al., 1999 ; Psillakis et al., 2003**). Toutefois, à coté de cette source, les HAP sont également introduits par contamination par des produits pétroliers (raffinage, transport et pétrochimie) (**Lemiére et al., 2001 ; Countway et al., 2003**). Dans le milieu marin, les modes de transfert des HAP sont multiples, la voie atmosphérique est prépondérante mais les apports via les rivières et le lessivage des sols ne sont pas négligeables (**Chanteraux et al., 2002 ; Pandit et al., 2006**).

III-5)- Identification des sources:

Les divers processus de formation des HAP génèrent des distributions différentes pouvant être utilisées comme empreinte moléculaire. Plusieurs indices tel que le rapport de la concentration entre deux HAP ont été développés afin de pouvoir identifier la source des HAP présent dans une matrice sédimentaire (**De Lucas et al., 2005 ; Oren et al., 2006**).

D'une manière générale, les composés d'origine naturelles sont majoritairement des composés de faible poids moléculaire (2 à 3 noyaux aromatiques) alors que les HAP d'origine anthropique sont principalement des composés lourds (4 à 6 noyaux aromatiques) (**Abranou et al., 2002 ; De Lucas et al., 2005 ; Chau, 2006**).

Le tableau suivant présente certains indices caractérisant l'origine des HAP :

Tableau III : Valeurs de quelques indices moléculaires caractérisant l'origine des HAP (Thompson, 1999)

Indices	Phe/An	Fluo/Pyr	Chrys/BaA	BeP/BaP
<i>Source Pyrolytique</i>	1-10	> 1	< 1	< 2
<i>Source Pétrogénique</i>	> 25	< 1	> 1	> 5

Phe: Phénanthrène; An: Anthracène; Fluo: Fluoranthène; Pyr: Pyrène; Chrys : Chrysène ; BaA: Bénzo(a)pyrène; BeP : Bénzo(e)pyrène.

L'identification des sources est complétée par l'étude de la répartition globale des HAP, c'est-à-dire la répartition entre les composés de haut poids moléculaire (High Molecular Weight) et ceux de bas poids moléculaire (Light Molecular Weight).

La distinction est basée sur le nombre de cycles benzéniques. Il est ainsi admis que les échantillons d'origine pétrolière sont caractérisés par la prédominance des HAP de bas poids moléculaire, tandis qu'une contamination pyrolytique se différencie par une proportion plus importante des HAP lourds. Cette caractéristique s'exprime selon le ratio massique entre les composés légers et lourds (LMW/HMW) (Garrigues *et al.*, 1995 ; Budzinski *et al.*, 1997).

III-6)- Comportement et évolution dans l'environnement marin :

Dans le milieu marin, les HAP peuvent se trouver en phase dissoute ou adsorbés sur des particules en suspension en fonction de leurs propriétés physicochimiques (Abranou *et al.*, 2002 ; Tolosa *et al.*, 2004).

Les HAP, faiblement solubles dans l'eau, s'associent très facilement aux particules et préférentiellement sur les plus fines ($< 3 \mu\text{m}$) (**Slaski et al., 2000**) et les plus riches en matières organiques (**De Lucas et al., 2004 ; Ko et Baker, 2004 ; Bihari et al., 2006 ; Yu et al., 2006**).

La mobilité et la disponibilité des HAP dépendent également de la source qui les a générés. Les HAP pétroliers, présents sous forme d'émulsion avec l'eau sont plus facilement disponibles en comparaison aux HAP d'origine pyrolytique fortement adsorbés sur les particules (**De Lucas et al., 2005**).

Les HAP peuvent également gagner le fond puis se déposer dans les sédiments où ils tendent à s'accumuler (**Bihari et al., 2006 ; Guo et al., 2007**). La granulométrie du sédiment joue un rôle dans la distribution des HAP. Les HAP de haut poids moléculaire (peu hydrosolubles) sont préférentiellement associés aux particules fines en comparaison aux composés plus hydrosolubles (**Raoux et Garrigues, 1993**). Cette intégration dans les sédiments n'est pas forcément définitive (**Chau, 2006**) ; la remise en suspension des sédiments, par des phénomènes naturels (marées, tempêtes), ou par des activités humaines (dragage) se traduit par un apport en particules sédimentaires ce qui peut entraîner le relargage des HAP dans la colonne d'eau et en détériorer la qualité (**Gimeno et al., 2004**).

Les HAP peuvent également être absorbés et accumulés par les organismes vivants qui peuplent le milieu marin (**Je et al., 2003**). Plusieurs études ont montré des teneurs élevées en différents HAP dans la biomasse de divers écosystèmes aquatiques (ports, baies, estuaires...). Ils sont également concentrés dans les algues macrophytes et d'autres plantes aquatiques. (**Barron et al., 2004 ; Liu et Kueh, 2005 ; Cheung et al., 2006**).

Dans l'eau et en présence d'oxygène, les HAP peuvent être dégradés par photooxydation. Ce phénomène concerne essentiellement les HAP de faibles

poids moléculaire contenus dans les couches d'eau superficielles (**Rontani et Giusti, 1987**).

Dans l'environnement marin, les bactéries sont généralement considérées comme les représentants prédominants de la communauté microbienne qui dégradent les hydrocarbures (**Li et al., 2008**). La biodégradation des HAP est largement étudiée, et ces études ont montrés que les HAP avec plus de 4 cycles sont fortement récalcitrants et résistants à la dégradation microbienne (**Cerniglia, 1992**). De plus, plus le poids moléculaire est élevé, plus leur solubilité est basse ainsi que leur biodisponibilité. Cependant les HAP à faible poids moléculaire comme le naphthalène, anthracène, fluorène et phénanthrène sont aisément dégradés par un certain nombre de bactéries telles que *Arthrobacter* sp, *Staphylococcus auriculans*, *Pseudomonas fluorescens*, et *Pseudomonas putida* qui peuvent utiliser ces composés comme source de carbone (**Cerniglia, 1992 ; Men et al., 1993 ; Monnal et al., 1993 ; Kastner, 2000 ; Li et al., 2008**).

Le benzo (a)pyrène et les autres HAP dont le poids moléculaire est élevé sont dégradés seulement par quelques espèces bactériennes telles que *Mycobacterium* sp et *Sphingomonas* sp (**Kastner, 2000**). De plus, certains Basidiomycètes tels que *Phanerochaete chrysosporium*, *Bjerkandera* sp et *Stropharia coronilla* ont été démontrés pour métaboliser le benzo (a)pyrène (**Hammel et al., 1986 ; Kotterman et al., 1998 ; Steffen et al., 2003 ; Juan et al., 2008**).

III-7)- Toxicité :

Les principaux risques que présentent les HAP sont leur potentiel mutagène et cancérigène important chez les organismes exposés (**Liu et al., 2005**) . En raison de leur caractère lipophile, les HAP s'accumulent dans les organismes vivants, préférentiellement dans les tissus lipidiques. Ils sont en effet des molécules biologiquement actives qui, une fois absorbées par les organismes, se prêtent à des réactions de transformation sous l'action d'enzymes conduisant à

la formation d'époxydes et/ou de dérivés hydroxylés. Les métabolites ainsi formés peuvent avoir un effet toxique plus ou moins marqué en se liant à des molécules biologiques fondamentales telles que les protéines, l'ARN, l'ADN et peuvent provoquer des dysfonctionnements cellulaires (**Bihari et al., 2006**). Ils peuvent aussi entraîner des effets immunologiques, hépatiques et de reproduction (**Bour, 2005 ; Masaki et al., 2006 ; Qiao et al., 2006**).

La figure ci-après représente les voies d'activation métaboliques du benzo (a) pyrène :

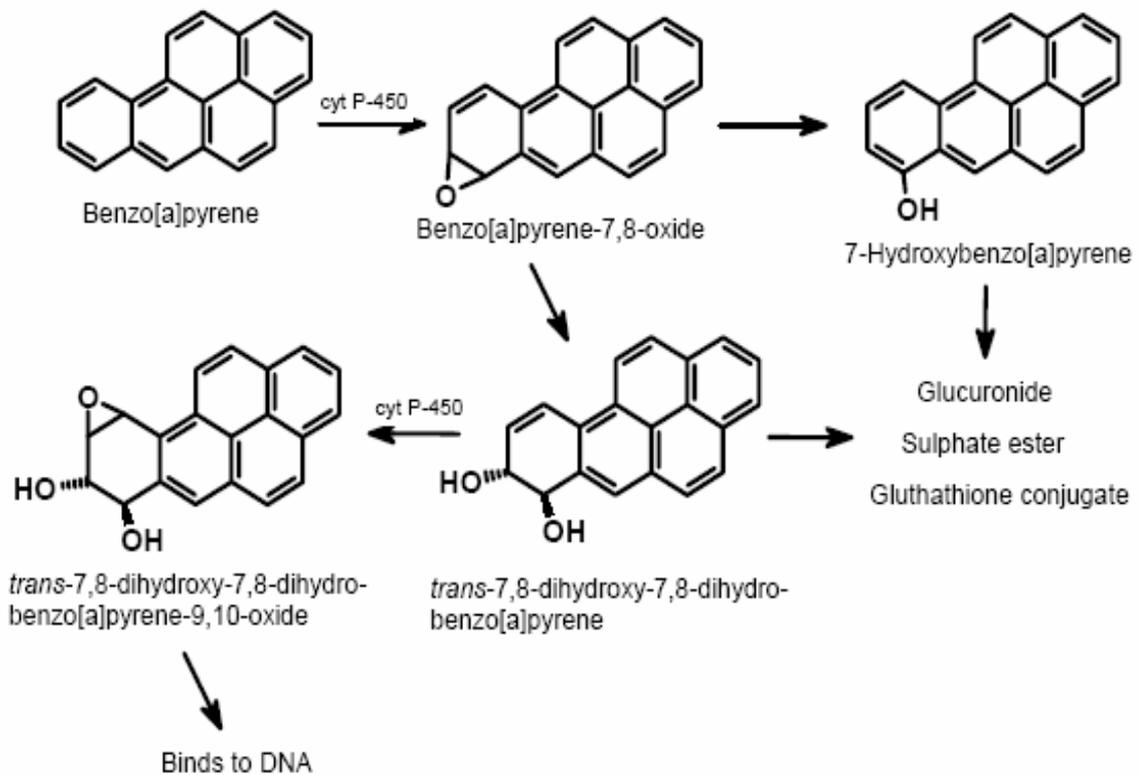


Figure 06 : Schéma d'activation métabolique du Benzo[a]pyrène (IARC 1983)

Parmi les 16 HAP de l'US-EPA, six sont classés par le Centre International de Recherche sur le Cancer (IARC) comme des cancérigènes probables (Benzo(a)pyrène, Benzo(a)anthracène, Dibenzo(a,h)anthracène) ou comme des cancérigènes possibles pour l'homme (Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Indéno(c,d)pyrène). (**Brazillet et al., 2001**).

D'autre part, les HAP et tout particulièrement leurs métabolites hydroxylés, présentent une structure moléculaire qui mime celle des hormones stéroïdiennes. Ils sont dès lors en mesure d'interférer directement avec les récepteurs cellulaires de ces hormones. En gênant les voies endocriniennes, ils peuvent être mis en cause dans des phénomènes de reprotoxicité et rentrent dans la grande classe de perturbateurs endocriniens (**Montandon et Picot, 2005 ; Kannan et Perrotta, 2008**).

Chapitre *II*

Description du site d'étude

I)- Description du port de Béjaia :

Ce travail de description du site poursuivait un double objectif ; assurer la validité des résultats et fournir les données nécessaires à leur interprétation. Une attention particulière a été donnée à la mise en évidence des sources de pollution susceptibles d'influencer la qualité des eaux du port.

I-1)- Implantation du port:

Le port de Béjaia est situé dans la baie de Béjaia (figure 07) sur la latitude Nord $36^{\circ} 45' 24''$ et la longitude Est de $05^{\circ} 05' 50''$. Il est délimité :

- Au nord par la route nationale n° 9.
- Au sud par la jetée de fermeture et du large.
- A l'est par la jetée Est.
- A l'ouest par la zone industrielle de Béjaia (**Entreprise Portuaire de Béjaia, 2006**).

I-2)- Accès au port :

Le port de Béjaia est accessible par un chenal extérieur large de 320 m et dragué à 13,50 m. Les navires de marchandises générales accèdent aux bassins du vieux port et de l'arrière port par le biais de deux passes, respectivement la passe AbdelKader, large de 110 m et draguée à 12 m, et la passe de la Casbah (entre le vieux port et l'arrière port), large de 125 m et draguée à 12 m (figure 08) (**Entreprise Portuaire de Béjaia, 2006**).

I-3)- Bassins du port :

Le port de Béjaia est composé de trois bassins (figure 08):

- **Bassin de l'avant port :** sa superficie est de 75 ha et ses profondeurs varient entre 10,5 et 13,5 m, limité à l'Est par la jeté Est et au Sud par la jeté Sud. Il est communicant au bassin du vieux port par la passe Abdelkader et à l'extérieur du port par la passe principale d'accès. Disposant d'installations spécialisées, l'avant port est destiné à traiter les navires pétroliers.



**Figure 07: Localisation du port de Béjaïa
((Entreprise Portuaire de Béjaïa, 2006).**

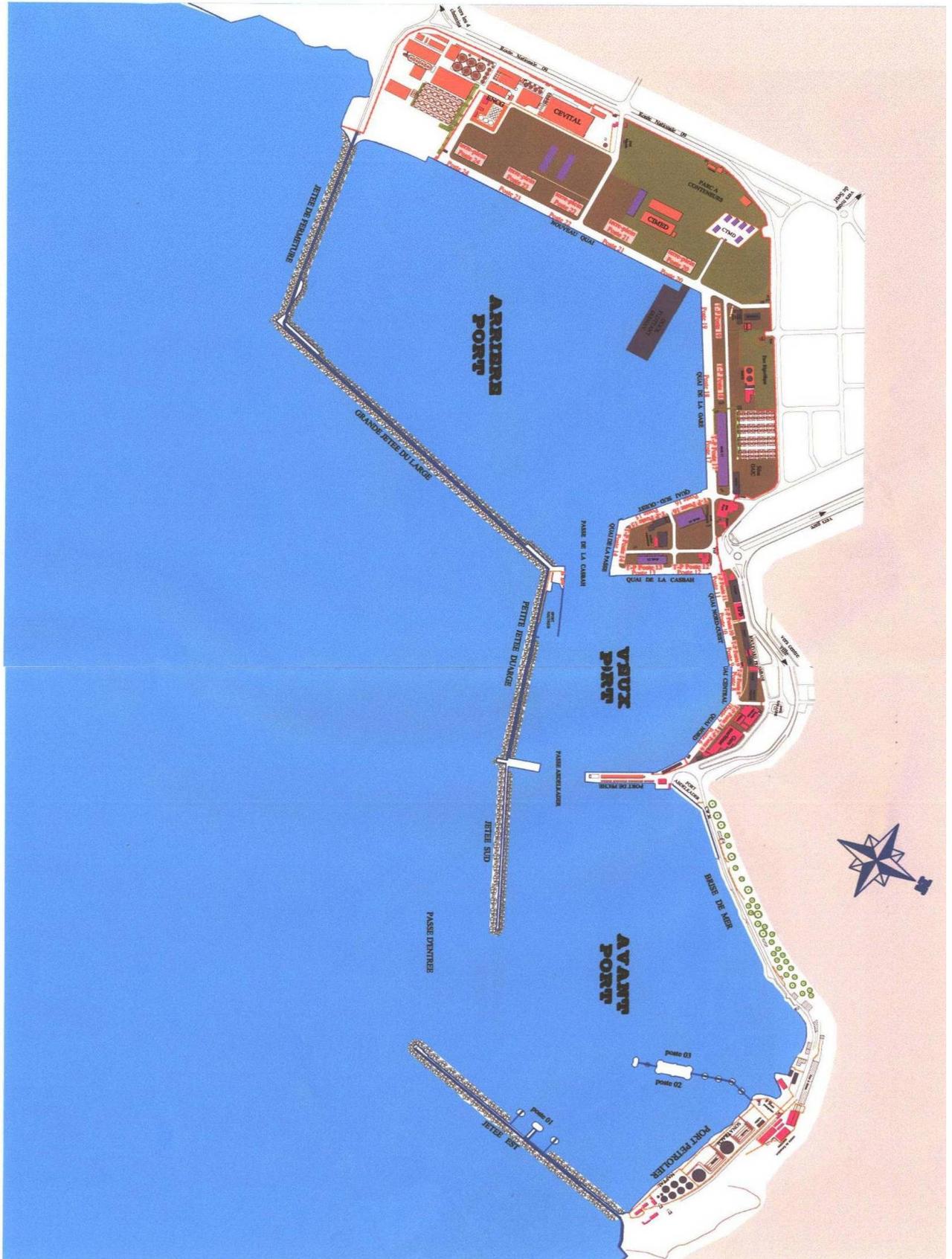


Figure 08: Vue d'ensemble du port de Béjaia
(Entreprise Portuaire de Béjaia, 2006).

- **Bassin du vieux port** : la superficie totale du plan d'eau est de 26 ha et ses profondeurs de quais varient entre 6 et 8 m. Il est protégé à l'Est par le quai Ribancour et à l'Ouest par le quai de la Casbah. Deux passes permettent la circulation des navires : la passe Abdelkader avec le port pétrolier et la passe de la Casbah avec l'arrière port.
- **Bassin de l'arrière port** : sa surface est de 55 ha et les profondeurs varient entre 10,5 et 12 m. Le bassin est protégé à l'Est et au Sud par la grande jeté du large, à l'Ouest par le nouveau quai de la gare et le quai du sud. Il est communicant au bassin du vieux port par la passe de la Casbah (**Entreprise Portuaire de Béjaia, 2006**).

II)- Données climatiques de la région de Béjaia :

La région de Béjaia est caractérisée par un climat de type méditerranéen, chaud et sec en été, doux et pluvieux en hiver. Le tableau IV présente les moyennes mensuelles de la pluviométrie, de la température et de l'humidité de l'année 2007.

Tableau IV: Moyennes mensuelles de la pluviométrie, de la température et de l'humidité de l'année 2007 (Station météorologique de Béjaia, 2007).

Mois	Janvier	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Septembr	Octobre	Novembre	Décembre
T (°C)	12	14	13	16	19	22	25	26	23	20	14	11
Précipitation (mm)	9	20	175	132	12	10	3	7	63	149	175	207
Humidité (%)	74	76	77	83	73	77	78	72	60	80	78	80

La région de Béjaia est caractérisée par des averses importantes. Elle est considérée par l'Office Nationale de Météorologie comme l'une des villes les plus pluvieuses du pays. Elle reçoit une moyenne de 800 à 1200 mm d'eau de pluie par an (**Direction Hydraulique de Béjaia, 2006**).

III)- Sources de pollution au niveau du port :

Les bassins portuaires peuvent être soumis à des risques de pollution d'origines diverses, directement (rejets directs) ou indirectement par l'intermédiaire des réseaux d'assainissement ou des exutoires naturels (oueds, fossés...) qui débouchent dans le port.

Vu la forte activité urbaine et industrielle qui se développe dans la zone de notre étude, plusieurs apports de contamination peuvent être identifiés :

III-1)- Réseau d'assainissement :

La ville de Béjaia est dotée de deux réseaux d'assainissement, l'un très ancien, vétuste, sous dimensionné, datant de la période coloniale, de type unitaire et débouchant dans le port. L'autre relativement récent, suit l'extension de la ville. Ce dernier réseau est doté de deux stations de relevage dont une seule est en fonctionnement.

A l'heure actuelle, nous ne disposons que de très peu d'information sur l'état du réseau d'assainissement de la ville de Béjaia. Par ailleurs, et en se basant sur la seule carte disponible du réseau d'assainissement de la ville réalisée par GEOSYSTEM en 1998, neuf points de rejets sont localisables au niveau des trois bassins portuaires (figure 09) et sont répartis comme indiqué sur le tableau V.

Un problème supplémentaire qui s'ajoute au manque d'un réseau d'assainissement adéquat ; la station d'épuration biologique de la ville de Béjaia (capacité de traitement de 80 000 équivalents d'habitants) est à l'arrêt depuis plusieurs années. La cause de son arrêt est attribuée, selon les responsables, aux flux importants de rejets chimiques industriels et aux eaux pluviales infiltrées au réseau d'assainissement, ce qui a rendu le traitement biologique inefficace.

Tableau V: Situation des points de rejets au niveau des trois bassin du port

Point de rejet	Type de réseau	Rejet final
R1 R2	Eaux usées domestiques et eaux pluviales de l'ancienne ville	Bassin de l'avant port
R3 R4	Eaux usées domestiques venant des habitations de l'ancienne ville	Bassin du vieux port
R5	Eaux usées domestiques et eaux pluviales	Bassin de l'arrière port
R6 R7 R8	Eaux usées domestiques et eaux usées industrielles de la zone préportuaire et les eaux pluviales	
R9	Eaux usées domestiques et eaux pluviales drainées par l'Oued Salomon	

Suite à cette situation et dans le but de protéger la région de l'arrière port contre l'impact négatif qu'exerce ces eaux usées, la direction hydraulique de Béjaia a proposé de projeter un collecteur dimensionné à partir du tunnel Sidi AbdelKader jusqu'à la STEP. Ce collecteur aura comme tâche principale l'évacuation des eaux usées vers la station d'épuration existante. De même, l'Office Nationale d'Assainissement (ONA) a lancé une offre internationale pour le diagnostic et la réhabilitation du réseau d'assainissement de la ville de Béjaia.

