

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

UNIVERSITE DE BADJI-MOKHTAR-ANNABA

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUEE



Thèse présentée pour l'obtention du grade de Doctorat

En Biologie Animale Environnementale

Option: Physiotoxicologie

Intitulé

**Impact de la pollution par les hydrocarbures sur  
*Perinereis cultrifera* (Annélides, Polychètes) dans le  
littoral Est-Algérien**

Présentée par

M<sup>lle</sup> GUEMOUDA Messaouda

Devant un jury composé de

Pr. SOLTANI Noureddine	Président	Université d'Annaba
Pr. DAAS Tarek	Directeur	Université d'Annaba
Dr. AYAD-LOUCIF Wahida	Examineur	Université d'Annaba
Pr. HOUHAMDI Moussa	Examineur	Université de Guelma
Dr. MEZEDJRI Lyamine	Examineur	Université de Skikda
Dr. BOUALEG Chahinez	Examineur	Université de Souk Ahras

Année universitaire: 2014/2015

# Remerciements

*Ce travail a été réalisé au Laboratoire de Biologie Animale Appliquée de l'Université Badji Mokhtar d'Annaba, sous la direction du Professeur Nouredine Soltani. Vous êtes un de nos maîtres dont le calme, la simplicité et l'amour constant du travail bien fait forcent notre admiration. Vous êtes un homme bon, sympathique et affectueux. Nous gardons un meilleur souvenir de l'accueil qui nous a été réservé dans votre laboratoire. Veuillez accepter l'expression de mon profond respect. Je tiens à vous remercier vivement pour m'avoir fait l'honneur de présider ce jury.*

*Monsieur le Professeur Tarek Daas (Directeur de thèse), je ne trouve pas de mots pour exprimer mes sentiments à votre égard, je vous dirai simplement merci pour tout ce que vous avez fait pour moi pour la réalisation de ce travail. Vous avez été intéressé dès le premier jour de notre rencontre par la réalisation de ce travail. Vous êtes pour nous une source inépuisable de connaissances et de savoir faire et surtout une référence à suivre. En acceptant de diriger cette thèse malgré vos multiples occupations avec une inlassable patience et de m'a orienté tout le long de mon travail, je garde un meilleur souvenir de travail au sein de votre équipe. Veuillez accepter l'expression de mon profond respect*

*Merci Monsieur*

*Mes remerciements s'adressent également à tous les membres: M<sup>me</sup> Wahida AUAD-LOUCIF (Maître de Conférences, Université d'Annaba), M<sup>me</sup> BOUALLEG Chahinez (Maître de Conférences, Université de Souk Ahras),*

*Mr. Lyamine MEZEDJRI (Maître de Conférences, Université de Skikda), Mr. HOUGHANDI Moussa (Professeur, Université de Guelma),*

*Mr. c'est un grand honneur que vous nous accordez en acceptant de bien vouloir participer au jury malgré vos multiples occupations Nous vous remercions vivement pour votre disponibilité et de l'intérêt que vous portez à juger ce travail en vous demandant pardon*

***Merci à tous***

*Je tiens également à exprimer ma reconnaissance à **Monsieur Patrick SCAPS** (Docteur, Laboratoire de Biologie Animale de l'Université des Sciences et Technologies de Lille 1) pour sa précieuse collaboration dans différents axes (l'identification des espèces, la dynamique des populations et l'étude écotoxicologique); son soutien et ses conseils m'ont permis de diriger au mieux ce travail. Qu'il veuille bien accepter, l'expression de ma reconnaissance.*

*Je tiens également à remercier **M<sup>me</sup> DAAS-MAAMCHA Ouided**, mon vocabulaire est trop limité pour exprimer ma gratitude quant à sa présence permanente à nos côtés et son soutien par ses conseils durant la réalisation de ce travail; pour cela je lui exprime mes très vifs remerciements et mon profond respect.*

***Merci Madame***



# Remerciements

*J'adresse mes très chaleureux remerciements à ma mère (Fatima Zohra) pour qui les mots me manquent pour m'exprimer, car tout ce que j'aurais à dire ne saurait exprimer tout le sacrifice et l'endurance que vous avez dû subir pour nous élever. Je vous demande pardon et si j'en suis là c'est grâce à vos bénédictions qui me servent de bouclier dans mon parcours. Je ne saurais jamais vous remercier assez. Seul Dieu peut vous gratifier de tout ce que vous avez fait pour nous. Que Dieu le tout puissant vous accorde longue vie, je vous souhaite bonne santé et tout le bonheur à nos côtes et qu'il puisse me donner les moyens nécessaires pour vous le rendre et affronter les épreuves de la vie.*

*Je remercie mes sœurs et mes frères: Zhor, Louiza, Noura et Fahima, Said, Farid, et Bachir. Vous n'avez en aucun moment failli à votre devoir. Mon affection pour vous est sans limite. Ce modeste travail est le symbole d'un profond amour fraternel et un encouragement. Votre soutien a été important pour le bon déroulement de mes études.*

*Soyez en remerciés.*

*J'adresse mes très chaleureux remerciements en particulier à mes camarades de promotion : Meriem ben Arabi, Khaira Derouich, Fatima (Yagoub, Aouchbi, Kahoul), Fathia Taboucha, Manoubia, Zahia Ben amia, Assia Messini, Ahlem Belahbib, pour tout ce que nous avons partagé, échangé ensemble pendant les cinq ans d'étude. Je les remercie pour leur soutien moral et matériel durant toutes ces années de thèse et je souhaite que Dieu nous réserve de très belles surprises dans notre vie.*

*Je n'oublie pas dans ces remerciements tous mes amis: Wafa Sabaha, Hanane Barki, Djawhara Ben messaoud, Sihame Lahouasa, Amel Bou*

*lahdzel, Amira Kouicem, et Halima, pour leur ambiance agréable, leur soutien moral et matériel dans laquelle s'est déroulé ce travail, et leur sympathie, en particulier tout au long de ces dernières années ont su partager avec patience et amour mes instants de joies, je leur remercie très sincèrement.*

*J'adresse mes très chaleureux remerciements en particulier Malika Ben khira, Mehamed Cherif ben khira, Abed Raouf Arare, Mehamed Kamilio, Abed Raouf Koul, Haroune Benzid et sa famille, ma tante Saliha et sa fille Hala et mon oncle Abed ALrahemane et Nadjib Fakhar et sa femme Ouarda Ali Rachdi, mon oncle Hassane, pour leur soutien moral et matériel durant toutes les années d'étude à Annaba, ils m'a permis d'envisager tous les obstacles, de me soutenir dans les moments de découragement et de faire avancer mon travail en toute sérénité.*

*Mes vifs remerciements à mes collègues : Radya Mebaraki, Hind Gasmi, Meriem Snani, Meriem Soucha, Zoubaida Meghlaoui, Leila Hamdi, Kahina Houd-Chaker, Mourad Younssi, qui y sont passés au cours des années de travail, pour votre contribution précieuse à ce travail, votre sympathie et votre solidarité à mon égard aussi que votre gentillesse, recevez à travers ce travail mon profond attachement et toute ma reconnaissance. Que Dieu renforce l'entente et la compréhension qui ont toujours existé entre nous.*

*Je remercie enfin toutes les personnes intéressées par mon travail, en espérant qu'elles puissent trouver dans mon rapport de thèse des explications utiles.*

*Cette thèse est dédiée à tous ceux qui s'intéressent de près ou de loin à la santé. Qu'ils comprennent par ce travail que « la santé est un droit », et que « les dépenses pour la santé sont un devoir ».*

***Merci encore à tous***

# SOMMAIRE

## SOMMAIRE

<b>1. INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>2. MATERIEL ET METHODES .....</b>	<b>13</b>
<b>2.1. Présentation de la Mer méditerranée .....</b>	<b>13</b>
2.1.1. Bathymétrie .....	15
2.1.2. La biodiversité .....	16
2.1.3. La pollution du bassin Méditerranéen .....	17
<b>2.2. Caractéristique du littoral Algérien .....</b>	<b>19</b>
2.2.1. Circulation des eaux le long des côtes Algériennes .....	20
2.2.2. Sédimentation marine .....	21
2.2.3. Température et salinité des eaux littorales .....	21
2.2.4. Plancton et peuplement benthique .....	22
2.2.5. Principales caractéristiques climatiques des zones côtières .....	23
<b>2.3. Présentation des sites étudiés .....</b>	<b>24</b>
2.3.1. Site d'El-Kala .....	25
2.3.2. Site d'Annaba .....	25
2.3.3. Site de Skikda .....	26
2.3.4. Site de Collo .....	27
<b>2.4. Inventaire et biodiversité .....</b>	<b>28</b>
<b>2.5. Méthode d'échantillonnage de la faune et flores .....</b>	<b>29</b>
<b>2.6. Paramètres morphométriques .....</b>	<b>30</b>
<b>2.7. Différenciation des sexes .....</b>	<b>30</b>
<b>2.8. Présentation du matériel biologique .....</b>	<b>31</b>
2.8.1. Morphologie externe .....	32
2.8.2. Critères d'identification .....	35
2.8.3. Anatomie interne .....	36
2.8.4. Mode de vie .....	37
2.8.4.1. Habitat .....	37
2.8.4.2. Alimentation .....	38
2.8.4.3. Reproduction .....	38

2.8.4.4. Cycle de développement .....	41
<b>2.9. Caractérisation des sédiments .....</b>	<b>42</b>
2.9.1. Généralités .....	42
2.9.2. La sédimentation .....	43
2.9.3. Origine et nature des sédiments .....	44
2.9.4. Constitution et classification des sédiments .....	46
2.9.5. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments .....	48
2.9.6. Interaction contaminants-sédiment .....	50
2.9.7. Détermination des paramètres physico-chimiques des stations étudiées..	
.....	51
2.9.7.1. Préparation des échantillons étudiés .....	51
2.9.7.2. Détermination du pH .....	52
2.9.7.3. Détermination de la conductivité électrique .....	53
2.9.7.4. Détermination du taux de calcaire .....	54
2.9.7.5. Détermination de la matière organique .....	54
2.9.7.6. Détermination de la texture .....	56
<b>2.10. Caractérisation de l'eau de mer .....</b>	<b>56</b>
2.10.1. Importance des paramètres étudiés .....	56
2.10.2. Mesure les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer .....	57
<b>2.11. Dosage des métaux lourds .....</b>	<b>58</b>
2.11.1. Généralités .....	58
2.11.2. Les métaux lourds en milieu marin .....	59
2.11.3. Le Cadmium .....	60
2.11.4. Le Plomb .....	64
2.11.5. Le Zinc .....	68
2.11.6. Le Cuivre .....	70
2.11.7. Le Fer .....	73
2.11.8. Dosage des métaux lourds dans les sédiments .....	74
2.11.9. Dosage des métaux lourds dans l'organisme.....	75

2.11.10. Etablissement de la courbe d'étalonnage.....	75
<b>2.12. Dosage des hydrocarbures totaux.....</b>	<b>76</b>
2.12.1. Définition.....	76
2.12.2. Classification.....	77
2.12.3. Les hydrocarbures biogènes.....	78
2.12.4. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement.....	80
2.12.5. Comportement des hydrocarbures dans le milieu marin .....	83
2.12.6. Biodégradation.....	83
2.12.7. Pénétration des hydrocarbures dans la chaîne alimentaire.....	90
2.12.8. La persistance.....	90
2.12.9. Conséquences de la contamination par les hydrocarbures.....	91
2.12.10. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer.....	94
2.12.11. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'organisme.....	94
<b>2.13. Dosage des biomarqueurs .....</b>	<b>95</b>
2.13.1. Dosage de l'activité enzymatique de l'Acétylcholinestérase (AChE).....	96
2.13.2. Dosage de l'activité enzymatique de la Glutathion S-transférase (GST).....	100
2.13.3. Dosage de l'activité enzymatique de la Catalase (CAT).....	106
2.13.4. Quantification des protéines .....	108
<b>2.14. Mesure de protection contre la pollution ... ..</b>	<b>108</b>
<b>2.15. Traitements statistiques des résultats .....</b>	<b>114</b>
<b>3. RESULTATS .....</b>	<b>115</b>
<b>3.1. Biodiversité .....</b>	<b>115</b>
3.1.1. Annélides .....	115
3.1.2. Faune et flore associée.....	124
3.1.2.1. Faune .....	124
3.1.2.2. Flore .....	125
<b>3.2. Paramètres biologiques .....</b>	<b>126</b>
<b>3.2.1. Paramètres morphométriques .....</b>	<b>126</b>
3.2.1.1. Poids .....	126

3.2.1.2. Taille .....	129
3.2.1.3. Nombre de sétigères .....	132
<b>3.2.2. Différenciation des sexes .....</b>	<b>135</b>
<b>3.3. Caractéristiques physico-chimiques .....</b>	<b>139</b>
3.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments .....	139
3.3.2. Caractères physico-chimiques de l'eau de mer .....	141
<b>3. 4. Analyses biochimiques .....</b>	<b>147</b>
<b>3.4.1. Dosage des métaux lourds .....</b>	<b>147</b>
3.4.1.1. Courbe d'étalonnage des éléments étudiés .....	147
3.4.1.2. Teneurs des métaux lourds dans les sédiments .....	149
3.4.1.3. Teneurs des métaux lourds dans l'organisme .....	162
<b>3.4.2. Dosage des hydrocarbures totaux .....</b>	<b>174</b>
3.4.2.1. Courbe d'étalonnage .....	174
3.4.2.2. Concentration des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer .....	175
3.4.2.3. Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme .....	178
<b>3.4.3. Dosage des biomarqueurs .....</b>	<b>181</b>
3.4.3.1. Courbe d'étalonnage des protéines .....	181
3.4.3.2. Dosage de l'activité enzymatique de l'AchE .....	181
3.4.3.3. Dosage de l'activité enzymatique de la GST .....	187
3.4.3.4. Dosage de l'activité enzymatique de la CAT .....	194
<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>202</b>
<b>4.1. Biodiversité .....</b>	<b>202</b>
<b>4.2. Paramètres morphométriques .....</b>	<b>209</b>
<b>4.3. Différenciation des sexes .....</b>	<b>211</b>
<b>4.4. Caractérisation des sédiments .....</b>	<b>213</b>
<b>4.5. Caractérisation de l'eau de mer .....</b>	<b>215</b>
<b>4.6. Dosage des métaux lourds .....</b>	<b>220</b>
4.6.1. Dosage des métaux lourds dans les sédiments .....	220
4.6.2. Dosage des métaux lourds dans l'organisme .....	224
<b>4.7. Dosage des hydrocarbures totaux .....</b>	<b>226</b>

4.7.1. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer .....	226
4.7.2. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'organisme .....	228
<b>4.8. Dosage des biomarqueurs .....</b>	<b>229</b>
4.8.1. Dosage de l'activité enzymatique de l'AchE .....	230
4.8.2. Dosage de l'activité enzymatique de la GST .....	232
4.8.3. Dosage de l'activité enzymatique de la CAT .....	234
<b>5. CONCLUSION .....</b>	<b>236</b>
<b>6. RESUME .....</b>	<b>239</b>
6.1. Résumé .....	239
6.2. Abstract .....	240
6.3. ملخص .....	241
<b>7. Référence bibliographiques.....</b>	<b>242</b>

## LISTE DES FIGURES

<b>Figure 01.</b> Région Méditerranée et ces deux bassins (Occidental et Oriental) (Sea WiFS Project, 2006) .....	14
<b>Figure 02.</b> Géomorphologie de la Méditerranée (AEE, 2002) .....	14
<b>Figure 03.</b> Littoral Algérien long de 1280 km (Google-Map, 2007) .....	20
<b>Figure 04.</b> Eau de l'Atlantique entrant dans la Méditerranée et se dirigeant vers l'Est en passant par les côtes Algériennes (Millot, 1987) .....	21
<b>Figure 05.</b> Carte du Nord-Est d'Algérie montrant la localisation des sites de récolte (Collo, Skikda, Annaba, El-Kala) .....	24
<b>Figure 06.</b> Localisation des points de prélèvement (Vieille calle, El Morjane) dans le site d'El Kala .....	25
<b>Figure 07.</b> Localisation du point de prélèvement (Saint Cloud) dans le site d'Annaba .....	26
<b>Figure 08.</b> Localisation des points de prélèvement (Pikini Djedid, Ancien port, Embouchure d'Oued Saf Saf) dans le site de Skikda .....	27
<b>Figure 09.</b> Localisation des points de prélèvement (Ain doula, Ain Oum laksab) dans le site de Collo .....	28
<b>Figure 10.</b> Les différentes parties taxonomiques, selon Fauvel (1923; 1927); A: Parapodes (vue face dorsale et face ventrale). B: Segments antérieurs constituant la tête et la répartition des paragnathes sur la face dorsale et la face ventrale. C: Soie chitineuse .....	29
<b>Figure 11.</b> Méthode de récolte de la faune et flore .....	30
<b>Figure 12.</b> <i>Perinereis cultrifera</i> récolté au niveau du littoral Est Algérien (Vue dorsale; taille réelle) .....	32
<b>Figure 13.</b> Région antérieure de <i>P. cultrifera</i> ; vue dorsale (trompe dévaginée) (x 10) .....	33
<b>Figure 14.</b> Région antérieure et médiane de <i>P. cultrifera</i> , vue dorsale; montrant la métamérisation du corps (x 2,5) .....	33
<b>Figure 15.</b> Organisation d'un parapode de <i>P. cultrifera</i> (x 16) .....	34

<b>Figure 16.</b> Partie postérieure de <i>P. cultrifera</i> , vue dorsale; montrant le pygidium (x 8,5)	34
<b>Figure 17(A).</b> Traits taxonomiques d'identification de <i>P. cultrifera</i> (x 7)	35
<b>Figure 17 (B).</b> Traits taxonomiques d'identification de <i>P. cultrifera</i> , selon Fauvel (1923)	35
<b>Figure 18.</b> Coupe transversale d'un métamère de <i>P. cultrifera</i> (in Rouabah, 2003)	37
<b>Figure 19.</b> Dimorphisme sexuel chez <i>P. cultrifera</i> : Femelle (A) et mâle (B) (x 10)	39
<b>Figure 20.</b> A; la transformation somatiques chez <i>P. cultrifera</i> lors de la reproduction. B; coupe transversale d'un métamère. C; développement des parapodes)	40
<b>Figure 21.</b> Cycle de vie de <i>P. cultrifera</i> d'après (Boué & Chanton, 1974; Rouabah, 2003)	42
<b>Figure 22.</b> Présentation du cycle géologique pouvant expliquer l'origine des sédiments (Boulvain, 2007)	44
<b>Figure 23.</b> Modes de transport des particules dans un courant (Boulvain, 2007)	46
<b>Figure 24.</b> Diagramme à trois dimensions de la classification des sédiments en fonction de leur texture (Campy & Meybeck, 1995)	48
<b>Figure 25.</b> Principaux processus contrôlant le cycle des contaminants dans le milieu aquatique (Benoit, 2005), modifié d'après Förstner (1989)	51
<b>Figure 26.</b> Processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'évolution d'une nappe de pétrole en milieu marin (Bertrand & Mille, 1989)	83
<b>Figure 27.</b> Dégradation aérobie de la matière organique (Zhenpeng <i>et al.</i> , 2002)	85
<b>Figure 28:</b> Dégradation anaérobie de la matière organique (Hongwei <i>et al.</i> , 2003)	86
<b>Figure 29.</b> Les différentes formes moléculaires de l'acétylcholinestérase chez les vertébrés (d'après Massoulié <i>et al.</i> , 1999)	97
<b>Figure 30.</b> Hydrolyse de l'acétylcholine par l'acétylcholinestérase (d'après Trundle & Marcial, 1988)	98

- Figure 31.** Structure tertiaire des classes Alpha, Bêta, Delta, Thêta, Mu, Pi, Sigma, Phi et Oméga de GSTs. Les hélices alpha sont représentées par des cylindres et les feuilletts bêta par des flèches (Board *et al.*, 2000) .....102
- Figure 32.** Substrats modèles métabolisés par les glutathion S-transférases: le 1-chloro-2,4-dinitrobenzène (CDNB), le 1,2-dichloro-4-nitrobenzène (DCNB), l'acide éthacrynique (AE) et le 1,2-époxy-3-(*p*-nitrophénoxy)propane (EPNP) (d'après Beckett & Hayes, 1993) .....103
- Figure 33.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes (face dorsale; A, B, C, et face ventrale; D, E) chez *P. cultrifera* .....117
- Figure 34.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes chez *P. macropus* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; corps entier) .....118
- Figure 35.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes chez *Platynereis dumerilli* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; corps entier) .....119
- Figure 36.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes chez *Nereis falsa* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; pygidium, D; corps entier) .....120
- Figure 37.** Présentation du proposais sans paragnathes chez *Lepidonotus clava* (A et B: Partie antérieure avec la trompe dévaginée, C: Partie postérieure, D: Corps entier) .....121
- Figure 38.** Présentation du proposais sans paragnathes chez *Mysta picta* (A: Corps entier, B: Partie antérieure avec la trompe dévaginée) .....122
- Figure 39.** *Amphitrite gracilis*; corps entier (face dorsale) .....123
- Figure 40.** Espèce d'Annélide Polychète non identifiée; A: Partie antérieur (face dorsale), B: Partie postérieure (face dorsale), C: Corps entier (face dorsale) .....123
- Figure 41.** Différentes espèces associées avec *P. cultrifera* .....124
- Figure 42.** Flore des zones intertidales dans la station de Saint Cloud; A: *Corallina officinalis*, B: *Ulva lactuca*, C: *Enteromorpha linza* .....125
- Figure 43.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 .....127
- Figure 44.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey) .....128

- Figure 45.** Variations mensuelles de la taille (mm) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 .....130
- Figure 46.** Variations mensuelles de la taille (mm) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey) .....131
- Figure 47.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 .....133
- Figure 48.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey) .....134
- Figure 49.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station de Pikini Djedid en 2011 (n = 50) .....136
- Figure 50.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station d'El Morjane en 2011 (n = 50) .....136
- Figure 51.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station d'Ain doula en 2011 (n = 50) .....137
- Figure 52.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station de Saint Cloud en 2011 (n = 50) .....137
- Figure 53.** Pourcentage des individus asexués chez *P. cultrifera* récoltés de quatre stations étudiées en 2011(n = 50) .....138
- Figure 54.** Pourcentage des individus sexués chez *P. cultrifera* récoltés de quatre stations étudiées en 2011 (n = 50) .....138
- Figure 55.** Distribution des fractions granulométriques des sédiments des différents stations en Janvier 2010 (Vieille calle et d'El Morjane (El Kala), de Saint Cloud (Annaba), de l'Embouchure d'Oued Saf Saf, de l'Ancien port et de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain Oum laksab, et d'Ain doula (Collo)) .....141
- Figure 56.** Paramètres physico-chimiques (Températures °C) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; (m ± s ; n = 3) .....142
- Figure 57.** Paramètres physico-chimiques (pH) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; (m ± s ; n = 3) .....143
- Figure 58.** Paramètres physico-chimiques (O<sub>2</sub> en mg/l) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; (m ± s ; n = 3). [Classification des stations par le test de Tukey] .....144

<b>Figure 59.</b> Paramètres physico-chimiques (Salinité en mg/l) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ; $n = 3$ ) .....	145
<b>Figure 60.</b> Paramètres physico-chimiques ( $DBO_5$ en mg/l) de l'eau de mer dans les stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ; $n = 3$ ) .....	146
<b>Figure 61.</b> Courbe d'étalonnage du Cd .....	147
<b>Figure 62.</b> Courbe d'étalonnage du Zn .....	148
<b>Figure 63.</b> Courbe d'étalonnage du Cu .....	148
<b>Figure 64.</b> Courbe d'étalonnage du Fer .....	149
<b>Figure 65.</b> Courbe d'étalonnage du Pb .....	149
<b>Figure 66.</b> Teneurs moyennes (mg/g) en Fer dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012, ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey] .....	152
<b>Figure 67.</b> Teneurs moyennes (mg/g) en Zn dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey] .....	153
<b>Figure 68.</b> Teneurs moyennes (mg/g) en Pb dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey] .....	155
<b>Figure 69.</b> Teneurs moyennes (mg/g) en Cu dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey] .....	156
<b>Figure 70.</b> Teneurs moyennes (mg/g) en Cd dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey] .....	157
<b>Figure 71.</b> Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de la Vieille calle .....	157
<b>Figure 72.</b> Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'El Morjane .....	158
<b>Figure 73.</b> Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de Saint Cloud .....	158
<b>Figure 74.</b> Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de Pikini Djedid .....	159
<b>Figure 75.</b> Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de l'E. O. Saf Saf .....	159