III-2)- Rejets domestiques:

D'après la Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire **(DPAT) (2007)**, la population de la wilaya de Béjaia est estimée à la fin de l'année 2006 à 990 951 habitants avec une densité de 307 habitant / km² et un taux d'accroissement de l'ordre de 1,23 %.

L'essentiel de la population urbaine est concentré dans les villes situées dans la vallée de la Soummam et son prolongement vers le Nord, soit 42,6 % à Béjaia ville avec 173 693 habitants et une densité de 1445 habitant / km².

Les rejets d'eaux usées sont estimés à 80 % de la consommation journalière, soit un débit $Q = 120 \text{ l / hab.j.}$

III-3)- Rejets industriels :

Béjaia dispose d'un tissu industriel significatif où presque toutes les branches sont présentes avec une prédominance des activités manufacturières et de transformation qui comptent plus de 220 unités en activité. Au niveau du port, les principales branches industrielles qui s'y localisent sont l'agroalimentaire, le textile et l'industrie chimique **(Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire, 2007)**.

Le tableau VI présente quelques unités industrielles polluantes au niveau de la wilaya de Béjaia

Tableau VI : Les unités industrielles polluantes au niveau de la wilaya de Béjaia (DPAT, 2007).

Nom De L'Unité	Rejets solides			Rejets liquides				Rejets atmosphériques	
	Type de Déchets	Quantité Rejetée	Type de Traitement	Volume d'Eau Usée rejetée	Type de Traitement	Rejet Final	S T E P	Nature des Emissions	Type de Traitement
Co.Gb ENCG 04Chemins	Fut de 200 Kg	46 u /j	Décharge Publique	401,5m ³ /j	Bassin décantation	Oued Soummam	/	Vapeur	Néant
Co.Gb UP7 Unité margarine Route des Aurès Béjaia	-Terre Décolorante usée -Boues minérales et Organiques -Brai de distillation -Mucilage -Bidon d'acide phosphorique -Bidon de colle -Sac de soude -Charbon actif	-839,5 T/ an - 2190 T/ an -460 T/an -545 T/an - 9490 U/ an -365 U/ an -58400 U/ an -0,45 T/an	“ “ “ “ Cédé aux Personnel “ Decharge Publique. Melangé avec la boue	950m ³ /J	STEP	Oued Seghir	STEP	Néant	Néant
TRANSBOIS ex ENATB Arrière Port Béjaia	-Ecorce de bois -Poussières de bois -Colle	/ 300 Kg / J 0,72 T/ an	Décharge Publique “ Stockée dans Futs	16 762 m ³ /J	Néant	Mer	/	Poussière de bois	Filtres antipoussières

CEVITAL SPA Raffinerie d'Huile, Margarine Nouveau quai port de Béjaia	-Terre décolorante usée -Boue de la STEP -Ecumes -Déchets d'emballage, Films plastique en bois -Bouteilles PET -Intercalaires	1825T/an 20 T/an 3650T/an / 36500 u / an 100000 u /an	Décharge Publique.	25m ³ /h	Physico chimique et biologiques	Mer	Capacité 3m3/h	Poussières Fumées Vapeur d'eau	Système de dépoussiérage / Néant
ICOTAL (SPA) Arrière port Béjaia	-Chutes de tissus -Emballage en plastique -Emballage en carton	8,1T/ an 24 T/ an /	Récupération Par Alfaditex Remila	/	/	/	/	Vapeur dégagée par les baraques Vapeur de chaudière	Néant
ALCOST Route des Aurès Béjaia	-Tissus	240 Qx	Recupération par Alfaditex Remila	/	/	/	/	Fumée gaz de ville dégagée par la chaudière	Néant
SONATRAC H DRGB	-SLOP (résidus de pétrole)	18428m ³	Bouribier	/	/	/	/	/	/
Tehnin-lait RN12 Bir Slam	-Emballage -Carton	50 Sac /J 8,5Kg / J	Décharge Publique	358 m ³ / J	Néant	Oued Seghir	/	/	/
SIBEA ZI Ihaddaden Béjaia	-Limaille de fer -Sciure de bois chargée de Poussières de fer de d'Huile usagées -Fil de fer	1,2T/ an 72 T/ an /	Valorisation. Décharge Publique Valorisation.	1,66 m ³ / J	Néant	Oued Seghir	/	Poussières de fer	Aspirateurs

Les informations tirées de ce tableau ne permettent qu'une évaluation quantitative des rejets. L'évaluation qualitative ne peut être réalisée vu le manque de données sur les caractéristiques et la composition de ces effluents ainsi que les conditions de traitement (station d'épuration).

III-4)- Eaux de ruissellement urbaines :

La pollution des eaux de ruissellement urbaines a pour origine d'une part le lessivage de l'atmosphère et d'autre part le lessivage et l'érosion des surfaces urbaines.

Au niveau de la ville de Béjaia, les eaux pluviales sont collectées par des conduites enterrées. Ces conduites sont sous dimensionnées d'une part, et manquent d'entretien d'autre part, ce qui conduit à des débordement d'eaux lors de chute de pluie. Les eaux pluviales se déversent directement dans les bassins du port. Il existe trois exutoires principaux :

- Exutoire fort Abdel Kader qui draine toute la haute ville de Béjaia en partant de Sidi Touati et des Oliviers vers l'aval.
- Exutoire carrefour du port qui draine le bassin versant de la zone limitée par les bois sacrés en amont et l'Avenue Mustapha Ben Boulaid en aval.
- Exutoire Bitouri (oued Danous), les eaux pluviales de la pleine se déversent directement vers l'oued Danous et Salomon (**Direction Hydraulique de Béjaia, 2006**).

III-5)- Apport des Oueds :

Les Oueds constituent une source importante de pollution surtout pendant la saison hivernale. De ce fait, la zone de notre étude reçoit quotidiennement des rejets directs chargés en polluants divers véhiculés par l'Oued Salomon qui débouche directement à l'intérieur du port (arrière port) et l'oued Soummam et Oued Seghir à l'extérieur du port.

Chapitre *III*

Matériels *et* *Méthodes*

I)- Echantillonnage :

L'objectif d'évaluer la qualité des eaux portuaires, nous a conduit à prendre en compte le port dans sa globalité. La surface portuaire est donc exploitée dans son ensemble.

La stratégie d'échantillonnage adoptée consiste à la réalisation d'un quadrillage de la cartographie du port permettant une meilleure représentativité et localisation des points de prélèvement. Au total, 17 stations de prélèvement ont été choisies, 14 à l'intérieur du port et 3 à l'extérieur. Les sites de prélèvement sont représentés dans la figure 10.

La campagne d'échantillonnage a été programmée au cours du dernier semestre 2007. Les prélèvements ont été effectués le 20 Novembre 2007 après une période de temps sec de 2 jours succédant à de nombreux événements pluvieux le long du mois d'Octobre et Novembre.

Les taux de précipitation enregistrés entre 25 Octobre et 26 Novembre dans la ville de Béjaia sont indiqués dans le tableau VIII.

Tableau VII: Taux de précipitation enregistrés entre 25 Octobre et 26 Novembre dans la ville de Béjaia (Station météorologique de Béjaia, 2007).

Mois	Octobre							Novembre								
jours	25	26	27	28	29	30	31	01	02	03	15	16	17	23	24	26
Taux de précipitation (mm)	01	02	25	01	11	35	11	19	13	05	56	13	01	01	07	33

Les données générales du site d'étude lors du prélèvement sont résumées dans le tableau suivant :

Tableau VIII : Données générales du site d'étude lors du prélèvement

Date du prélèvement : 20-11-2007	
Heure du prélèvement : Début : 9h : 00	
Fin : 11h : 00	
Température de l'air	19 °C
Vent	Direction : Sud Est Vitesse : 15 Noeuds
Houle	50 cm
Courant	Nord Ouest
Marrée	Haute
Mer	Calme
Observations : Odeur nauséabonde, aspect vaseux et présence de films huileux en particulier au niveau de l'arrière port.	

I-1)- Protocole de prélèvement :

La procédure de prélèvement est celle préconisée par la **Commission Océanique Intergouvernementale (COI) (1984)**. Les échantillons sont prélevés dans la colonne d'eau, à l'aide d'un dispositif composé d'une bouteille en verre d'une capacité de 2 litres placée sur un support lesté.

Les prélèvements sont effectués à l'avant du navire ; la bouteille préalablement rincée avec de l'eau du site de prélèvement est lancée, son goulot assure, après immersion de celle-ci, un remplissage lent. Le contenu de la bouteille est ensuite fractionné et versé dans des flacons, soigneusement lavés et étiquetés, en verre transparent de 250 ml pour les échantillons destinés à la mesure des matières en suspension (MES), de la demande chimique en oxygène (DCO) et de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) (flacons pleins à ras bord et fermés hermétiquement), et en verre brun de 1 litre pour les échantillons destinés à la mesure des hydrocarbures.

Le plus grand soin a été donné au maintien des conditions de propreté pendant la collecte et la manipulation des échantillons dans le but de minimiser les possibilités de contamination.

I-2)- Conservation des échantillons :

Les conditions de stockage des échantillons doivent permettre de minimiser les risques de perte (par volatilisation, adsorption...) des polluants recherchés.

Avant l'analyse, pour la conservation des échantillons d'eau, ceux-ci sont traités puis stockés à 4°C. Afin de ramener le pH de l'échantillon inférieur à 2, quelques millilitres d'acide sulfurique sont ajoutés aux échantillons destinés à la mesure de la DCO. Pour les échantillons réservés à la détermination des hydrocarbures, une première extraction par addition de 10 ml d'hexane est réalisée immédiatement après le prélèvement. Enfin, les échantillons prévus pour la mesure de la DBO₅ et les MES sont conservés sans aucun adjuvant. Les échantillons sont conservés immédiatement à une température de 4°C.

II)- Mesure des paramètres physico-chimiques :

Compte tenu des variations susceptibles d'intervenir durant le transport et la conservation des échantillons au laboratoire, la détermination de certains paramètres physico-chimiques est préférable sur le terrain.

Dans notre cas, deux paramètres seulement sont mesurés *in situ* immédiatement après le prélèvement des échantillons. Il s'agit de :

II-1)- pH : déterminé par la méthode classique à l'aide d'un pH-mètre de terrain de marque « Testo 206-pH1 ».

II-2)- Température : mesurée par un thermomètre intégré au pH-mètre de terrain.

Les autres paramètres physico-chimiques sont mesurés dès l'arrivée au laboratoire :

II-3)- Conductivité : déterminée avec un conductimètre de marque « HANNA EC215 ».

II-4)- Turbidité : déterminée au moyen d'un spectrophotomètre UV-VIS « AnalytiK Jena / SPECORD 50 » à une longueur d'onde $\lambda = 740$ nm.

II-5)- Oxygène dissous : réalisé à l'aide d'un oxymètre « WTW inolab », muni d'une sonde de type « Cell Ox 325 ».

III)- Mesure des paramètres de la pollution organique :

III-1)- Demande chimique en oxygène (DCO) :

La DCO est déterminée par la méthode de dichromate de potassium préconisée par le **Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (2003)**. Il s'agit d'une oxydation chimique de la matière oxydable contenue dans un échantillon d'eau par le dichromate de potassium, en milieu acide et en présence de sulfate d'argent jouant le rôle d'un catalyseur et de sulfate de mercure permettant de complexer les ions chlorures.

La consommation d'oxygène par l'échantillon provoque un changement de couleur dont l'absorbance est proportionnelle à la quantité de $K_2Cr_2O_7$ réduit et se mesure en équivalent d'oxygène.

a)- Mode opératoire :

Introduire dans un tube à essai 5 ml d'échantillon soigneusement homogénéisé. Ajouter lentement 3 ml de la solution de digestion (Annexe IV) et 7 ml de la solution acide (Annexe V) en agitant par un mouvement circulaire et en refroidissant sous l'eau froide de façon à limiter toute perte de substances

organiques volatiles. Préparer également un blanc en substituant le volume d'échantillon requis par de l'eau distillée. Porter à 160°C pendant 2 heures.

b)- Expression des résultats :

La teneur en DCO exprimée en mg/l est déterminée par la courbe d'étalonnage (Annexe I), tracée à partir des mesures d'absorbance et de concentration des solutions étalons de glucose à $\lambda = 420 \text{ nm}$.

III-2)- Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

La DBO₅ est réalisée par la méthode de dilution décrite par la norme **NF EN 1899-1 T 90-103-1 (1998)**. Elle correspond à la quantité d'oxygène consommée pendant 5 jours à 20 °C et à l'obscurité pour assurer l'oxydation des matières organiques biodégradables par voie biologique.

a)- Mode opératoire :

Mettre un volume déterminé d'eau à analyser dans une fiole jaugée de 100ml et compléter avec de l'eau de dilution préalablement préparée (Annexe III) et vérifier que le pH est compris entre 6 et 8. Bien boucher sans bulles d'air. Conserver les flacons à une température de 20°C et à l'obscurité, Et au bout de cinq jours, mesurer l'oxygène dissous subsistant. Pratiquer un essai témoin en dosant l'oxygène dissous dans l'eau de dilution.

b)- Expression des résultats :

La DBO₅ est exprimée en milligrammes d'O₂ par litre en utilisant la formule suivante :

$$DBO_5 = F (T_0 - T_5) - (F-1) (D_0 - D_5)$$

Avec: D_0 : teneur en oxygène (mg/l) de l'eau de dilution au début de l'essai.

D_5 : teneur en oxygène (mg/l) de l'eau de dilution au bout de 5 jours.

T_0 : teneur en oxygène (mg/l) de l'échantillon au début de l'essai.

T_5 : teneur en oxygène (mg/l) de l'échantillon au bout de 5 jours.

F : facteur de dilution.

III-3)- Matières en suspension (MES) :

Les MES sont déterminées par la méthode de filtration décrite par la norme **NF EN 872 T 90-105-1 (1996)**. A l'aide d'un équipement de filtration sous vide, l'échantillon est filtré sur un filtre de porosité 0,45 μm . Le filtre est ensuite séché à 105°C et la masse de résidu retenu sur le filtre est déterminée par pesée.

a)- Mode opératoire :

Laver le disque de filtration par immersion dans l'eau distillée, le sécher à 105°C puis le peser jusqu'à masse constante après passage au dessiccateur (M_0). Placer le filtre dans le dispositif de filtration. Agiter vigoureusement le flacon et transférer immédiatement un volume convenable d'échantillon dans une éprouvette graduée. Filtrer l'échantillon puis rincer l'éprouvette avec de l'eau distillée et utiliser cette portion pour laver le filtre. Rincer les parois internes de l'entonnoir avec un autre volume d'eau distillée. Laisser essorer le filtre puis retirer avec précaution, le placer sur un support de séchage et le mettre dans l'étuve à 105°C. Le filtre est pesé jusqu'à poids constant (M_1).

b)- Expression des résultats :

La teneur en MES (mg/l) est donnée par l'expression :

$$\text{MES} = (M_1 - M_0 / V) \times 1000$$

Avec : M_0 : masse du filtre avant filtration en mg.

M_1 : masse du filtre après filtration en mg.

V : volume de l'échantillon en ml.

IV)- Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques:

IV-1)- Préparation du matériel :

Afin d'éviter tout risque de contamination pendant la manipulation des échantillons, plusieurs précautions ont été respectées. Les outils à main tels que les spatules, les pipettes sont traitées à la chaleur et enveloppées dans du papier d'aluminium. La verrerie est traitée selon la procédure décrite par la

Commission Océanique Intergouvernementale (1984) :

- Nettoyage avec un détergent ;
- Rinçage sous l'eau de robinet ;
- Rinçage à l'acétone ;
- Rinçage à l'hexane ;
- Séchage à l'étuve afin d'éliminer toute trace de matières organiques.

IV-2)- Extraction des hydrocarbures :

La procédure d'extraction est celle décrite par la **Commission Océanique Intergouvernementale (1984)**. C'est une extraction liquide-liquide réalisée avec un solvant organique qui est l'hexane sur un litre d'échantillon d'eau. Elle comporte deux étapes :

- Mélange des deux phases par brassage (agitation) durant 30 minutes.
- Séparation des deux phases par décantation.

La phase organique (hexane) est récupérée et la phase aqueuse subit une deuxième extraction. La phase organique récupérée est additionnée au premier extrait. Ensuite quelques grammes de sulfate de sodium (Na_2SO_4), préalablement séché à 200°C pendant 4 h sont ajoutés à l'extrait afin d'éliminer les traces d'eau.

IV-3)- 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.

La concentration est réalisée à l'aide d'un évaporateur rotatif de marque « Buchi Rotavapor R-200 », à une température ne dépassant pas 50°C (**Aminot et Chaussiepiéd, 1983**) et sous vide jusqu'à un volume moyen de 10 ml.

IV-4)- Purification et fractionnement des extraits :

La purification et le fractionnement ont pour but l'élimination des composés tels que les phénols, les lipides..., extraits en même temps que les hydrocarbures ainsi que la séparation des hydrocarbures aliphatiques et aromatiques (**Masaki et al., 2006**). Cette opération est réalisée par chromatographie sur une colonne ouverte en utilisant une phase stationnaire solide représentée par deux adsorbants : l'alumine (Al_2O_3) et le gel de silice. Avant leurs utilisation, les deux adsorbants sont activés par passage à l'étuve à 200°C pendant 4 heures, puis désactivés par addition de quelques gouttes d'eau distillée (**Tolosa et al., 2004**). La phase mobile est liquide, elle est constituée de deux solvants organiques : l'hexane et le dichlorométhane.

La procédure de purification et de fractionnement décrite dans la figure 11 est réalisée comme suit :

IV-4-1)- Préparation de la colonne:

Une colonne chromatographique est remplie successivement par :

- Tampon de laine de verre ;
- 2 g de silice désactivé;
- 2 g d'alumine désactivé;
- 1 g de sulfate de sodium.

IV-4-2)- Opération d'élution :

L'extrait est transféré dans la colonne. Une première élution est réalisée avec 20 ml d'hexane et renferme les hydrocarbures aliphatiques (F1). Les hydrocarbures aromatiques (F2) sont élués ensuite avec 30 ml d'un mélange contenant 70 % d'hexane et 30 % de dichlorométhane (**Aminot et Chaussiepiéd, 1983**).

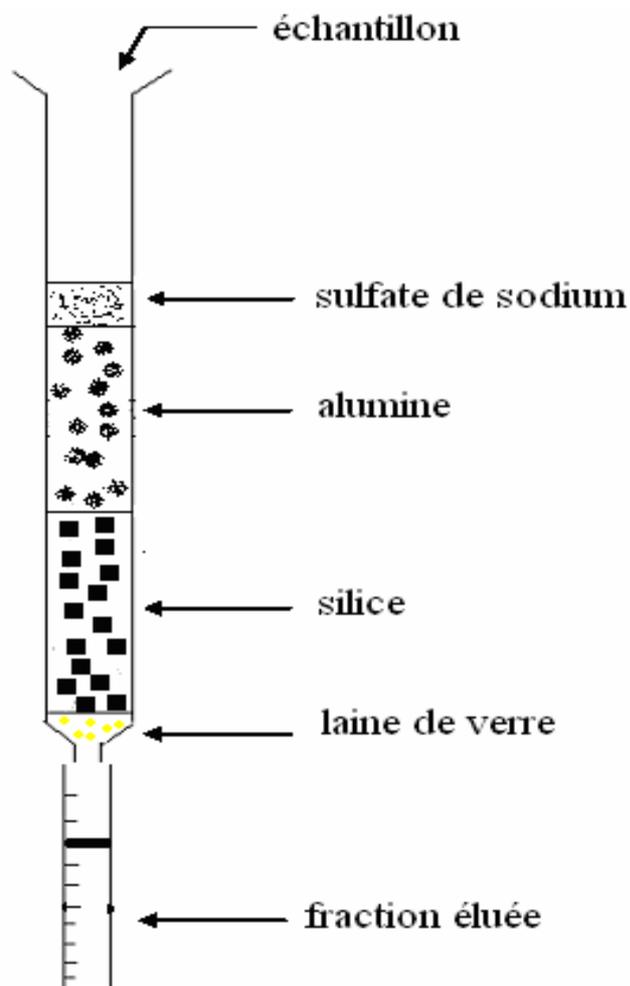


Figure 11 : Colonne chromatographique de purification et de fractionnement

La fraction aliphatique (F1) n'est pas analysée, tandis que la fraction aromatique (F2) est analysée par spectrophotométrie Ultra Violet.

L'ensemble de la procédure analytique des hydrocarbures aromatiques est résumé dans le diagramme de la figure 12.

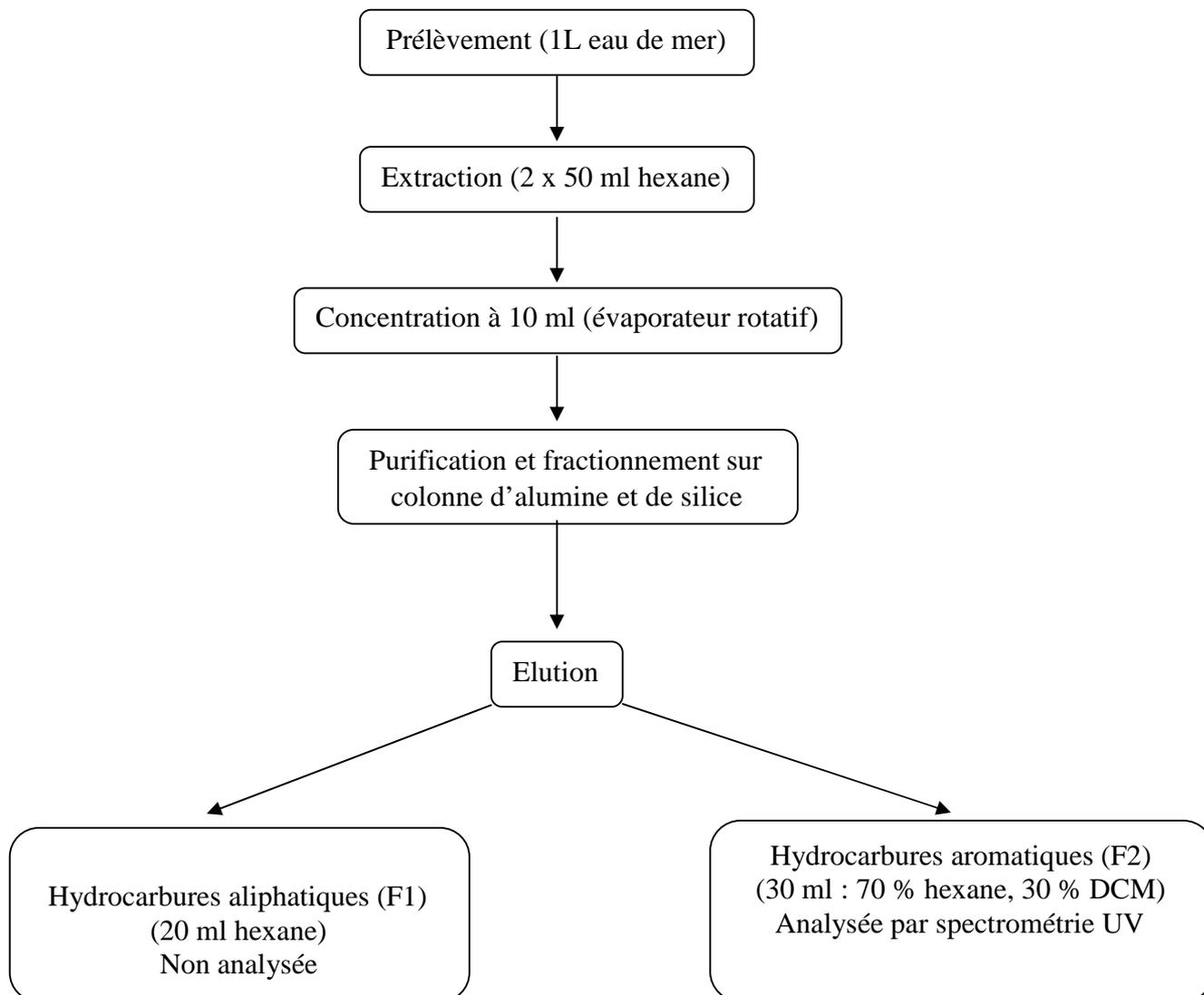


Figure 12 : Procédure analytique des hydrocarbures aromatiques

IV-5)- Analyse des HAP par spectrophotométrie UV :

Les techniques spectrophotométriques apportent des informations sur des éléments de structure mais ne permettent pas une caractérisation moléculaire précise. Les plus couramment utilisées sont l'absorbance UV-VIS qui permet de mesurer les chromophores aromatiques.

Dans un premier temps, les caractéristiques spectrales des hydrocarbures aromatiques ont été déterminées en mode balayage entre 200-400 nm, à l'aide d'un spectrophotomètre « AnalytiK Jena / SPECORD50 », afin de pouvoir détecter d'éventuelle longueurs d'ondes caractéristiques.

Ensuite, une analyse quantitative des hydrocarbures aromatiques a été effectuée en se référant à une courbe d'étalonnage réalisée avec le Chrysène (C₁₈H₁₂) (Annexe II). La lecture est déterminée à $\lambda = 269$ nm.

V)- Analyse statistique :

Une analyse descriptive des résultats est réalisée à l'aide du logiciel Microsoft Office Excel 2003, afin de déterminer les moyennes, les écartypes et les coefficients de corrélation.

Une analyse de la variance (ANOVA) suivie du test LSD (la plus petite différence significative) est appliquée à l'aide du logiciel STATISTICA 5.5, afin de mettre en évidence les différences significatives entre les échantillons pour chaque paramètre.

Chapitre *IV*

Résultats et Discussions

I)- Analyse des paramètres physicochimiques :

I-1)- Température :

La figure 13 représente les variations de la température dans les différents points de prélèvement. L'ensemble des stations se caractérise par des températures qui fluctuent entre 17,7 et 18,7 °C avec une valeur moyenne de $18,19 \pm 0,19$ °C. Les stations présentent des différences significatives ($p < 0,05$). La valeur maximale (18,7°C) est observée à la station 11. Elle est peut être liée à sa localisation au niveau de l'arrière port, qui est un milieu confiné et reçoit des débits importants d'eaux usées dont certains peuvent présenter des écarts de température importants avec le milieu récepteur (Gaujous, 1995 ; Rodier et al., 2005). Par contre la station 01 enregistre la valeur la plus faible (17,7°C) probablement à cause de sa localisation au niveau de l'avant port, juste à coté du quai méthanier.

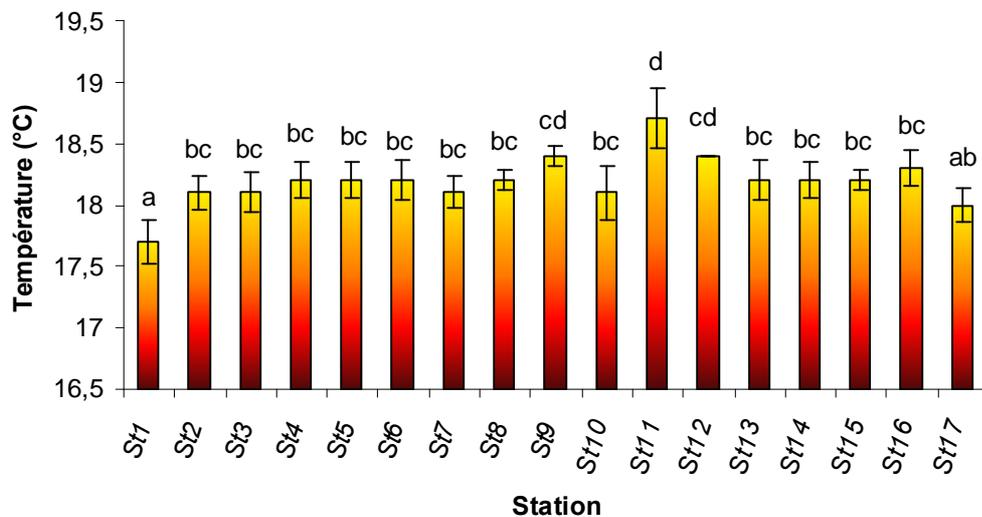


Figure 13: Variations spatiales de la température dans les 17 stations

Les valeurs portant des lettres différentes présentent une différence significative ($p < 0,05$)

A titre de comparaison, Sarkar et al. (2006) ont obtenu des températures qui varient durant la saison entre 20,8 et 31,6 °C dans le port de Diamond (Inde). De même, Varlazar et al. (2006) ont rapporté des valeurs comprises entre 29,28

et 30, 87°C en mois de Mai dans les eaux côtières de Karnataka (Inde); **Zhang et al. (2008)** ont mesurés des valeurs de l'ordre de 23 à 27 °C en mois d'Août dans les eaux du port de Victoria (Hong Kong, Chine), **Kot-Wasik et al. (2004)** des températures de l'ordre de 18 à 21°C dans les eaux du golf de Gdansk (mer Baltique) et **Beiras et al.(2003)** des valeurs allant de 13,3 à 19,9 °C au niveau de l'estuaire de Galician Rias (Espagne).

Ces variations peuvent être expliquées du fait que la température de l'eau est obtenue en fonction des températures ambiantes et saisonnières liées aux variations climatiques (**Wu et Wang, 2007**). Selon **Rodier et al. (2005)**, les températures des eaux superficielles au cours des saisons varient de 2 à 30 °C et d'après **Liang et Wong (2003)**, la température de l'eau varie entre 25,4 et 32,9 °C durant Juin- Octobre et entre 17,8 et 26,1 durant Novembre- Février.

I-2)- pH :

Les résultats du pH sont indiqués sur la figure 14 où les stations présentent des différences significatives ($p < 0,05$) et les valeurs s'échelonnent entre 7,54 et 7,82 avec une moyenne de $7,72 \pm 0,07$.

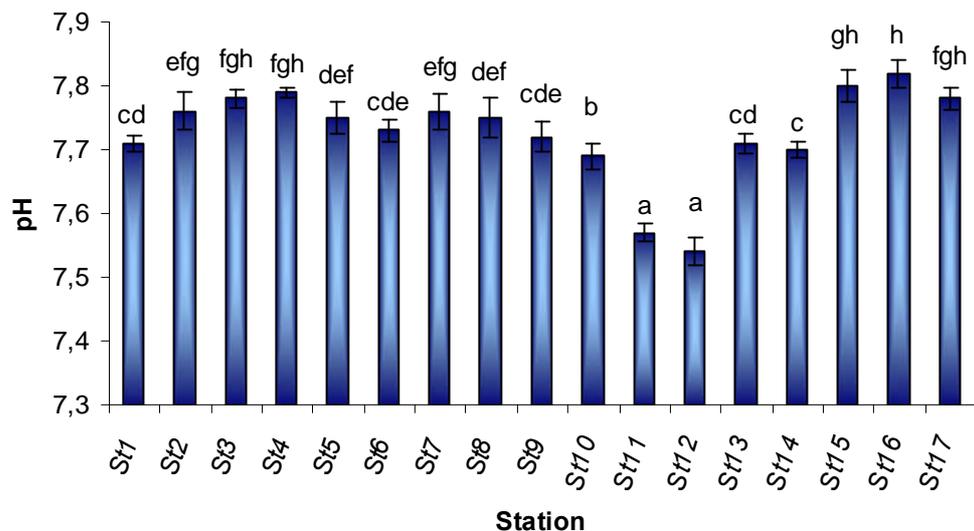


Figure n° 14: Variations spatiales du pH dans les 17 stations

Les valeurs portant la même lettre ne diffèrent pas significativement ($p < 0,05$)

Les résultats obtenus ne sont pas en accord avec les valeurs citées par **Zhang et al. (2008) (7,9-8)** obtenues au niveau du port de Victoria (Hong Kong, Chine) et sont inférieurs au pH normal de l'eau de mer (8,2 – 8,3).

Les valeurs de pH les plus faibles sont mesurées au niveau des stations 10, 11 et 12 de l'arrière port (7,69 , 7,59 et 7,54 respectivement). Cette baisse du pH peut être expliquée vraisemblablement par un apport acidifiant d'origine urbain ou industriel (activités menées sur les quais).

La station 16, située au large du port, est marquée par le pH le plus élevé (7,82). Ceci semble être attribué au mélange des eaux douces du fleuve avec les eaux de mer (**Hammami et al., 2005**).

I-3)- Conductivité :

La conductivité évolue entre 27,93 et 31,3 mS /cm avec une moyenne de $30,35 \pm 0,89$ mS /cm. Les stations présentent des différences significatives ($p < 0,05$) et selon la figure 15, on observe une certaine homogénéité de la conductivité sur le bassin de l'avant port et du vieux port. Néanmoins, cette homogénéité n'est pas observée sur le bassin de l'arrière port et plus particulièrement au niveau des stations 11, 12 et 13 où l'on constate les plus faibles valeurs (28,93 , 27,93 et 29 respectivement).

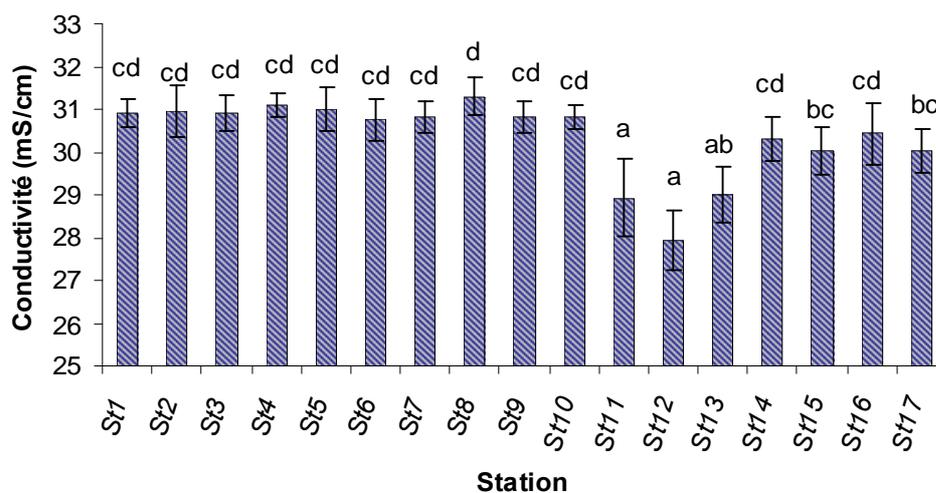


Figure 15 : Variations spatiales de la conductivité dans les 17 stations

Les valeurs portant la même lettre ne diffèrent pas significativement ($p < 0,05$)

Selon **Rodier et al. (2005)**, la conductivité de l'eau de mer peut varier entre 10 000 et 30 000 $\mu\text{S} / \text{cm}$. En effet, la conductivité est un paramètre étroitement lié à la concentration des substances dissoutes et à leurs natures. Dans l'eau de mer, les ions majeurs responsables de la conductivité sont le Cl^- , Na^+ et Mg^+ (**Liang et Wong, 2003**). Cependant, les eaux usées urbaines et industrielles, chargées particulièrement en matières organiques, et déversées dans le port peuvent influencer la conductivité dans certaines stations, en particulier, celles situées à proximité des points de rejets, ce qui explique les faibles valeurs enregistrées au niveau des stations 11, 12 et 13 de l'arrière port.

I-4)- Turbidité :

La mesure de la turbidité associée à la notion de trouble est un paramètre largement répandu pour appréhender les particules présentes au sein d'un milieu. Ces particules peuvent être détectées par la mesure de l'absorbance.

Les résultats représentés dans la figure 16 montrent un pic important situé au niveau de la station 12 correspondant à la valeur la plus élevée de la turbidité (0,0487UA). A l'inverse, les valeurs les plus faibles (0,0126 et 0,0140 UA) sont enregistrées au niveau des stations 15 et 09. Les autres stations montrent une certaine homogénéité avec des valeurs comprises entre 0,0172 et 0,0257 UA. L'analyse statistique a révélé que les stations sont différentes significativement ($p < 0,05$).

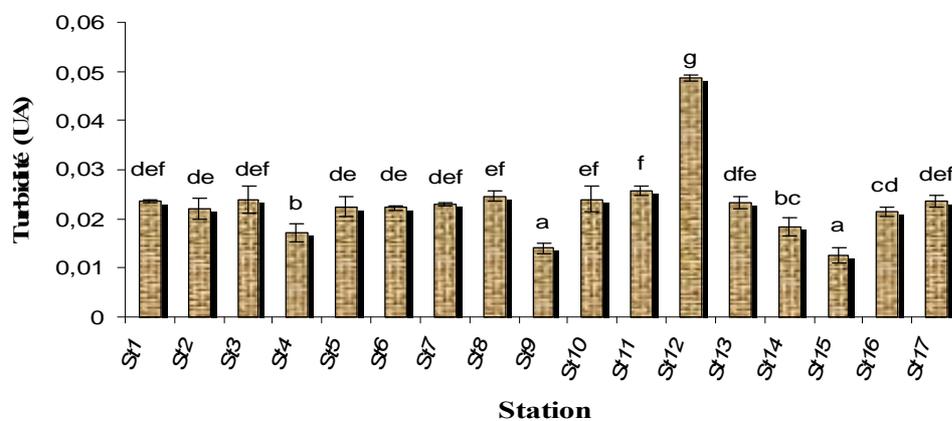


Figure 16: Variations spatiales de la turbidité dans les 17 stations

Les valeurs portant la même lettre ne diffèrent pas significativement ($p < 0,05$)

La turbidité est liée à la quantité des MES dont l'origine est largement naturelle (fleuves, lessivage des terres par les pluies...), mais des quantités croissantes de celles-ci découlent des activités humaines, soit par les effluents domestiques et industrielles, soit par rejets direct par les bateaux (**Bellan et Perés, 1974**).

Selon **Trut (1998)**, les variations de la turbidité semblent dépendre également des conditions hydrodynamiques liées à la houle, au vent, au marée et au courant.

I-5)- Oxygène dissous :

Les teneurs en oxygène dissous sont comprises entre 3,2 et 6,5 mg/l avec une moyenne de $5,12 \pm 0,75$ mg/l. La figure 17 montre des concentrations assez homogènes dans l'ensemble des stations à l'exception des stations 11 et 12 où une chute de l'oxygène a été observée (3,2 et 3,6 mg/l). De même, les stations 9 et 17 sont marquées par des teneurs inférieures à 5 mg/l.

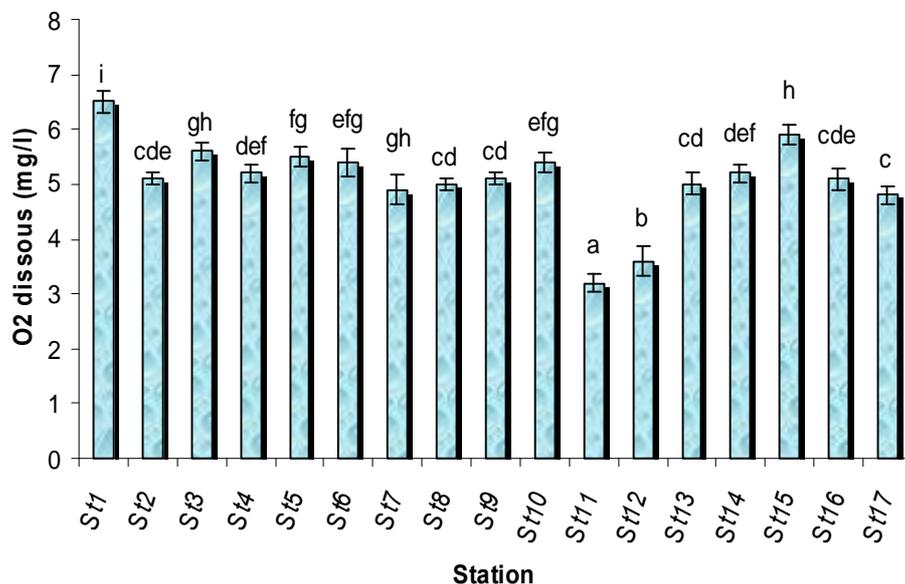


Figure 17: Variations spatiales de la teneur en O₂ dissous dans les 17 stations

Les valeurs portant des lettres différentes présentent une différence significative ($p < 0,05$)

Ces résultats peuvent être expliqués par le confinement de l'arrière port et du vieux port qui ne permettent pas le renouvellement des masses d'eaux polluées ainsi que l'emplacement des stations de part et d'autres des points de rejets (stations 09,11 et 12) ou sous l'influences des eaux apportées par l'Oued Soummam (station 17).

Les variations de l'oxygène dissous peuvent être fonction de la présence de matière organiques et éléments nutritifs (azote, phosphore) issues des effluents domestiques, industriels et les eaux de ruissellement ; à la présence de certaines substances réductrices telles que les sulfites et les sels ferreux (**Lopes et al., 2008**), à la perturbation des échanges atmosphériques à l'interface due à la présence de graisses, d'hydrocarbures, de détergents... (**Rodier et al., 2005 ; Lopes et al., 2008**) ou encore aux conditions hydrodynamiques du milieu (vents, vagues, turbulences) permettant le brassage des masses d'eaux (**Hammami et al., 2005 ; Lopes et al., 2008**) .

Varlasar et al. (2006) ont obtenus une valeur moyenne de l'O₂ dissous qui dépasse 3 mg/l dans les eaux côtières de Karnataka (Inde). Ce résultat rejoint celui de **Sarkar et al, (2006)** qui ont rapporté des valeurs comprises entre 5,4 et 7,2 mg/l au niveau du port de Diamond (Inde).

L'agence Ecossoise de Protection de l'Environnement (Scottish Environmental Protection Agency) indique q'un milieu marin de bonne qualité environnementale présente des teneurs en O₂ dissous de l'ordre de 4 à 6 mg/l, alors q'une teneur de 2 à 4 mg/l est considérée insatisfaisante. Cependant, le milieu est sérieusement pollué lorsque la concentration en O₂ dissous est inférieure à 2 mg/l (**Best et al., 2007**).

Un coefficient de corrélation linéaire est établi entre la température et l' O₂ dissous (figure 18).