- Figure 76.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'Ain Oum laksab .....160
- Figure 77.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'Ain doula .....160
- Figure 78.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de l'Ancien port .....161
- Figure 79.** Teneurs en Zn (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 .....164
- Figure 80.** Teneurs en Cu (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 .....165
- Figure 81.** Teneurs en Cd (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 .....166
- Figure 82.** Teneurs en Fer (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 .....167
- Figure 83.** Teneurs en Pb (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 .....168
- Figure 84.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'El Morjane (\* ; p<0,05, \*\* ; p<0,01, \*\*\* ; p<0,001) (m ± s) .....169
- Figure 85.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de la Vieille calle (\* ; p<0,05, \*\* ; p<0,01, \*\*\* ; p<0,001) (m ± s) .....170
- Figure 86.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de Saint Cloud (\* ; p<0,05, \*\* ; p<0,01, \*\*\* ; p<0,001) (m ± s) .....171
- Figure 87.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de Pikini Djedid (\* ; p<0,05, \*\* ; p<0,01, \*\*\* ; p<0,001) (m ± s) .....171
- Figure 88.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de l'E. O. Saf Saf (\* ; p<0,05, \*\* ; p<0,01, \*\*\* ; p<0,001) (m ± s) .....172

- Figure 89.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de l'Ancien port (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ) .....173
- Figure 90.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'Ain Oum laksab (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ) .....173
- Figure 91.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'Ain doula (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ) .....174
- Figure 92.** Courbe d'étalonnage des hydrocarbures totaux (ppm) .....175
- Figure 93.** Concentrations des Hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer des stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....176
- Figure 94.** Analyse en composantes principales (ACP) des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer des huit stations d'étude en Mai 2012 .....177
- Figure 95.** Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme ( $\mu\text{g/g}$ ) de *P. cultrifera* en Mai 2012 .....178
- Figure 96.** Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer et dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Mai 2012 ( $m \pm s$ ), [ANOVA à un seul facteur contrôlé ;  $p < 0,001$ ] .....180
- Figure 97.** Courbe d'étalonnage des protéines .....181
- Figure 98.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol/min/mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....183
- Figure 99.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol/min/mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....183
- Figure 100.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol/min/mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....184

- Figure 101.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....185
- Figure 102.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de Pikini Djedid en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....186
- Figure 103.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011 ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....190
- Figure 104.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Pikini Djedid en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....190
- Figure 105.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....191
- Figure 106.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....192
- Figure 107.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....193
- Figure 108.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....196
- Figure 109.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....197
- Figure 110.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....198

**Figure 111.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....199

**Figure 112.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Pikini Djedid en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) .....200

## LISTE DES TABLEAUX

<b>Tableau 01:</b> Quantité des macro-déchets accumulés à travers le monde (Bousquet, 2003).....	19
<b>Tableau 02:</b> La gamme de pH des sols selon (Le référence pédologique, 1995) .....	53
<b>Tableau 03:</b> Echelle de salinité du sol (USSL, 1981).....	53
<b>Tableau 04:</b> Classification des sols d'après leurs teneurs en calcaire, Duchauffour (1970) .....	54
<b>Tableau 05:</b> Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Solter, 1981) .....	55
<b>Tableau 06:</b> Dosage du Fer, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	75
<b>Tableau 07:</b> Dosage du Zn, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	76
<b>Tableau 08:</b> Dosage du Cu, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	76
<b>Tableau 09:</b> Dosage du Pb, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	76
<b>Tableau 10:</b> Dosage du Cd, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	76
<b>Tableau 11:</b> Evaporation approximative pour différentes catégories d'hydrocarbures (ITOPF, 1987) .....	81
<b>Tableau 12:</b> Persistance d'hydrocarbures selon diverses caractéristiques .....	91
<b>Tableau 13:</b> Effets des hydrocarbures sur certaines populations (Voinin, 1987) .....	92
<b>Tableau 14:</b> Dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage .....	108
<b>Tableau 15:</b> Différentes espèces récoltées au niveau des quatre stations (période: de Janvier 2010 à Juillet 2012) .....	115
<b>Tableau 16:</b> Variation du poids corporel (g) chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ , $n = 50$ ) .....	126
<b>Tableau 17:</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés des poids corporels chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations étudiées .....	129

<b>Tableau 18:</b> Mesures de la taille (mm) chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ , $n = 50$ ) .....	129
<b>Tableau 19:</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés de la taille chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations d'étude .....	131
<b>Tableau 20:</b> Nombre de sétigères chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ , $n = 50$ ) .....	132
<b>Tableau 21:</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés du nombre de sétigères chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les stations étudiées .....	134
<b>Tableau 22:</b> Différenciation sexuelles chez <i>P. cultrifera</i> au niveau des quatre stations d'étude durant l'année 2011 (pourcentage des individus sexués et asexués) .....	135
<b>Tableau 23:</b> Paramètres physico-chimiques des sédiments des stations étudiées en Janvier 2010; <b>pH:</b> pouvoir d'hydrogène, <b>CE:</b> Conductivité électrique, <b>MO:</b> Matières organiques, <b>CaCO<sub>3</sub>:</b> Calcaire, <b>E.O.Saf Saf:</b> Embouchure d'Oued Saf Saf, <b>A.O. laksab:</b> Ain Oum laksab, <b>A. doula:</b> Ain doula .....	139
<b>Tableau 24:</b> Répartition granulométrique des sédiments des stations étudiées en Janvier 2010; <b>A:</b> Argile, <b>LF/LG:</b> Limon fin/gros, <b>SF/SG:</b> Sable fin/gros, <b>E.O. Saf Saf:</b> Embouchure d'Oued Saf Saf .....	140
<b>Tableau 25:</b> Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer échantillonnée dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ , $n = 3$ ) .....	141
<b>Tableau 26:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la température dans les stations étudiées ( $P > 0,05$ ) .....	142
<b>Tableau 27:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de pH dans les stations d'étude ( $p > 0,05$ ) .....	143
<b>Tableau 28:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse d'O <sub>2</sub> dissous de l'eau de mer dans les stations étudiées ( $p < 0,001$ ) .....	144
<b>Tableau 29:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la salinité dans les stations étudiées ( $p > 0,05$ ) .....	145
<b>Tableau 30:</b> analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la DBO <sub>5</sub> dans les stations étudiées ( $p > 0,05$ ) .....	146
<b>Tableau 31:</b> Teneurs en métaux lourds (mg/g) dans les sédiments prélevés dans les stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm S$ ; $n = 3$ ) .....	151

<b>Tableau 32:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Fer dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	151
<b>Tableau 33:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Zn dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	153
<b>Tableau 34:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Pb dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	154
<b>Tableau 35:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cu dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	155
<b>Tableau 36:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Cd dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	156
<b>Tableau 37:</b> Analyse de la variance à deux facteurs contrôlés des teneurs en métaux lourds étudiés dans les huit stations d'étude ( $p < 0,001$ ) .....	161
<b>Tableau 38:</b> Teneurs en métaux lourds (mg/g) dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> prélevés dans les stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm S$ ; $n = 3$ ) .....	163
<b>Tableau 39:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Zn dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 ( $p < 0,01$ ) .....	163
<b>Tableau 40:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cu dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	164
<b>Tableau 41:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cd dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	165
<b>Tableau 42:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Fer dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	166
<b>Tableau 43:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Pb dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	167
<b>Tableau 44:</b> Analyse de la variance à deux facteurs contrôlés des teneurs en métaux lourds dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> en Janvier 2012 .....	168
<b>Tableau 45:</b> Concentrations des Hydrocarbures totaux dans l'eau de mer prélevée des stations d'étude en Mai 2012 ( $m \pm s$ ; $n = 3$ ) .....	175

<b>Tableau 46:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des hydrocarbures totaux dans les stations d'étude en Mai 2012 ( $p < 0,001$ ) .....	176
<b>Tableau 47:</b> Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme de <i>P. cultrifera</i> prélevée des stations d'étude en Mai 2012 ( $m \pm s$ ; $n = 3$ ) .....	178
<b>Tableau 48:</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en hydrocarbures totaux dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> , $p < 0,001$ .....	179
<b>Tableau 49:</b> Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer et dans l'organisme des individus de <i>P. cultrifera</i> de huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ , $n = 3$ ) .....	179
<b>Tableau 50:</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés des concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer et dans l'organisme de huit stations d'étude ( $p < 0,001$ ) .....	180
<b>Tableau 51:</b> Activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> récoltées au niveau des stations d'étude en 2011 (ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois); ( $m \pm s$ , $n = 3$ ), ***, $p < 0,001$ .....	182
<b>Tableau 52:</b> ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans la station d'El Morjane en 2011 .....	184
<b>Tableau 53:</b> ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans la station d'Ain doula en 2011 .....	185
<b>Tableau 54:</b> ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans la station de Saint Cloud en 2011 .....	186
<b>Tableau 55:</b> ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans la station de Pikini Djedid en 2011 .....	187
<b>Tableau 56:</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> dans les quatre stations étudiées en 2011 .....	187
<b>Tableau 57:</b> Activité enzymatique de la GST chez les femelles de <i>P. cultrifera</i> récoltées des stations d'étude en 2011, avec l'ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois; ( $m \pm s$ , $n = 3$ ) (*; $p < 0,05$ , **; $p < 0,01$ , ***; $p < 0,001$ ) .....	189

- Tableau 58:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid en 2011 .....191
- Tableau 59:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud en 2011 .....192
- Tableau 60:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'Ain doula en 2011 .....193
- Tableau 61:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'El Morjane en 2011 .....194
- Tableau 62:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans les quatre stations étudiées en 2011 .....194
- Tableau 63:** Activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des stations d'étude en 2011 (avec l'ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois) ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ), \*\*\*,  $p < 0,001$  .....195
- Tableau 64:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'Ain doula en 2011 .....197
- Tableau 65:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'El Morjane en 2011 .....198
- Tableau 66:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud en 2011 .....199
- Tableau 67:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid en 2011 .....200
- Tableau 68:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 .....201

# INTRODUCTION GENERALE

## 1. INTRODUCTION GENERALE

L'écosystème désigne l'ensemble formé par une association ou communauté d'être vivant (ou biocénose) et son environnement biologique, géologique, édaphique, hydrologique, climatique, etc... Les éléments constituant un écosystème développent un réseau d'échange d'énergie et de matière permettant le maintien et le développement de la vie (Fischesser & Dupuis-Tate, 2007).

La structure des écosystèmes, qui inclut la biodiversité, aussi les interactions interspécifiques et les facteurs abiotiques, influence le fonctionnement des écosystèmes, notamment la biomasse, la production, la stabilité et la résistance des écosystèmes aux invasions biologiques (Goudard, 2007).

La totalité des écosystèmes de la planète sont désormais affectés d'une façon ou d'une autre par le développement des sociétés et les rejets agricoles, urbains et industriels pouvant mener à de hauts niveau de pollution dans les écosystèmes marins côtiers (Smolders *et al.*, 2003; Rao *et al.*, 2007; D'adamo *et al.*, 2008). Les rejets d'origine urbaine, agricole et industrielle altèrent les communautés et affectent les organismes qui les composent (Boening, 1999; Viaroli *et al.*, 2005; Warwick, 2005). Les zones portuaires, qui comptent parmi les régions côtières les plus polluées, menacent les communautés benthiques et pélagiques (Guerra-Garcia & Garcia-Gómez, 2004).

Depuis un siècle, l'homme s'efforce d'estimer la qualité de son environnement, afin de mettre en évidence les dégâts que lui fait subir (Dethier & Dumoulin, 2004).d'après Taurquin et Crague (1994), la pollution des écosystèmes en provoquant des déséquilibres de fonctionnement à tous les niveaux.

La pollution de l'environnement (organique/minérale) est un problème d'actualité ; elle affecte pratiquement tous les écosystèmes y compris l'environnement marin, et résulte du cumul des apports anthropiques (molécules/énergie) (Livingstone, 1993; 1998) ; qui peuvent être de sources différentes : les activités liées aux pratiques agricoles, les activités industrielles ou encore les activités urbaines liées au développement des villes et des réseaux routiers, et qui engendrent des composés tels que les hydrocarbures, les polychlorobiphényles (PCB), les insecticides et les métaux lourds.

La pollution liée aux activités agricoles via l'application de produits ou substances peuvent améliorer les propriétés physico-chimiques du sol. Parmi ces apports, il est possible de distinguer: les engrais (Cd dans les engrais phosphatés) (Hamon *et al.*, 1998), les produits phytosanitaires (Cu dans la bouillie bordelaise) (Morgan & Taylor, 2004) et les lisiers (Cu, Zn, Cd) (Moore *et al.*, 2006).

La pollution industrielle qui émet dans l'environnement (Air, Sol, Eau) de nombreux ETM proviennent principalement des activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière ou des processus industriels comme le recyclage du plomb des batteries ou la fabrication de peintures. Il faut distinguer les apports diffus d'origine lointaine, des apports ponctuels localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols pouvant parcourir de centaines de kilomètres à partir de leur source avant de se déposer (Godin *et al.*, 1985; Merian *et al.*, 2004). Ces apports localisés résulteraient de rejets anthropiques liés aux activités industrielles de longue durée sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997).

La pollution urbaine regroupe les émissions atmosphériques liées au trafic routier, l'incinération des ordures ménagères (Dension & Silbergeld, 1988) et les rejets solides sous forme des composts et des boues de station d'épuration épandues dans les champs (Robert & Juste, 1999; McBride, 1995). D'après le Dictionnaire de l'environnement et selon les termes normalisés de l'AFNOR, le polluant est défini comme un altéragène biologique, physique ou chimique, qui au-delà d'un certain seuil, et parfois dans certaines conditions (potentialisation), développe des impacts négatifs sur tout ou une partie d'un écosystème ou de l'Environnement en général (Lexique français-anglais, AFNOR, 1994).

La notion de pollution appelle donc celle de contamination d'un ou plusieurs compartiments des écosystèmes (air, eau, sol), d'un organisme (qui peut être l'Homme) ou d'un groupe d'organismes, en ayant une incidence sur l'écosystème au-delà d'un *seuil* ou *norme*. La contamination peut notamment s'étendre ou se modifier via le réseau trophique (chaîne alimentaire).

La pollution des milieux aquatiques est un problème majeur tant pour la population humaine, utilisatrice des ressources en eau, que pour les populations végétales et animales pour lesquelles l'eau représente le milieu de vie. Les eaux usées qui dans de nombreux pays ne sont que peu ou pas traitées, transportent et déversent leur lot de polluants et de matière organique dans les eaux côtières favorisant ainsi l'eutrophisation et la bioaccumulation d'éléments toxiques dans les organismes marins dont le transport le long de la chaîne alimentaire représente un danger pour la santé humaine (Boening, 1999; Daby, 2006).

La pollution de l'eau peut avoir diverses origines parmi lesquelles : la pollution de l'eau par les produits phytosanitaires, par les nitrates et phosphates (eutrophisation), par les Polychlorobiphényles (PCB), par les hydrocarbures (marée noire), par les bactéries (coliformes

fécaux), par le drainage minier acide (solution minérale acide s'écoulant régulièrement d'une mine), et par les métaux lourds (Cd, Hg, Pb, Cr, etc.) (Krishna Das, 2005). Ces derniers étant le sujet qui nous préoccupe dans le présent travail. Il faudrait donc arriver à diminuer la pollution de l'eau par les usines et le drainage agricole et éviter de rejeter les déchets ménagers dans l'eau.

Les polluants persistants tels que PCB, HAP, les pesticides et métaux toxiques dans les différents compartiments de l'environnement marin sont devenus une menace majeure à la santé de l'écosystème marin dû à l'accumulation de leurs restes dans les tissus d'organismes de plusieurs espèces marines (Binelli & Provini, 2003; Holsbeek *et al.*, 1999; Sarkar, 1994; Sarkar & Everaarts, 1998; Sarkar *et al.*, 1997; Le Solé *et al.*, 2001).

Parmi les polluants des écosystèmes aquatiques, les métaux lourds constituant un problème écologique important (Rayms-Keller *et al.*, 1998). Ces métaux qui se déposent dans l'environnement aquatique peuvent s'accumuler tout au long de la chaîne alimentaire et constituer une menace pour la santé humaine. (Grimanis *et al.*, 1978; Adams *et al.*, 1992; Ermosele *et al.*, 1995). Des centaines de polluants sont déversés chaque jour dans l'environnement. Parmi eux, les métaux lourds considérés comme de polluants toxiques de l'environnement aquatique à cause de leur rémanence et leur tendance à la bioaccumulation dans les organismes aquatiques (Harte *et al.*, 1991 ; Schuurmann & Markert, 1998).

L'accumulation des métaux lourds dans ces compartiments peut résulter à la suite de sérieux changements écologiques. L'une des causes sérieuses de leur persistance est la bioamplification de ces métaux dans la chaîne alimentaire (Unlu & Gumgum, 1993). Les métaux tels que le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et le plomb (Pb), sont transférés à travers le milieu aquatique aux poissons, à l'homme et autres animaux piscivores, entraînant des impacts sur l'environnement et la santé humaine (Chen *et al.*, 2000 ; Altindag *et al.*, 2005).

Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industrialisés, en raison de leurs développements industriels plus importants. Bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans la plupart des pays africains, on y observe une prise de conscience croissante sur la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement (Rashed, 2001; Chale, 2002; Okwonko & Mothiba, 2005; Assonye *et al.*, 2007).

L'impact de ces ETM sur la densité, l'activité et la diversité des organismes a déjà été largement mené et s'est traduit globalement par des effets délétères sur la composante faunistique

du sol ainsi que par une capacité d'adaptation de certains organismes à ces substances toxiques (Lejon *et al.*, 2007; Lejon *et al.*, 2010).

Certaines activités humaines représentant une principale source d'hydrocarbures dans le milieu hydraulique. Environ 10 millions de tonne d'hydrocarbures sont déversés annuellement en mer (Ramade, 2000) par:

- \* les pétroliers au cours des opérations de déballastage;
- \* les navires qui nettoient leurs soutes et rejettent des huiles usées;
- \* lors de l'exploitation du pétrole off-shore quand sont rejetés à la mer les eaux de gisement;
- \* les raffineries et les industries pétrochimiques installées dans les zones portuaires;
- \* les cours d'eau comme les fleuves et les oueds peuvent drainer les hydrocarbures résiduels de nombreuses activités terrestres auxquels s'ajoutent les retombés atmosphériques (Le Lourd, 1976).

Ajoutons que, les résidus pétroliers peuvent causer d'importants dégâts par leur action purement physique en recouvrant totalement la faune et la flore benthique et en supprimant leurs transferts alimentaires ou d'oxygénation (Michel, 1976).

Le phénomène de pollution par les hydrocarbures a une importance de plus en plus grande sur les plans environnemental, sanitaire et économique. Cette pollution peut avoir un impact soit direct ou indirect, sur la santé humaine et l'équilibre des écosystèmes aussi bien marins que continentaux. La qualité des sols peut également en être altérée ( Mbonigaba *et al.*, 2009). Les effets dévastateurs de l'industrialisation pétrolière et leur impact ont été évalués sur l'environnement. En effet, de nombreux dégâts réels ont été constatés lors d'accidents (fuite de pétrole....etc), de rejets ou de déversements volontaires, pouvant entraîner des catastrophes écologiques irréversibles (Soltani, 2004).

Il est donc nécessaire de trouver des outils capables d'aborder de manière aussi globale et intégrée que possible ces problèmes, dans le souci d'améliorer les connaissances et le contrôle des phénomènes mis en cause. L'évaluation de la pollution par les hydrocarbures moyennant les analyses quantitatives et qualitatives s'avère très onéreuse bien qu'elle soit indispensable en fournissant des données physicochimiques quantifiées. De plus, ces analyses ne permettent pas de connaître l'impact de ces polluants sur le milieu vivant. Néanmoins, ces mesures permettent de connaître la

pollution et de mesurer les concentrations des polluants présents ont en mesurant les effets (Greene *et al.*, 2000).

Depuis l'accident de l'Erika de nombreux laboratoires ont décidé d'étudier les effets d'une contamination par hydrocarbures d'espèces marines appartenant à différents niveaux trophiques (Bocquené *et al.*, 2004; Budzinski *et al.*, 2004; Davoodi & Claireaux, 2007; Geffard *et al.*, 2004; Tronczynski *et al.*, 2004).

Le constat établi en Algérie, a documenté qu'au cours des dernières décennies les zones côtières ont été le théâtre d'un développement accéléré et une pression démographique très importante. Environ 45 % de la population est concentrée sur une bande très étroite du littoral, en particulier dans les zones industrielles et portuaires, comme Alger, Oran, Annaba, Arzew, et de Skikda (Grimes, 2003). Selon le même auteur, la densité de la population au niveau des villes côtières est de 281 habitants au km<sup>2</sup> par rapport à la densité de la population nationale, qui est de 12,2 habitants au km<sup>2</sup>.

Cette pression démographique qui augmente d'une année à l'autre s'accompagne inévitablement de répercussions sur l'environnement, en général, et sur le milieu marin, en particulier, entraînant ainsi des problèmes de contamination des écosystèmes aquatiques impliquant de nombreux produits chimiques dont des éléments métalliques rejetés par les industries, l'agriculture et les communautés urbaines (Grimes, 2005; Grimes *et al.*, 2010).

Compte tenu des limites présentées par les analyses physicochimiques, il est nécessaire de faire appel à des moyens biologiques pour surveiller les effets de ces polluants. Le recours aux microorganismes présente l'intérêt d'observer la vie sous ses différentes formes et permet de servir, dans les conditions de perturbation, de signal d'alarme. Le développement de la bio-indication ouvre ainsi la voie à une surveillance écologique plus large intégrant les effets sur l'environnement grâce à des organismes sentinelles (Garrec & Van Haluwyn, 2002).

La biodisponibilité d'un xénobiotique dépend des caractéristiques du sédiment (granulométrie, teneur en matière organique, potentiel redox etc.), des propriétés physico-chimiques du composé (spéciation) et de l'organisme lui-même (habitat, mode alimentaire) (Förstner & Wittman, 1979; Landrum & Robbins, 1990). Divers xénobiotiques sont encore introduits dans le milieu aquatique, ils s'accumulent au niveau des sédiments qui constituent alors de véritables réservoirs des contaminants (Gagnon & Fisher, 1997; De Mora, 1999; Bernes, 2000; Griscom *et al.*, 2000; Chapman & Wang, 2001).

Le long du littoral marin, les estuaires représentent des écosystèmes originaux. De salinité très variable, ces milieux sont très souvent fortement perturbés par les activités humaines, leur confinement les transformant en zones particulièrement sensibles. Les importants dépôts de sédiments d'origine tellurique ou marine qui s'opèrent à leur niveau entraînent, par des processus de précipitation et d'adsorption, une accumulation de matière organique et de nombreux polluants (métaux lourds, hydrocarbures, pesticides, polychlorobiphényles).

Ces sédiments contaminés peuvent alors présenter un risque d'intoxication aiguë/chronique pour les nombreuses espèces qui peuplent ces milieux et entraîner des effets négatifs pour les espèces les plus sensibles (Glémarec & Hily, 1981; Bellan, 1984, 1985; Glémarec, 1985; Blandin, 1986; Lacaze, 1993).

Les organismes aquatiques utilisés comme bioindicateurs (les algues, les invertébrés, et les vertébrés), sont considérés comme des indicateurs biologiques de la pollution et doivent répondre aux critères suivant la pertinence, la fiabilité, la robustesse, la sensibilité, et la reproductibilité (Philips & Rainbow, 1994; Lagadic *et al.*, 1997).

Les espèces benthiques sont exposées directement aux contaminants adsorbés sur la phase particulaire, mais aussi à ceux qui sont dissous dans l'eau interstitielle et dans l'eau à l'interface eau-sédiment. De nombreux bioessais permettent d'évaluer les effets des sédiments marins contaminés vis à vis des organismes benthiques, tels que les amphipodes, les polychètes, les copépodes et les bivalves (Chapman & Morgan, 1983; Carr *et al.*, 1989; Swartz *et al.*, 1979, 1982, 1985, 1988, 1989; ASTM, 1992; Becker *et al.*, 1990; Long *et al.*, 1990; Eertman *et al.*, 1993; Burgess & Morrison, 1994; Long & Wilson, 1997; Matthiessen *et al.*, 1998).

Les polychètes sont les taxons les plus abondants des communautés benthiques et ont souvent été la plupart utilisés comme espèces indicatrices de la condition environnementale. Les Polychètes vivent dans les sédiments ou attachés aux surfaces dures et durant le transport des larves sur de longues distances alors que les adultes sont relativement inertes. Cette immobilité relative assure l'exposition chronique à toutes matières toxiques dans l'environnement (Papageorgiou *et al.*, 2006).

De nombreuses espèces d'annélides polychètes ont été largement utilisées pour apprécier le degré de contamination des écosystèmes marins et estuariens. Quarante-huit espèces appartenant à vingt familles différentes ont servi de modèle pour estimer les effets des polluants métalliques et/ou organiques (Reish & Gerlinger, 1997).

La famille des Nereididae est l'une des familles les plus diverses avec 43 genres et 535 espèces (Hutchings *et al.*, 2000). Ils présentent une large répartition géographique et écologique, dans presque tous les habitats marins côtiers, estuariens et d'eau douce (Wilson, 2000; Gözler *et al.*, 2009) ; sédentaires ou bien errantes, ils vivent habituellement dans les sédiments ou à des substrats durs, ce qui garantit une exposition chronique aux polluants.

Les Nereididae ainsi que d'autres familles de polychètes, de par leur forte biomasse, jouent un rôle fondamental dans l'écologie et le fonctionnement des communautés benthiques (Hutchings, 1998; Giangrande *et al.*, 2005) et des systèmes qui habitent (Gillet *et al.*, 2008). Les polychètes constituent également la source alimentaire importante pour de nombreux oiseaux et poissons benthiques (Scaps *et al.*, 2002), et sont largement utilisés en tant qu'appât pour la pêche sportive et professionnelle (Fidalgo & Costa, 1999; Batista *et al.*, 2003) et aliment pour l'aquaculture (Olive, 1999).

*Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), est un annélide polychète qui fait partie de la famille des Néréidés, en vue de sa large répartition géographique et écologique, il a servi de modèle pour estimer les effets des polluants métalliques et organiques.

Actuellement les scientifiques et les gestionnaires de l'environnement envisagent des concepts plus spécifiques de biosurveillance de l'environnement marin reposant sur l'étude de la réponse biologique par la mesure de biomarqueurs chez des espèces bioindicatrice de pollution (Bouzeraa *et al.*, 2004).

La surveillance de la qualité de l'environnement peut se faire à l'aide principalement de quatre méthodologies :

- par une détermination de la composition floristique et faunistique du milieu (ce seront les indices de qualité)
- par la détection et la quantification des polluants dans les organismes (les organismes bioaccumulateurs)
- par la détection et la quantification des polluants dans les milieux physiques (eaux et sédiments)
- par le suivi de la modification de certains paramètres biologiques (les biomarqueurs ) (Amiard *et al.*, 1998).

La notion de biomarqueur est apparue et désigne les changements biochimiques, physiologiques et histologiques chez les organismes susceptibles d'être utilisés comme organisme sentinelle pour estimer soit l'exposition à des contaminants, soit les effets induits par la pollution (Lagadic *et al.*, 1997). Cependant, un biomarqueur se définit comme changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à au moins une substance chimique à caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997; Galloway & Depledge, 2001; Van der Oost *et al.*, 2003).

Classiquement ; on distingue les biomarqueurs d'exposition, témoins de la simple pénétration du polluant dans l'organisme, des biomarqueurs d'effets qui montre que la substance a eu un effet, toxique ou non, sur une cible critique (Baturu, 1995; Coeurdassier, 2001). Les biomarqueurs mesurent l'interaction entre un système biologique et un agent environnemental. Ils peuvent être chimiques, physiques ou biologiques (Who/IPCS, 1993).

Parmi ces biomarqueurs, on peut citer, les enzymes de biotransformation comme la glutathion S-transférase (GST) (Stien *et al.*, 1998), les paramètres du stress oxydatif tels que le glutathion (GSH) (Souissi *et al.*, 2008), la superoxide dismutase (SOD) (Orbea *et al.*, 2000), la catalase (Stegeman *et al.*, 1992), la glutathion peroxydase (GPX) (Halliwell & Guetteridge, 1999), la peroxydation lipidique (Dotan *et al.*, 2004), la Métallothionéine (Viarengo *et al.*, 2000), les protéines de choc thermique (HSP) (Tiebskorn *et al.*, 1997; Minier *et al.*, 1999), les paramètres hématologiques (Van der Oost *et al.*, 2003), les paramètres immunologiques (Harford *et al.*, 2006), les paramètres endocriniens comme la vitellogénine (Hink *et al.*, 2007), les paramètres neuromusculaires tels que l'AcChE (Kavitha & Venkateswara, 2007) et les paramètres génotoxiques (Winzinger *et al.*, 2007).

D'après Cajaraville *et al.* (2000), la glutathion S-transférase est l'enzyme dont l'activité est la plus utilisée comme biomarqueur de substances organiques, surtout chez les mollusques où l'activité EROD n'est pas mesurée. Des auteurs montrent que les glutathions S-transférases sont impliquées dans la détoxification de nombreux polluants chimiques: Hydrocarbures, insecticides organochlorés et PCB (Monod *et al.*, 1988; George, 1994).

Les catalases sont des hémoprotéines tétramériques qui, avec un atome de fer par sous-unité, ont une masse d'environ 240 KDa. Elle sont sensibles à certains contaminants inducteurs de stress oxydatif au niveau des membranes cellulaires, comme les HAP, PCB ou certains pesticides (Livingstone, 1993) et les métaux (Labrot *et al.*, 1996).

Cependant, les résultats sont parfois contradictoires *in vivo*, certains auteurs montrent une induction de l'activité (Di Giulio *et al.*, 1989, 1993), d'autres une inhibition (Labrot *et al.*, 1996). Une

des hypothèses retenue est que cette activité enzymatique serait très sensible aux facteurs environnementaux d'origine anthropique ou naturelle (Pellerin-Massicote, 1994) et pourrait résulter d'un équilibre fragile entre induction et inhibition par les composés à cycle redox. Les principaux systèmes de défense antioxydante ont été mis en évidence chez les invertébrés aquatiques (Winston & Di Giulio, 1991; Lemaire & Livingstone, 1993).

L'Acétylcholinestérase (AChE) est une enzyme vitale pour le bon fonctionnement des systèmes sensorielles, et neuromusculaires, son inhibition a été largement utiliser pour témoigner l'exposition aux composés neurotoxiques spécifiquement les pesticides organophosphorés et carbamates qui l'inhibent de façon irréversible ( Fossi *et al.*, 2001; Futon & Key, 2001), cependant plusieurs études effectués confirment qu'elle est également sensible aux métaux (Bocquené *et al.*, 1997; Dellali *et al.*, 2001), ainsi qu'aux mélanges d'hydrocarbures (Payne *et al.*, 1996).

Le milieu marin côtier, largement exploité pour ses richesses économiques (pêche, mariculture) et touristiques, subit de nombreuses pollutions provenant de rejets directs (effluents urbains et industriels, déversements de pétrole...) et indirects (apports fluviaux et atmosphériques) (Rudolph A. & Rudolph M-I., 1999; Fossi, 2000).

La zone méditerranéenne a été classée par le PNUE comme l'une des cinq régions du monde où les problèmes environnementaux sont les plus graves (Ramade, 1993), alors que la mer Méditerranée est classée parmi les sept mers les plus menacées (Boudouresque, 1996). Avec une surface excédant trois millions de km<sup>2</sup>, la Méditerranée représente la plus vaste mer fermée du monde. De contours très sinueux, ses côtes s'étendent sur plus de 40000 km (Ramade, 2002). Même si la Méditerranée, ne représente que 0,7 % des mers du globe, elle compte plus de trois cent ports et supporte 30 % du commerce maritime mondial et 20 à 25 % du transport international de pétrole: la ligne pétrolière la plus importante, avec environ 90 % du trafic pétrolier total de la région, relie le Canal de Suez en Egypte avec Gibraltar; en passant par la Sicile et Malte, puis elle suit les côtes Tunisiennes, Algériennes et Marocaines (Abousamra, 2005).

La frange côtière Algérienne subit directement l'influence d'une pression démographique sans cesse croissante, une concentration industrielle importante, un trafic maritime et des activités portuaires intenses. A tout cela s'ajoute l'apport des bassins versants des plus importants cours d'eau qui drainent vers la mer les eaux usées engendrées par les activités humaines terrestres (Grimes *et al.*, 2004 in Bentis & Bouziani, 2006).

Le golfe d'Annaba reçoit des apports en eaux douces par le biais de deux oueds importants, dont oued Mafrag qui ramène des éléments très riche en composés organiques et minéraux, et oued

Sybose qui véhicule des rejets d'origine agricole, domestique et industrielle (Khélifi *et al.*, 2006; Ounissi, 2007), de plus la zone reçoit d'autres rejets des effluents urbains (Khammar, 2007), et industrielles de plusieurs usines installées sur la côte (Saker, 2007).

L'Algérie, pays producteur de sources énergétiques fossiles (gaz et pétrole), est fortement soumise aux divers polluants hydrocarbonés. La ville de Skikda demeure l'un des exemples les plus illustratifs de la pollution par les hydrocarbures du pays. En effet, Skikda est dotée d'une plate forme industrielle vouée à la pétrochimie et qui constitue la principale source de pollution hydrocarbonée et de la pollution métallique.

Dans le programme de la surveillance de la qualité des eaux des travaux ont été consacrés à l'impact des xénobiotiques sur les espèces marines, une étude pour évaluer l'effet du stress environnemental sur la biodiversité de cette espèce, à déceler les effets de la pollution sur les contenus biochimiques en protéines, les paramètres morphologiques, et l'effet sur l'activité enzymatique de l'AChE chez les femelles de *P. cultrifera* (Gasmi, 2010). Boucenna (2011), a examiné l'effet du stress environnemental sur le système de détoxification chez *P. cultrifera* dans la région de Skikda et El-Kala.

Divers travaux effectués sur *Perinereis cultrifera* ont surtout été d'ordre écologique et éthologique (Marcel, 1962; Boisseau, 1962) et moins d'ordre génétique ; à travers une enquête réalisée dans les régions de Skikda et El-Kala, à étudier le cycle de vie de *Perinereis cultrifera*, à comparer des paramètres biométriques des deux populations de *Perinereis cultrifera* récoltées sur le littoral Est Algérien (Younsi, 2006 ; 2014).

Une autre étude a été réalisée sur la biologie des deux espèces d'Annélides Polychètes (*P. cultrifera* et *Nereis falsa*) récoltées à Skikda et à El-Kala (Allouti, 2011), aussi un autre comparatif a été effectué entre les sites d'El-Kala et d'Annaba évaluer l'impact de la pollution marine sur *P. cultrifera* (Tayebi & Malaoui, 2012). Cette ci représente une continuité à plusieurs études réalisés durant les dix dernières années au niveau de la côte algérienne (Boutiba *et al.*, 2003; Dermeche *et al.*, 2006; Belhouari *et al.*, 2011). Cependant, la plupart de ces travaux se limitaient généralement à l'utilisation d'une seule approche telle que le dosage des polluants, l'étude des biomarqueurs, les bio-essais ou les indices biotiques.

L'objectif de ce travail est d'établir un bilan de la qualité du milieu marin en étudiant des paramètres physico-chimiques des eaux côtières, des indices biologiques (biométrique), et l'estimation des teneurs et de la biodisponibilité des hydrocarbures et des métaux lourds chez l'espèce étudiée.

Notre travail a été réalisé sur huit stations ( Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, Pikini Djedid, Saint Cloud, Ain doula, Ain Oum laksab) distribuées dans quatre sites du littoral Est Algérien, Skikda, Annaba, Collo choisis comme des sites contaminés par différents polluants métalliques et organiques, et El-Kala comme site de référence, pour faire une évaluation globale de la qualité de l'eau de mer.

Cette étude a permis la détermination d'une évaluation chimique par le dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer, et au niveau d'un organisme d'une espèce bioindicatrice de la pollution (*P. cultrifera*), du dosage des métaux lourds dans les sédiments et dans le corps de l'individu récolté au niveau des différents sites d'étude, d'une évaluation biologique en suivant l'effet de ces contaminants sur l'évolution et la biodiversité des annélides polychètes au niveau des sites étudiés, et sur la morphologie et la physiologie de l'espèce, en étudiant les variations mensuelles du poids, de la taille, la différenciation sexuelle, et surtout les modifications biochimique en évaluant l'activité enzymatique de la GST, la Catalase, et de l'activité spécifique de l'AchE.

L'analyse statistique a été réalisée par un logiciel (Minitab16.fr), pour faire une comparaison entre les résultats obtenus dans le même site entre les stations choisis, et la comparaison entre les huit stations des sites étudiés.

MATERIEL  
ET  
METHODES

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Présentation de la mer Méditerranée

La mer Méditerranée est un bassin fermé relié à l'Océan atlantique par le seuil étroit du détroit de Gibraltar (Figure 01). Elle couvre une superficie d'environ 2,5 millions de km<sup>2</sup>, s'étend d'est en ouest sur approximativement 3800 km et la distance nord-sud maximale entre la France et l'Algérie est d'environ 900 km.

Le détroit de Gibraltar est un seuil large de 14 km et profond de 300 m. la Méditerranée est aussi reliée à la mer Noire par le détroit des Dardanelles dont la largeur maximale n'est que de 7 km avec une profondeur moyenne de 55 m. la liaison avec la mer Rouge se fait par le canal de Suez. La Méditerranée est divisée en deux bassins principaux, Occidental et Oriental, séparés par le canal de Sicile d'environ 150 km de large avec une profondeur maximale de 400 m. la mer Adriatique peut être également considérée comme une zone séparée située au Nord du détroit d'Otrante (Fredj & Menardi, 2001).

La Méditerranée Occidentale comprenant 3 secteurs (Fredj & Menardi, 2001):

- Le secteur septentrional au Nord d'une ligne joignant le delta de l'Ebre à Piombino en Italie. Ce secteur comprend la mer Catalane, le Golfe du Lion, les côtes de Provence et la mer Ligure.

- Le secteur central comprenant, d'une part, la côte espagnole de Motril au delta de l'Ebre, les îles Baléares, la Corse, la Sardaigne, la Sicile et la côte italienne de Piombino au golfe de Tarente.

- Le secteur méridional qui comporte les côtes Nord-Africaines de la frontière Algér-Marocaine au cap Bon.

- L'Adriatique subdivisée en : Haute-Adriatique moyenne, et le Basse-Adriatique qui s'étend sur la côte italienne de Bari au cap Leuca.

La Méditerranée Orientale avec également trois secteurs distincts:

- Le secteur septentrional au Nord d'une ligne allant du cap Doro d'Eubée à Antipsara, incluant la mer Égée.

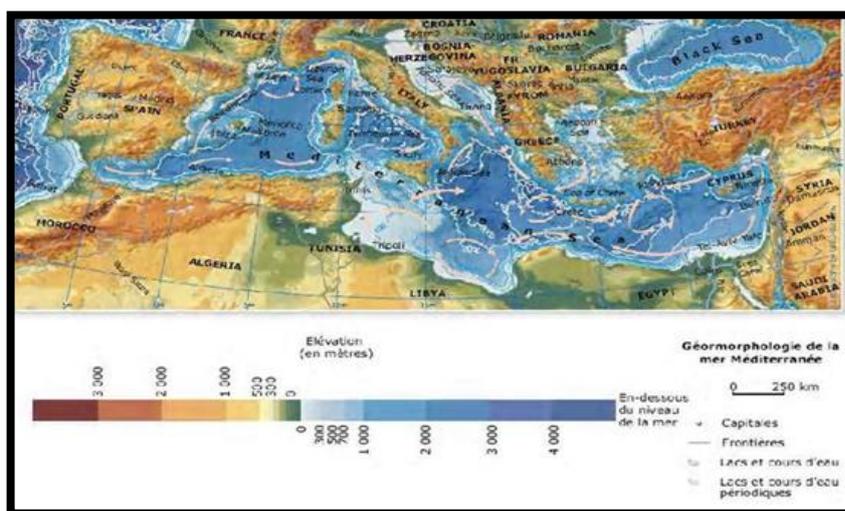
- Le secteur central comprenant les côtes d'Asie mineure, l'archipel Grec et les côtes de la Grèce.

- Le secteur méridional allant cap Bon (Tunisie) à la Syrie (Fredj & Menardi, 2001).



**Figure 01.** Région Méditerranée et ces deux bassins (Occidental et Oriental) (Sea WiFS Project, 2006).

La Méditerranée est caractérisée par une géomorphologie complexe qui est illustrée schématiquement dans la Figure 02.



**Figure 02.** Géomorphologie de la Méditerranée (AEE, 2002).

La population des états côtiers Méditerranéens, était de 246 millions en 1990 et de 450 millions en 1997. Actuellement, un tiers de la population Méditerranéenne est concentrée dans les régions côtières. Le plan Bleu pour l'environnement et le développement en Méditerranée estime que la population devrait atteindre 600 millions en 2020, et peut être même 700 millions à la fin du 21<sup>ème</sup> siècle. De plus, la distribution de la population varie très fortement entre les pays Méditerranéens du Nord et ceux du Sud en 1950, le Nord regroupait deux tiers de la population totale alors

qu'aujourd'hui, il ne représente plus que 50 % et pourrait même n'en compter, peut-être, plus qu'un tiers en 2025 et un quart en 2050(FAO Fishstat, 2002).

En outre, la région Méditerranéenne est la plus grande région touristique au monde avec un tourisme au caractère fortement saisonnier qui se concentre de plus en plus sur les côtes nord-ouest. D'après le Plan Bleu, le nombre de touristes dans les pays méditerranéens ira en augmentant et passera de 260 millions (dont 135 millions dans les régions côtières) en 1990 à 440-655 millions (dont 235-355 millions dans les régions côtières) en 2025 (FAO Fishstat, 2002).

### **2.1.1. Bathymétrie**

La bathymétrie de Méditerranée détermine la répartition de ressources biologiques marines, ainsi que leur abondance. Les principales tranches bathymétriques retenues sont les suivants (Fredj & Menardi, 2001) :

- Supérieur à 0
- 0 à 50 mètres
- 51 à 100 mètres
- 101 à 150 mètres
- 151 à 200 mètres
- 201 à 300 mètres
- 301 à 500 mètres
- 501 à 1000 mètres
- 1001 à 2000 mètres
- 2001 à 5121 mètres

La première permet de caractériser les espèces marines tolérant une émergence temporaire ou prolongée. Les quatre suivantes, de faible amplitude, ont été introduites en raison des particularités du plateau continental méditerranéen, généralement assez restreint, et de la position de la flexure fréquente vers 150 mètres. Les organismes du début de la pente continentale peuvent être isolés puisque celle-ci est découpée en deux parties. Enfin, à partir de 500 mètres, les tranches sont beaucoup plus larges, la faune bathyale paraissant assez homogène (Fredj & Menardi, 2001).

### **2.1.2. La biodiversité**

La faible productivité biologique des eaux Méditerranéennes comparée à celle d'autres zones situées ailleurs est bien connue. Ce caractère oligotrophique de la mer Méditerranée fait l'objet de discussions depuis déjà plusieurs années. En fait, malgré sa nature oligotrophique, les taux de production primaire rapportés pour le bassin sont comparables aux valeurs rapportées pour le reste du monde (FAO Fishstat, 2002). Ce fait peut être expliqué par la présence de toute une série de mécanismes augmentant la fertilité à certaines époques de l'année en liaison avec les structures hydrographiques. En outre, la production est positivement influencée par des taux modérés d'apports de substances nutritives, même si ces apports peuvent aussi aboutir à des effets négatifs près des côtes où ils peuvent endommager les habitats et influencer sur la biodiversité.

En ce qui concerne la biodiversité, la mer Méditerranée, qui représente seulement 0,8 % de la superficie et moins de 0,25% du volume des océans dans le monde, renferme environ 7 % de la faune marine mondiale connue et 18 % de la flore marine mondiale dont 28 % sont endémiques. En tout, de 10 000 à 12 000 espèces marines (avec 8500 espèces de faune macroscopique) ont été recensées en Méditerranée et ont fait l'objet d'une description scientifique valide. En Méditerranée, il existe 694 espèces décrites de vertébrés marins. Plus de 500 d'entre elles sont des poissons dont l'identification comporte une description scientifique valide et 363 de ces espèces sont concernées par la pêche.

Le guide régional pour la Méditerranée de la FAO couvre les espèces du principal groupe de ressources marines trouvées en Méditerranée. Ce guide comprend des informations sur 530 espèces de poissons (3 agnathes, 86 poissons cartilagineux et 441 poissons osseux), 5 tortues, 21 mammifères marins et 340 Invertébrés (62 crustacés, 104 bivalves, 94 gastéropodes, 53 céphalopodes et 27 appartenant à d'autres groupes) (FAO Fishstat, 2002).

### **2.1.3. La pollution du bassin Méditerranéen**

La Méditerranée a toujours été un carrefour de civilisation et de cultures, actuellement elle est l'une des mers les plus polluées du monde. De plus, elle est sillonnée par 50 % de la circulation maritime mondiale (Bousquet, 2003).

Du fait de son grand volume d'eau, elle présente une grande capacité d'absorber la pollution, cependant les grandes quantités de résidus déversés ne peuvent pas être assimilées dans les zones côtières (Fontaine, 1976; Larbi Bouguerra, 1985). Les zones les plus peuplées du bassin Nord-Ouest (d'Ebre en Espagne à l'Arno en Italie) sont parmi les plus affectées par cette pollution (GIMP, 1973).

Les milieux marins en Afrique du Nord recèlent d'importantes ressources biologiques qui conservent encore un important pouvoir de régénération même si l'état est critique en Méditerranée.

Malgré sa grande biodiversité, ce milieu marin est menacé par plusieurs sources de pollution et de dégradation tels que l'urbanisation, le tourisme, les transports maritimes, les activités industrielles et agricoles et enfin la pêche. Les problèmes posés à l'environnement marin du bassin méditerranéen sont divers (Fontaine, 1976 ; Larbi Bouguerra, 1985).

Les herbiers marins particulièrement les plus posidonies, indice de bonne santé du milieu, sont en voie de régression alarmante.

La diminution importante des captures du précieux corail rouge (*Corallium rubrum*) des parties les plus profondes des plateaux et des talus continentaux au début des années 90 et des éponges au sud et à l'Est de la Méditerranée.

L'utilisation d'engins de pêche prohibés et en faible profondeur qui raclent le fond et l'appauvrissent en espèces vivantes de même que les petits maillages de certains filets empêchent les petits individus de croître. Menace des côtes occasionnée par certains aménagements peu ou mal étudiés préalable.

Les composés organochlorés qui entrent dans la composition de certains pesticides sont peu ou non biodégradables, ils s'accumulent dans tout l'environnement et leur bioconcentration s'accroît le long de la chaîne alimentaire.

La comparaison des taux de métaux lourds dans des animaux marins en provenance de différentes régions, peut rendre compte de l'effet de la proximité des sites étudiés par rapport à des points de rejets industriels spécifiques.