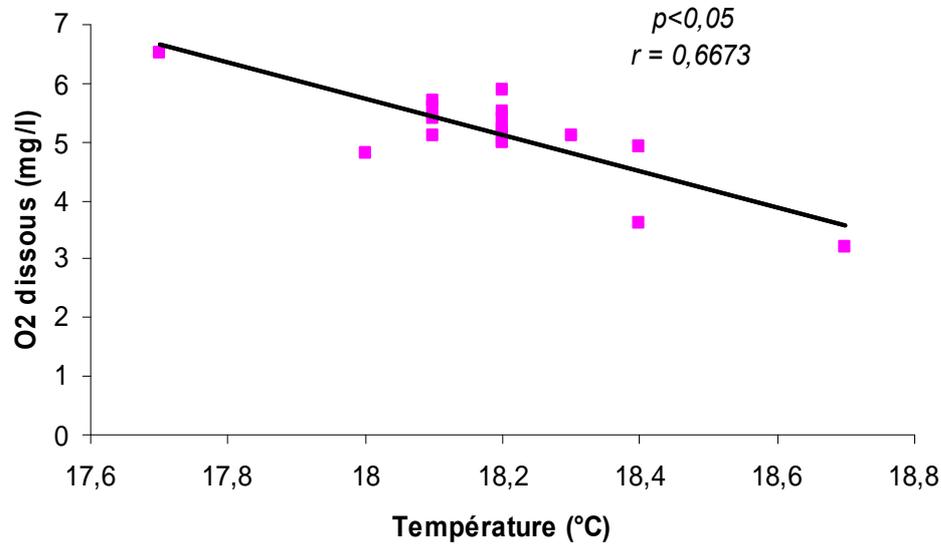


Figure 18 : Corrélation linéaire entre la température et la teneur en O₂ dissous

La figure 18 montre une bonne corrélation entre les deux paramètres ($r = 0,66$ $p < 0,05$). Un résultat similaire est obtenu par **Liang et Wong (2003)** ($r = 0,578$ $p < 0,001$). Ceci est en relation avec la solubilité de l'O₂ dissous mais aussi à cause de la consommation accrue par les organismes et les bactéries qui se multiplient lorsque la température de l'eau s'élève ce qui abaisse la teneur en O₂ dissous (**Poulenc, 1995 ; Rodier et al., 2005 ; Wu et Wang, 2007 ; Lopes et al., 2008**).

II)- Analyse des paramètres de la pollution organique :

II-1)- Demande chimique en oxygène (DCO) :

D'après la figure 19, l'ensemble des points de prélèvement présente une DCO supérieure à 3000 mg/l. Les concentrations évoluent entre 3098,66 et 12023,33 mg/l avec une moyenne de $4736,31 \pm 2414,48$ mg/l. Deux pics importants sont observés aux stations 11 et 12 du bassin de l'arrière port avec des valeurs respectives de 12023,33 et 9897,33 mg/l. Les stations présentent des différences significatives ($p < 0,01$).

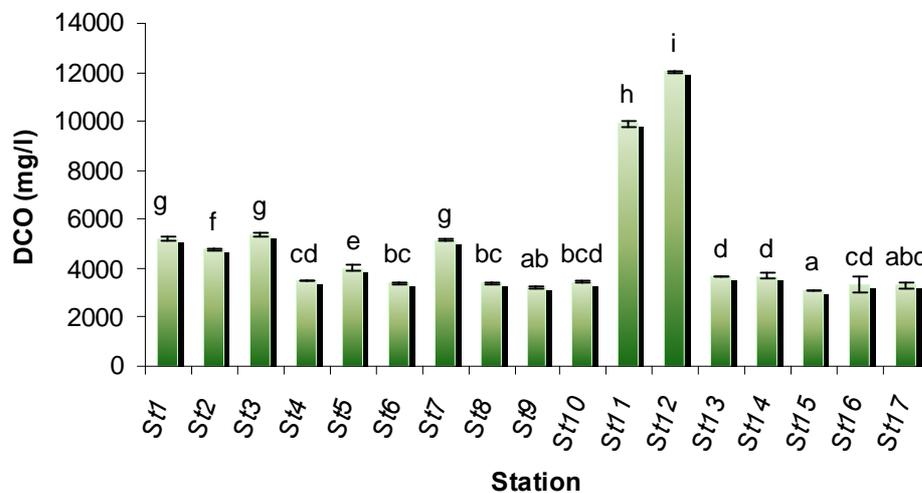


Figure 19: Variations spatiales de la DCO dans les 17 stations

Les valeurs portant des lettres différentes présentent une différence significative ($p < 0,01$)

La DCO constitue un précieux paramètre indicateur de la présence de polluants. Elle est représentative de la majeure partie des composés organiques mais également des sels minéraux oxydables (sulfures, chlorures).

Les résultats obtenus témoignent d'une pollution organique extrêmement importante du port, et par rapport aux autres études, les concentrations notées sont systématiquement très élevées. **Singh et al. (2005)** ont mesuré, en différents points de la rivière de Gomti (Inde), des teneurs comprises entre 10,76 et 38,68 mg/l et **Sarkar et al. (2006)** ont rapporté des concentrations de l'ordre de 9,36 et 34,8 mg/l dans le port de Diamond (Inde).

Cette observation confirme l'existence d'une pollution organique due essentiellement aux effluents urbains et industriels riches en matières organiques et en produits chimiques déversés sans aucun traitement directement ou via le réseau d'assainissement. A ceci, s'ajoute la présence de l'oued Salomon qui débouche directement à l'intérieur du port et l'Oued Soummam et l'Oued Seghir à l'extérieur du port augmentant ainsi l'apport en matière organique.

On peut noter également, la présence d'industries à l'arrière port, qui peuvent contribuer d'une manière à la pollution chimique des eaux par leurs activités.

Enfin, la situation est probablement aggravée par les précipitations car les eaux pluviales produisent des eaux de ruissellement qui véhiculent d'importantes quantités de polluants.

II-2)- Demande biochimique en oxygène (DBO₅) :

Comme la montre la figure 20, les teneurs en DBO₅ sont assez élevées mais se distribuent irrégulièrement sur l'ensemble des trois bassins. Les variations spatiales sont très marquées et les valeurs évoluent entre 10,33 et 234 mg/l avec une moyenne de $98,54 \pm 44,80$ mg/l. Là encore, on observe des pics centrés dans l'arrière port (station 11,12 et 13) et se propagent vers la rade (station 15, 16 et 17). Les stations diffèrent significativement ($p < 0,05$).

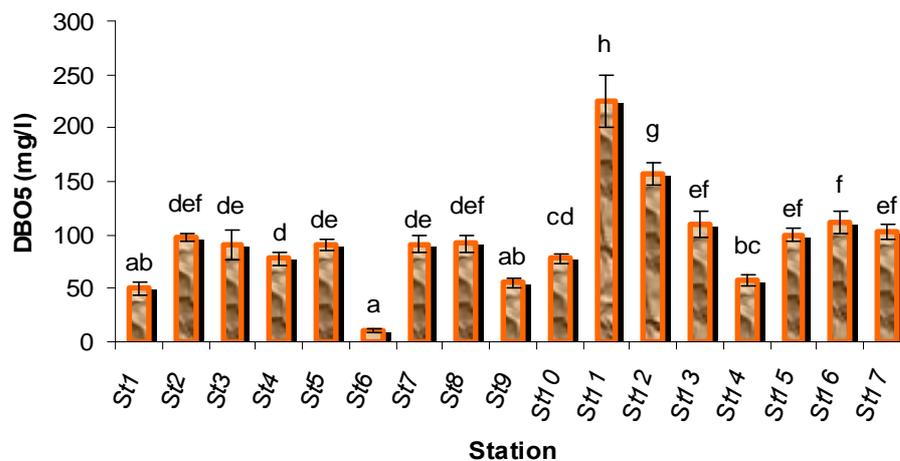


Figure 20: Variations spatiales de la DBO₅ dans les 17 stations
Les valeurs portant des lettres différentes présentent une différence significative ($p < 0,05$)

Si l'on compare ces valeurs avec celles des différentes études, on constate que les concentrations de nos échantillons sont beaucoup plus élevées. **Sarkar et al. (2006)** ont mesuré des concentrations allant jusqu'à 3,40 mg/l dans les eaux collectées sur le port de Diamond (Inde). Nos résultats sont également très éloignés de ceux obtenus par **Liang et Wong (2003)** (1,86-18,2), **Singh et al. (2005)** (3,55-18,93) et **Beiras et al. (2003)** (0,25-9,50) mesurés sur différents sites.

De même, **Beiras et al. (2003)**, estime que l'eau de mer est considérée comme polluée par la matière organique quand la **DBO₅ dépasse 4 mg/l**.

Au regard de ces résultats, on constate une pollution organique très importante du port mais qui est plus prononcée à l'arrière port et la rade. En fait, ces deux secteurs sont caractérisés par la présence de plusieurs sources polluantes qui véhiculent essentiellement des matières organiques (émissaires urbains et industriels, apport de l'Oued Salomon, l'Oued Soummam et l'Oued Seghir).

Il est important de mettre la lumière sur la période de prélèvement (prélèvement réalisé pendant la matinée de 9h à 11h), car la production d'eaux usées domestiques fluctue au cours de la journée avec une valeur quasi nulle la nuit, une production maximale le matin et un second pic en soirée (**Butler et Gatt, 1996**).

La faible teneur enregistrée à la station 06 semble être liée soit à une bonne oxygénation du site favorisant la décomposition des matières organiques, soit à la présence de substances inhibitrices ou encore à la présence de matières organiques peu ou pas biodégradables.

L'analyse des corrélations a souligné que les concentrations en DBO₅ sont bien corrélées négativement à celles de l'O₂ dissous (figure 21) avec un coefficient de corrélation linéaire de ($r = 0,62$ $p < 0,05$).

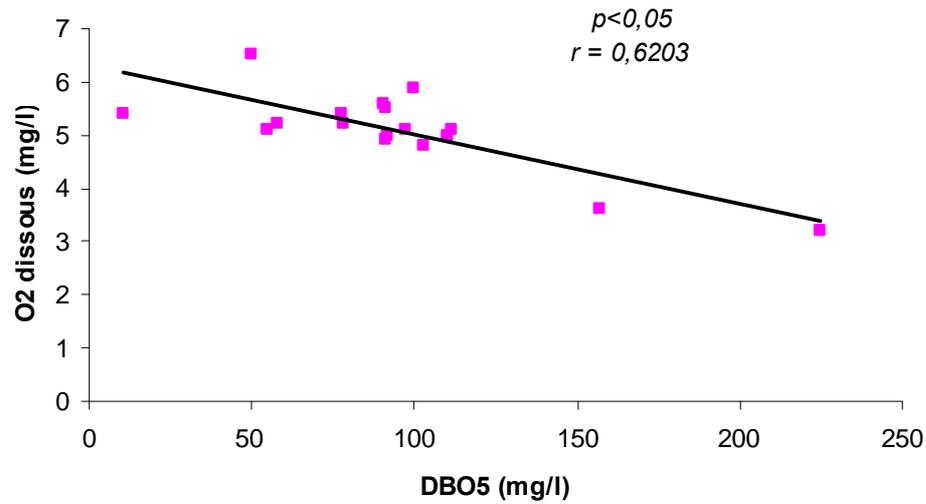


Figure 21: Corrélation linéaire entre la DBO₅ et la teneur en O₂ dissous

Cette relation est due à l'apport excessif en matières organiques ayant une influence sur la solubilité de l'oxygène dissous (**Best et al., 2007**).

II-3)- Matières en suspension (MES) :

La figure 22 montre les variations de la concentration des MES où on remarque des teneurs élevées allant de 27 à 223,66 mg/l et une moyenne de $54,46 \pm 43,44$ mg/l.

Ce type de pollution est distribué sur les trois bassins portuaires avec un pic accentué à la station 12. Les stations 01, 8,11, 13 et 17 sont également marquées par des concentrations élevées tandis que les valeurs minimales sont enregistrées à la station 04 et 14. Les stations diffèrent significativement ($p < 0,01$).

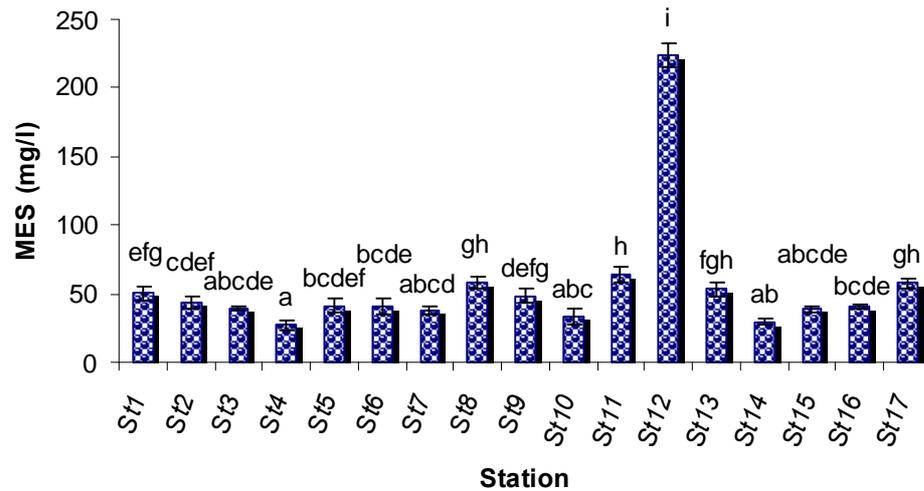


Figure 22: Variations spatiales de la teneur en MES dans les 17 stations

Les valeurs portant des lettres différentes présentent une différence significative ($p < 0,01$)

Les ordres de grandeurs en MES mesurées excèdent la valeur limite de l'eau de mer fixée à 25 mg/l (**Poulenc, 1995**).

Les pics de concentrations observés pourraient être liés à l'accroissement du trafic maritime, en particulier, dans l'arrière port et l'augmentation du ruissellement qui favorise l'entraînement des MES et des polluants qui leurs sont associés, car la pollution particulaire représente l'essentiel de la charge polluante des rejets urbains des réseaux unitaire par temps de pluie. Ceci est attribué aux particules qui se déposeraient au fond du réseau pendant les périodes de temps sec et seraient remises en suspension avec l'augmentation des vitesses lors des périodes pluvieuses (**Ashley et al., 1992**).

Auby et al. (1994), a mis en évidence une bonne concordance entre les maximas des MES et les précipitations. A ceci, s'ajoute les débits de rejets importants qui se déversent dans le bassin de l'arrière port.

Au niveau de la station 17, la forte teneur en MES enregistrée est liée à l'apport de l'Oued Soummam et l'Oued Seghir. Cependant, les faibles teneurs observées à la station 04 et 14 peuvent être attribuées aux courants faibles et à l'agitation réduite favorisant la décantation et la sédimentation des particules en suspension (L'yavanc et al., 1999).

Il est apparu une nette corrélation entre les MES et la turbidité ($r = 0,80$, $p < 0,05$), ce qui laisse conclure que les MES sont à l'origine de la turbidité qui caractérise le degré de non transparence de l'eau de mer (Bellen et Pérès, 1974).

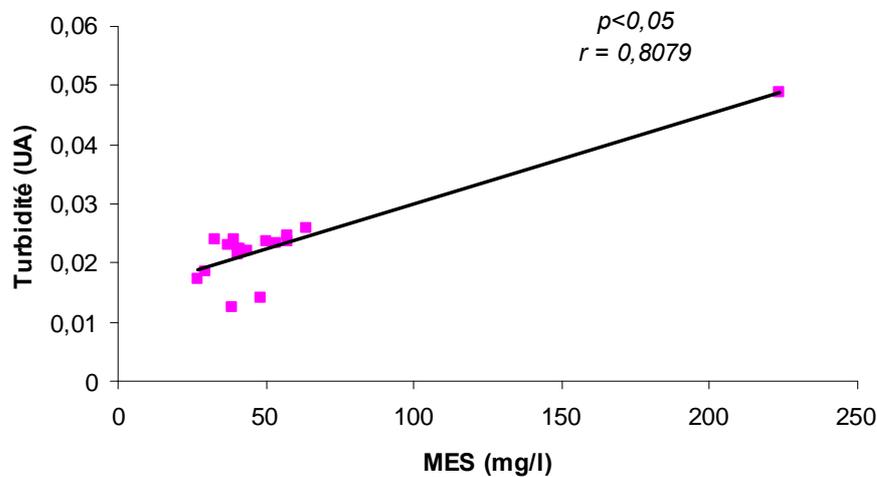


Figure 23: Corrélation linéaire entre les MES et la turbidité

Cette turbidité liée à la quantité en MES réduit la luminosité et abaisse la productivité du milieu du fait, en particulier, d'une chute de l' O_2 dissous consécutive à une réduction des phénomènes de photosynthèse. Les MES peuvent avoir également un effet de colmatage des branchies des poissons et un effet de sédimentation réduisant ainsi les possibilités de développement des espèces benthiques.

Outre les effets directs, les MES ont des effets indirects comme le transport des métaux lourds, d'hydrocarbures et de produits chimiques organiques toxiques. Chacun de ces composés peut s'accumuler dans les organismes vivants et pourrait être bioamplifié s'il pénètre dans la chaîne alimentaire (Poulenc, 1995).

III)- Analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :

III-1)- Etude spectrale :

L'information spectrale principale que l'on peut observer est la présence de la majorité des gammes d'absorption des HAP. Les spectres de balayage (figures 24-40) montrent clairement la présence de composés qui absorbent dans une région assez large et particulièrement intense qui s'étale entre 220 et 320 nm (**Lagesson et al., 2000 ; Slaski et al., 2000**).

L'absorption UV est basée sur la transition électronique dans les cycles benzéniques et est donc reliée à l'aromaticité des composés. Ainsi, l'absorption UV d'une molécule aromatique dépend fortement du nombre et de la structure du noyau aromatique, car la localisation du noyau, la présence de substitutions ou d'hétéroatomes peuvent affecter significativement les propriétés spectrales d'un composé (**Boduszynski, 1988 ; Apicella et al., 2004**).

Selon **Leker et al. (2004)**, les maximums d'absorption UV pour les HAP sont classés comme suit :

225 nm (2 cycles) < 246-252 (3 cycles) < 238-273-335 (4 cycles).

L'interprétation des spectres obtenus, en tenant compte des données bibliographiques (tableau VIII), permet les attributions suivantes (**Lagesson et al., 2000 ; Apicella et al., 2004 ; Leker et al., 2004**):

Les spectres obtenus pour les stations 01, 04, 12, 13 et 14 montrent des allures très similaires mais bien différentes de celles des autres stations.

Les spectres du premier groupe sont dominés par une bande large et intense située entre 250 et 320 nm correspondant à la gamme d'absorption des HAP composés de 3 à 5 cycles aromatiques (**Leker et al., 2004**) avec des longueurs d'ondes maximales situées entre 272 et 286 nm.

Tableau VIII: Longueurs d'ondes d'absorption maximales (λ max) de certains HAP (Lagesson et al., 2000 ; Apicella et al., 2004 ; Leker et al., 2004):

HAP	λ max (nm)
Indène	209-221
Naphtalène	215-225
Acénaphtylène	225
Acénaphène	223
Fluorène	215
Anthracène	235-246-252
Phénanthrène	239-246-252
Fluoranthène	236-276-287
Pyrène	234-238-273-335
Chrysène	259-269-261
Benzo(a)anthracène	274-279
Benzo(b)fluoranthène	252
Benzo(k)fluoranthène	240
Benzo(a)pyrène	259-297
Pérylène	206-253
Dibenzo(a,h)anthracène	290
Indino(1,2,3,c-d)pyrène	244

Cette région est probablement relative à l'absorption des HAP suivants : Anthracène, Pyrène, Chrysène, Phénanthrène, Fluoranthène, Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène, Benzo(a)pyrène, Pérylène, Dibenzo(a,h)anthracène

A l'inverse, les spectres correspondant au deuxième groupe montrent, en plus de la bande observée dans le premier groupe, l'apparition d'une deuxième bande large et intense, située entre 220 et 252 nm représentant le domaine d'absorption des HAP légers de 2 à 3 cycles aromatiques: Naphtalène, Acénaphène, Acénaphtylène. Toutefois, les maximums d'absorption sont apparus à λ max de 238, 240 et 244 nm correspondant aux maximum d'absorption du pyrène, benzo(k)fluoranthène et indino(2,3,c-d) pyrène respectivement (Leker et al., 2004).

La zone située dans l'intervalle 204 et 230 nm est marquée par un faible plateau sur certains échantillons, mais par l'apparition de certains pics caractéristiques de faibles intensités sur d'autres. Le pic le plus distingué est celui observé à $\lambda_{\text{max}} = 209 \text{ nm}$, qui correspond probablement au maximum d'absorption de l'Indène (**Leker et al., 2004**).

L'analyse spectrale a révélé la présence de la majorité des HAP classés par l'US-EPA, même ceux réputés dangereux, en raison de leur toxicité tels que :Benzo(a)pyrène, Benzo(a)anthracène, Benzo(b)fluoranthène, Benzo(k)fluoranthène et Indino(1,2,3,c-d)pyrène (**Brazillet et al., 2001**).

Toutefois, on note la prédominance des HAP de haut poids moléculaires (3 à 5 cycles aromatiques) indiquant une contamination essentiellement d'origine anthropiques (**Tolosa et al., 2004 ; De Lucas et al., 2005 ; Qiao et al., 2006**).

A l'inverse, les HAP légers sont facilement éliminés par évaporation ou dégradés soit par photooxydation (**Rontani et Giusti, 1987**) ou par biodégradation (**Cerniglia, 1992**), ce qui explique probablement leurs faibles abondances dans la colonne d'eau.

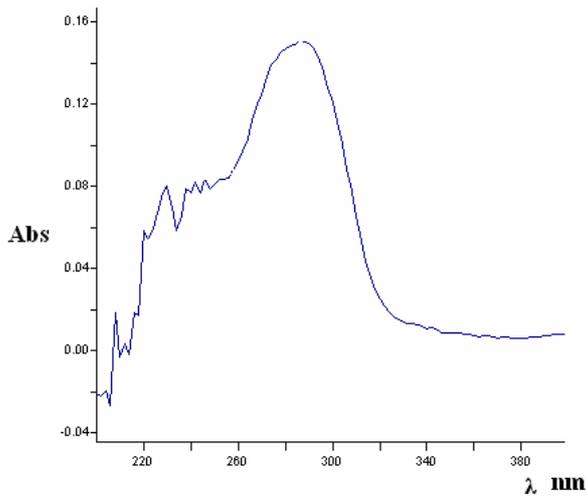


Figure 24 : Spectre de la station 01

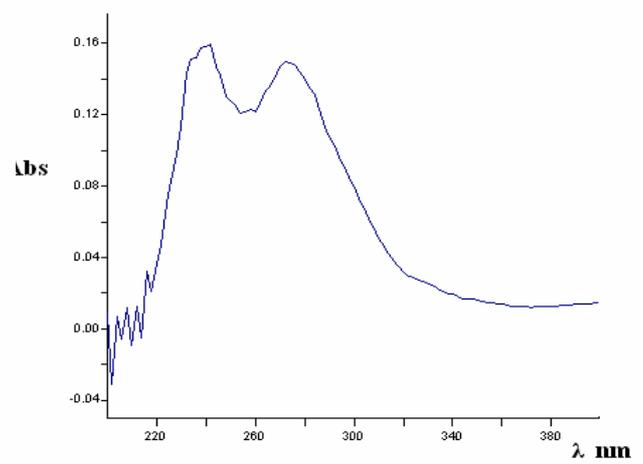


Figure 25 : Spectre de la station 02

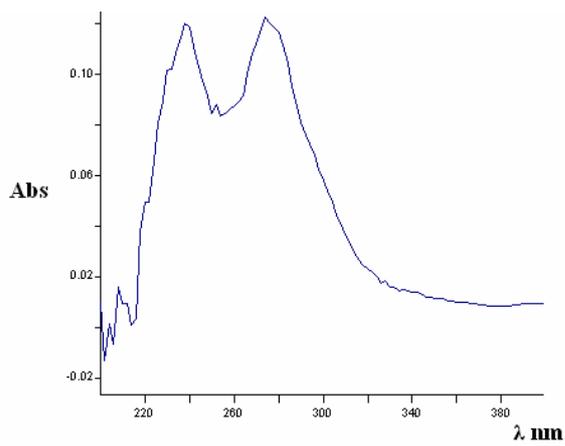


Figure 26 : Spectre de la station 03

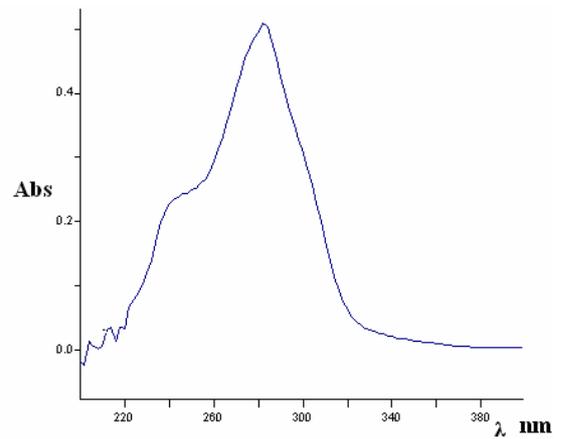


Figure 27 : Spectre de la station 04

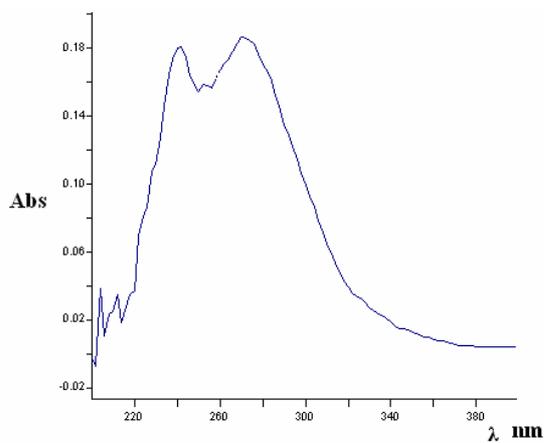


Figure 28 : Spectre de la station 05

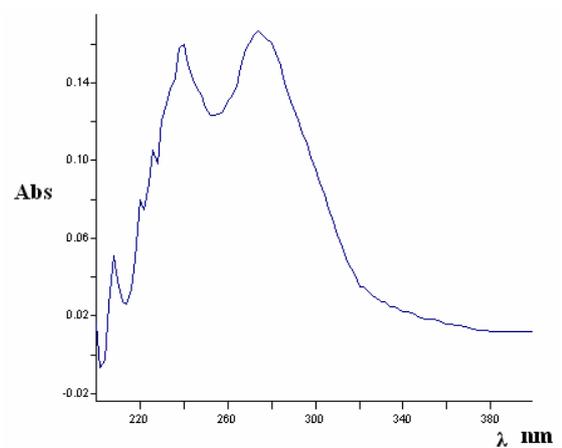


Figure 29 : Spectre de la station 06

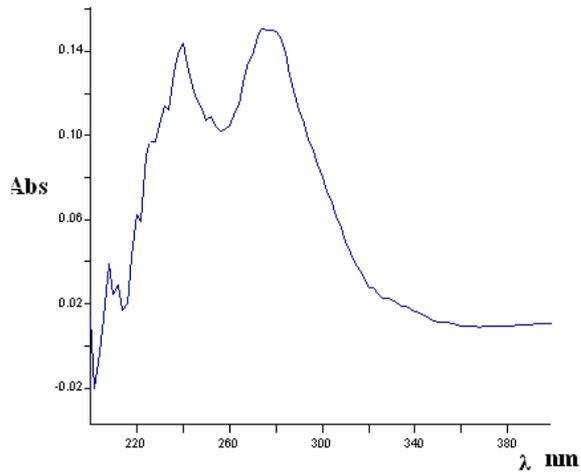


Figure 30: Spectre de la station 07

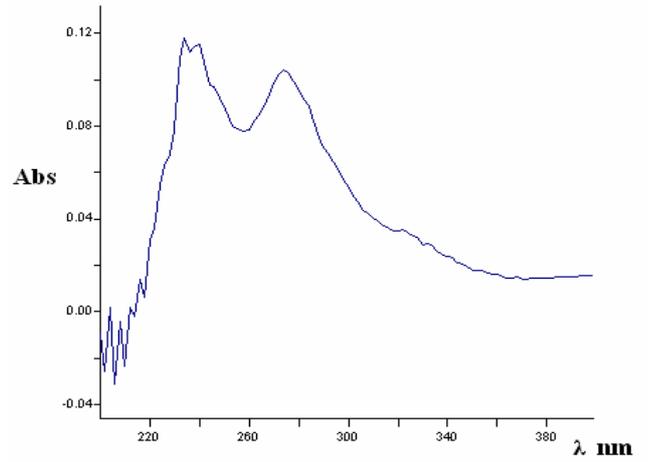


Figure 31 : Spectre de la station 08

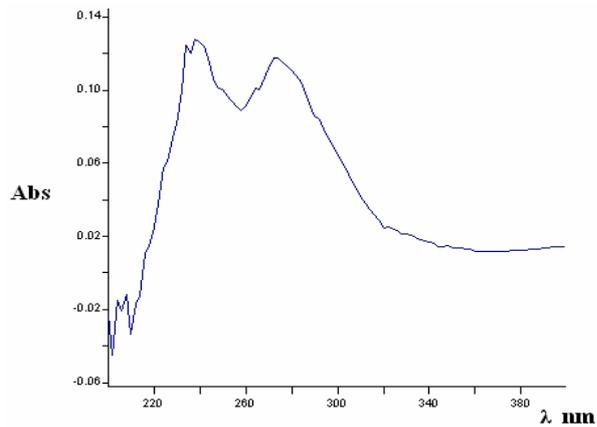


Figure 32 : Spectre de la station 09

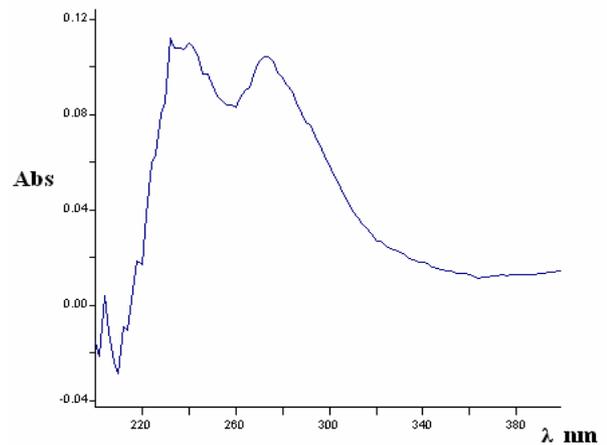


Figure 33 : Spectre de la station 10

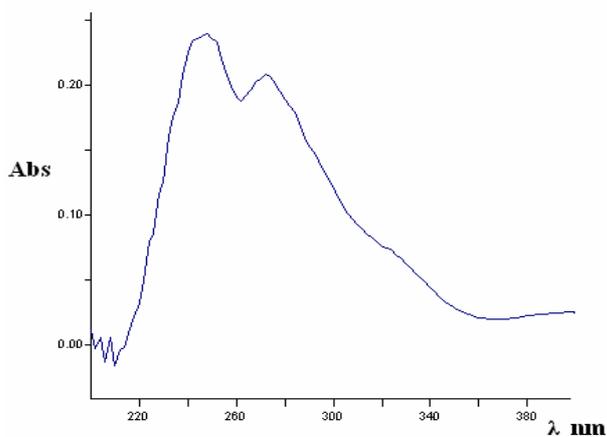


Figure 34 : Spectre de la station 11

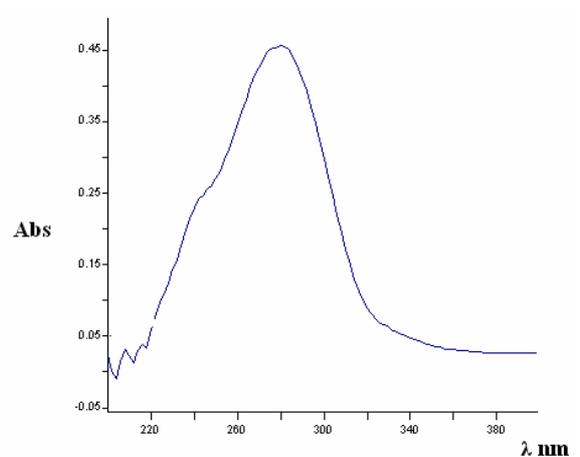


Figure 35 : Spectre de la station 12

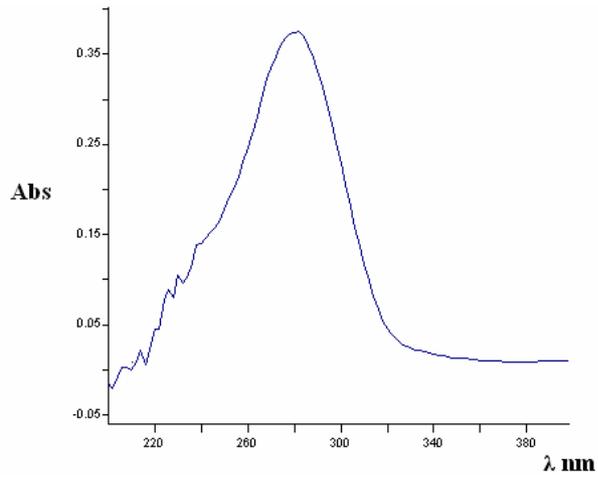


Figure 36 : Spectre de la station 13

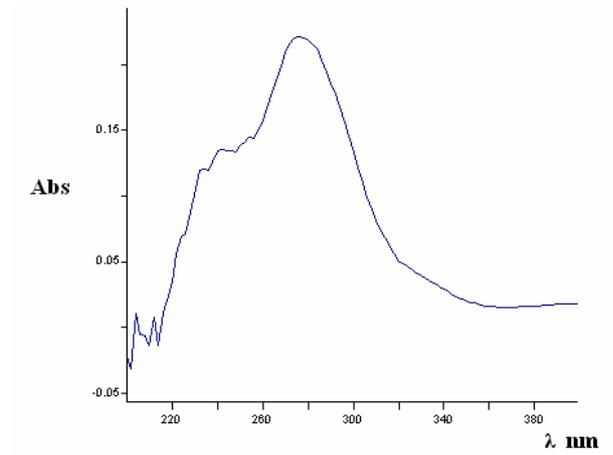


Figure 37 : Spectre de la station 14

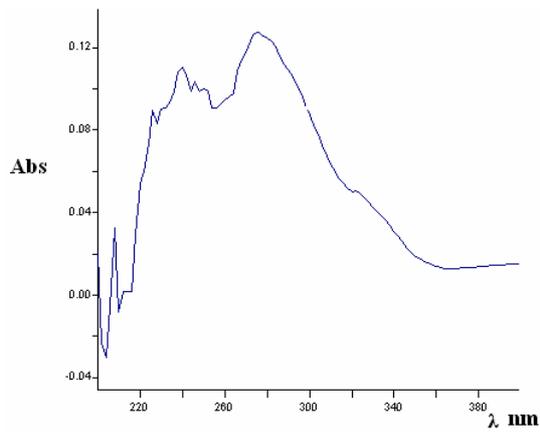


Figure 38: Spectre de la station 15

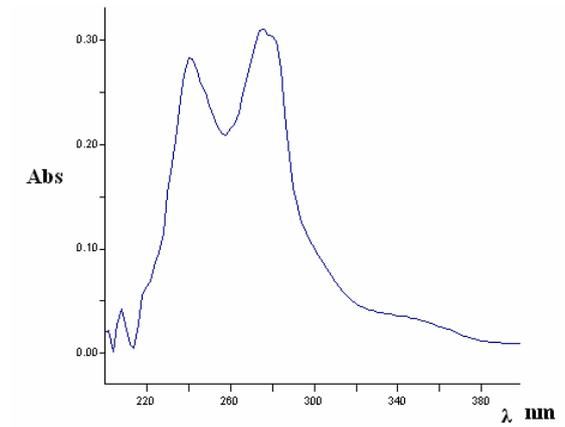


Figure 39 : Spectre de la station 16

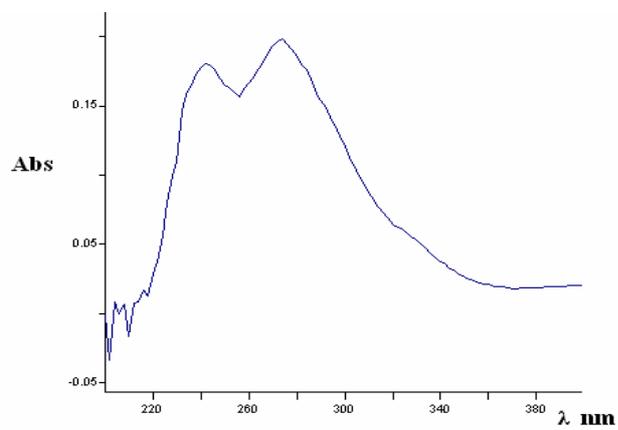


Figure 40 : Spectre de la station 17

III-2)- Analyse quantitative:

Les concentrations en hydrocarbures aromatiques sont assez élevées avec des valeurs qui oscillent entre 4,94 et 6,93 $\mu\text{g/l}$ et un niveau moyen de contamination de $5,50 \pm 0,49 \mu\text{g/l}$. D'après la figure 41, la contamination est distribuée sur l'ensemble des stations et les secteurs les plus contaminés sont plus étroitement liés au principaux points de rejets, notamment dans l'arrière port (station 11, 12 et 13), près de l'embouchure de l'Oued Soummam (station 16) et au niveau du port pétrolier (station 04). L'analyse statistique a révélé des différences significatives ($p < 0,05$) entre les stations.

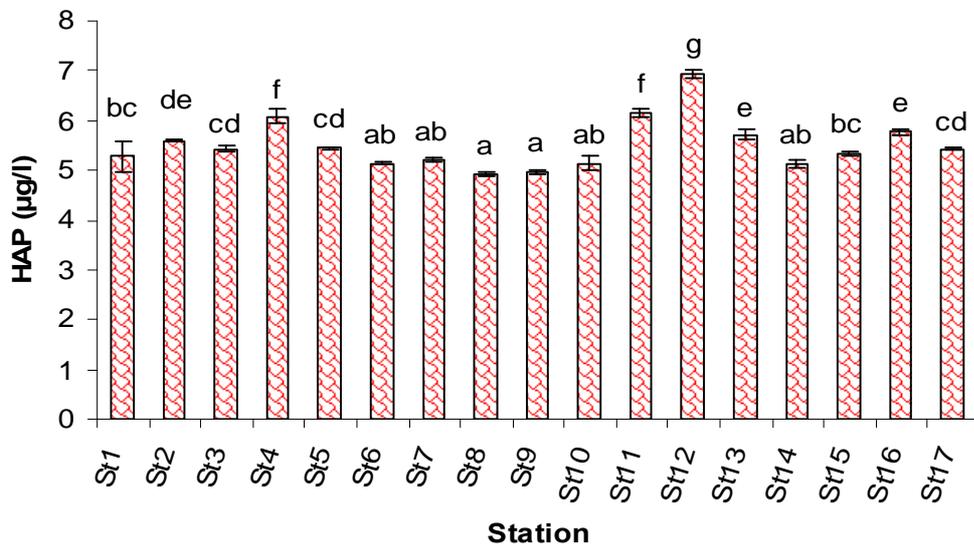


Figure 41: Variations spatiales de la teneur en HAP dans les 17 stations

Les valeurs portant la même lettre ne diffèrent pas significativement ($p < 0,05$)

Les études qui traitent la mesure des HAP dans l'eau sont très peu en raison de leurs concentrations très basses dans cette matrice comparant avec les concentrations dans les rejets, les boues, les sols ou les sédiments et même d'autres matrices aqueuses comme l'eau de pluie (Filipkowska et al., 2005 ; Hellou et al., 2005). Leurs concentrations dans les sédiments par exemple, peuvent atteindre milles fois ou même plus la concentration dans la colonne d'eau (De Lucas et al., 2005).

D'après **Chen et al. (2004)**, les concentrations en HAP dans l'eau excédant **10 µg/l** indiquent que cette eau est fortement polluée. On peut noter que les teneurs en HAP de nos échantillons sont nettement supérieures aux valeurs rapportées dans la littérature (tableau X). Toutefois, la comparaison de ces valeurs s'avère délicate du fait de la grande variabilité des sites et des conditions d'étude telles que la localisation, densité du trafic, solvant et méthodes d'extraction, techniques d'analyse ainsi que la phase analysée (**Filipkowska et al., 2005 ; Zhu et al., 2008**).

Tableau X : Concentrations en HAP dans l'eau, particules en suspension et sédiments collectés dans différents sites

Site	Phase analysée	Concentration	Moyenne	Référence
Cote d'Alexandrie (Egypt)	Eau de mer totale	12-120 µg/l	47 µg/l	El Nemr et Abd Allah, 2003
Port de Halifax (Canada)	Eau : P. particulaire	–	43 ng/l	Hellou et al., 2005
	P. dissoute	-	84 ng/l	
Rivière de Daliao (Chine)	Eau : P. particulaire	317,5-238518,7 ng/g	21724,5 ng/g	Guo et al., 2007
	P. dissoute	946,1-13448,5 ng/l	6471,14 ng/l	
Port de Mumbai (Inde)	Eau : P. dissoute	84,3-377,5 ng/l	–	Pandit et al., 2006
Rivière de Qiantang (Chine)	Eau totale	70,3-1844,4 ng/l	288,2 ng/l	Zhu et al., 2008
Mer de Ross (Antarctique)	Eau : P. particulaire	1,53-8,17 ng/l	–	Cincinelli et al., 2007
	P. dissoute	1,06-3,96 ng/l	--	
Baie de Meiliang (Chine)	Sédiment	1207-4754 ng/g	2563 ng/g	Qiao et al., 2006
Port d'Olbia (Italy)	Sédiment	0,16-077 µg/g	0,35 µg/g	De Lucas et al., 2005
Port de Xiamen (Chine)	Sédiment	97,6-1376,5 ng/g	–	Ou et al., 2004
Port de Taranto (Italy)	Sédiment	380-12750 µg/kg	–	Cardellicchio et al., 2007

P. dissoute : Phase dissoute

P. particulaire : Phase particulaire

Les HAP peuvent pénétrer dans le port de Béjaia à partir de diverses sources. Tout d'abord, via les débits importants d'effluents domestiques et rejets industriels, en particulier ceux des raffineries et les autres industries pétrolières (**Kot-Wasik et al., 2004 ; Hellou et al, 2005 ; Guo et al., 2007**). Son influence est perceptible en particulier au niveau de l'arrière port.