La pollution par les hydrocarbures, en Méditerranée est liée au trafic maritime, aux installations portuaires et industrielles (raffineries....) et aux rejets urbains (85 % des eaux non traitées y sont directement déversées) où près de 2 millions de tonnes de pétrole sont déversées chaque année, ce qui correspond au tiers de ce qui est déversé dans le monde entier.

Ces déversements proviennent des différentes étapes dans le transport du pétrole, du chargement et déchargement, ainsi qu'au nettoyage des réservoirs des pétroliers sans les précautions nécessaires. La plus part des transports d'hydrocarbures en Méditerranée (90 %) s'effectue de Suez à Gibraltar, en passant entre la Sicile et Malte, et le long des côtes de Tunisie, de l'Algérie et du Maroc. Le reste du trafic se répartit en Méditerranée occidentale, entre Gènes, Livourne, Marseille et Barcelone.

En Méditerranée, 370 Millions de tonnes d'hydrocarbures transitent annuellement, et chaque jour, 250 à 300 pétroliers croisent en Méditerranée. Or la flotte pétrolière ne cesse de vieillir. L'âge moyen d'un pétrolier est de quinze ans et six mois, et 56 % des gros tankers ont plus de vingt ans (Bousquet, 2003).

La tendance est donc à utiliser, le plus longtemps possible, les bateaux dont la valeur marchande est proche du coût de la ferraille (CSESN, 2000). Ce sont globalement 2000 navires de plus de 100 tonnes présents sur la mer ou au port, et 220 000 navires marchands de plus de 100 tonnes qui traversent la Méditerranée chaque année. La densité de trafic est donc déjà importante (30 % du volume mondial de transport maritime commercial, et 28 % du trafic mondial de transport pétrolier maritime y transitent actuellement). Les experts indiquent que le trafic prévisible de fret, tous produits confondus, va quasiment quadrupler d'ici 2025 (Bousquet, 2003).

Les macro-déchets (bouteilles de plastique, déchets de toute nature ...) constituent un danger pour diverses formes de vie et entravent la beauté du paysage côtier. La quantité de ces macro-déchets est extrêmement élevée, puisqu'elle est estimée à 175 millions d'unités sur la zone côtière, et 300 millions sur l'ensemble du bassin, soit une densité par hectare de 19,3 débris sur le plateau continental (tableau 01). La Méditerranée est devenue, par endroit, une véritable décharge publique.

**Tableau 01:** Quantité des macro-déchets accumulés à travers le monde (Bousquet, 2003).

Quantité de macro-déchets accumulés (en nombre)	
Mer du Nord	150 Millions
Golfe de Gascogne	50 Millions (0 à 200 m)
Méditerranée N.O.	175 Millions (0 à 200 m) 300 Millions (Bassin)
Adriatique	40 Millions (0 à 200 m)

Enfin, il faut préciser que l'activité humaine dans les régions du pourtour de la mer Méditerranée exerce un fort impact sur l'environnement. La concentration de la population et des activités humaines tout autour du bassin Méditerranéen constituent d'importantes menaces pour les écosystèmes côtiers et les ressources. Ces activités influent sur la structure et la fonction des écosystèmes naturels, la qualité et la quantité des ressources naturelles, les zones côtières et le paysage naturel. Ces impacts sont la conséquence de la construction et de l'exploitation d'installation pour les activités humaines, de la très forte concentration de population et du développement des activités humaines accroissant la demande en ce qui concerne ces installations et la question de l'élimination des déchets (FAO/Fishstat, 2002).

## 2.2. Caractéristique du littoral Algérien

L'Algérie dispose d'un littoral d'environ de 1550 km, de la frontière Algéro-marocaine à l'ouest à la frontière Algéro-tunisienne à l'Est, comme le montre la Figure 03, ce littoral est caractérisé par un plateau continental réduit à l'exception dans la région de Ghazaouet (Wilaya de Tlemcen) à l'extrême ouest et la région d'El Kala (Wilaya d'El Tarf) à l'extrême est (in Zeghdoudi, 2006).



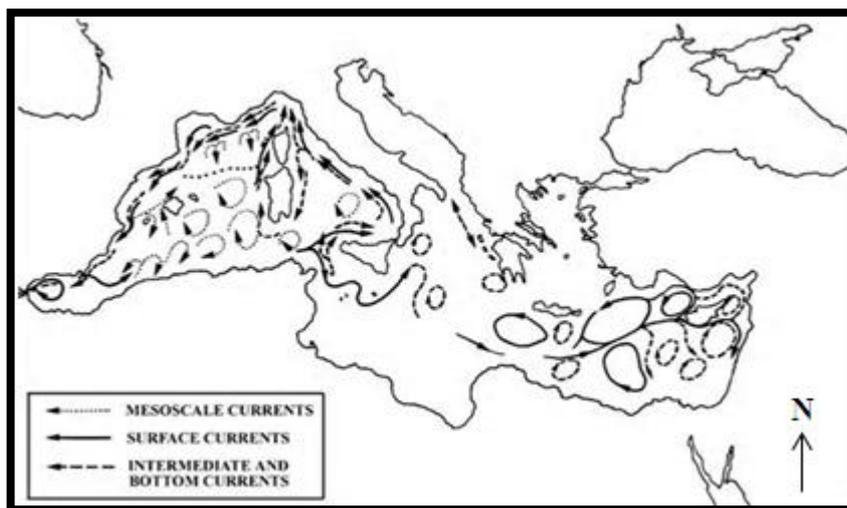
**Figure 03.** Littoral Algérien long de 1280 km (Google-Map, 2007).

### 2.2.1. Circulation des eaux le long des côtes Algériennes

Le flux d'eau d'origine atlantique venant du détroit de Gibraltar vient rejoindre les côtes Algériennes aux environs d'Oran (ouest algérien) vers  $0^{\circ}$  d'où la grande influence du courant Atlantique sur la côte oranaise. Ce courant turbulent prend la dénomination de courant Algérien à cause de son caractère spécifique d'écoulement le long des côtes Algériennes (Millot, 1985).

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

Le long des côtes algériennes, l'eau atlantique modifiée décrit un écoulement plus ou moins stable avant de se diviser en deux branches. Dans le bassin algérien, l'eau atlantique modifiée pénétrerait (Millot, 1987; Benzohra, 1993) sous forme d'une veine de courant étroite qui donne naissance à des méandres et tourbillons côtier associés à des upwellings (Taupier-Letage & Millot, 1988). Ces derniers favoriseraient une forte productivité biologique et par conséquent, augmentation des capacités trophiques du milieu (Figure 04).



**Figure 04.** Eau de l'Atlantique entrant dans la Méditerranée et se dirigeant vers l'Est en passant par les côtes Algériennes (Millot, 1987).

### 2.2.2. Sédimentation marine

Les différents domaines de la marge algérienne, sont le siège d'une sédimentation plus ou moins importante et différenciée tant dans l'espace que dans le temps. On distingue six faciès sédimentaires (Bakalem, 2004) ; les graviers sableux, les sables graveleux, les sables graviers légèrement envasés, les sables graveleux, les sables envasés graveleux et les vases pures réduites.

### 2.2.3. Température et salinité des eaux littorales

Les courants constituent les mouvements les plus puissants et les plus continus qui affectent les eaux marines. En surface, l'eau du courant algérien est présente tout le long de la côte algérienne et se caractérise par une température moyenne de 20,5 °C et une salinité inférieure à 37,10 ‰ (Millot, 1985).

Au niveau de 50 m et 100 m, le courant algérien s'éloigne sensiblement du littoral en raison de son instabilité, le taux de salinité est alors de 36,8 ‰ dans le secteur Ouest et de 37 ‰ dans le secteur Est. Les températures maximales des niveaux 50 et 100 m varient entre 15,5° et 16,27°C.

A 200 m, l'influence du courant sur la frange côtière algérienne est marquée par une salinité légèrement plus basse que celle des eaux du large ; celle-ci varie entre 38,10 ‰ et 38 ‰ (Boutiba, 1992).

Dans le sud des bassins algérien, les eaux de surface du courant algérien sont généralement chaudes ; leur température est de l'ordre de 22,28 °C dans le littoral Ouest Algérien, mais tout en se

déplaçant vers l'Est Algérien, la salinité maximale de l'eau superficielle se maintient à 38,52 ‰ (Millot, 1985).

#### **2.2.4. Plancton et peuplement benthique**

Le courant de surface d'origine atlantique apport aux côtes Algériennes une fertilité supérieure à celle des eaux de surface purement Méditerranéennes (Bernard, 1970 in Zeghdoudi, 2006).

La période à vents d'Ouest dominant serait très favorable à la productivité du plancton. La dimension des bancs de poissons (espèce planctophage) est liée à la quantité de chlorophylle. Il semblerait qu'une diminution de la concentration de chlorophylle dans le milieu provoquerait une fuite du banc de poissons de la zone en question (Zeghdoudi, 2006).

La faune benthique est très abondante et très variée, on note la présence de Bryozoaires (*F. quadrangularis*) ; de Spongiaires (*T. miraca*) ; d'Annélides Polychètes (*A. pallida*) ; de crustacés (*X. couchi*) ainsi que huit espèces de Cnidaires, six espèces de Mollusques et six autres d'Echinodermes (Boutiba, 1992).

La végétation est majoritaire représentée par les herbiers de Posidonies, peuplant les fonds marins du sud de la Méditerranée et ayant un rôle très important (apport en oxygène, frayère et nurserie pour plusieurs espèces de Poissons, Mollusques, et Crustacés)(Boutiba, 1992).

L'écosystème le plus typique et le mieux connu est celui des herbiers méditerranéens constitués essentiellement de *Posidonia oceanica*, une angiosperme endémique. Cette espèce occupe de grandes zones du fonds marin côtier jusqu'à une profondeur de 40 m lors de conditions optimales (FAO Fishstat, 2002).

#### **2.2.5. Principales caractéristiques climatiques des zones côtières**

Le littoral Algérien à l'instar de l'ensemble de la région Méditerranéenne est caractérisé par son climat typique ; chaud et sec en été, doux et relativement humide en hiver. Ces conditions sont dues à l'alternance de brise de mer fraîche et humide et de brise de terre chaude et sèche (Saada, 1997).

##### **2.2.5.1. Température**

Les régions côtières sont caractérisées par un climat modéré. Généralement, sur le littoral Algérien la température minimale de l'air ne s'abaisse pas au-dessous de 0°C et la maximale ne dépasse pas 40°C. la moyenne annuelle de température est de 20 avec des moyenne mensuelle extrêmes de 28,5°C en mois d'Août et 23 °C en Avril (Bouras & Boutiba, 2004).

##### **2.2.5.2. Pluviométrie**

En Algérie, les pluies sont d'origine surtout orographiques. La pluviométrie moyenne annuelle sur l'ensemble du littoral Algérien s'élève à 6776 mm (Boutiba, 1992).

L'orientation de la côte Algérienne montre que la région Est est avancée vers le Nord que la région Ouest, ce qui l'avantage au point de vue pluviosité (900 à 1200 mm/an). A l'Ouest le décalage de la côte vers le sud et la situation climatique à l'abri de l'Atlas marocain (phénomène de Foëne) rend cette zone Ouest aride (600 mm/an) avec des périodes de sécheresse plus longues (Saada, 1997).

#### 2.2.5.3. Régime des vents

Selon Ghodbani (2001), les mois de sécheresse sont les mois à prédominance des vents Nord-Est. Il existe, par ailleurs, des vents chauds provenant du sud et sud-Ouest. Ce sont des vents chauds et secs de 09 à 16 jours par an.

En plus, le vent est une des forces régissant les courants et les houles (Zeghdoudi, 2006). Ces dernières constituent un facteur écologique très important le long du littoral algérien en absence des courants permanents et des marées puisqu'ils sont les seuls à agir activement au niveau des baies et des golfes de la côte au large (Boutiba, 1992).

Les effets de houles ont été étudiés pendant plus de deux ans le long du littoral Algérien par Leclaire (1972). Cet auteur a pu caractériser le régime saisonnier de ces houles par une rose annuelle avec deux directions principales :

- La première direction est représentée par 80 % de ces houles de direction W.N.W. (300°) qui se produisent l'hiver et qui dure en moyenne de 8 à 10 s.

- La deuxième direction est N.N.E. (20-40°) dont la majorité se produit pendant l'hiver.

### 2.3. Présentation des sites étudiés

A l'instar des autres pays du monde, l'Algérie souffre des problèmes environnementaux, notamment la ville de Skikda. Cette zone comprend plusieurs unités polluantes comme le complexe de la matière plastique et le complexe de liquéfaction qui déversent leurs rejets métalliques dans la mer.

Ce travail a été réalisé sur huit stations distribuées dans quatre sites (El Kala, Annaba, Skikda, et Collo) au niveau du littoral Nord-Est Algérien (Figure 05), la plage El-Morjane et la plage de Vieille calle à El-Kala, la plage Saint Cloud à Annaba, trois stations de Skikda, l'Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, et la plage Pikini Djedid, et les deux plages de Collo, Ain doula et Ain Oum laksab.



**Figure 05.** Carte du Nord-Est d'Algérie montrant la localisation des sites de récolte (Collo, Skikda, Annaba, El-Kala).

### 2.3.1. Site d'El-Kala

El-Kala est une commune de Wilaya d'El Tarf proche de la frontière Algéro-Tunisienne située à 20 km au Nord-Est d'El Tarf et 77 km à l'Est d'Annaba, se trouve à l'extrême Nord-Est d'Algérie sur latitude  $36^{\circ}53'53.33''N$  et  $8^{\circ}27'3.28''E$ , le prélèvement des échantillons s'effectue au niveau deux stations, la plage de Vieille calle, et la plage d'El Morjane (Figure 06).

La plage d'El Morjane éloignée des sources de pollution a servi comme référence. Le site d'El-Kala comprend une belle mosaïque d'habitats, zone humide, terrestre et marine, classé réserve de la biosphère par l'UNESCO en 1990. Par sa nature particulièrement généreuse, cet ensemble d'écosystèmes abrite une faune, et une flore, très riche en terme de biodiversité.



**Figure 06.** Localisation des points de prélèvement (Vieille calle, El Morjane) dans le site d'El Kala.

### 2.3.2. Site d'Annaba

Le troisième point de prélèvement localisée au niveau de la plage Saint Cloud (Figure 07) dans le site d'Annaba, qui se trouve à l'extrême Nord-Est d'Algérie sur latitude  $36^{\circ}54'5.79''N$  et  $7^{\circ}45'22.20''E$ , la Wilaya d'Annaba est située à 600 km de la capitale Alger, ouverte sur le littoral méditerranéen sur 80 km, à 152 km au Nord-Est de Constantine, à 246 à l'Est de Jijel et environ 80 km à l'Ouest de la frontière Tunisienne.

La pollution causée par la présence d'un tissu industriel très riche composé principalement de complexes intégrés et autres, unités de production de tailles telles que le complexe sidérurgique d'El Hadjar, le complexe d'engrais phosphatés et azotés ASMIDAL, FEROVIAL, PROMECH, ENGI, BATICIC, TRIFILLEST, COPRAC... et qui recèlent des capacités de sous-traitance multiformes.



**Figure 07.** Localisation du point de prélèvement (Saint Cloud) dans le site d'Annaba.

### 2.3.3. Site de Skikda

Skikda se situe à l'Est du littoral Algérien; sur latitude  $36^{\circ}52'18.86''N$  et  $6^{\circ}54'3.28''E$ , se trouve à 105 km à l'Est de Jijel, à 65 km au Nord-Est de Constantine et à 72km à l'Ouest d'Annaba. Trois stations choisis en fonction de la source de pollution, le quatrième point de prélèvement au niveau de l'embouchure d'Oued Saf Saf, la 5<sup>ème</sup> station est l'Ancien port et en fin le 7<sup>ème</sup> point au niveau de la plage Pikini Djedid (Figure 08).

Le littoral de Skikda est caractérisé par un trafic maritime intense ; des rejets urbains d'une grande ville; et bien connu pour être affecté par les émissions de la zone industrielle pétrochimique. La

pollution causée par le transport, la transformation et le stockage des hydrocarbures, et leurs dérivés. Ce tissu industriel dense implanté sur le littoral constitue un véritable danger pour l'environnement qui subit d'importants rejets de produits toxiques polluant l'air, l'eau, et le sol détruisant petit à petit la santé de ces écosystèmes.



**Figure 08.** Localisation des points de prélèvement (Pikini Djedid, Ancien port, Embouchure d'Oued Saf Saf) dans le site de Skikda.

#### 2.3.4. Site de Collo

Collo est une ville côtière située au nord-est de l'Algérie sur latitude  $37^{\circ}0'5.38''N$  et  $6^{\circ}33'16.65''E$ . Elle se trouve au pied d'El-Djarda, sur le littoral, dans une baie du nom de La Baie des Jeunes filles. La ville de Collo se situe à environ 70 km à l'Ouest de [Skikda](#) et 120 km au nord de [Constantine](#). C'est une région hautement touristique avec ses plages de sable fin, ses sites panoramiques avec vue imprenables sur la mer, ses vestiges historiques à très grande valeur historique et culturelle. La baie de Collo est considérée comme l'une des plus belles d'Algérie, la région renferme également un imposant massif forestier où peut se développer le tourisme de montagne, de randonnée, de découverte, de chasse. La région du grand massif de Collo contient 90 Km de littoral, dont la plage Ain Oum laksab dans la baie des sangliers, longue de 7 Km, celle de Collo même, Bahr Ença dans la baie des Jeunes filles, celle de Tamanart dans la baie du même nom et celle de Oued Ezouhour. La figure 09, montre les points de prélèvement au niveau de site de Collo, la plage d'Ain Oum laksab, et la plage d'Ain doula.



**Figure 09.** Localisation des points de prélèvement (Ain doula, Ain Oum laksab) dans le site de Collo.

#### 2.4. Inventaire et biodiversité

L'importance de la biodiversité est reconnue à l'échelle planétaire (Rio, 1992). La société civile s'est engagée à œuvrer pour une diminution significative du taux d'extinction des espèces menacées (Johannesburg, 2002). Cependant, la biodiversité a été longtemps considérée comme un simple attribut structurel des communautés (Samuels & Drake, 1997) qu'il était possible d'appréhender par le biais d'estimation du nombre d'espèces ou toute autre mesure basée sur la présence-absence des taxons (Duelli, 1997; Kolasa & Rollo, 1991).

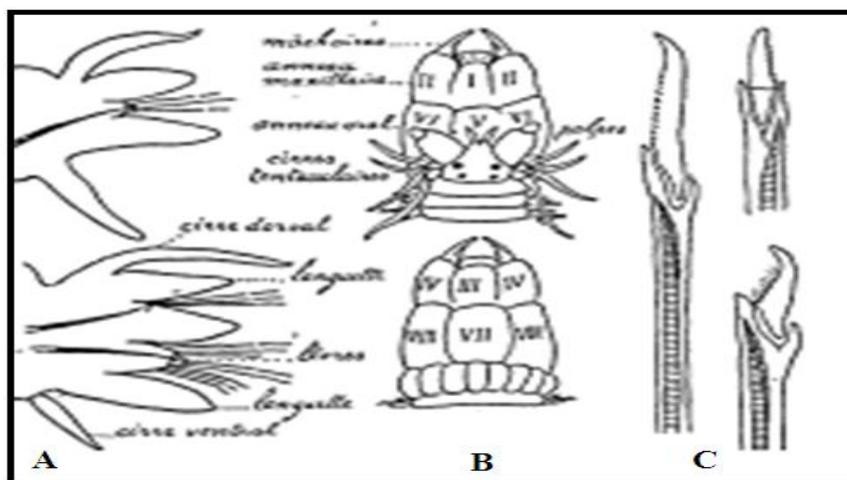
Aujourd'hui ; les recherches ont permis de reconnaître différentes dimensions à la biodiversité (Huston, 1994; Noss, 1990) et de prendre en compte, à côté de la dimension structurelle basée sur la présence-abondance des espèces, une dimension fonctionnelle, basée sur leurs attributs vitaux (morphologie, physiologie) (Lavorel *et al.*, 1997) et une dimension compositionnelle basée sur leur comportement ou les attributs écologiques (Scheiner, 1992).

Ces deux dernières dimensions, considérant les espèces sous l'angle de leurs fonctions et de leurs réponses écologiques, sont maintenant privilégiées dans les recherches visant à évaluer la signification fonctionnelle de la biodiversité (Gaston, 1996; Lamont, 1995).

L'apparition de la biodiversité dans le cadre de l'écologie des écosystèmes, assez récente et encore peu développée (Jones & Lawton, 1995), est actuellement l'une des voies de recherches les plus dynamiques (Schulze & Mooney, 1994).

Afin de déterminer l'espèce à étudier aussi que la faune et la flore associée, une étude de la biodiversité des quatre sites d'étude, El Kala (El Morjane), Annaba (Saint Cloud), Skikda (Pikini

Djedid) et Collo (Ain doula) a été effectuée. Tous les individus récoltés ont été identifiés et classés par groupe zoologique, particulièrement les Annélides polychètes en s'appuyant sur les traits taxonomiques de Fauvel en 1923 et 1927 (Figure 10), qui se basent sur des mesures morphométriques (la taille, le poids, le nombre de sétigère), la couleur et le sexe des individus récoltés.



**Figure 10.** Les différentes parties taxonomiques, selon Fauvel (1923; 1927); A: Parapodes (vue face dorsale et face ventrale). B: Segments antérieurs constituant la tête et la répartition des paragnathes sur la face dorsale et la face ventrale. C: Soie chitineuse.

### 2.5. Méthode d'échantillonnage de la faune et flores

Les espèces d'Annélides Polychètes sont récoltées selon la méthode de Rouabah et Scaps (2003), dans la zone intertidale avec une méthode aléatoire et simple, par raclage des algues avec la faune associée, soigneusement à l'aide d'un grattoir (Figure 11).

La récolte est maintenue dans l'eau de mer du site d'origine, dans des sacs plastiques, transportée dans une glacière au laboratoire. Les animaux sont extraits des algues et des sédiments, triés par groupes zoologiques, et conservés dans une solution de formol diluée à 10% par l'eau de mer, ou dans une solution d'éthanol à 70%. Les individus de *P. cultrifera*, sont immédiatement identifiés sous une loupe binoculaire pour utilisation biologique et biochimique.



**Figure 11.** Méthode de récolte de la faune et flore.

## 2.6. Paramètres morphométriques

Pour toutes les femelles de *P. cultrifera*, récoltées dans les quatre sites, nous avons effectués des mesures morphométrique dont le poids corporel (g), la taille (mm), et le nombre des sétigères.

- Le poids frais essuyé déterminé après placé le ver sur un papier absorbant, puis le peser à l'aide d'une balance de précision ( $\pm 0,001$  g) (Sartorius H110).

- La longueur totale du corps (taille), réalisée sur un papier millimétré.

- Le nombre des sétigères des vers complets a été effectué sous une loupe binoculaire.

## 2.7. Différenciation des sexes

Le sexe de tous les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des quatre sites étudiés, El Kala (El Morjane), Annaba (Saint Cloud), Skikda (Pikini Djedid) et Collo (Ain doula), a été déterminé par l'examen macroscopique, à l'aide d'une loupe binoculaire, du contenu cœlomique, par une incision à l'aide d'une épingle, le long de la ligne médio-ventral du corps. Selon l'absence, on le présent différent types de gamètes dans le liquide cœlomique, trois catégories d'individus ont été identifiées.

L'absence de gamètes; les vers sont dit indifférenciés, la présence de gamètes sphériques, de couleur jaune clair représentent les ovocytes en indiquant les femelles, et la présence d'amas spermatiques, de couleur blanc laiteux, se correspond aux individus mâles.

## 2.8. Présentation du matériel biologique

*Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), est un Annélide Polychète appartenant à la famille des Nereidae, de couleur bronze vert avec un rouge clair dorsal, a une longueur de 10 à 25 cm (Fauvel, 1923) (Figure 12). C'est une espèce benthique caractérisée par une large répartition géographique (Rouhi *et al.*, 2008), occupant la méditerranée, le Nord-Ouest de l'Europe, l'océan Atlantique, l'océan Indien, et le Pacifique (Fauvel, 1923; Durchon, 1957; Cazeaux, 1965; Wu *et al.*, 1985).