La seconde source est représentée par les exutoires naturels (**Hellou et al, 2005**). En effet, l'Oued Salomon qui débouche dans le port et l'Oued Soummam et l'Oued Seghir à l'extérieur apportent des quantités importantes de rejets dans le milieu marin dont les apports semblent affecter les stations situées près de l'embouchure. Le taux élevé en HAP est due non seulement aux rejets mais aussi aux particules contaminées constituant le lieu d'adsorption des HAP, véhiculées par les Oueds, particulièrement pendant les crues. Ce matériel particulaire peut aussi avoir pour origine la remobilisation à partir du fond des sédiments par l'agitation et les courants (**Gimeno et al., 2004**).

L'introduction des HAP dans le milieu marin est souvent attribuée aussi aux ruissellement directes sur les surfaces imperméabilisées (**Hellou et al, 2005**) et les dépôts atmosphériques (**Vento et Dachs, 2007**), où les risques s'intensifient après de fortes précipitations (**Ollivon et al., 1993**). Ceci est confirmé par **Hellou et al. (2005)** qui ont rapporté des teneurs élevées en HAP pendant les périodes de fortes précipitations comparées aux périodes de faibles précipitations. Ces teneurs élevées sont expliquées par l'augmentation du ruissellement et le drainage des eaux de pluie. De l'autre coté, **Lim et al. (2007)** ont démontré que les dépôts atmosphériques humides sont une voie importante de transfert des HAP de l'atmosphère vers la colonne d'eau. L'étude est réalisée dans le port de Singapour (Singapour) où les HAP ont été quantifiés avant et après des événements pluvieux (précipitation > 2 mm). Les concentrations mesurées avant précipitations oscillent entre 2,7 et 46,2 ng/l alors que celle mesurées après précipitations sont de l'ordre de 4,4 à 278 ng/l.

De même, **Witt (2002)**, a mis en évidence une variation saisonnière des HAP dans les eaux de la mer Baltique où les concentrations les plus élevées ont été mesurées en automne et en hiver. D'après cet auteur, ceci reflète probablement l'apport élevé de combustible pendant cette période de l'année.

Les autres sources sont liées aux activités portuaires et au trafic maritime (**De Lucas et al., 2004 ; Kot-Wasik et al., 2004 ; Cardellicchio et al., 2007**). Il s'agit essentiellement des fuites des navires et des oléoducs et les opérations de dégazage et de vidange réalisés par les navires, en particulier, les pétroliers. Ces vidanges proviennent du lavage des réservoirs en mer et du déversement d'eau de ballast polluée avant leur remplissage.

Une fois en mer, certains processus physicochimiques tels que l'évaporation, la photooxydation et la répartition entre l'eau et les particules en suspension et d'autres biologiques tels que la bioaccumulation et la biodégradation, modifient les concentrations et la composition des hydrocarbures introduits dans le milieu marin. Cependant, les fortes teneurs en HAP rencontrés dans nos échantillons semblent indiquer que l'équilibre entre les apports en HAP et les processus d'élimination est rompu. Ces concentrations extrêmes signifieraient que les apports en HAP sont de loin plus importants que toutes les voies de sortie dans le port de Béjaia.

La répartition des HAP entre la phase dissoute et particulaire dans l'eau de mer dépend de leurs propriétés physicochimiques. L'analyse des corrélations a mis en évidence une bonne relation positive entre les teneurs en HAP et les MES (figure 42), éventuellement en relation avec le caractère peu soluble et hydrophobe des HAP, favorisant ainsi leurs adsorption sur les particules en suspension dans l'eau (**Gimeno et al., 2004 ; Zhu et al., 2008**). Dans ce même contexte, **Countway et al. (2003)** ont rapporté que les HAP de haut poids moléculaire sont fortement corrélés avec les particules en suspension dans une étude réalisée au niveau des eaux de la rivière de York (Canada).

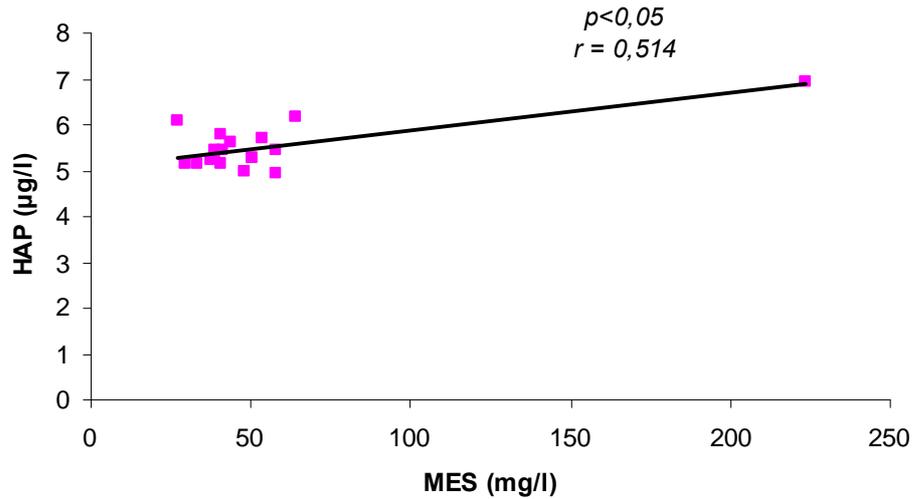


Figure 42 : Corrélation linéaire entre les MES et les HAP

Le phénomène d'adsorption des HAP sur les particules en suspension est accentué par la teneur de celles-ci en matières organiques (**Ko et Baker, 2004 ; Bihari et al., 2006 ; Yu et al., 2006**), ce qui explique le coefficient de corrélation significatif ($r = 0,59$ $p < 0,05$) obtenu entre les HAP et la DCO (figure 43). De même, des corrélations significatives entre les HAP et le carbone organique total (COT) ont été rapporté par **De Lucas et al. (2005)** et **Guo et al. (2007)**.

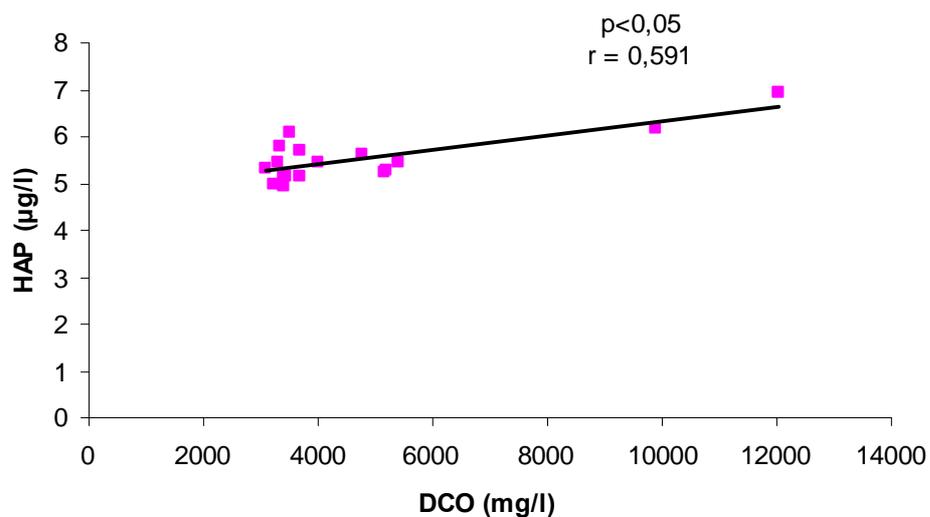
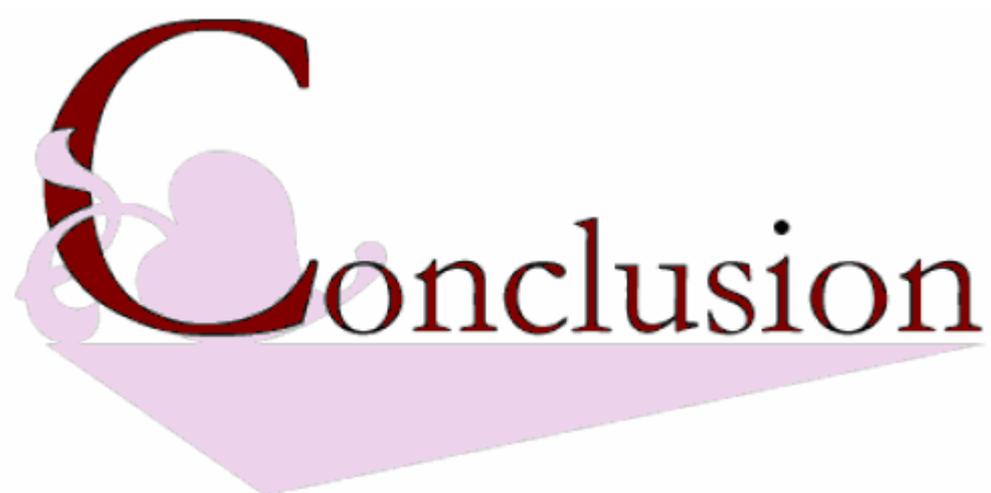


Figure 43: Corrélation linéaire entre les HAP et la DCO

A decorative graphic featuring a large, dark red, serif capital letter 'C' on the left. To its right, the word 'Conclusion' is written in a smaller, dark red, serif font. The entire graphic is set against a light purple, semi-transparent rectangular background. Below the text, there is a purple shadow that tapers to a point on the right side, creating a 3D effect.

C Conclusion

Conclusion

La mer est soumise à de nombreuses menaces, souvent conséquence directe ou indirecte d'activités humaines, et elle apparaît comme le réceptacle de tous les polluants d'origine tellurique ou marine.

Ce travail a permis l'évaluation de la pollution dans le milieu portuaire, et les investigations ont été réalisées sur le port de Béjaia, sur lequel l'approche expérimentale a permis d'évaluer la qualité des eaux portuaires et d'établir une estimation globale de la pollution organique et la détermination du niveau de contamination par les HAP.

Les résultats obtenus au cours de cette étude, témoignent dans leur majorité, d'une pollution importante des eaux portuaires. Avec des teneurs élevées en DBO₅, DCO et MES, qui dépassent largement les normes et les valeurs standards, et des teneurs en O₂ dissous modérées voir faibles dans certaines stations en particulier dans l'arrière port, les eaux portuaires s'avèrent globalement très chargées en polluants organiques.

Les données de l'analyse spectrale, ont révélé la présence d'HAP, et l'analyse quantitative a confirmé un niveau de pollution élevé.

Il a été observé :

- Une baisse du pH.
- Une situation appréciable pour la température et la conductivité à l'exception des stations 11, 12 et 13 de l'arrière port. .

- Une répartition de la pollution sur l'ensemble du port. Cependant, les secteurs les plus contaminés sont ceux situés à proximité de la zone industrielle et les points de rejets, et à l'embouchure des fleuves. Ainsi, elle se manifeste essentiellement au niveau du bassin de l'arrière port.

A la lueur de ces résultats, on constate que les principales sources de pollution qui affectent la qualité des eaux à l'intérieur et à l'extérieur du port de Béjaia, résident dans les rejets sans traitement des eaux domestiques et industrielles, les ruissellements urbains, les apports fluviaux, le trafic maritime et les autres activités portuaires, ainsi que les précipitations atmosphériques. Toutefois, la propagation de la pollution est attribuée aux mécanismes hydrodynamiques affectant la surface de la mer et au degré de confinement des bassins portuaires.

Ce travail doit être complété par d'autres études afin d'étayer les connaissances au sujet de la pollution organique du milieu portuaire. Il serait donc intéressant :

- D'enrichir la base de données en multipliant le nombre de sites et de campagnes d'échantillonnage ;
- De doser le carbone organique total pour une meilleure estimation de la pollution organique ;
- D'utiliser des techniques analytiques plus performantes telles que la CPG, HPLC pour la quantification des HAP ;
- De réaliser une étude de la pollution des sédiments, qui apparaît comme un complément indispensable à l'analyse des eaux.

A decorative graphic featuring a large, dark red, serif capital letter 'R'. A light purple, semi-transparent shadow of the letter is cast behind it and extends to the right, partially overlapping the text. The text 'Références bibliographiques' is written in a dark red, serif font, with 'Références' on the top line and 'bibliographiques' on the bottom line.

Références
bibliographiques

Références bibliographiques

A

- **Abranou A., LeGuellec A.M., Lazeau V., 2002**, Les PCB dans l'environnement littoral In R.N.O., 2002, Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau National d'Observation des milieux marins. Ed. Ifremer, 13.
- **Aminot A., Chaussepied M., 1983**, Manuel des analyses chimiques en milieu marin. CNEXO. Brest, 205.
- **Alzieu C., Andral C., Bassoullet P., Boutier B., 2003**, Bio évaluation de la qualité environnementale des sédiments portuaires et des zones d'immersion. Plouzane Ed. Ifremer, 247.
- **Alzieu C., Michel P., Chiffolleau J.F., Boutier B., Abranou A., 1999**, Contamination chimique des sédiments In Alzieu C., 1999, Dragage et environnement marin. Etat des connaissances. Ed. Ifremer, 93-96.
- **Apicella B., Alfe M., Barbella R., Tregrossi A., Ciajolo A., 2004**, Aromatic structures of carbonaceous materials and soot inferred by spectroscopic analysis. *Carbon*, 42: 1583-1589.
- **Arzul G., Bocquené G., Claisse D., Grossel H., Marchand M., Munsch C., Tissier C., Tixies C., Tranczynski J., 2004**, Stratégie pour la surveillance des produits phytosanitaires en milieu marin côtier. Ed. Ifremer, 4.
- **Ashley R.M., Wotherspoon D.J.J., Coghlan B.P., Mc Gregor L., 1992**, The erosion and movement of sediments and associated pollutants in combined sewers. *Wat. Sci. Tech.*, 25 (8): 101-114.
- **Aubertot J.N., Barbier J.M., Carpentier A., Gril J.J., Guichard L., Lucas P., Savary S., Savini I., Voltz M., 2005**, Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et en limiter les impacts environnementaux. Expertise Scientifique Collective. Synthèse du rapport. INRA et Cemegref (France), 5.

- **Auby I., Manaud F., Maurer D., Trut G., 1994**, Etude de la prolifération des algues vertes dans le bassin d'arcachon. Ifremer, CEMAGREF, SSA, SABARC, 139.
- **Augier H., 1993**, L'empoisonnement de la mer par les détergents. Cerime- Ifremer n° 2, 2.

B

- **Bachofen R., 1982**, Production of hydrocarbons by *Btryococcus braunii*. *Experimentia*, 38: 47-49.
- **Backman A.H., Wong C.S., Chow E.A., Brown S.B., Solomon K.R., Fisk A.T., 2006**, Biotransformation of polychlorinated biphenyl (PCB) and biotransformation of hydroxylated PCB in fish. *Aquat. Toxicol.*, 78: 176-185.
- **Bailey D., Plenys T., Solomon G.M., Campbell T.R., Ruderman Feuer G., Masters J., Tonkongy B., 2004**, Harboursing pollution. Strategies to clean up. Us. Ports. Natural Resources Defence Council, August 2004, 10-12.
- **Barron M.G., Heintz R., Ricé S.D., 2004**, Relative potency of PAH and heterocycles as aryl hydrocarbon receptor agonist in fish. *Mar. Environ. Res.*, 58: 95-100.
- **Beiras R., Fernandez N., Bellas J., Besada V., Gonzalez-Quijano A., Nunes T., 2003**, Integrative assessment of marine pollution in Galician estuaries using sediments chemistry, mussel, bioaccumulation and embryo-larval toxicity bioassays. *Chemosphere*, 52: 1209-1224.
- **Bellan G., Pérès J.M., 1974**, La pollution des mers. 1^{ère} Ed. Press Universitaire de France, 17.
- **Best M.A., Wither A.W., Coates S., 2007**, Dissolved oxygen as a physico-chemical supporting element in the water framework directive. *Mar. Poll. Bull.*, 55 : 53-64.
- **Biendel T., 2005**, Détermination de l'empreinte digitale de substances dangereuses prioritaires dans les eaux résiduaires urbaines combinées à des eaux résiduaires non domestiques. Synthèse bibliographique. Aquametris, 13.
- **Biney C., Calamari D., Maembe T.W., Naeve H., Nyakageni B., Saad M.A.H., 1994**, Bases scientifiques du contrôle de la pollution. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Document Technique du CPCA. No. 25. Rome, FAO. 1994.

- **Boduszynski M.N., 1988**, Composition of heavy petroleum. Molecular characterization. *Energ. Fuels* 2 (5) : 597-613.
- **Bouchon C., Lemoine S., 2003**, Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupe et recherche de biomarqueurs de génotoxicité. Rapport final, Décembre 2003, Direction Régionale de l'environnement. Guadeloupe, 7.
- **Bour O., 2005**, Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Données d'entrée des modèles analytique ou numériques de transfert dans les sols et les eaux souterraines. Synthèse bibliographique relative aux paramètres Kd (sorption) et T $\frac{1}{2}$ (biodégradation). Rapport d'étude N° 66 244-DESP-R02. INERIS, 21.
- **Brazillet C., Domas J., Pepin G., 2001**, Caractérisation des déchets. INERIS, 25.
- **Brown F.R., Winkler J., Vista P., Dhaliwal J., Petreas M., 2006**, Levels of PBDE, PCDD, PCDF and coplanar PCB in edible fish from California coastal waters. *Chemosphere, Article In Press*.
- **Budzinski H., Jones I., Bellocq C., Pierard P., Carrigues P., 1997**, Evaluation of sediment contamination by PAH in the Gironds Estuary. *Mar. Chem.*, 58: 85-97.
- **Butler D., Gatt K., 1996**, Synthesising dry weather flow input hydrographs: a Maltese case study. *Wat. Sci.Technol.*, 34 (3-4) :55-62.

C

- **Cardellicchio N., Buccoleri A., Giandomenico S., Lopez C., Pizzulli F., Spada L., 2007**, Organics pollutants (PAH, PCB) in sediments from the Mar Piccolo in Taranto (Ionian Sea- Southern Italy). *Mar. poll. Bull.*, 55 : 451-458.
- **CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2003**, Détermination de la demande chimique en oxygène dans les effluents : méthode de reflux en système fermé suivi d'un dosage par colorimétrie avec le bichromate de potassium. MA. 315 – DCO 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec,7-14 .
- **Cerniglia C.E., 1992**, Biodegradation of PAH. *Biodegradation*, 3: 351-368.
- **Chakravarti D., Venugopal D., Mailander P.C., Meza J.L., Higginbotham S., Cavalieri E.L., Rogan E.J., 2008**, The role of polycyclic aromatic hydrocarbon–DNA adducts in inducing mutations in mouse skin. *Mutation Research* 649 : 161–178.

- Chantereau S., Chiffolleau J.F., Dufour A., Jeanneret H., 2002**, Utilisation des données au R.N.O. dans le cadre du naufrage de l'Erika *In R.N.O.*, 2002, Surveillance du milieu marin. Travaux du Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin. Ed. Ifremer.
- Chau K.W., 2006**, Persistent organic pollution characterization of sediments in Pearl River estuary. *Chemosphere*, 64: 1545-1549.
- Chen G., White P.A., 2004**, The mutagenic hazards of aquatic sediments: a review. *Mut. Res.*, 567: 151-225.
- Cheung K.C., Leung M.M., Kong K.Y., Wong M.H., 2007**, Residual levels of DDT and PAH in fresh water and marine fish from Honk Kong markets and their health risk assessment. *Chemosphere*, *Article In Press*.
- Cincinelli A., Martellini C., Bittoni L., Russo A., Gambaro A., Lepri L., 2007**, Natural and anthropogenic hydrocarbons in the water column of the Ross Sea (Antarctica). *J. Mar. Syst*, *Article In Press*.
- Cissé I., Fall S.T., Diop Y.M., Manirakiza P.H., Akimbamiji O., 2006**, Polluants organiques persistants et pollution des eaux souterraines dans les Niayes de DAKAR au Sénégal. *Revue Sénégalaise des Recherches Agricoles et Agroalimentaires*, 1(1)1-7.
- Commission Océanique Intergouvernementale (COI), 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 pétrole du système de surveillance de la pollution marine de la COI (MARPOLMON-P). manuel et guide 13, 1-9.
- Countway R.E., Dickhut R.M., Canuel E.A., 2003**, Polyaromatic hydrocarbons (PAH) distribution and association with organic mater in surface water of the York River, VA Estuary. *Organic Geochem.*, 34: 209-224.

D

- Davis J.A., Hetzel F., Oram J.J., Mckee L.J., 2007**, Polychlorinated biphenyls (PCBs) in San Francisco Bay. *Environ. Res.*, *Article In Press*.
- De Lucas G., Furesi A., Leardi R., Micera G., Panzanelli A., Piu P.C., Sanna G., 2004**, Polyaromatic hydrocarbons assessment in the sediments of the Porto Torres harbour (Northern Sardinia, Italy). *Mar. Chem.*, 86: 15-32.

- **De Lucas G., Furesi A., Micera G., Panzanelli A., Piu P.C., Pilo M.I., Spano N., Sanna G., 2005**, Nature, distribution and origin of polyaromatic hydrocarbons (PAH) in the sediments of Olbia harbour (Northern Sardinia, Italy). *Mar. Poll. Bull.*, 50: 1223-1232.
- **Direction de la planification et de l'aménagement du territoire (DPAT), 2007**, Annuaire statistique 2007 de la wilaya de Béjaïa, 86.
- **Direction Hydraulique de Béjaïa, 2006**, Etude d'exécutoire d'un collecteur principal d'assainissement et d'une station de relevage à Béjaïa. Bureau d'étude technique en Hydraulique- Environnement, 3-31.
- **Donato F., Magoni M., Bergonzy R., Scarcella C., Indelicato A., Carasi S., Apostoli P., 2006**, Exposure to polychlorinated biphenyl in residents near a chemical factory in Italy : the food chain as main source of contamination. *Chemosphere*, 64: 1562-1572.

E

- **ElNemr A., Abd-Allah A.M.A., 2003**, Contamination of polyaromatic hydrocarbons (PAH) in microlayer and subsurface waters along Alexandria coast, Egypt. *Chemosphere*, 52: 1711-1716.
- **Entreprise Portuaire de Béjaïa, 2006**, Les infrastructures du port de Béjaïa, 1-2.
- **Entreprise Portuaire de Béjaïa, 2007**, Transport logistique 2007. Béjaïa port infos. Périodique d'information n°59 édité par la direction de management intégré et du marketing, 1.

F

- **Falcy M., Poisson N., Protois J.C., Dornier G., 2006**, Le point de connaissance sur ED 5024. INRS, 1-2.
- **Filipkowska L., Lubecki L., Kowalewska G., 2005**, Polyaromatic hydrocarbons analysis in different matrices of the marine environment. *Analytica Chimica Acta*, 547: 243-254.

G

- **Garubelli G., Fanelli R., Mariani G., Nichetti S., Crosa G., Calamari D., Fattores E., 2007**, PCB contamination in farmed and wild sea basse (*Dicentrarchus labrare* L) from a coastal wetland area in central Italy. *Chemosphere*, Article In Press.

- **Gaujous D., 1995**, La pollution des milieux aquatiques. Aide mémoire. Ed. TEC et DOC, Lavoisier. Londre, New York, Paris, 16-96.
- **Gimeno R.A., Marcé R.M., Borrul F., 2004**, Determination of organic contaminants in coastal water. *Trends in Analytical Chemistry*, 23 (4): 341-350.
- **Gomez-Gutiérrez A.I., Jover E., Bodineau L., Albaigés J., Bayona J.M., 2006**, Organic contaminant load into western Mediterranean sea: estimate of Ebro River inputs. *Chemosphere*, 65 : 224-236.
- **Gromaire-Mertz M.C., 2000**, La pollution des eaux pluviales urbaines en réseau d'assainissement unitaire. Caractéristiques et origines. *La Houille Blanche n° 02*, 3.
- **Guo W., He M., Yang Z., Lin C., Quen X., Wang H., 2007**, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water suspended particulate matter and sediments from Daliao River watershed, China. *Chemosphere*, 68: 93-104.
- **Guzzella L., Rossioli L., Vigano L., Saha M., Sarkar S.K., Bhattacharya A., 2005**, Evaluation of concentration of HCH, DDT, HCB, PCB and PAH in the sediments along the lower stretch of Hugh estuary. West Bengal. Northeast India. *Environ. Intern.*, 31 :523-534.

H

- **Hammami J., Brahim M., Gueddari M., 2005**, Essai d'évaluation de la qualité des eaux de ruissellement du bassin versant de la lagune de Bizerte. *Bull. Inst. Natn. Sci. Tech. Mer de Salammbou*, 32: 69-77.
- **Hammel K.E., Kalyanaraman B., Koit T.K., 1986**, Oxydation of PAH and dibenzo-p-dioxines by *Phanerochaete chrysosporium* ligninase. *J. Biol. Chem.*, 261: 16948-16952.
- **Hellou J., Steller S., Leonard J., Langille M.A., Tremblay D., 2005**, Partitioning of polycyclic aromatic hydrocarbons between water and particles compared to bioaccumulation in mussels: a harbour case. *Mar. Environ. Res.*, 59: 101-117.
- **Howarth R., Anderson D., Cloem J., Elfrine C., Hopkinson C., Lapointe B., Malone T., Marcus N., Mc MGlathery K., Sharpley A., Walker D., 2000**, Nutrient pollution of coastal rivers, bays and seas. *Issues In Ecology n° 7*: 2-12.
- **Huang X., Lessner L., Carpenter D.O., 2006**, Exposure to POP and hypertensive diseases. *Environ. Res.*, 102: 101-106.

I

●**IARC (1983)**, Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans; Polynuclear Aromatic Compounds, Part 1, Chemical, environmental and experimental data. Vol. 32, IARC, Lyon, France.

J

●**Je J.G., Belan T., Leving C., Koo B.J., 2003**, Changes in benthic communities along a presumed pollution gradient in Vancouver harbour. *Mar. Environ. Res.*, 57 : 121-135.

●**Juan M., Jun C., Juan Z., Shixiang G., 2008**, Polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation and extracellular enzyme secretion in agitated and stationary cultures of *Phanerochaete chrysosporium*. *J. Environ. Sci.*, 20: 88-93.

●**Jurado E., Zaldivar J.M., Marinov D., Dchs J., 2007**, Fate of POPs in the water column : does turbulent mixing matter?. *Mar. Poll. Bull. Article In Press*.

K

●**Kannan K. Perrotta E., 2008**, Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in livers of California sea otters. *Chemosphere. Article in press*.

●**Kastner M., 2000**, Degradation of aromatic and polyaromatic compounds *In* Rehm H.J., Reed G., Biotechnology Vol 11b Wiley-VCH, Weinheim, Germany.

●**Kaushik S., 2005**, Les dioxines et les PCB chez le poisson. Dossier de l'environnement de l'INRA n° 26, 104.

●**Kennish M.J., 2001**, Practical handbook of marine science. 3^{ed} Ed., CRC. Press. Boca Roton, London, New York, Washington DC.

●**Kloff S., Wicks C., 2004**, Gestion environnementale de pétrole offshore et de transport maritime pétrolier. CEESP, Octobre 2004, 21-26.

●**Knudsen L.B., Borga K., Jorgensen E.H., Bavel B.V., Schlabach M., Verrlault J., Gabrielsen G.W., 2006**, Halogenated organic contaminants and mercury in northern fulmars (*Fulmarus glacialis*): levels, relationship to dietary descriptors and blood to liver comparison. *Environ. Poll.*, 1-9, *Article In Press*.

●**Ko F.C., Baker J.E., 2004**, Seasonal and annual loads of hydrophobic organic contaminants from the Susquehanna River basin to the Chesapeake Bay. *Marine Poll. Bull.*, 48: 840-851.

●Kot-Wasik A., Debska J., Namiesmij J., 2004, Monitoring of organic pollutants in coastal waters of the Gulf of Gdansk, southern Baltic. *Mar. Poll. Bull.*, 49:264-276.

●Kotterman M.J., Vis E.H., Field J.A., 1998, Successive mineralization and detoxification of benzo (a) pyrene by the white rot fungus *Bjerkandera sp* strain BOS55 and indigenous microflora. *Appl. Environ. Microbiol.*, 64: 2853-2858.

L

●Lagesson L., Lagesson-Andrasko A., Baco O., 2000, Identification of compounds and specific functional groups in the wave length region 168-330 nm using gaz chromatography and with UV detection. *J. Chromat A*, 867: 187-206.

●Leker J., Andersson J.T., Karst U., 2004, Characterization of high molecular weight sulphur aromatic compounds in vaccum residues. *Analytische Chemie*, 31-33.

●Lemiére B., Seguin J.J., LeGuer C., Guyonnet D., Baranger P.H., Darmendraid D., Conil P., 2001, Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pur les ressources en eau. Ed. B.R.G.M., 28-32.

●Leoz-Garziandia E., Bocquet N., Marliere M., Lacroix G., 2000, Hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant. Laboratoire Centrale de Surveillance de la qualité de l'air. INERIS, 7.

●Li X., Li P., Xin Lin, Zhang C., Li Q., Gong Z., 2008, Biodegradation of aged polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) by microbial consortia in soil and slurry phases. *Journal of Hazardous Materials* 150 : 21–26.

●Liang Y., Wong M.H., 2003, Spatial and temporal organic and heavy metal pollution at Mai Po Marshes nature reserve, Hong Kong. *Chemosphere*, 52: 1647-1658.

●Lim L., Wurl O., Karuppiyah S., Obburd J.P., 2007, Atmspheric wet deposition of PAH to the sea surface microlayer. *Mar. Poll. Bull.*, 54: 1212-1219.

●Liu J.H., Kueh C.S.W., 2005, Biomonitoring of heavy metals and traces organics using the intertidal mussel *Perna viridis* in Hong Kong coastal waters. *Mar. Poll. Bull.*, 51: 857-875.

●Liu X., Zhang G., Jones K.C., Li X., Peng X., Qi S., 2005, Compositional fractionation of PAH in mosses (*Hipnum plunaeformal* WILS) from the northern slope of Nanling Mountains South China. *Atmos. Environ.*, 39: 5490-5499.

- **Lopes J.F., Silva C.I., Cardoso A.C., 2008**, Validation of a water quality model for the Ria de Aveiro lagoon, Portugal. *Environmental Modelling & Software* 23 : 479-494
- **L'yavanc J., Alzieu C., Mauvais J.L., 1999**, Les dragages sur le littoral français *In Alzieu C., 1999*, Dragage et environnement marin. Etat des connaissances. Ifremer, 32.

M

- **Mackay D., Shice W.Y., Ma K.C., 1992**, Illustrated handbook of physico-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Lewis publishers, 2.
- **Marchand M., 2003**, Les pollutions marines accidentelles. Au delà du pétrole brut, les produits chimiques et autres déversements en mer. *Annales des mines, Responsabilité et Environnement* : 70-92.
- **Marsalek J., Diamond M., Kok S., Watt W.E., 2001**, Eaux de ruissellement urbaines *In Environnement Canada, 2001*, Menaces pour les sources d'eau potable et les écosystèmes aquatiques au Canada. Institut National de Recherche sur les eaux. Burlington, Ontario. Rapport n° 1. Série de rapport d'évaluation scientifique de l'I.N.R.E., 87.
- **Masaki H., Hashi J., Amano S., Sasaki Y., Korenaga T., 2006**, Integration of cleanup process: pre-treatment of PAH from diesel exhaust particles on silica gel beads in microchannel. *Analytical Science*, 22: 345-348.
- **Menn F.M., Applegate B.M., Sayler G.S., 1993**, NAH plasmid-mediated catabolism of anthracene and phenanthrene to naphthoic acid. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59:1938-1942.
- **Monnal L., Omori T., Kodoma T., 1993**, Microbial degradation of dibenzofuran, fluorene and dibenzo-p-dioxine by *Straphylococcus auriculans* DBF63. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 : 285-289.
- **Montondon F., Picot A., 2005**, Connaissances générales sur la toxicochimie. Application à une famille de polluants : les hydrocarbures. Synthèse de l'étude n° 02-0125/1 A. RE.CO.R.D., 6.
- **Motelay-Massei A., Garbon B., Tiphagne-Larcher K., Chevreuil M., Ollioules D., 2006**, Mass balance for polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban watershed of Le Havre (France) : transport and fate of PAHs from the atmosphere to the outlet. *Wat. Res.*, 40: 1995-2006.

N

- **Nations Unies, 2002**, Les océans. Sources de vie : convention des Nations Unies sur le droit de la mer. 20^{ème} anniversaire (1982-2002).
- **NF EN 872, Avril 1996**. Qualité de l'eau. Dosage des matières en suspension. Méthode par filtration. Indice de classement T 90-105-1.
- **NF EN 1899-1, Mai 1998**. Qualité de l'eau. Détermination de la demande biochimique en oxygène après n jours (DBO_n). Méthode par dilution. Indice de classement T 90-103-1

O

- **Ollivon D., Garbon B., Chesterikoff A., 1993**, Analysis of the distribution of some polyaromatic hydrocarbon in sediments and suspended mater in the river Seine (France). *Water, Air, Soil Pollution*, 81 : 135-152.
- **O.M.I. / P.N.U.E., 2002**, Guide pour la lutte contre la pollution marine accidentelle en méditerranée. Système régional d'information. Partie D, fascicule 1. REMPEC, Avril 2002, 1-9.
- **O.M.I., 1998**, Reflets de l'O.M.I. passagers clandestins des eaux de ballast : halte aux envahisseurs. Octobre 1998, 2.
- **Oren A., Aizenshtat Z., Chefetz B., 2006**, Persistent Organic Pollutants and sedimentary organic matter properties: A case study in the Kishon River, Israel. *Environ. Poll.*, 141: 265-274.

P

- **Pandit G.G., Sahu S.K., Puranik V.D., Raj V.V., 2006**, Exchange of PAH across the air-water interface at the creek adjoining Mumbai harbour, India. *Environ. Intern.*, 32 : 259-264.
- **Pizon F.X., 2005**, Evaluation des risques de pollution par les hydrocarbures depuis les naufrages de l'Erika et du Prestige. Communication présentée à Hyrés le 11 Mars 2005. 4^{ème} forum méditerranéen des risques pétroliers.
- **Poulenc R., 1995**, Manuel environnement à l'usage des industriels. 2^{ème} Ed. AFNOR, 160-307.

●**Psillakis E., Ntelekas A., Mantzavinos D., Nikolopoulo E., Kalogerakis N., 2003**, Solide-phase micro-extraction to monitor the sono chemical degradation of PAH in water. *J. Environ. Monit.*, 5: 135-140.

Q

●**Qiao M., Wang C., Huang S., Wang D., Wang Z., 2006**, Composition, sources and potential toxicological significance of PAHs in the surface sediments of the Meiliang Bay, Taihu Lake, China. *Environ. Intern.*, 32 : 28-33.

R

●**Raoux C.Y., Carrigues P., 1993**, Mechanism model of PAH contamination of marine coastal sediments from the Mediterranean Sea. In Garrigues P., Lamotte M., Proceeding of the 13th international symposium on polynuclear aromatic hydrocarbons. Gordon and Breach Publishers, 443-450.

●**Repellin J.C., Pelegrin E., 2003**, Avis du conseil économique et social régional sur « les risques de pollution par hydrocarbures en méditerranée. Séance plénière du 1^{er} Décembre 2003. Conseil Economique et Social, 12-14.

●**Rissato S.R., Galhiane M.S., Ximenes V.F., de Andrade R.M.B., Talamoni J.L.B., Libanio M., de Almeida M.V., Apon B.M., Cavalari A.A., 2006**, Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in soil and waters amples in the Northeastern part of Sao Paulo State, Brazil. *Chemosphere, Article In Press*.

●**Rodier J., Bazin C., Broutin J.P., Chambon P., Champsaur H., Rodi L., 2005**, L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} Ed., DUNOD, Paris, 1026-1078.

●**Rontoni J.F., Giusti G., 1987**, Photosensitized oxydation of pristine in sea water: effect of photochemical reaction on tertiary carbons. *J. Photochem. Photobiol.A*, 40: 107-120.

S

●**Saada A., Nowak C., Coquereau N., 2005**, Etat des connaissances sur l'atténuation naturelle des hydrocarbures. Rapport intermediaire. Résultat de la phase 1. BRGM / RP-53739- FR. Avril 2005, 22.

- Sarkar S.K., Saha M., Takada H., Bhattacharya A., Mishra P., Bhattacharya B., 2006**, Water quality management in the lower stretch of the river Ganges, east coast of India: an approach through environmental education. *J. Cleaner Prod.*, xx: 1-9.
- Schaanning M., Breyholtz B., Skei J., 2006**, Experimental result on effect of capping on fluxes of Persistent Organic Pollutants (POPs) from historically contaminated sediments. *Mar. Chem.*, 102:46-59.
- Shukla G., Kumar A., Bhanti M., Joseph P.E., Taneja A., 2006**, Organochlorine pesticides contamination of ground water in the city of Hyderabad. *Environ. Inter.*, 32: 244-247.
- Sikemma J., de Bont J.A.M., Poolman B., 1995**, Metabolism of membrane toxicity of hydrocarbons. *Microbial. Rev.*, 59: 201-222.
- Singh K.P., Malik A., Sinha S., 2005**, Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti River (India) using multivariate statistical techniques. A case study. *Anal. Chem. Act.*, 538: 355-374.
- Slaski J.J., Archambault D.J., Li X., 2000**, Evaluation of PAH accumulation in plants. The potential use of PAH accumulation as a marker of exposure to air emission from oil and gaz Flares. Repport prepared for the Air Research Users Group, Alberta Environment. Edmonton, Alberta, 3.
- Steffen K.T., Hattaka A., Hoforichter M., 2003**, Degradation of benzo (a) pyrene by the litter-decomposing basidiomycete *Stropharia coronilla*: role of manganese peroxydase. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69 (7): 3957-3964.

T

- Thompson S., 1999**, Détermination des composés aromatiques et organochlorés dans l'environnement marin. Thèse. Université de Bordeaux I. bordeaux, France, 255.
- Thoumelin G., 1995**, Les tensioactifs dans les eaux douces et marines. Analyse, comportement, écotoxicologie. Reperes Ocean n° 9. Ed. Ifremer, 17.
- Tolosa I., de Mora S., Sheikholeslami M.R., Villeneuve J.P., Bartocci J., Cattini C., 2004**, Aliphatic and aromatic hydrocarbons in coastal Caspian Sea sediments. *Mar. Poll. Bull.*, 48: 44-60.
- Tolun L., Martens D., Okay O.S., Schramm K.W., 2006**, Polyaromatic hydrocarbons contamination in coastal sediments of the Izmit Bay (Marmara Sea): case studies before and after the Izmit Earthquake. *Environ. Inter.*, 32: 758-765.

●Tortelli V., Colares E.P., Robaldo R.B., Nery L.E.M., Pinho G.L.L., Bionchini A., Monserrat J.M., 2006, Importance of cholinesterase kinetic parameters in environmental monitoring using estuarine fish. *Chemosphere. Article In Press*.

●Trut G., 1998, Synthèse bibliographique sur le rejet en mer de l'effluent mixte urbain-industriel de la Salie. Validation de terrain des résultats obtenus par modélisation mathématique. Ifremer, 113-118.

U

●U.N.E.P., 1998, Strategic action programme to address pollution from Land-Based activities. Mediterranean action plan MED Poll. MAP. Technical reports series n° 119, 98-108.

●U.N.E.S.C.O., 1998, Développement urbain et ressources en eau : petites villes côtières. Actes et recommandation. Séminaire international 24-26 Novembre 1997, Essouira. Royaume du Maroc, CSI inf n° 05. UNESCO, Paris, 111.

V

●Varlasar X.N., Dasai S.R., Sarhar A., Dalal S.C., 2006, Biological indicators in relation to coastal pollution along Kamataka coast, India. *Wat, Res.*, 10: 3301-3312.

●Ventos S., Dachs J., 2007, Influence of the surface microlayer on atmospheric deposition of aerosols and PAH. *Atmos. Environ., Article In Press*.

W

●Wang Z., Fingas M., Page D.S., 1999, Oil spill identification. *J. Chrom.*, 843: 369-411.

●Witt G., 2002, Occurrence and transport of PAH in the water bodies of the Baltic Sea. *Mar. Chem.*, 79: 49-66.

●Wu M.L., Wang Y.S., 2007, Using chemometrics to evaluate anthropogenic effect in Daya Bay, China. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 72: 732-742.

X

●Xu J., Yu Y., Wang P., Guo W., Dai S., Sun H., 2007, PAH in the surface sediments from Yellow River, China. *Chemosphere, Article In Press*.

●Xue X.Y., Zhang Q., Liang X.M., Oxynos K., Kettrup A., Lu P.C., 2002, Computer assisted automatic peak recognition and result evaluation for analysis of chlorinated hydrocarbons in environmental samples. *J. Chrom. A*, 957: 37-44.

Y

- Yang H.H., Lee W.J., Chen S.J., Lai S.O., 1998**, PAH emission from various industrial stacks. *J. Hazard. Mat.*, 60: 159-174.
- Yu Z., Huang W., Sang J., Qian Y., Peng P., 2006**, Sorption of organic pollutants by marine sediments: implication for the role of particulate organic matter. *Chemosphere, Article In Press*.