En Algérie, elle est communément appelée « ver vert de roche » ou « ver à antennes et à pattes », elle est largement exploitée sur le littoral Est Algérien, On la trouve parmi les Rhodophycées, algues rouges meublant les trottoirs et banquettes. Elle est utilisée pour la pêche à la daurade (*Dicentrarchus labrax*) et la sole (*Solea solea*) et d'autres variétés de poissons tels que le pageot, le petit loup et le marbré. Cette espèce est essentiellement utilisée en tant qu'appât pour la pêche sportive à la ligne et pour la pêche récréative (Rouabah *et al.*, 2008; Younsi *et al.*, 2010).

Selon le registre européen des espèces marines ERMS; sa position systématique citée dans Fauchald & Bellan (2009) est la suivante:

Règne: Animale

Embranchement: Annélides

Classe: Polychètes

Sous classe: Aciculata

Ordre: Phyllodocida

Famille : Nereidae

Genre: *Perinereis* (Kinberg, 1865)

Espèce: *cultrifera* (Grübe, 1840)



**Figure 12.** *Perinereis cultrifera* récolté au niveau du littoral Est Algérien (Vue dorsale; taille réelle).

### 2.8.1. Morphologie externe

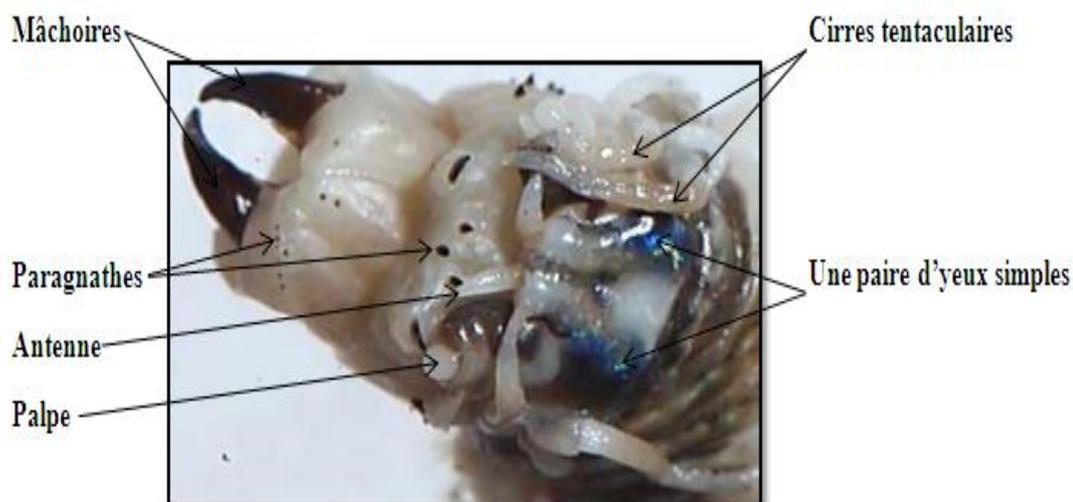
En général le corps d'un Annélide Polychète comprend trois parties (Fauvel, 1923; Rouse & Pleijel, 2006; Glasby *et al.*, 2008), il est très allongé, légèrement aplati dans le sens dorso-ventral, présente trois régions (Boué & Chanton, 1974) présentées comme suite :

La tête ou région céphalique (Figure 13), caractérisé par la présence de la bouche et des organes sensoriels. Elle est formée du prostomium, en avant de la bouche ventrale, et du péristomium, qui porte cette bouche.

Le prostomium, ou acron, triangulaire, porte dorsalement deux paires d'yeux simples, et plus en avant, une paire d'antennes filiformes. Ventralement et latéralement, deux palpes renflés sont insérés au voisinage de la bouche. Le prostomium, comme d'ailleurs le pygidium, n'est pas homologue des autres segments, il ne présente pas extérieurement d'expansions locomotrices, ni intérieurement de cœlome, son origine embryologique est d'ailleurs différente.

Le péristomium porte ventralement la bouche, latéralement il présente des organes sensoriels allongés, les cirres tentaculaires, au nombre de quatre paires. De tels cirres se retrouvent sur les parapodes du tronc, avec deux paires pour chaque métamère ; on doit considérer les cirres du péristomium, très allongés, comme dérivant de parapodes réduits dans leurs autres parties ; on est donc conduit à considérer le prostomium comme résultant de la fusion de deux métamères.

A la bouche fait suite le pharynx, qui peut se dévagner en se retrouvant et se projetant extérieurement, il dépasse alors largement le prostomium et forme une trompe armée d'épaississements chitineux. Le pharynx invaginé est visible par transparence.



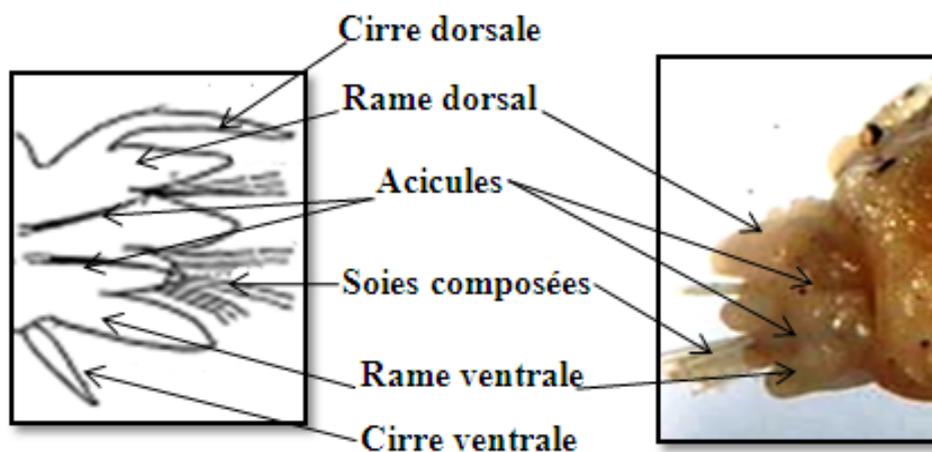
**Figure 13.** Région antérieure de *P. cultrifera* ; vue dorsale (trompe dévaginée) (x 10).

Le tronc, où la segmentation externe bien visible correspond à la métamérisation. Il est formé de nombreux métamères, plus petits à l'extrémité postérieure, où ils se forment successivement, tant que l'animal grandit, en avant du pygidium. Chaque métamère présente latéralement une paire d'expansions de la paroi du corps, les parapodes, à rôle locomoteur (Figure 14).



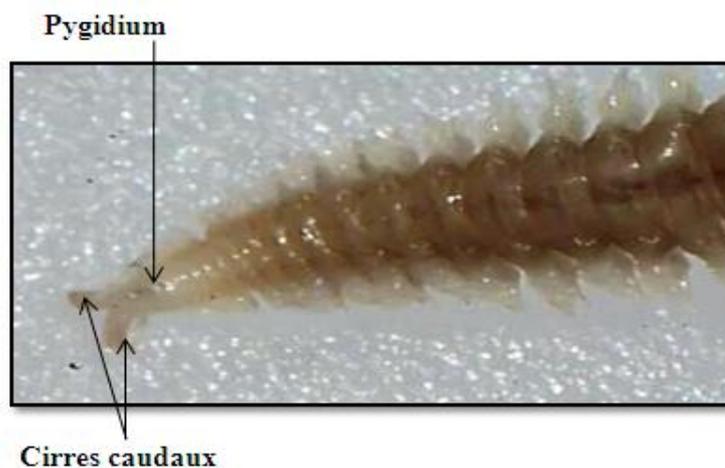
**Figure 14.** Région antérieure et médiane de *P. cultrifera*, vue dorsale; montrant la métamérisation du corps (x 2,5).

Un parapode est divisé en deux rames, une rame dorsale ou notopode, une rame ventrale ou neuropode. Chaque rame porte un bouquet de soies chitineuses et est soutenue par une baguette chitineuse, l'acicule, elle présente encore un prolongement sensoriel filiforme; le cirre, il existe une cirre dorsal et une cirre ventral, à chaque parapode (Figure 15).



**Figure 15.** Organisation d'un parapode de *P. cultrifera* (x 16).

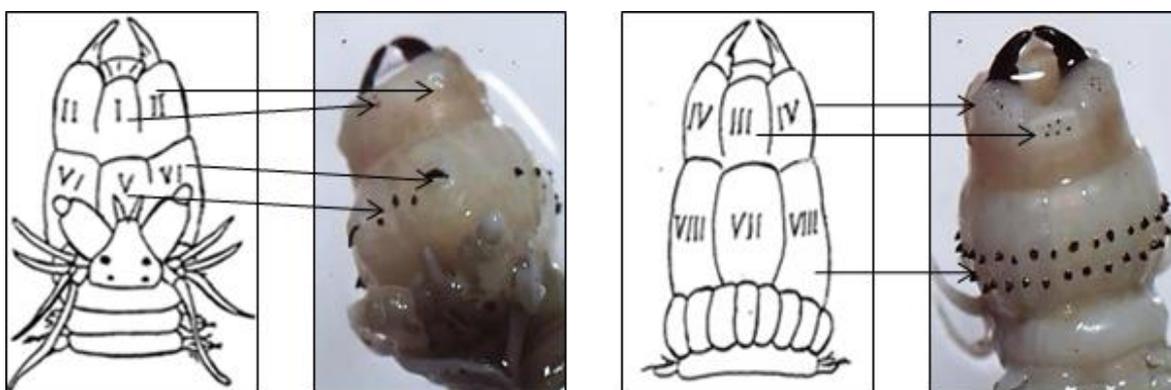
Le pygidium, partie postérieure qui porte l'anus (Figure 16), qui est terminal. Comme le prostomium, le pygidium n'est pas homologue des autres segments, ce n'est pas un métamère, il ne présente pas de parapodes et ne comporte pas de coelome. Il montre deux fins prolongements tactiles, les cirres caudaux.



**Figure 16.** Partie postérieure de *P. cultrifera*, vue dorsale; montrant le pygidium (x 8,5).

### 2.8.2. Critères d'identification

L'identification de notre matériel biologique est basée sur la forme et la répartition des paragnathes au niveau de la trompe, Les caractères morphologiques des parapodes, et de la structure des soies (Figure 17 A, B).



**Figure 17(A).** Traits taxonomiques d'identification de *P. cultrifera* (x 7).

I: 1 à 3 paragnathes en ligne longitudinal

II: Amas à rangs obliques

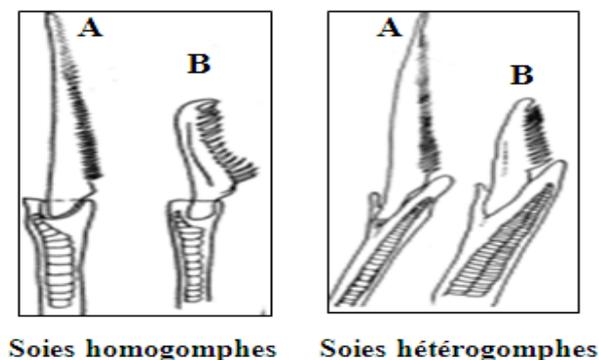
III: Amas rectangulaires à 2 rangs

IV: Amas triangulaires

V: 3 en triangle

VI: De chaque côté un gros paragnathe coupant transversal

VII-VIII: Une double rangée transversale



**Figure 17 (B).** Traits taxonomiques d'identification de *P. cultrifera*, selon Fauvel (1923).

A: Soies en épines (spinigères)

B: Soies en serpes (falcigères)

La présence simultanée de deux antennes, deux pattes et quatre yeux sur un prostomium bien individualisé, de quatre paires de cirres tentaculaires, une paire de mâchoires dentelées, des parapodes biramés et des soies composées, nous conduit à la famille des Nereidae (Fauchold, 1977).

Selon les traits taxonomiques de Fauvel (1923) basés sur la répartition des paragnathes au niveau de la tête dans la face dorsale et la face ventrale, la trompe est divisée en deux anneaux: terminal (I, II, III, IV) et oral (V, VI, VII, VIII), chacun est divisé en six lobes distingués par des chiffres romains.

Le lobe VI de chaque côté, un gros paragnathe en forme de barre transversal, et le lobe V contient trois petits cônes disposés en forme de triangle, qui contribue dans la détermination du genre et de l'espèce, et les lobes VII et VIII, où une double rangée transversale de paragnathes forme ce qu'on appelle le double collier.

Les parapodes sont biramés à l'exception des deux premiers métamères, et portent des soies composés en arête hétérogomphe sur le notopode, et des soies en serpe homogomphe et en serpe hétérogomphe sur le neuropode.

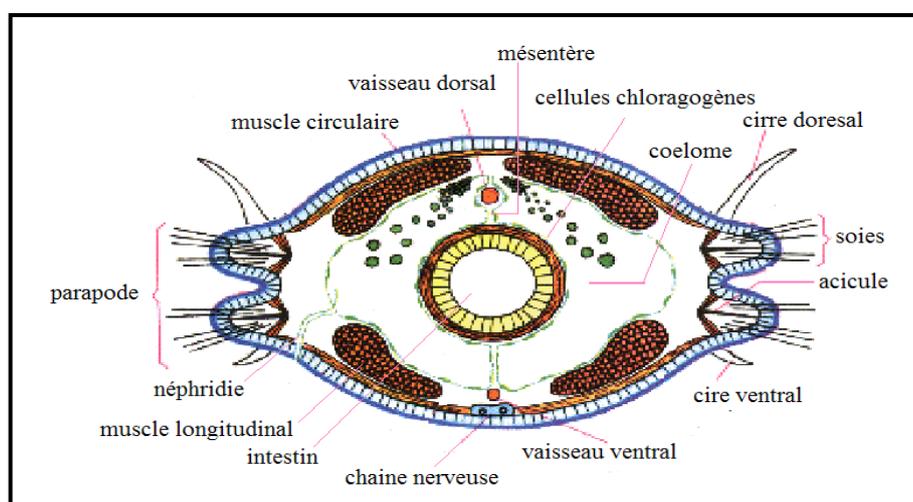
### 2.8.3. Anatomie interne

Une coupe transversale au niveau d'un métamère du tronc permet de mettre en place les différents organes qui se répètent, presque sans modifications dans chaque métamère (Boué & Chanton, 1974; Rouabah, 2003) (Figure 18).

Le métamère est enveloppé par les téguments, qui comprennent un épiderme et un derme, où sont différenciés des muscles lisses à fibres circulaires, externes, et des muscles à fibres longitudinales, internes; ces derniers forment quatre bandes, deux latérodorsales et deux latéroventrales.

L'intérieur de chaque métamère est occupé par une paire de vésicules cœlomiques ou somites mésodermiques, complètement closes. Ces somites sont limités par un endothélium et remplis d'un liquide incolore, l'hémolymphe. Les vésicules cœlomiques sont traversées par des muscles obliques qui revêtus de l'endothélium, sont anatomiquement en dehors de la cavité cœlomique. Dans le plan de symétrie, les deux endothéliums des vésicules cœlomiques s'affrontent pour former un mésentère dorsoventral. Dans ce mésentère, sont suspendus le tube digestif médian et les vaisseaux sanguins, dorsaux et ventraux.

Chaque vésicule cœlomique est mise en relation avec l'extérieur par un fin tube, la néphridie, organe excréteur. Ventralement et sur la ligne médiane, au contact des téguments, mais en dehors du cœlome, le cordon nerveux est renflé en un ganglion au centre de chaque métamère. Sur une coupe longitudinale, on constate que les endothéliums des vésicules cœlomiques, en avant et en arrière de chaque métamère, s'affrontent avec ceux des métamères voisins pour former une cloison transversale ou dissépinement.



**Figure 18.** Coupe transversale d'un métamère de *P. cultrifera* (in Rouabah, 2003).

#### 2.8.4. Mode de vie

#### **2.8.4.1. Habitat**

Les annélides polychètes sont des animaux essentiellement marins (Fauvel, 1923). *P. cultrifera* vit dans un environnement intertidal sélectif et hostile en raison de l'alternance des immersions et des émergences, des variations de température et de salinité ; elle doit donc faire preuve de fortes capacités d'adaptation physiologique.

De plus, en raison de la variabilité spatiale des facteurs physiques, de la disponibilité des ressources et des autres espèces agissant en qualité de compétiteurs, prédateurs ou parasites (Futuyma, 1986), la distribution des espèces benthiques et intertidales est de type discontinue. Selon les exigences écologiques et le niveau d'hétérogénéité du milieu, les isolats qui constituent leurs populations sont alors plus ou moins vastes et éloignés les uns des autres (Rouabah, 2003).

Le déplacement, chez les annélides polychètes dans le milieu de vie, se fait par une contraction des muscles circulaires d'un segment provoque son allongement et la rétraction des soies ce qui fait avancer l'extrémité antérieure du segment. Ensuite, les muscles longitudinaux se contractent. Cette action est accompagnée de l'extension des soies qui s'ancrent dans le substrat, et le segment se raccourcit en tirant vers l'avant l'extrémité postérieure du segment. Cette action se propage de l'avant vers l'arrière du ver lui permettant d'avancer. Les parapodes des polychètes errants leur permettent de marcher rapidement à la surface des sédiments et de se déplacer dans des tunnels. Les ondulations du corps permettent également de se servir des parapodes comme des rames et de nager. Les [soies](#) jouent un rôle important dans la locomotion et permettent à l'animal de s'ancrer pour exercer une poussée.

#### **2.8.4.2. Alimentation**

Selon (Boué & Chanton, 1974). La partie antérieure de *P. cultrifera* forme un pharynx très musculéux qui s'étend sur quelques métamères en arrière du péristomium. Il est armé d'épaississements de la cuticule, nombreux et petits, les paragnathes et deux plus gros, forment les mâchoires ou gnathes, qui sont dirigées en avant quand le pharynx se retourne et se projette extérieurement, l'ensemble forme une trompe qui saisit les proies animales et végétales. Donc le régime alimentaire de *P. cultrifera* est carnassier. Elle se nourrit de proies vivantes avec un comportement de prédateurs, Surtout à l'état planctonique, elle arrive de s'attaquer à d'autres vers et même à des crustacés.

#### **2.8.4.3. Reproduction**

Les polychètes, sauf quelques rares exceptions, ont les sexes séparés. Des espèces montrent un dimorphisme sexuel plus ou moins marqué. Il n'y a, en générale, pas d'organes génitaux bien différenciés. La présence de gamètes sphériques de couleurs jaune claire indiquant les femelles, des

amas spermatiques de couleur blanc laiteux indiquant les mâles, et l'absence des gamètes, les vers sont dits indifférenciés (Figure 19).



**Figure 19.** Dimorphisme sexuel chez *P. cultrifera*: Femelle (A) et mâle (B) (x 10).

*P. cultrifera* est une espèce gonochorique. Selon la distribution géographique des populations, la reproduction s'effectue sans modifications morphologiques (Atoque) ou s'accompagnant de transformations somatiques (Épitoque) (Durchon, 1967).

La reproduction de *P. cultrifera* est de type épitoque en Manche et en Atlantique (Herpin, 1925; Fage & Legendre, 1927; Durchon, 1951; Cazaux, 1965). En méditerranée, sur la baie d'Alger le mode est de type atoque (Marcel, 1962). Sur le littoral Est Algérien le mode de reproduction est épitoque (Rouabah, 2003; Younsi, 2006; Gasmi, 2011).

Les produits sexuels se développent aux dépens d'amas de cellules germinales dans l'épithélium cœlomique interne et au niveau de l'intestin et des vaisseaux néphridiens, ils se détachent précocement pour tomber dans la cavité générale où ils terminent leur maturation pendant une longue période. Les cellules germinales mâles et femelles sont libérées dans l'eau en flottant dans le liquide cœlomique (Eckelbarger, 2005, 2006; Rouse, 2006) qui est une enveloppe nutritive pour la croissance des ovocytes (Hoeger *et al.*, 1999).

La gamétogénèse comprend deux phases :

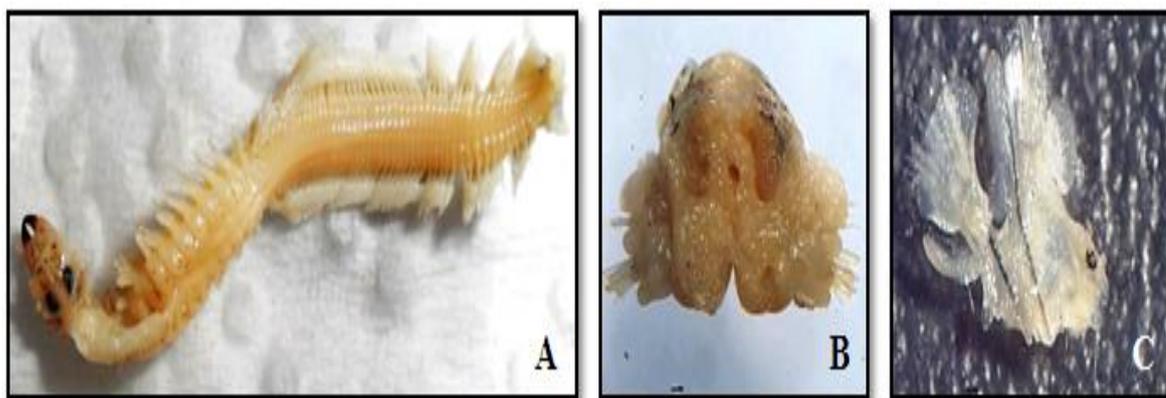
Une phase de division par mitose donnant naissance à des ovocytes ou de spermatocytes et une phase de différenciation aboutissant à des gamètes matures.

La croissance des ovocytes chez les Nereidae (Andries, 2001; Lawraence & Soame, 2010) passe par quatre phases successives de l'ovogénèse ; prévitéllogénèse, vitéllogénèse, corticogénèse et maturité.

A la fin de la gamétogénèse, la maturité sexuelle se traduit par des modifications morphologiques et anatomiques caractéristiques de l'épitoque, ainsi on assiste à une augmentation de

la taille des yeux, un élargissement des parapodes, formations des soies hétéronereidiennes disposées en éventail (Bauchot-Boutin *et al.*, 1954), modifications musculaires dans les segments correspondants à l'exception du 19 ou 20<sup>ème</sup> segment antérieur où ils sont tassés les uns contre les autres, ce qui rend l'animal plus court, plus large et aplati à épitoquie médiane et postérieure (Durchon, 1967).

Cette métamorphose permet à l'animal, qui devient hétéronereis, de s'adapter à une vie pélagique courte (Hebert-Catelain *et al.*, 2008) afin de nager vers la surface au moment de l'essaimage qui s'effectue à des périodes bien déterminées avec le cycle lunaire (Hardege *et al.*, 1990) caractérisé par ce qu'on appelle la danse nuptiale (Figure 20).



**Figure 20.** A ; la transformation somatiques chez *P. cultrifera* lors de la reproduction. B; coupe transversale d'un métamère. C; développement des parapodes).

La fécondation est externe et la reproduction chez *P. cultrifera* est strictement simple, les géniteurs meurent dans les jours qui suivent l'essaimage et l'évacuation des gamètes se fait par rupture des téguments au moment du rapprochement des sexes (Prevedelli & Simonim, 2003).

Chez les Nereidae, l'âge auquel les individus immatures entrent en gamétogénèse, passe à la maturité et enfin à la reproduction, est sous le contrôle de facteurs environnementaux (en plus du contrôle endocrinien tels que la température, la photopériode et le cycle lunaire) (Hardege *et al.*, 1990; Olive *et al.*, 1997; Andreis, 2001; Lawrence & Soame, 2010).

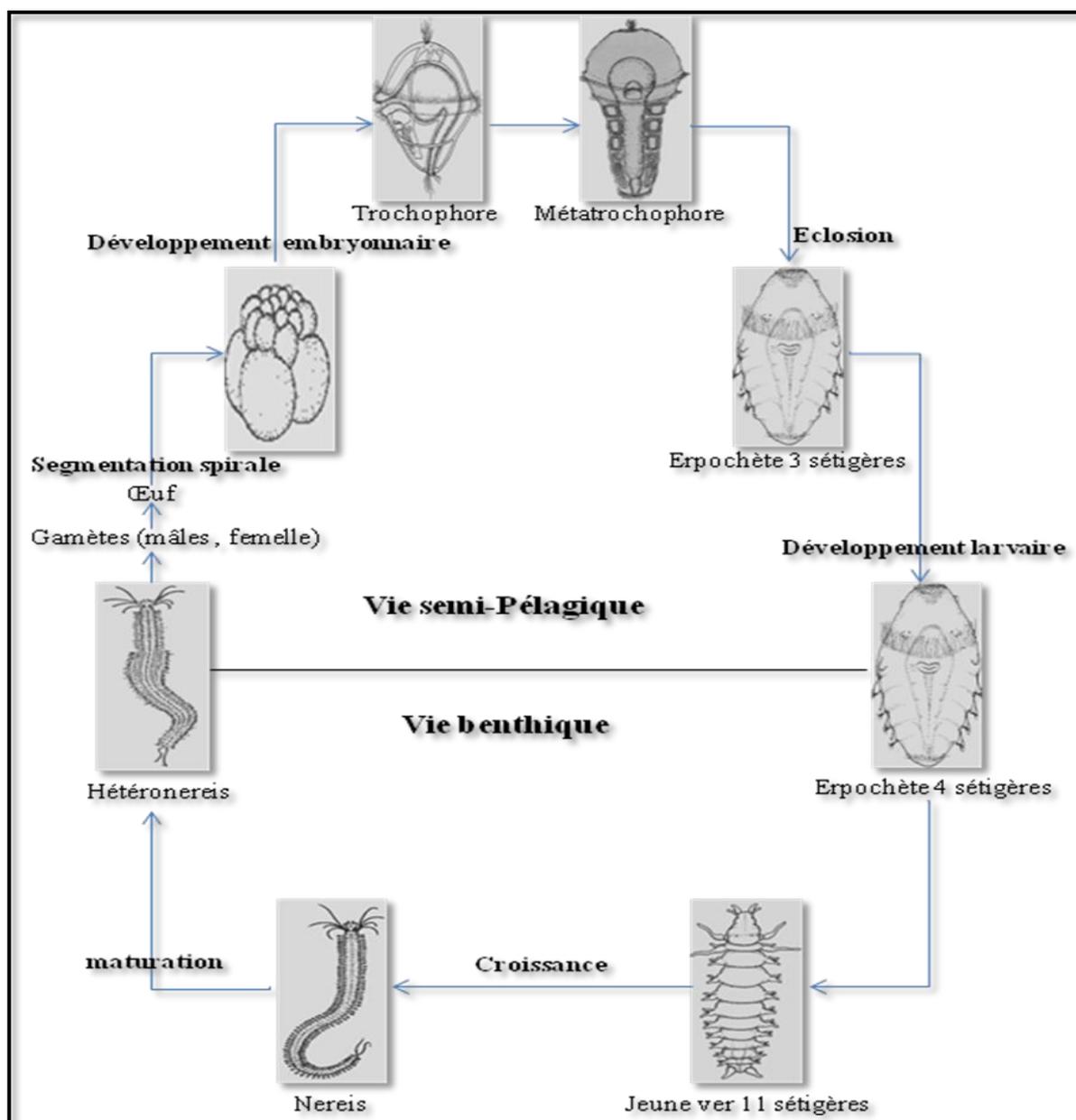
L'observation des données sur les populations étudiées sur le littoral Algérien, montre que le mode de reproduction et la durée de vie varient en fonction de la localisation géographique. Ainsi à Alger, la durée de vie ne dépasse pas 2 ans et la reproduction par atoque, alors qu'à Annaba, durée de vie de trois ans et la reproduction est épitoquie (Rouabah *et al.*, 2009).

#### 2.8.4.4. Cycle de développement

Marqué par deux phases semi-pélagiques brèves et benthiques : œuf de grande taille, lecitrophe, la segmentation spirale aboutit à une larve ciliée la trochophore, le développement de la couronne ciliée aboutit à la formation d'une larve méta trochophore.

L'éclosion a lieu au stade erpochète à 3 sétigères à la fin de la phase semi pélagique. La larve devient benthique au stade erpochete 4 sétigères, perd la couronne ciliée et acquiert les habitudes benthiques, migre vers le bas durant la phase de croissance et de différenciation sexuelle où il accomplit les modifications morphologiques de l'épitoquie (Rouabah, 2003).

D'après Prevedelli et Simonini (2003), chez *P. cultrifera* les œufs fécondés ont tendance à s'agglutiner pour former une grappe qui s'adhère à un substrat, également les larves produisent une substance collante qui les fixe sur un substrat et les empêchent d'être emportées dans la mer ouverte par l'action de la marée (Figure 21).



**Figure 21.** Cycle de vie de *P. cultrifera* d'après (Boué & Chanton, 1974; Rouabah, 2003).

## 2.9. Caractérisation des sédiments

### 2.9.1. Généralités

Nombre de substances chimiques rejetées dans l'environnement s'accumulent dans les sédiments, au fond des rivières, des canaux, des lacs et des retenues d'eau ainsi que dans les estuaires et les fonds marins. Les dégâts écologiques, sanitaires et sociaux causés par la contamination des sédiments sont multiples.

Il s'agit par exemple de la dégradation de la qualité de l'eau (par relargage ou remise en suspension), de la diminution de la diversité des communautés (en particulier d'invertébrés, avec des conséquences indirectes sur les peuplements de poissons). De plus, des coûts supplémentaires sont liés à la gestion des matériaux contaminés lors d'opérations de dragage ou de curage.

Les contaminants les plus fréquemment cités sont des métaux (cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn)), l'arsenic (As), les organochlorés et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (Babut *et al.*, 1999).

### **2.9.2. La sédimentation**

Partie intégrante des hydrosystèmes, les sédiments proviennent du dépôt de sédiments allochtones constitués des particules introduites dans l'écosystème aquatique et des sédiments autochtones issus des processus bio-chimiques en milieu aquatique.

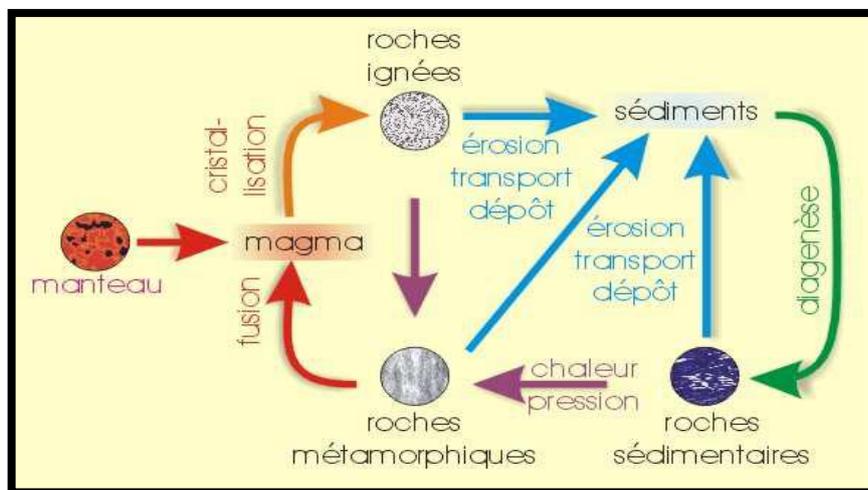
Différents facteurs influencent la sédimentation des particules comme par exemple : le débit, la direction et la stabilité du courant, les turbulences, la forme et la profondeur des cours d'eau, la taille des particules. Afin qu'une particule sédimente, la vitesse du courant doit descendre sous une valeur critique d'autant plus faible que la particule est petite (Magdaliniuk *et al.*, 2002).

Sur une échelle de temps courte (de l'ordre de l'année), deux comportements alternent : en période d'étiage, les faibles courants favorisent le dépôt des sédiments ; en période de crue au contraire, la forte érosion augmente le nombre des particules en suspension. Sur une échelle de temps plus longue, la tendance globale est au dépôt dans les zones de faible vitesse, ainsi que dans les estuaires où s'ajoutent les mécanismes chimiques. La sédimentation à long terme a un effet sur le profil des cours d'eau. Leurs lits se déplacent vers l'extérieur des méandres dont l'eau creuse les berges, l'intérieur des méandres se comble peu à peu du fait des faibles vitesses de courant. L'apport continu de sédiment comble les cours d'eau canalisés. Les dépôts ne sont cependant pas uniformes sur l'ensemble des canaux mais se concentrent dans les zones de faible courant, permettant aux matières en suspension (MES) de se décanter (Roche, 2001).

### **2.9.3. Origine et nature des sédiments**

Egalement appelés « produits sédimentaires », les sédiments sont définis comme des particules élémentaires ou agglomérées facilement transportables, retrouvées au fond des lacs, des estuaires, des fleuves et des rivières ou des océans. Ils peuvent être d'origines minérale et organique. Les sédiments proviennent de différents processus de dégradation des roches, appelés processus sédimentaires (Figure 22) (Pomerol *et al.*, 2000).

Il existe trois grands groupes de roches : ignées ou magmatiques, métamorphiques et sédimentaires. Les roches ignées proviennent de la cristallisation du magma. Les roches métamorphiques résultent de la modification, par l'action de la chaleur et de la pression, de roches ignées ou des roches sédimentaires, ces dernières provenant de la lithification par diagenèse de sédiments.



**Figure 22.** Présentation du cycle géologique pouvant expliquer l'origine des sédiments (Boulvain, 2007).

L'étude se focalise davantage sur les roches sédimentaires parmi lesquelles se distinguent trois types de roches : les roches détritiques provenant de la destruction des autres roches, ou d'organismes, les roches chimiques issues de la précipitation des corps dissous dans l'eau ainsi que les roches biochimiques provenant de l'activité synthétique des organismes.

Les processus sédimentaires comprennent différentes étapes : l'altération, l'érosion, le transport, le dépôt et la diagenèse (Cojan & Renard, 2006). L'intérêt de cette étude se portant sur le sédiment meuble et non sur la roche sédimentaire, le processus diagénétique à l'origine de cette dernière ne sera donc pas abordé.

### 2.9.3.1. L'altération

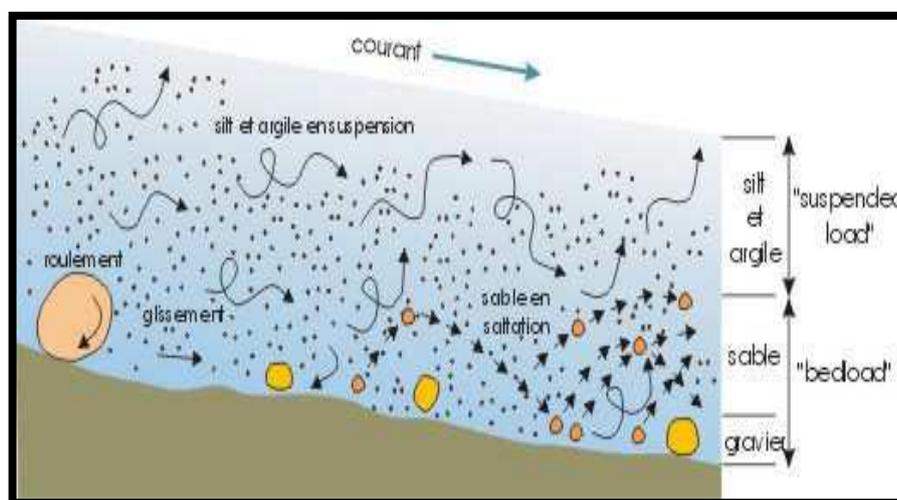
L'altération est caractérisée par la destruction des roches ignées, métamorphiques ou sédimentaires par voie physique (processus de gel-dégel, variations répétées de températures, décompression, usure mécanique par des grains détritiques emportés par le vent, l'eau, la glace, la fracturation par les animaux ou les plantes...), ou par voie chimique (dissolution des minéraux, hydratation ou déshydratation, hydrolyse, oxydo-réduction, réaction avec la matière organique...). Elle dépend donc de plusieurs paramètres tels que la température, l'humidité ainsi que le pH et le degré d'oxydoréduction de l'eau.

### 2.9.3.2. L'érosion

L'érosion correspond à la mobilisation des produits de l'altération. Ces produits sont transportés par l'air, l'eau, la glace. Elle va définir, suivant la géologie du milieu, plusieurs types de surfaces et de paysages. Dans le cas de l'érosion éolienne, les particules fines vont être balayées par le vent, faisant apparaître la surface rocheuse plus dense. De la même manière, l'érosion fluviale va entraîner les particules les plus fines créant ainsi plusieurs types de paysages. L'érosion glaciaire se manifeste par des surfaces lisses et arrondies. Enfin, l'érosion marine est l'action des vagues et des courants ainsi que des embruns emportés par le vent. Le matériel sédimentaire mobilisé subit ensuite un tri granulométrique : le matériel fin est emporté vers les larges ou déposé dans des zones calmes alors que le matériel grossier s'accumule à proximité de la côte.

### 2.9.3.3. Le transport

Le transport des sédiments dépend surtout de leur granulométrie. La Figure 23 décrit de manière explicite plusieurs modes de transport des sédiments dans un milieu aqueux avec un courant.



**Figure 23.** Modes de transport des particules dans un courant (Boulvain, 2007).

Trois types de processus interviennent dans le transport des sédiments des zones sources aux zones de dépôts : le glissement en masse par gravité en l'absence de fluide, les écoulements gravitaires en présence de fluides et les écoulements d'eau, d'air ou de glace. Le premier processus entraîne des masses considérables de débris rocheux sur des distances très courtes (de l'ordre du kilomètre). Dans le cas des écoulements gravitaires, les particules sédimentaires sont en suspension dans le fluide. Leur déplacement est donc dû à la gravité et non au déplacement du fluide lui-même.

### 2.9.3.4. Le dépôt

Le dépôt des sédiments a lieu lorsque la vitesse de l'agent de transport diminue ou lorsque cet agent de transport disparaît (ex. fonte de la glace). La granulométrie des particules, la texture des sédiments et la géométrie des dépôts sont d'importants indices sur l'agent de transport, sa vitesse au moment du dépôt et sa direction.

#### **2.9.4. Constitution et classification des sédiments**

D'après son origine, le sédiment constitue ainsi une structure hétérogène formée :

- d'une matrice minérale : constituée de quartz, de feldspaths, d'oxydes de fer, de carbonates ou de sulfites provenant de l'altération des roches (Caillere *et al.*, 1982).
- d'une matrice organique : formée par l'humus, les débris végétaux et résidus d'animaux et les autres composés organiques tels que les algues, les vers et les amphipodes (Mulligan *et al.*, 2001).
- de l'eau interstitielle : elle représente entre 20 et 90 % de la masse totale (Bonnet, 2000).

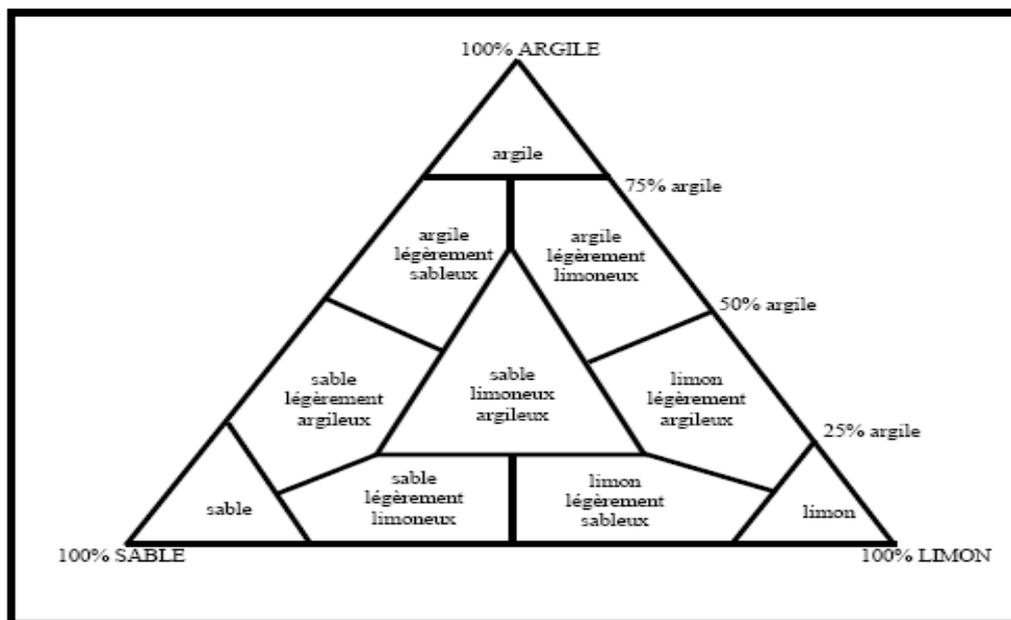
Les oxydes de fer et la matière organique jouent un rôle très important dans l'adsorption des contaminants et le contrôle de la biodisponibilité, en particulier pour les métaux (Bonnet, 2000).

Les sédiments peuvent être classés selon leur distribution granulométrique, leur densité et leur composition en eau et en matières organiques. La distribution granulométrique permet de déterminer la taille des particules constituant la phase minérale du matériau. Les particules sont classées de la façon suivante en fonction de leur diamètre (Duchaufour, 2001) :

- cailloux et graviers :  $d > 2 \text{ mm}$
- Sables : de 2 mm à 50  $\mu\text{m}$
- Limons (ou silts) : 50  $\mu\text{m}$  à 2  $\mu\text{m}$
- Fraction fine (ou argile) :  $d < 2 \mu\text{m}$

Le sédiment peut être alors typé selon la teneur respective des trois éléments (sable, limon, argile) en utilisant un système de coordonnées à trois dimensions (Figure 24).

Chamley (1987) propose également une classification des sédiments en fonction de la taille des particules. Les caractéristiques des particules fines leur confèrent un grand pouvoir adsorbant vis-à-vis des contaminants métalliques et organométalliques. L'adsorption est d'autant plus favorable que les particules fines sont associées à la matière organique (Donard *et al.*, 2001).



**Figure 24.** Diagramme à trois dimensions de la classification des sédiments en fonction de leur texture (Campy & Meybeck, 1995)

### 2.9.5. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

L'eau est un vecteur de pollution sous formes dissoutes et particulières (Bourg, 1988). Outre des facteurs physiques et hydrodynamiques, les propriétés chimiques du milieu aquatique influent sur la sédimentation. Les fines particules (argiles, colloïdes) se repoussent car elles sont chargées négativement du fait d'imperfections du réseau cristallin ou d'ionisation des fonctions chimiques périphériques. Sous certaines conditions (présence de cations, électrolytes adéquats) des agrégats se forment et accélèrent la sédimentation. Ce phénomène explique l'importance de la sédimentation dans les eaux saumâtres (Marot, 1997). La composition chimique naturelle de MES dépend de leurs sources (Meybeck, 2001).

Pour les sédiments provenant de roches continentales, il s'agit essentiellement de silicates et de carbonates. Les MES renferment potentiellement des contaminants en entrant dans le milieu aquatique ou se chargent de contaminants solubles dans l'eau. D'autre part les sédiments peuvent être contaminés via les rejets anthropiques, par des métaux (Cr, Pb, Zn, Cd, Ni, Hg et Cu) et/ou des molécules organiques (Carpentier *et al.*, 2001). Les sédiments sont souvent contaminés par un mélange de composés (Hursthouse, 2001).

Les argiles granulométriques ( $< 2 \mu\text{m}$ ) et la matière organique sont les principaux lieux d'accumulation des polluants (Barbe, 1997).

Les contaminants d'origines variées s'accumulent ainsi dans les sédiments des cours d'eau, des lacs, des estuaires et des océans. Dans certaines régions, ils ont atteint des concentrations nuisibles au benthos et à l'épibenthos (Rapport SPE 1/RM/29, 1994).

Les sédiments, se déposant en milieu aquatique sont néanmoins contrastés, par exemple du fait de leur composition granulométrique. Les argiles minéralogiques proviennent de la décomposition lente de minéraux comme les feldspaths, les micas, les amphiboles et les pyroxènes. Les argiles sont des molécules chargées négativement du fait de la substitution des charges  $\text{Si}^{4+}$  par les ions  $\text{Al}^{3+}$ . La substitution des charges, propriété fondamentale des argiles, permet ainsi d'expliquer leur capacité d'échange cationique, à l'origine de leur affinité pour les métaux, du pouvoir tampon des sols et des sédiments, de leur complexation avec la matière organique et de leur gonflement dans l'eau (Magdaliniuk *et al.*, 2002).

L'abondance et la nature de la matière organique varient suivant les milieux et les aires de dépôt. Sa dégradation bactérienne conduit à une minéralisation partielle et à la production de divers composés tels que des acides humiques, fulviques, et des molécules colloïdales chargées négativement. Les acides fulviques sont solubles dans l'eau mais précipitent en présence de Fe ou Al. Les acides humiques réagissent avec les argiles pour former le complexe argilo-humique, complexe capable d'adsorber divers ions. Souvent insoluble dans l'eau, ce complexe floccule en milieu acide ou en présence d'ions positifs bivalents comme  $\text{Ca}^{2+}$  et  $\text{Mg}^{2+}$  (Magdaliniuk *et al.*, 2002).

La dégradation de la matière organique aboutit à la formation d'azote minéral et de produits carbonés. La minéralisation de l'azote produit des sels ammoniacaux adsorbés sur les fines particules et en solution dans l'eau interstitielle. Ils peuvent fortement contaminer la masse d'eau lors de la remise en suspension des sédiments (Rofes, 1994).

Le calcium constitue un minéral essentiel dans l'évolution de la matière organique, la formation des argiles, la nature du complexe argilo-humique et la nutrition de la flore aquatique. Le calcium peut présenter une grande affinité vis à vis des métaux (Magdaliniuk *et al.*, 2002).

Les oxydes de Fe et de Mn se présentent sous la forme de petites particules et contribuent largement à augmenter la surface d'adsorption du sédiment. Leur précipitation dépend plus des conditions d'oxydoréduction du milieu que du pH. Les sulfures peuvent être organiques ou minéraux. Du fait des conditions réductrices et anaérobies, les sulfures sont prépondérants par rapport aux sulfates dans les sédiments et sont à l'origine de leurs couleurs noires ou grises (Brune *et al.*, 2000). En conditions réductrices, les métaux précipitent sous forme de sulfures insolubles (Magdaliniuk *et al.*, 2002).