Z

- Zeng E.Y., Vista C.L., 1997**, Organic pollutants in the coastal environment of San Diego, California-1- source, identification and assessment by compositional indices of PAH. *Environ. Toxicol. Chem.*, 16: 179-188.
- Zhang W., Song L.S., Ki J.S., Lau C.K., Li X.D., Qian P.Y., 2008**, Microbial diversity in polluted harbor sediments II: Sulfate-reducing bacterial community assessment using terminal restriction fragment length polymorphism and clone library of *dsrAB* gene. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 682-691.
- Zhu L., Chen Y., Zhou R., 2008**, Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water, sediment and soil in drinking water resource of Zhejiang Province, China. *Journal of Hazardous Materials* 150 : 308–316



Références
bibliographiques

Annexe VII : Résultats des analyses des eaux du port

Tableau XIII : Résultats des analyses des eaux du port.

paramètre Station	pH	Temp. (°C)	Conductivité (mS/ cm)	Turbidité (UA)	Oxygène dissous (mg/l)	DCO (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	MES (mg/l)	HAP (µg/l)
Station01	7,71±0,01	17,7±0,1	30,9±0,32	0,0236±0,0002	6,5±0,2	5202±83,05	50 ± 5,88	50,33±5,43	5,28±0,29
Station02	7,76±0,02	18,1±0,1	30,96±0,61	0,022±0,0022	5,1±0,1	4781,33±47	97,33±3,29	43,66±3,77	5,6±0,03
Station03	7,78±0,01	18,1±0,1	30,9±0,40	0,0239±0,0026	5,6±0,1	5389±91,43	90,8±14,63	39±1,63	5,43±0,04
Station04	7,79±0,008	18,2±0,1	31,1±0,29	0,0172±0,0017	5,2±0,1	3499,66±30,55	78±5,71	27±4,24	6,09±0,13
Station05	7,75±0,02	18,2±0,1	31±0,50	0,0225±0,0019	5,5±0,1	4002,33±122,13	91±5,37	41,33±4,49	5,44±0,02
Station06	7,73±0,01	18,2±0,1	30,76±0,49	0,0223±0,0004	5,4±0,2	3390±24,09	10,33±2,05	40,66±5,18	5,14±0,02
Station07	7,76±0,02	18,1±0,1	30,8±0,37	0,023±0,0003	4,9±0,2	5162±35,69	91±7,88	37,66±3,09	5,22±0,04
Station08	7,75±0,03	18,2±0,08	31,3±0,43	0,0246±0,0011	5±0,1	3393±20,99	91,66±8,17	57,66±4,49	4,94±0,04
Station09	7,72±0,02	18,4±0,08	30,83±0,36	0,014±0,0010	5,1±0,1	3220±42,49	55±4,96	48,33±5,43	4,96±0,02
Station10	7,69±0,02	18,1±0,2	30,8±0,28	0,024±0,0025	5,4±0,1	3445±15,76	77,66±4,02	33±5,71	5,14±0,13
Station11	7,57±0,01	18,7±0,2	28,93±0,89	0,0257±0,0009	3,2±0,1	9897,33±138,81	225±24,99	64±6,37	6,15±0,09
Station12	7,54±0,02	18,4±0	27,93±0,67	0,0487±0,0006	3,6±0,2	12023,33±38,43	157±10,98	223,66±8,37	6,93±0,06
Station13	7,71±0,01	18,2±0,1	29±0,66	0,0233±0,0012	5±0,2	3671,33±24,52	110±12,19	53,33±4,78	5,71±0,09
Station14	7,7±0,01	18,2±0,1	30,3±0,50	0,0184±0,0017	5,2±0,1	3693±92,67	58±5,09	29,33±2,05	5,14±0,07
Station15	7,8±0,02	18,2±0,08	30,03±0,54	0,0126±0,0015	5,9±0,1	3098,66±9,17	100±6,16	38,66±2,49	5,33±0,02
Station16	7,82±0,02	18,3±0,1	30,43±0,73	0,0214±0,0010	5,1±0,2	3347,33±308,52	111,2±10,13	40,66±1,69	5,77±0,06
Station17	7,78±0,01	18±0,1	30,03±0,52	0,0236±0,0012	4,8±0,1	3302±149,26	103±7,34	57,66±3,68	5,43±0,02

Annexe I: Courbe d'étalonnage de la DCO

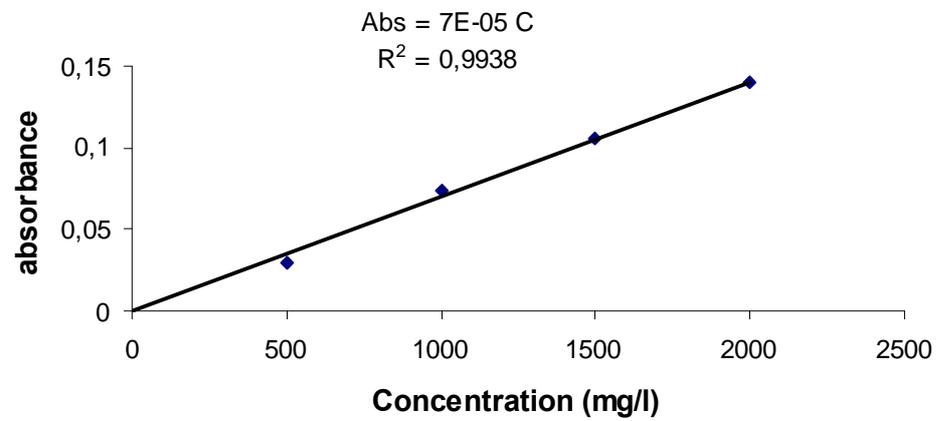


Figure 44 : Courbe d'étalonnage de la DCO

Annexe II: Courbe d'étalonnage des HAP

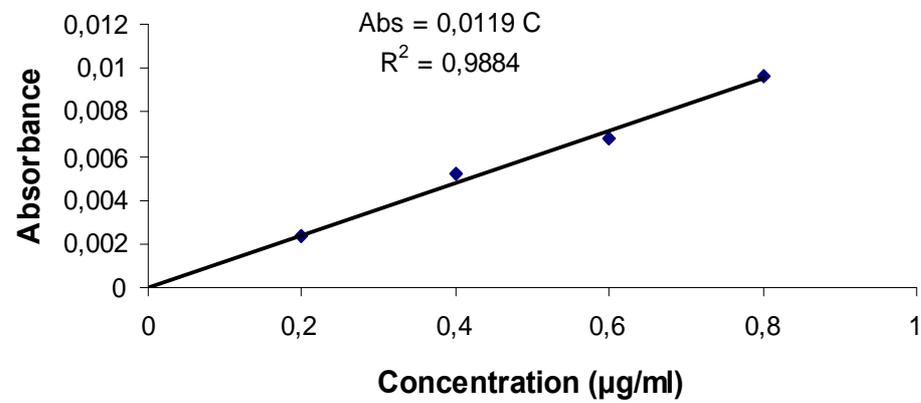


Figure 45 : Courbe d'étalonnage des HAP

Annexe III : Préparation de l'eau de dilution

La solution de dilution est préparée à partir de :

- 5 ml de solution de phosphate :
 - Monohydrogénophosphate de Sodium (Na_2HPO_4).
 - Dihydrogénophosphate de Potassium (KH_2PO_4).
 - Eau distillée.
- 1 ml de solution de Sulfate de Magnésium à 20 g/l.
- 1 ml de solution de Chlorure de Calcium à 25 g/l.
- 1 ml de solution de Chlorure de Fer à 1.5 g/l.
- 1 ml de solution de Chlorure d'ammonium à 2 g/l.
- Eau distillée.

Saturer ensuite cette eau en oxygène en faisant barboter de l'air pendant une période minimale de vingt minutes. Laisser reposer 12 heures à 20°C à récipient débouché. Ajouter 5ml d'eau d'ensemencement (eau résiduaire urbaine fraîche).

Annexe IV : Préparation de la solution de digestion :

Dissoudre 80 g de sulfate de mercure (HgSO_4) dans 800 ml d'eau distillée. Ajouter avec précaution 100 ml d'acide sulfurique (H_2SO_4) concentré. Laisser refroidir et ajouter 11,767 g de dichromate de potassium ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$), préalablement séché à 105°C pendant 2 heures. Compléter au volume de 1000 ml avec de l'eau distillée.

Annexe V : Préparation de la solution acide :

Ajouter 10 g de sulfate d'argent (Ag_2SO_4) à 40 ml d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4). Compléter à 1000 ml par l'acide sulfurique concentré avec précaution et par portion. Laisser reposer 1 à 2 jours avant utilisation.

Annexe VI : Activité du port

Tableau XII : Liste des escales de la période de 10-10-2007 à 20-11-2007

Nom navire	Nature opération	Marchandise	Tonnage	Accostage	Sortie
MAERSK BELFAST	En Déchargement	HUILE VEGETALE	5935	01-11-2007	03-11-2007
JAGLEELA	En chargement	PETROLE BRUT	80000	02-11-2007	03-11-2007
LMEREICK SPIRIT	En chargement	CONDENSAT	50000	02-11-2007	03-11-2007
MAR	En Déchargement	GAZOIL	10000	02-11-2007	04-11-2007
KALLIROI	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	385	02-11-2007	04-11-2007
BERKINE	En Déchargement	GAZIER	2600	02-11-2007	05-11-2007
HANSEATIC	En Déchargement	BLE	3627	02-11-2007	05-11-2007
ARISTOTE	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	1007	03/11/2007	04/11/2007
MSC CAMARGUE	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	5540	03/11/2007	04/11/2007
PERTIWI	En Déchargement	HUILE VEGETALE	18500	04/11/2007	09/11/2007
GEVO VICTORY	En Déchargement	FER	2960	04/11/2007	08/11/2007
GLORIA	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	114	04/11/2007	04/11/2007
STELMAR	En Déchargement	BITUME	3500	05/11/2007	06/11/2007
SERENADE	En Déchargement	BLE	5676	05/11/2007	07/11/2007
SKS TYNE	En Chargement	CONDENSAT	83000	05/11/2007	06/11/2007
NASOS	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	509	05/11/2007	05/11/2007
FLORA LAKE	En Déchargement	MAIS	44000	06/11/2007	10/11/2007
BAROUDA	En Déchargement	GAZIER	3100	06/11/2007	08/11/2007
ALFONSITO	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	30	06/11/2007	06/11/2007
ALISSA	En Déchargement	BOIS	769	06/11/2007	07/11/2007
VILLE DE DUBAI	En Chargement	CONTENEURS VIDES	0	07/11/2007	08/11/2007
MARIOS	En Déchargement	ESSENCE	3916	07/11/2007	08/11/2007
OS RIZE	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	2584	07/11/2007	07/11/2007

SIPAN	En Déchargement	B/MARBRE	1449	07/11/2007 7	08/11/2007 7
BLUE SKY	En Déchargement	BOIS	2593	07/11/2007	10/11/2007
TARA KAPTANOGLU	En Déchargement	BLE	17221	07/11/2007	13/11/2007
EL HOSS	En Déchargement	FER	5148	08/11/2007	15/11/2007
SADAN BAYRAKTAR	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	1975	08/11/2007	08/11/2007
CHEM MARIGOLD	En Déchargement	GAZOIL	5000	08/11/2007	10/11/2007
CMA NAF 2	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	2115	09/11/2007	09/11/2007
MSC CAMARGUE	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	5164	10/11/2007	12/11/2007
DIANA	En Déchargement	TUBES	675	10/11/2007	11/11/2007
IGOR ILINSKY	En Déchargement	BOIS	2926	10/11/2007	11/11/2007
SEA BRIGHT	En Déchargement	BOIS	2257	10/11/2007	12/11/2007
SKS TAGUS	En Chargement	CONDENSAT	83000	12/11/2007	13/11/2007
NORDBAY	En Chargement	PETROLE BRUT	76000	12/11/2007	13/11/2007
RAMITHA	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	2539	12/11/2007	12/11/2007
SEA PROGRESS	En Déchargement	BOIS	5855	12/11/2007	15/11/2007
SILVETTRA	En Déchargement	MAIS	27494	12/11/2007	18/11/2007
LETOON	En Déchargement	FIL DE FER	4032	13/11/2007	16/11/2007
LENA	En Déchargement	PAPIER	1297	13/11/2007	17/11/2007
GALA DELMAR	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	355	13/11/2007	13/11/2007
KARINA	En Déchargement	ESSENCE	4486	13/11/2007	16/11/2007
MARIOS	En Déchargement	GAZOIL	3000	14/11/2007	15/11/2007
SLOMAN TRAVELLER	En Chargement	CONTENEURS VIDES	610	14/11/2007	15/11/2007
BERKINE	En Déchargement	GAZIER	2600	14/11/2007	16/11/2007
SUPER ACE	En Déchargement	Poutrelles	4420	14/11/2007	16/11/2007
SIPAN	En Déchargement	SULFATE	1504	14/11/2007	17/11/2007
SWIFT SPLIT	En Déchargement	SUCRE	10000	16/11/2007	17/11/2007

GORGIOS III	En Déchargement	MAIS	26257	17/11/2007	20/11/2007
TELEGHMA	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	247	17/11/2007	17/11/2007
HILMI K	En Déchargement	Poutrelles	1099	17/11/2007	18/11/2007
SKS TANARO	En Chargement	CONDENSAT	82900	18/11/2007	19/11/2007
ANAMCARA	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	292	18/11/2007	18/11/2007
BUGRAHAN NAIBOGLU	En Déchargement	PHOSFATE	2040	18/11/2007	19/11/2007
BAROUDA	En Déchargement	GAZIER	3400	18/11/2007	20/11/2007
SUSANNA	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	2676	19/11/2007	19/11/2007
ROAD RUNNER	En Déchargement	MAIS	24220	19/11/2007	28/11/2007
SKS TWEED	En Chargement	CONDENSAT	83150	19/11/2007	20/11/2007
MSC ANNA	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	6703	20/11/2007	21/11/2007
ANAMCARA IV	En Déchargement	DIVERSES MARCHANDISES	27	20/11/2007	20/11/2007
GLORIA DELMAR	En Déchargement	CONTENEURS PLEINS	444	20/11/2007	20/11/2007

Rapport journalier du 20-11-2007 :

Tableau XIII: Situation du port pétrolier :

Nom navire	Produit	Nature opération	Tonnage
BAROUDA	GAZIER	En Déchargement	3400.00
SKS TWEED	CONDENSAT	En Chargement	83150.00

Tableau XIII: Situation du chargement / déchargement des marchandises hors hydrocarbures :

Nom navire	Produit	Tonnage déclaré	Tonnage manipulé	Tonnage restant
ANAMCARA IV	DIVERSES MARCHANDISES	26	26	0
ROAD RUNNER	MAIS	24 220	24 155	65
GORGIOS III	MAIS	26 257	26 150	107
GLORIA DELMAR	CONTENEURS PLEINS	444	444	0
MSC ANNA	CONTENEURS PLEINS	6 702	7 600	898

Annexe VIII : Diagramme ombrothermique de l'année 2007

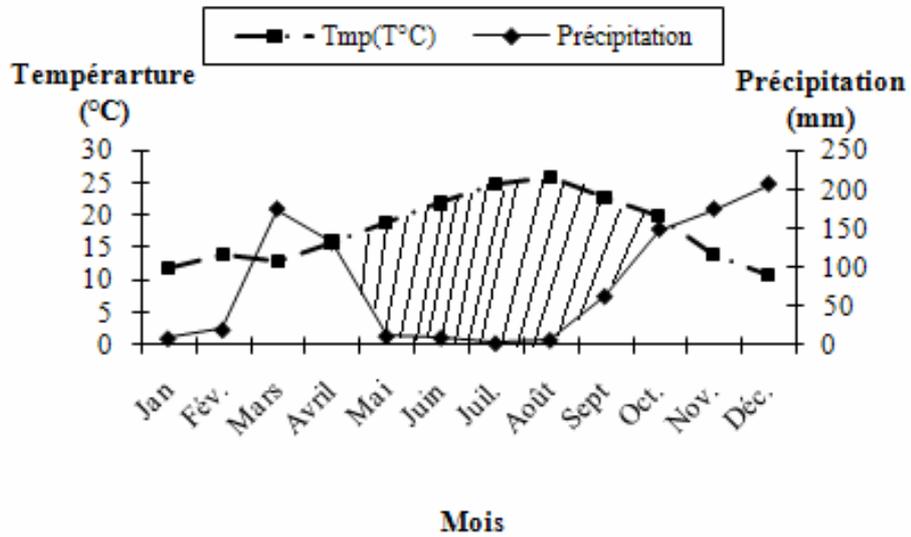


Figure 46 : Diagramme ombrothermique de l'année 2007

Glossaire

Anti-salissures : traitement destiné à éliminer ou à réduire les salissures (biosalissures) des coques des navires qui, en se développant, réduisent leur vitesse et accélèrent leur vieillissement. La plupart des traitements anti-salissures sont à base de produits toxiques pour les organismes vivants. Ils sont donc aussi toxiques pour le milieu.

Anthropique : résulte ou témoigne d'une action humaine

Assainissement : ensemble des pratiques mises en oeuvre pour lutter contre la pollution. Le terme concerne plus particulièrement la collecte des eaux usées et celle des déchets, ainsi que leur traitement.

Benthique : Adjectif qui qualifie l'interface eau-sédiment d'un écosystème aquatique ou un organisme vivant libre sur le fond ou fixé.

Bioamplification : augmentation cumulative des concentrations d'une substance persistante au fur et à mesure que l'on monte dans la chaîne alimentaire. Syn. : amplification biologique, biomagnification.

Congénères : en biologie, désigne les espèces du même genre systématique. En chimie, désigne les molécules de même structure qu'une molécule donnée (exemples : congénères du DDT, de la dioxine...).

Courant : désigne tout déplacement d'une masse d'eau océanique.

Déballastage : action de vidanger des compartiments (ballasts) d'un navire qui contiennent de l'eau de mer transportée dans ses réservoirs pour s'alourdir pendant ses voyages à vide.

Dégazage : opération courante consistant à ventiler les citernes de tous les types de bateaux à moteur: les pétroliers mais aussi les navires de commerce en général, les navire de pêche, les navires de plaisance à moteur, les navires de guerre, pour éliminer les gaz nocifs qu'elles contiennent et éviter le risque explosif.

Diagenèse : Ensemble des changements biochimiques et physico-chimiques affectant un sédiment après son dépôt.

Dragage : action d'enlever le sable, le gravier ou la vase reposant au fond d'une rivière, d'un lac ou d'un port maritime.

Eaux de cales : eau recueillie au fond de la coque d'un bateau connue sous le nom de cale. Elle est souvent souillée par les fuites d'huiles des machines.

Eaux ménagères : Terme désignant les eaux provenant de lavage, cuisine et salle de bain.

Eaux vannes : Terme désignant les eaux provenant des toilettes.

Equivalent-Habitant (ou Eq./Hab.) : unité d'évaluation de la pollution correspondant à celle d'un habitant réel.

Estuaire : Partie terminale d'un fleuve, de forme évasée et où la mer remonte. C'est une zone de mélange entre eaux douces et eaux marines.

Faune : Ensemble des espèces vivantes animales constituant un peuplement ou une zoocénose.

Fioul : (ou fuel) ou **mazout**, un combustible dérivé du pétrole.

Jetée : construction s'avancant dans la mer, haute chaussée maçonnée destinée à limiter le chenal d'accès à un port, à diriger les courants, à permettre l'accostage des navires.

Houle : phénomène ondulatoire de surface à l'origine de la formation de vagues, est engendrée par le frottement des vents à la surface de la mer.

Latitude : distance angulaire entre un point de la surface du globe terrestre et le plan de l'équateur. Elle est exprimée en degrés ou en grades.

Lessivage : extraction par un liquide d'éléments dissous ou en suspension provenant d'un solide.

Longitude : distance angulaire entre un point (lieu) de la surface de la terre et le plan d'un méridien choisi comme origine (Greenwich). Elle est comptée de 0 à 180 degrés à l'Ouest et de 0 à 180 degrés à l'Est.

Marée : Phénomène ondulatoire, dû à l'attraction du soleil et de la lune, qui affecte la surface des océans et des mers.

Niveau trophique : position occupée par un organisme dans une chaîne alimentaire : producteurs primaires (phytoplancton, plantes supérieures...), consommateurs primaires (herbivores : zooplancton), consommateurs secondaires (carnivores) etc. Les niveaux trophiques principaux sont au nombre de quatre : les producteurs primaires, les herbivores, les carnivores et les décomposeurs.

Noeud : Unité de mesure de vitesse utilisée en milieu maritime (vitesse des navires, du vent, des courants...). Elle correspond à la vitesse d'un objet parcourant un mille nautique en une heure (= 1852 m par heure).

Off-shore : Désigne les activités et installations présentes en mer loin du rivage, généralement en liaison avec le fond.

Oléoducs : gros tuyaux (conduites) utilisés pour le transport de pétrole brut sur de longues distances

Pollution diffuse : Pollution dont la ou les origines peuvent être généralement connues mais pour lesquelles il est impossible de repérer géographiquement l'aboutissement dans les milieux aquatiques et les formations aquifères.

Pyrolyse : Décomposition thermique irréversible d'un corps organique sous la seule action de la chaleur en absence d'oxygène.

Quai : construction en bordure de l'eau, comportant généralement une face extérieure verticale contre laquelle les navires peuvent accoster (et s'amarrer) et une surface horizontale sur laquelle peuvent stationner ou circuler les produits et les personnes qui embarquent ou débarquent.

Rade : Vaste rentrant (concavité) du littoral, et formant un abri naturel où les navires peuvent se mettre à l'abri.

Relargage : Processus de diffusion vers la colonne d'eau des nutriments et/ou contaminants piégés dans les sédiments.

Réseau d'assainissement : ensemble des ouvrages construits par l'homme pour canaliser les eaux pluviales et les eaux usées à l'intérieur d'une agglomération. La majeure partie de ces ouvrages sont des canalisations souterraines reliées entre elles. Le réseau d'assainissement est un des éléments constituant le système d'assainissement.

Système unitaire : système d'assainissement formé d'un réseau unique dans lequel les eaux usées et les eaux pluviales sont mélangées et dirigées vers la station d'épuration quand elle existe.

Tellurique : qualifie ce qui provient de la terre.

Turbulence : La turbulence recouvre des mouvements de l'eau se produisant de façon irrégulière avec des vitesses instantanées dépassant largement des vitesses moyennes.

Vague : agitation de la surface de l'eau, comportant une crête régulière qui se propage à peu près dans la même direction que les autres.