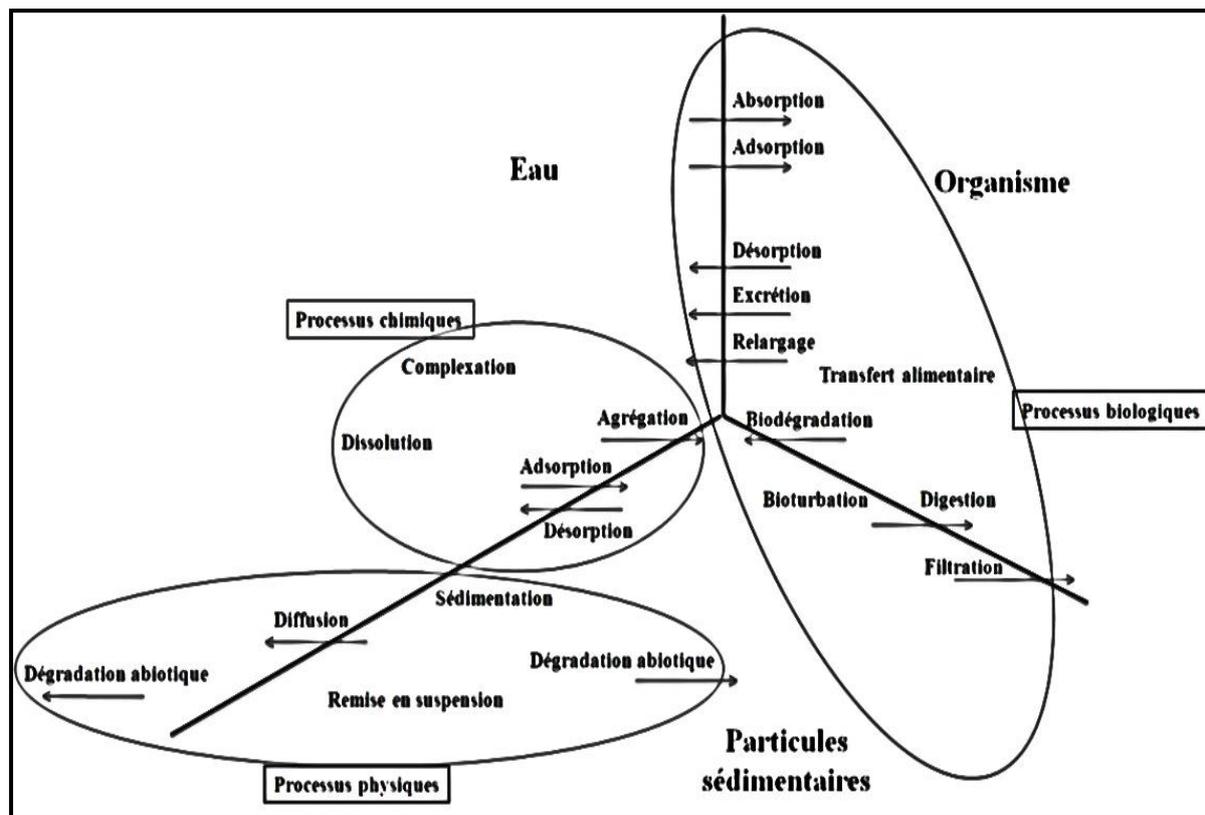
Parmi les éléments toxiques contaminant les sédiments nous pouvons citer les métaux et les composés organiques (Marseille *et al.*, 2000), la liste suivante n'est pas exhaustive, seuls les principaux polluants sont cités. Les sels tels que les sulfates, phosphates, nitrates ou chlorures peuvent également être des polluants présents dans les sédiments.

### **2.9.6. Interaction contaminants-sédiment**

Comme cela a été vu précédemment, le sédiment est une matrice complexe avec laquelle les contaminants s'associent selon différents processus physiques, chimiques et biologiques (Chapman *et al.*, 1998). Les caractéristiques physico-chimiques du sédiment telles que la distribution granulométrique, le pH, la salinité, la matière organique et les conditions d'oxydo-réduction sont très importantes car elles influent sur les formes chimiques des contaminants (Bonnet, 2000; Geffard, 2001).

De plus, les sédiments possèdent de très fortes propriétés tensioactives et complexantes (Bonnet, 2000). Les substances humiques peuvent réagir avec les composés minéraux dissous, tels que les ions métalliques. Il se forme alors, avec les cations métalliques, des humates ou fulvates plus ou moins solubles dans le milieu liquide. La répartition des contaminants entre la forme dissoute et la forme colloïdale ou la forme particulaire dépend des conditions hydrodynamiques (dynamique calme ou forte, turbidité, lumière...), des paramètres physico-chimiques du milieu (pH, potentiel-redox, salinité...), ainsi que de l'activité biologique (activités bactériennes, bioturbation, dégradation...) (Wen & Allen, 1999) (Figure 25).

Les contaminants sont présents dans la phase aqueuse soit sous forme complexée, soit sous forme dissoute, et peuvent être transférés dans la phase solide soit par agrégation et sédimentation des agrégats, soit par le phénomène de sorption sur les particules. De plus, les propriétés physico-chimiques peuvent modifier les états de surface des particules et ainsi la sorption de ces contaminants. De ce fait, ces derniers peuvent être remobilisés dans la phase aqueuse, soit par diffusion, soit par désorption. Dans la nature, les organismes vivants accumulent les contaminants à partir des phases aqueuse et solide par absorption, d'où leur introduction dans la chaîne alimentaire. Parmi tous ces phénomènes, notre étude s'orientera principalement sur les processus chimiques, à savoir la sorption et la désorption, dont va dépendre l'efficacité du procédé de décontamination des sédiments.



**Figure 25.** Principaux processus contrôlant le cycle des contaminants dans le milieu aquatique (Benoit, 2005), modifié d'après Förstner (1989).

## 2.9.7. Détermination des paramètres physico-chimiques des stations étudiées

### 2.9.7.1. Préparation des échantillons étudiés

Pour la plus part des analyses physico-chimiques, les normes AFNOR sur la qualité des sols (AFNOR, 1994) ont été utilisées. Ce choix a été motivé par les similitudes de composition et de caractéristiques physico-chimiques entre les sols et les sédiments.

La norme NF X31-101 consiste à sécher l'échantillon dans un étuve à une température de 40°C jusqu'à ce que la masse soit constatée. Les échantillons tamisés pour obtenir un diamètre inférieur à 2 mm. Ainsi toutes les analyses physico-chimiques seront menées avec des échantillons préparés de cette façon.

### 2.9.7.2. Détermination du pH

La mesure du pH se fait le plus fréquemment dans une suspension aqueuse, le rapport de la masse du sédiment au volume d'eau varie suivant les méthodes, ou la texture du milieu. Le ratio le

plus souvent rencontré est de  $\frac{1}{2},5$  (Guevara-Riba, 2004; Cappuyns, 2004) et  $\frac{1}{5}$  (Tack, 1996; Vandecasteele, 2002). Les valeurs su pH obtenus par cette méthode de mesure sont considérées comme les plus proches du pH du milieu considéré. Elles expriment l'acidité réelle et prennent en compte les ions  $H_3O^+$  libres dans la phase liquide.

Cette mesure est décrite par la norme NF X31-103. Le principe de la méthode est la mise en équilibre ionique d'une certaine masse de solide avec un volume donné déminéralisée. Le ratio de la masse de sédiment au volume d'eau étant fixé à  $\frac{1}{2},5$ .

Les échantillons (10 g) sont préparés pour analyse dans un bêcher. On y ajoute 25 ml d'eau distillée, on agite ensuite avec un agitateur magnétique pendant 60 min à la température ambiante 25°C. Cela permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et d'obtenir ainsi un équilibre entre la phase solide et la phase liquide. La suspension est ensuite laissée au repos 2 heures, puis on mesure le pH de la suspension à l'aide d'un pH-mètre.

On compare les valeurs du pH avec les valeurs décrites par (Le référence pédologique, 1995) pour classer de nos échantillons (Tableau 02).

**Tableau 02:** La gamme de pH des sols selon (Le référence pédologique, 1995).

pH	Type de sol
< 3,5	Hyper acide
3,5 – 4,2	Très acide
4,2 – 5,0	Acide
5,0 – 6,5	Peu acide
6,5 – 7,5	Neutre
7,5 – 8,7	Basique
> 8,7	Très basique

### 2.9.7.3. Détermination de la conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure qui donne une approximation de la concentration des sels solubles présents dans l'échantillon. La norme utilisée est la NF X31-113 qui est basée sur l'extraction des sels d'un échantillon, solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sédiment sec/ eau égal à 1/5.

On pèse 10 g d'échantillon de sédiment préparé pour essai qu'on transvase dans un flacon en polyéthylène, on y ajoute 50 ml d'eau distillée, on ferme le flacon et on place dans l'agitateur mécanique à mouvement horizontal, on agite pendant 30 min. après filtration, on mesure la conductivité des sédiments à l'aide d'un conductimètre.

Les valeurs sont comparées à une étude de salinité, résumées dans le tableau 03.

**Tableau 03:** Echelle de salinité du sol (USSS, 1981).

Conductivité électrique (ms/cm)	Salure
< 0,6	Non salé
0,6 – 1,4	Peu salé
1,4 – 2,4	Salé
> 2,4	Très salé

#### 2.9.7.4. Détermination du taux de calcaire

La mesure du pourcentage du calcaire contenant les sédiments, selon la méthode de Duchaffour (1970). Le principe est basé sur le volume de gaz carbonique dégagé lors de l'attaque d'un échantillon par l'acide chlorhydrique.

Peser 5 g du sédiment, le mettre dans un erlenmeyer, puis ajouter 50 ml d'acide chlorhydrique (HCl à 0,5 N). Ensuite mettre l'erlenmeyer sur une plaque chauffante jusqu'à voir la première goutte de la vapeur. Laisser refroidir et filtrer la solution. On prélève 20 ml de filtrat, le verser dans un bécher et on ajoute 2 gouttes de phénophtaléine, titré le mélange par NaOH jusqu'à que la solution aura une couleur rose. Le calcaire total est calculé selon la formule suivante :

$$\text{CaCO}_3 (\%) = \frac{20 \text{ ml (HCl)} \times 0,5 \text{ N} - X \text{ ml (NaOH)} \times 0,25}{\text{Poids du sédiment (g)}} \times 5$$

La classification de nos échantillons se fait selon les teneurs en calcaire qui sont présentées dans le tableau 04.

**Tableau 04:** Classification des sols d'après leurs teneurs en calcaire, Duchauffour (1970).

Calcaire en %	Désignation des sols
0 – 5	Peu calcaire
5 – 15	Moyennement calcaire
15 – 30	Calcaire
> 30	Très calcaire

### 2.9.7.5. Détermination de la matière organique

Le pourcentage de la matière organique est déterminé selon la méthode d'Anne (1945) qui consiste à mesurer la teneur en carbone par addition à l'échantillon du mélange de bichromate de potassium/acide sulfurique, il y a décomposition des combinaisons organiques accompagnée d'un fort dégagement chaleur. Le bichromate non transformé est titré par le sel de Mohr jusqu'à virage de la couleur violette à la couleur verte.

On met 1 g (P) du sédiment dans un erlenmeyer, on ajoute 10 ml de bichromate de potassium (8 %) avec 15 ml d'acide sulfurique concentré. On laisse pendant quelque minute jusqu'à voir la première goutte de la vapeur, puis transvaser le contenu dans une fiole de 100 ml, ajuster avec l'eau distillée, prélever 20 ml (V) et verser dans un bécher de 400 ml. Diluer à 200 ml, ajouter une pincée de NaF pour rendre le virage plus visible, verser 3 à 4 gouttes de diphénylamine. Titrer avec une solution de sel de Mohr (0,2 N), jusqu'à virage de la solution qui passera de la couleur violette à la couleur verte, le volume de sel de Mohr utilisé est X, on fait un témoin dans les mêmes conditions que l'échantillon, mais sans sédiments, soit Y, le volume de sel de Mohr utilisé pour le titrage du témoin.

La classification des sédiments se fait par comparaison de valeurs obtenues avec les teneurs en matière organique selon (Solter, 1981) qui sont présentées dans le tableau 05. La matière organique est calculée à partir de la relation suivante :

$$\text{Matière organique (\%)} = C(\%) \times 1,72 ; \text{ où}$$

$$C (\%) = 6,15 \times \frac{Y-X}{V \times P}$$

Y : Volume de sel de Mohr utilisé pour titrer le témoin

X : Volume de sel de Mohr utilisé pour titrer l'échantillon à doser

6,15 : Facteur d'équivalence entre le sel de Mohr et le carbone (en mg) fois 10

P : Poids du sédiment

1,72 : Coefficient de passage du carbone à la matière organique

**Tableau 05:** Classification des sols d'après leur teneur en matière organique (Solter, 1981).

Matière organique (%)	Appréciation
< 1	Extrêmement faible
1 – 1,5	Très faible
1,5 – 2,5	Faible
2,5 – 3,5	Moyen
3,5 – 4,5	Moyennement élevé
4,5 -5	Elevé
> 5	Très élevé

#### 2.9.7.6. Détermination de la texture

On détermine selon la norme NF X 31-107, les proportions des classes de particules suivantes:

- Argiles : < 2  $\mu\text{m}$
- Limons fins : 2 $\mu\text{m}$  à 20  $\mu\text{m}$
- Limons grossiers : 20 $\mu\text{m}$  à 50  $\mu\text{m}$
- Sables fins : 50  $\mu\text{m}$  à 200  $\mu\text{m}$
- Sables grossiers : 200  $\mu\text{m}$  à 2000  $\mu\text{m}$

La détermination des teneurs en sables fins et grossiers s'effectue par tamisage. Ont donc été utilisé deux tamis superposés, un de diamètre de 200  $\mu\text{m}$ , et un de diamètre de 50  $\mu\text{m}$ , après prélèvement des fractions fins.

Le prélèvement et tamisage sont réalisés après destruction de la matière organique par l'eau oxygénée ( $H_2O_2$ ) sur une prise d'essai d'environ 10 g. La détermination des fractions les plus fines ( $< 50 \mu m$ ) s'effectue au moyen de 3 prélèvements successifs (à la pipette de Robinson) dans une suspension de sédiment en cours de sédimentation en appliquant la loi de Stokes (Baize, 1990).

## **2.10. Caractérisation de l'eau de mer**

### **2.10.1. Importance des paramètres étudiés**

La température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique du fait qu'elle régit la presque totalité des réactions physiques, chimiques et biologiques (Chapman & Kimstach, 1996). Certes, toute variation brusque de ce paramètre entraîne une perturbation dans l'équilibre de l'écosystème aquatique.

Le paramètre de pH mesure la concentration des protons  $H^+$  contenus dans l'eau, et donc l'acidité ou l'alcalinité de l'eau sur une échelle logarithmique de 0 à 14. Il influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux. Habituellement, les valeurs du pH se situent entre 6 et 8,5 dans les eaux naturelles (Chapman & Kimstach, 1996). Il diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage, lorsque l'évaporation est importante (Meybeck *et al.*, 1996).

L'oxygène dissous mesure la concentration du dioxygène dissous dans l'eau et il est exprimé en mg/l ou en pourcentage de saturation. Il participe à la majorité des processus chimiques et biologiques en milieu aquatique. La teneur moyenne dans les eaux de surface non polluée est de 8 mg/l et ne dépasse 10 mg/l. En effet, la salinité avec la température et la pression atmosphérique conditionnent la solubilité de l'oxygène, d'où la corrélation est négative, la solubilisation de l'oxygène à 20 °C et à la pression atmosphérique normale est de 9,1 mg/l.

Comme la température, la salinité joue un rôle non négligeable dans le maintien de certains processus biologiques en combinaison avec d'autres facteurs par exemple l'activité des biomarqueurs l'acétylcholinestérase (AChE) qui diminue significativement quand la salinité augmente chez les larves de *Crossostera gigas* (Damiens *et al.*, 2000).

La  $DBO_5$  traduit la quantité d'oxygène moléculaire utilisée par les microorganismes pendant une période d'incubation de 5 jours à 20 °C pour décomposer la matière organique, dissoute ou en suspension, contenue dans un litre d'eau. D'après Chapman & Kimstach (1996), la  $DBO_5$  des eaux naturelles est inférieure à 2 mg/l. Les eaux recevant des rejets domestiques présentent des concentrations supérieures à 10 mg/l.

La DBO<sub>5</sub> est exprimée aussi la quantité d'oxygène nécessaire aux microorganismes décomposeurs pour dégrader et minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans un litre d'eau polluée. Plus la DBO<sub>5</sub> est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée.

Les hydrocarbures, ont des effets néfastes sur la biocénose. Les organismes planctoniques étant solidaires des masses d'eaux, sont particulièrement vulnérables aux déversements pétroliers, qui inhibent l'activité photosynthétique du phytoplancton marin. Les teneurs déterminées sont bien supérieures à 1 ppm, éliminent toutes les larves des zooplanctons en deux ou trois jours (Michel, 1976).

### **2.10.2. Mesure les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer**

La connaissance de certains paramètres physico-chimiques (Température, pH, O<sub>2</sub> dissous, Salinité) donne une appréciation préliminaire de la qualité et le degré de la pollution d'une eau. Ils ont été mesurés in situ, au niveau des quatre sites d'El Kala (plage Vieille calle et El Morjane), Annaba (Saint Cloud), Skikda (Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, plage Pikini Djedid) et Collo (plage Ain Oum laksab et Ain doula) avec un Oxymètre-multiparamètre (Multi 340 i/SET).

La méthode utilisée pour le dosage de la Demande Biologique en Oxygène (DBO<sub>5</sub>) est instrumentale, où le gaz carbonique dégagé est piégé par le potasse pendant 5 jours d'incubation dans une enceinte thermostatée à 20 °C (Rodier, 1996).

## **2.11. Dosage des métaux lourds**

### **2.11.1. Généralités**

Le milieu marin, biotope particulièrement riche, est caractérisé à la fois par une remarquable stabilité de ses propriétés fondamentales et une grande variété de ses micro-constituants. L'eau de mer contient en solution des combinaisons de tous les éléments chimiques mais seulement certains d'entre eux, au nombre de douze, ont des concentrations égales ou supérieures au mg/l. ces douze éléments majeurs interviennent pour 99,4 % en masse du total de la croûte terrestre (O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P, et Mn par ordre d'abondance).les éléments traces, au nombre de 68, ne représentent en masse que 0,6 % du total et sont à des concentrations inférieurs à 10<sup>-6</sup> M dans l'eau de mer (Miquel, 2001).

Ces éléments sont engagés dans des réactions biochimiques et contribuent à l'équilibre du milieu marin. Mais, l'apport de contaminants métalliques par l'intermédiaire des effluents industriels et de l'atmosphère, des fleuves et de leurs estuaires, peut modifier la composition de l'eau de mer qui peut devenir toxique pour les plantes et les animaux (Casas, 2005).

L'étude de l'interaction entre les contaminants et les barrières biologiques est d'un intérêt considérable pour la compréhension des phénomènes écotoxicologiques, particulièrement la bioaccumulation et les transferts à travers les chaînes trophiques. Les processus impliqués sont très complexes et sont influencés par le contaminant (taille moléculaire, spéciation chimique, etc.), l'organisme récepteur (propriétés membranaires, composition chimique, processus actifs, etc.), et l'environnement intra et extracellulaire (température, pH, ....etc.) (Casas, 2005).

### **2.11.2. Les métaux lourds en milieu marin**

Un métal est un élément chimique issu le plus souvent d'un minerai doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme depuis l'Antiquité.

Si les métaux sont souvent indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), nombre d'entre eux peuvent s'avérer contaminants pour diverses formes de vie, lorsque leur concentration dépasse un seuil, lui-même fonction de l'état physico-chimique (spéciation) de l'élément considéré. C'est le cas du Fer (Fe), du Cuivre (Cu), du Zinc (Zn), du Nickel (Ni), du Cobalt (Co), du Vanadium (V), du Sélénium (Se), du Molybdène (Mo), du Manganèse (Mn), du Chrome (Cr), de l'Arsenic (As) et du Titane (Ti) (Miquel, 2001).

D'autres éléments ne sont pas nécessaires à la vie et peuvent être même préjudiciables comme le Mercure (Hg), le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd) et l'Antimoine (Sb) (Chiffoleau *et al.*, 2001). Les utilisations des métaux sont multiples et très diversifiées, depuis les additifs de Plomb dans les carburants jusqu'aux sels d'Argent de l'industrie photographique, au Nickel ou au Cadmium des batteries d'accumulateurs, au Zinc des gouttières ou au Chrome des aciers inoxydables, au Cuivre de l'industrie électrique ou à l'Arsenic des produits phytosanitaires.

Les sources de contamination le sont par conséquent, durant toutes les phases d'élaboration, d'utilisation et/ou de recyclage de ces produits. Des métaux sont rejetés dans l'environnement, soit directement dans les eaux continentales ou marines, soit dans l'atmosphère transportés par les vents, associés aux aérosols avant de se déposer par voie sèche ou humide à la surface de la terre ou de l'océan. Ainsi, les métaux traces sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, à la fois parce qu'ils sont naturellement présents (sources naturelles), ou parce que certaines activités de l'homme favorisent leur dispersion (source anthropique). Enfin, ils présentent un danger potentiel pour les consommateurs de produits marins du fait de leur possibilité de concentration dans les espèces marines, de leur élimination difficile et de leur large répartition dans le milieu aquatique (Chiffoleau *et al.*, 2001).

### 2.11.3. Le Cadmium

#### 2.11.3.1. Propriétés fondamentales

Le Cadmium a une grande résistance à la corrosion, son point de fusion est bas, il a une bonne conductivité de l'électricité, ses produits dérivés ont une bonne résistance aux fortes températures, et il présente des caractéristiques chimiques proches de celles du Calcium, en particulier le rayon ionique, facilitant ainsi sa pénétration dans les organismes (Chiffolleau *et al.*, 2001; Borchardt, 1985).

Le Cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoutes, colloïdales, particulaires) et chimiques (minérales ou organiques). Un ensemble de variables physico-chimiques du milieu (salinité, pH, potentiel redox, caractéristiques sédimentologiques, nature géochimique des particules, concentration en Chlorure) gouvernent les transformations du Cd dans l'environnement (Gonzalez *et al.*, 1999; Chiffolleau *et al.*, 2001). La distinction entre les trois formes dissoutes, colloïdales et particulaires se fait par filtration et ultrafiltration, dont les seuils sont fixés arbitrairement en fonction de leur taille.

Les formes dissoutes (> 1 nm) de cet élément en milieu aquatique sont des espèces libres ( $\text{Cd}^{2+}$ ) et formées par des associations (complexation) de Cd avec des composés (ligands ou complexant) minéraux ou organiques. Contrairement au Mercure, l'ion libre du Cd se trouve majoritairement dans le milieu.

Ainsi, à pH = 8, la quasi-totalité du Cd est présent sous forme  $\text{Cd}^{2+}$ . Plus la salinité augmente, plus la concentration en  $\text{Cd}^{2+}$  diminue (Campbell, 1995). Pour des pH supérieurs à 8, le Cd précipite avec les carbonates. En zone côtière, lors du mélange des eaux douces avec l'eau de mer, le Cd forme des complexes très stables avec les Chlorures : les Chloro-complexes ( $\text{CdCl}_2$ ,  $\text{CdCl}^+$ ,  $\text{CdCl}_3^-$ ,  $\text{CdCl}_2^-$ ). Pour des salinités faibles, c'est l'espèce  $\text{CdCl}^+$  qui domine, alors qu'en milieu marin, c'est  $\text{CdCl}_2$  qui est majoritaire (Cossa & Lassus, 1989).

Les formes colloïdales (de 0,45 à 1 nm) peuvent se fixer à des oxydes de Fer, de Manganèse, des hydroxydes, des carbonates, des argiles ou de la matière organique colloïdale.

Les formes particulaires (< 0,45 nm) se font par intégration du Cd dans la structure cristalline de minéraux détritiques (bruit de fond géochimique), par liaison à une fraction d'origine organique (carbonates, restes d'organismes, pelotes fécales), par précipitation avec différentes fractions minérales (carbonates, phosphates, oxydes et hydroxydes de Fer ou de Manganèse, sulfures) et par adsorption sur des phases de différentes natures (argiles, matière organique, oxydes et hydroxydes de Fer et de Manganèse) (Gonzalez *et al.*, 1999).

#### 2.11.3.2. Utilisations

Le Cd est naturellement présent à l'état de trace dans les roches superficielles de l'écorce terrestre, ce qui en fait un élément plus rare que le Mercure et le Zinc. Il y a deux origines principales de présence de Cd :

Le Cd primaire est principalement associé au Zn dans les minerais de Zn (0,01 à 0,05 %) et donc sous-produit de la métallurgie du Zn qui donne en moyenne 3 kg de Cd par tonne de Zn. Le Cd est également présent dans des minerais de Pb et de Cu ainsi que dans des phosphates naturels. Les usages de Cd se situent principalement en électricité (accumulateurs), en électronique, en métallurgie (traitement des surfaces par cadmiage) et dans l'industrie des matières plastiques (stabilisateur de polymères) (Ramade, 1992).

Le Cd secondaire est produit par recyclage (accumulateurs Ni/Cd, alliage Cu/Cd, poussières d'aciéries, incinération d'ordures ménagères) représentant des causes de pollution de l'environnement. A l'image du Mercure, les combustions des dérivés fossiles du carbone introduisent également ce métal dans l'atmosphère (combustion produits pétroliers et charbon). Aussi, le transport de ce polluant peut couvrir de grandes distances (Casas, 2005).

#### 2.11.3.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le Cadmium rejeté dans l'atmosphère provient de sources naturelles et anthropiques. Le Cd présent dans la croûte terrestre peut être dispersé dans l'air par entraînement de particules provenant du sol et par les éruptions volcaniques. Cependant, les activités industrielles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejet atmosphérique. Dans l'eau, le Cd provient de l'érosion naturelle, du lessivage des sols (engrais phosphatés), ainsi que des décharges industrielles et du traitement des effluents industriels et des mines (Ramade, 1992).

#### 2.11.3.4. Propriétés biologiques et toxicité

Contrairement à de nombreux métaux, le Cd n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants. Il remplace parfois le Zn dans des systèmes enzymatiques carencés en Zn chez le plancton (Price & Morel, 1990; Lane & Morel, 2000).

Le Cd présente des risques chez le consommateur. Même à faibles concentrations, il tend à s'accumuler dans le cortex rénal sur de très longues périodes (50 ans) où il entraîne une perte anormale de protéines par les urines (protéinurie) et provoque des dysfonctionnements urinaires chez les personnes âgées (Casas, 2005).

Chez l'homme, le phénomène de toxicité aigüe est connu depuis 1950 sous le nom de syndrome d'Itai-Itai défini par l'association d'une insuffisance rénale avec ostéoporose (déminéralisation et fragilisation des os) et ostéomalacie (déminéralisation et déformation des os). Son nom provient des cris poussés par les malades, riziculteurs âgés de 40 à 60 ans, du bassin de la rivière Jintsu au Japon, intoxiqués par l'eau de boisson et la consommation de riz contaminés par les rejets d'une usine de métaux non ferreux (Casas, 2005).

Le Cd a une fixation privilégiée sur le foie, les reins et les poumons tout en rentrant en compétition avec le Zn dans le sang. Ainsi le Cd se fixe préférentiellement sur les globules rouges et entraîne par la suite:

- une induction progressive d'une protéinurie ( $\alpha$ -microglobulinurie).
- une diminution de  $\alpha_1$ -antitrypsine
- une hypertension ainsi que d'autres syndromes qui tendent à s'aggraver après l'arrêt de l'exposition
- dans le sang, le Cd est érythrocytaire et le rapport erythroplasmique normal est voisin de 1,6 alors qu'il s'élève nettement lors d'une intoxication (Derache, 1986). Le JECFA (Joint Expert Committee for Food Additives) : comité mixte FAO/OMS, tolère chez l'homme une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 7  $\mu\text{g}$  de Cd par kilogramme de poids corporel et par semaine. Il faut noter que, outre la boisson et la nourriture, le tabagisme est une source importante de Cd notée dans toutes les études épidémiologiques.

De la même façon que pour le Mercure, le règlement (CE) n°466/2001 fixe les quantités maximales de Cd dans les denrées alimentaires (1 mg/kg poids humide). Cependant, il ne présente pas de toxicité aigüe pour les organismes marins à des concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu. Au niveau sublétal, des concentrations de 0,05 à 1,2  $\mu\text{g/l}$  peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez les Mollusques bivalves) et des inhibitions de croissance (Chiffolleau *et al.*, 2001).

#### 2.11.3.5. Bioaccumulation du Cadmium

Dans les premiers temps de la cinétique de bioaccumulation, la pénétration du Cd dans les cellules est linéaire en fonction du temps et directement proportionnelle à sa concentration dans l'eau (George *et al.*, 1978; Kohler & Riisgard, 1982; Poulsen *et al.*, 1982; Chong & Wang, 2001). Elle n'est pas affectée par la température.

Borchardt (1983, 1985), en marquant les algues avec du Cd 109 et l'eau avec du Cd 115 met en évidence la prépondérance de la voie dissoute par rapport à la voie particulaire et montre que seulement 1% de la quantité de Cd dans la chair de moules a pour origine la voie particulaire. La principale entrée se fait donc par l'eau à travers les surfaces externes, principalement par les branchies qui représentent une surface considérable (Carpene & George, 1981; Borchardt, 1983; Borchardt, 1985; Riisgard *et al.*, 1987). En parallèle, il montre que l'absorption de Cd en solution est en corrélation linéaire la quantité de nourriture ingérée. Les branchies sont donc l'organe d'entrée principal (Casas, 2005).

La biodisponibilité des espèces de Cd dissous dépend des mécanismes de capture. La diffusion passive ou facilitée via les canaux à  $\text{Ca}^{2+}$  à travers la bicouche lipidique semble être le processus de capture le plus fréquent (Simkiss & Taylor, 1995). Les formes ionisées avec des chlorures et des hydroxydes doivent être considérées principalement.

Après un passage transmembranaire médiatisé, le Cd se retrouve associé aux protéines circulantes et aux hématocytes. Les bivalves accumulent le Cd principalement dans l'hépatopancréas et dans le rein sous forme de dépôts dans les lysosomes. La voie majeure d'excrétion se fait via le rein (Cossa & Lassus, 1989), mécanisme d'immobilisation qui implique principalement la forme métallothionéine et leur association dans les lysosomes (Serafim *et al.*, 2002).

Enfin, il est à noter qu'aucune donnée convaincante ne permet de constater une biomagnification du Cd dans les réseaux trophiques. Au contraire, il semble qu'une diminution des concentrations avec l'augmentation du niveau trophique soit la situation la plus couramment observée (Amiard-Triquet *et al.*, 1982; Amiard-Triquet *et al.*, 1993).

#### **2.11.4. Le Plomb**

##### 2.11.4.1. Propriétés fondamentales

Le Plomb existe sous trois formes essentielles : le Plomb dissous, le Pb colloïdal et le Plomb particulaire:

- sous forme dissoute, les espèces dominantes dans l'eau de mer sont  $\text{PbCO}_3$ ,  $\text{PbCl}^2$  ou  $\text{PbCl}^+$ . Cette répartition ne prend pas en compte la matière organique dissoute et le fait que le Pb, dans l'eau de mer, se trouverait essentiellement sous forme de complexes organiques labiles. De même que pour le Mercure, le Pb peut-être méthylyé par les bactéries dans les sédiments, mais ce phénomène revêt une moindre importance.

- aussi, le Plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire. A peine 10% du Pb se trouve sous cette forme dans l'océan. L'adsorption du plomb sur la matière particulaire est fonction du pH et augmente avec ce dernier (Casas, 2005).

#### 2.11.4.2. Utilisations

Le Pb est très souvent associé au Zn dans les minerais, mais aussi à de nombreux autres éléments : Fe, Cu, Cd, Bi, Sb, Ge, As, Ag, au qui sont, en grande partie, (sauf Fe) récupérés lors des opérations métallurgiques. Les minerais mixtes Pb-Zn représentent 70 % de la production minière de Pb, les minerais de Pb en représentent 20 %, et 10 % de la production de Pb proviennent d'une coproduction lors du traitement du minerai de Cu, de Zn ou d'autres métaux. Le principal minerai du Pb est la Galène (PbS) très souvent associé à la Blende et à la Pyrite (Chiffolleau *et al.*, 2001).

L'utilisation du Pb est directement liée à la métallurgie. Avec deux pics notables : sous l'empire romain pour la production de la monnaie, les canalisations et la vaisselle ; et pendant la révolution industrielle pour l'industrie, l'imprimerie, les peintures et les carburants automobiles. Cette dernière utilisation qui consistait à ajouter du Pb à l'essence comme antidétonant est aujourd'hui, prohibée (Miquel, 2001).

#### 2.11.4.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

La dispersion du Pb dans l'environnement par l'activité humaine existe depuis plus de 5000 ans, et les effets toxiques de ce métal sur l'homme se sont fait sentir dès l'antiquité. Le saturnisme chez la classe au pouvoir a même été suggéré comme une des causes de la chute de l'Empire romain. Depuis, la mobilisation contre la présence du Pb dans l'environnement n'a cessé d'augmenter (Nriagu, 1983).

Dans l'air, les émissions de Pb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'importance mineure. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques (Cossa, 1993). De nombreux autres ont mis en évidence une augmentation d'un facteur 20, au cours des deux derniers siècles, des concentrations en Pb dans les glaces polaires ayant intégré la retombée atmosphérique (Murozumi *et al.*, 1969; Boutron & Patterson, 1983).

Cette augmentation est en relation avec l'accroissement des émissions anthropiques. Les apports de Pb à l'océan se font majoritairement par voie atmosphérique, la source principale étant encore à l'heure actuelle la combustion des carburants automobiles. Les teneurs dans les eaux côtières sont à peine plus élevées qu'en zone océanique à cause de l'ampleur de l'enlèvement dans les zones où les concentrations en matières en suspension sont fortes. Des eaux côtières, dont les teneurs sont inférieures à 50 ng/l peuvent être considérées comme non contaminées. Dans les sédiments, le Pb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé. Cette solubilisation s'observe également in situ par dissolution des oxydes de Fer et de Manganèse (Marchand & Kantin, 1997).

#### 2.11.4.4. Propriétés biologiques et toxicité

Les doses létales du Pb, sous la forme de sel minéral, sont souvent supérieures à sa limite de solubilité dans l'eau de mer, c'est-à-dire 4 mg/l. le Pb inorganique peut donc être considéré comme toxique (Concentration létale de 1 à 10 mg/l) ou modérément toxique (concentration létal de 10 à 100 mg/l) (Casas, 2005).

Les teneurs létales en Pb tétralkylé sont, en revanche, beaucoup plus faibles : les CL50 de 96 heures sont, en effet, généralement inférieures à 1 mg/l, c'est-à-dire que cette forme va de très toxique à extrêmement toxique. Le seuil de qualité sanitaire réglementaire est de 1,5 mg/kg (p.h) du règlement européen CE 221/2002 (Marchand & Kantin, 1997).

Des effets sur la croissance de certaines espèces phytoplanctoniques ont été enregistrés à partir de 0,5 µg/l. les invertébrés marins aux stades embryonnaires st plus sensibles que les adultes. Ainsi, la concentration inhibitrice du développement embryonnaire de la moule *Mytilus galloprovincialis* est d'environ 500 µg/l. De plus, à cette concentration, un grand nombre de larves sont anormales. L'effet toxique du Pb peut se traduire par une compétition avec des métaux essentiels. Chez la moule *Mytilus edulis*, en présence de Pb (0,1 mg/l), il existe une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions  $Ca^{2+}$  (Casas, 2005).

Chez l'homme, le Pb est un poison cumulatif responsable du saturnisme et il est toxique dans l'organisme sous toute sa forme. En général, le Pb est administré dans l'organisme et quotidiennement par l'air, l'eau, les aliments et la cigarette (Casas, 2005).

L'anémie est un signe caractéristique d'une intoxication par le Pb, les enfants sont plus sensibles que les adultes, le système nerveux est affecté aussi. L'empoisonnement par le Pb varie avec la durée et l'intensité de l'extensité de l'exposition (Cheftel, 1977).

Les signes majeurs d'une intoxication chronique au Pb ont été décrits par l'organisation mondiale de la santé W.H.O. (1994), et ils se présentent ainsi:

- anémie et faiblesse
- le Pb affecte aussi les intestins et l'estomac. Des coliques sont associées à une diminution du fonctionnement de la glande thyroïdienne
- agitation, irritabilité
- troubles rénaux, cardio-vasculaires, hématopoïétiques (formation de globules du sang)
- les atteintes neurophysiologiques sont très fréquentes (fatigue, irritabilité, retard intellectuel chez les enfants)

- mal de tête (encéphalopathie)
- tremblements musculaires
- hallucination et perte de mémoire

Les symptômes peuvent progénérer

- le délire, la folie
- bouleversements (convulsions)
- paralysie (en particulier des poignets et des chevilles) et le coma

Sur l'organisme, la toxicité est aiguë à partir de 0,1 mg/l et il se concentre le long de la chaîne alimentaire. Le saturnisme des oiseaux existe chez les spécimens qui ont ingéré des Pb de chasse (Gaujous, 1995).

La dose hebdomadaire acceptable (D.H.A) est recommandée par la F.A.O./W.H.O. et le comité d'expert (W.H.O., 1994) évaluée à  $PTWI = 3,0$  mg/semaine par personne adulte. Par convention, la D.H.A pour le Pb a été fixée à 350  $\mu\text{g/l}$  de sang, un apport alimentaire qui contient à peu près 100  $\mu\text{g/l}$ , contribue à augmenter la plombémie de 10  $\mu\text{g/l}$ , alors que 1  $\mu\text{g/m}^3$  d'air pouvait l'augmenter de 2 à 3  $\mu\text{g/l}$  (Derache, 1986).

La dose létale pour l'être humain est de 0,5 g et le saturnisme est traité par un chélateur (le calcitétracémate disodique) qui fixe le Pb et aide à son élimination (ce traitement est employé jusqu'à ce que le Pb fixé sur les os soit éliminé). La limite pour l'utilisation du Pb dans les boues d'épurations agricoles est de 0,8 g/kg de matières sèches (MS), quant aux rejets industriels la teneur est limitée à 0,5 mg/l (Pb et composés) (Gaujous, 1995).

Les études toxicologiques récentes ont mis en cause le Pb dans les cas de polynévrites et pour son action néfaste sur le développement intellectuel des enfants d'âge scolaire (OMS, 1978; Davis & Svendsgaard, 1987). En Amérique du Nord puis, plus récemment en Europe, la réglementation tend à faire diminuer les apports de Pb à l'Océan, réceptacle ultime de la contamination (Schaule & Patterson, 1983).

#### 2.11.4.5. Bioaccumulation du Pb

Dans les premiers temps de la cinétique de bioaccumulation, la pénétration du Pb dans les cellules est linéaire en fonction du temps et directement proportionnelle à la concentration interne dans l'organisme (Schulz-Baldes, 1974). Il est bien connu sous quelles formes (ions, agents chélatants,

complexes) le Pb est absorbé. Cependant, il est clair que la forme dissoute du contaminant dans le milieu est primordiale et influence le taux de capture (Mikac *et al.*, 1996).

Comme pour le Cd, la pénétration du Pb dans les cellules est les résultats principalement du transport sous forme dissoute  $Pb^{2+}$ , bien que l'endocytose dans l'épithélium branchial ait été évoquée pour ce métal (Coombs & George, 1978; Wang & Fisher, 1997). Le taux d'absorption du Pb est linéaire au cours du temps et en fonction directe de la concentration en Pb dans le milieu (Schulz-Baldes, 1974; Schutz-Baldes, 1977; Borgmann *et al.*, 1993; Riget *et al.*, 1997; Boisson *et al.*, 1998). Incorporés dans l'organisme, les ions  $Pb^{2+}$  entrent en compétition avec les ions  $Ca^{2+}$ . Les métallothionéines n'ont pas de rôle dans la séquestration et la détoxification du Pb (Cassa *et al.*, 1993). Malgré l'existence de forme organique du Pb en milieu marin, en particulier des composés méthylés, il n'y a pas d'évidence de bioamplification décrite dans la littérature (Riisgard & Hansen, 1990; Fisher & Reinfelder, 1995; Zaranko *et al.*, 1997).

### **2.11.5. Le Zinc**

#### 2.11.5.1. Propriétés fondamentales

Le Zn est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments); en particulier comme coenzyme. Le Zn existe dans l'eau de mer sous diverses formes : ion hydraté ( $Zn(H_2O)_{2+n}$ ), Zn complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et Zn adsorbé sur de la matière solide (Nas/Nrc, 1989).

#### 2.11.5.2. Utilisations

Le Zn est présent dans l'écorce terrestre, souvent associé au Pb et au Cd dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Le minerai principal est la Blende, sulfure de Zinc ( $ZnS$ ). Il est produit principalement suivant un procédé hydrométallurgique ou encore pyrométallurgique. Le Zn est principalement utilisé pour les revêtements de protection des métaux contre la corrosion (galvanoplastie, métallisation, traitement par immersion). Il entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliages légers).

Il est utilisé dans la construction immobilière, les équipements pour l'automobile, les chemins de Fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (Nas/Nrc, 1989).

#### 2.11.5.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le Zn principalement sous forme de sulfure (Blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg/kg). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg/kg) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses (Astruc, 2001).

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins. Les apports anthropiques de Zn dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du Fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des épandages agricoles (alimentation animaux, lisiers) et des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures). Dans les zones portuaires, le Zn est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissures (Astruc, 2001).

#### 2.11.5.4. Propriétés biologiques et toxicité

Comme le Cuivre, le Zn est un métal essentiel et nécessaire à la vie des organismes. Le Zn est l'un des oligo-éléments les plus abondants chez l'homme (besoins 15 mg/jour). Il intervient au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (Nas/Nrc, 1989).

Sa toxicité pour les organismes aquatiques n'en fait pas un contaminant prioritaire, bien qu'il s'agisse, à de fortes concentrations, sur la reproduction des huîtres et la croissance des larves (Casas, 2005). Les produits piscicoles, sont la source majeure de Zn pour le consommateur. L'inhalation de la vapeur d'oxyde de Zn provoque:

- La fièvre
- Une irritation de la gorge et toux
- Des douleurs musculaires
- Des irritations gastriques et divers effets sur le foie et les poumons reporté qu'il existe une relation très étroite entre la consommation de l'eau potable qui circule dans les conduits (tuyaux) galvanisés et l'intoxication par le Zn (Cossa & Lassus, 1989).

Le mode d'action du Zn est toxique pour les organismes marins à partir de quelques mg/l. En agriculture le Zn se concentre dans les sols et perturbe la croissance des végétaux par détérioration de l'appareil chlorophyllien (Gaujous, 1995).

Par ailleurs, chez l'être humain les vapeurs de Zn peuvent causer (la fièvre des fondeurs) qui se manifeste par :

- Un état fébrile s'accompagnant d'une fièvre à 40°C
- Douleurs musculaires

Les dérivés chlorés du Zn peuvent causer un œdème pulmonaire souvent mortel (Derache, 1986).

### **2.11.6. Le Cuivre**

#### 2.11.6.1. Propriétés fondamentales

Le Cuivre est indispensable au métabolisme des êtres vivants (oligo-éléments). L'ion  $\text{Cu}^{2+}$  forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands organiques (ATSDR, 1990; Dameron & Howe, 1998). Dans les milieux aqueux, le comportement du Cu est influencé par de nombreux processus:

- Complexation avec des ligands organiques (surtout sur les groupes  $-\text{NH}_2$  et  $-\text{SH}$ , et dans une moindre mesure sur le groupe  $-\text{OH}$ ) ou minéraux.
- Adsorption sur des oxydes métalliques, des argiles ou des matières organiques particulières.
- Bioaccumulation, présence de cations de compétition ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ), présence des sels ( $\text{OH}^-$ ,  $\text{S}^{2-}$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ).
- Echange entre les sédiments et l'eau (ATSDR, 1990; Dameron & Howe, 1998).

L'oxyde cuivreux  $\text{Cu}_2\text{O}$  est insoluble dans l'eau alors que les formes  $\text{CuSO}_4$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  et  $\text{CuCl}_2$ . La majorité du Cu rejeté dans l'eau est sous forme particulaire et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles. Dans l'eau, le Cu particulaire représenterait de 40 à 90 % du Cu (ATSDR, 1990). Après introduction du Cu dans le milieu aquatique, l'équilibre chimique est généralement atteint en 24 heures (Casas, 2005).

#### 2.11.6.2. Utilisations

Le Cu existe à l'état natif et est extrait d'une grande variété de minerais. Il se rencontre surtout sous forme de sulfures  $\text{CuS}$  et  $\text{Cu}_2\text{S}$  dans la tétrahédrite et l'énergite, et sous forme d'oxydes. Le minerai le plus important est la chalcopirite. La teneur en Cu dans les minerais varie de 0,5 à 5 %.

Elle est de 0,01 % dans les roches volcaniques et de 0,0055 % dans les roches cristallines. Le Cu est principalement produit par broyage de minerais sulfurés, enrichissement par flottation ou par lessivage acide des minerais oxydés suivi d'une fusion et d'un raffinage électrique ou thermique.

Le Cu est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductivité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages de bronze (avec étain), de laiton (avec Zn) ou de joaillerie (avec or et argent). Il est très largement employé dans la fabrication de matériels électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie.

L'acétate de Cu est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigments pour les céramiques et les teintures, comme fongicide et comme insecticide. Le chlorure cuivrique est employé comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Il est utilisé pour la production de couleurs dans les compositions pyrotechniques ou encore pour la conservation du bois et le raffinage des métaux. Aussi, le sulfate de Cu anhydre est utilisé en analyse pour la détection et l'élimination de traces d'eau provenant des alcools. La forme hydratée est utilisée comme fongicide agricole, bactéricide et herbicides. Il entre dans la composition de la bouillie bordelaise utilisée pour le traitement des vignes (Casas, 2005).

#### 2.11.6.3. Cycle et sources naturelles et anthropiques

Le Cu est présent dans l'environnement de manière ubiquiste. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 mg/kg. Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition.

Les principales sources anthropiques sont l'industrie du Cu et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération d'ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate).

Le milieu environnemental le plus exposé au cuivre est le sol : 97 % du Cu libéré dans l'environnement s'y retrouve contre seulement 3 % dans les eaux et 0,04 % dans l'air (ATSDR, 1990). La contamination des sols est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de Cu, les boues des usines de traitement des eaux usées, les déchets de la galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier. Dans les eaux, le Cu provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68 %), de la contamination par le sulfate de Cu (13 %) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (Casas, 2005).

La viticulture, principale monoculture dans la région méditerranéenne constitue une source potentielle de pollution métallique. Divers fongicides à base de Cu sont largement utilisés pour protéger la vigne. De surcroît, en zone Méditerranéenne, l'importance du ruissellement et de l'érosion sont susceptibles d'accroître les transferts vers les eaux superficielles des produits phytosanitaires issus du traitement de la vigne, le Cu inclus. Par conséquent, ce métal, connu pour son effet fongicide sur les végétaux, se retrouve présent dans l'écosystème aquatique récepteur et peut être à l'origine de perturbations au niveau des populations phytoplanctoniques (Casas, 2005).

#### 2.11.6.4. Propriétés biologiques et toxicité

Le Cu est un élément essentiel chez l'homme et l'animal. Il est impliqué dans de nombreuses voies métaboliques, notamment pour la formation d'hémoglobine et la maturation des polynucléaires neutrophiles. De plus, il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (OMS-IPCS, 1998).

Il a une importance capitale dans l'entretien des processus biologiques. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de Cu, l'hémocyanine. La toxicité vis-à-vis des organismes marins dépend de la forme chimique du Cu et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48 h pour 50% des larves d'huîtres plates serait de 1 à 3 µg/l et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 µg/l. Les caractéristiques physico-chimiques du milieu (pH, dureté, teneurs en autres inorganiques) agissent sur le degré de dissociation entre les formes métalliques et ioniques. Le Cu complexé est moins toxique que le Cu à l'état ionique (Casas, 2005).

#### 2.11.6.5. Bioaccumulation du Cuivre et du Zinc

Le Cu et le Zn sont des métaux essentiels indispensables à la vie. Ils sont nécessaires en quantité généralement faible, à la vie d'un grand nombre d'organismes. L'accumulation du Cu et du Zn est donc régulée pour de nombreuses espèces aquatiques, par exemple chez les mollusques, les crustacés, les poissons et les mammifères (Chong & Wang, 2001).

Les entrées de Cu et de Zn se font préférentiellement sous forme ionique ( $\text{Cu}^{2+}$  et  $\text{Zn}^{2+}$ ) par des protéines de transport membranaire (Sunda & Huntsman, 1998). Les bivalves accumulent ces deux métaux principalement dans l'hépatopancréas, les gonades et les branchies (Adami *et al.*, 2002). Le Zn peut s'accumuler dans les organismes aquatiques mais les valeurs de FBC décroissent en montant dans la chaîne trophique. Cela peut s'expliquer par une régulation plus importante dans les organismes « supérieurs ». En conséquence, il semble que le potentiel de biomagnification soit faible.

### 2.11.7. Le Fer

Le Fer (du latin ferrum) est un élément métallique blanc argenté de symbole Fe et de numéro atomique 26. C'est le quatrième élément le plus abondant dans la croûte terrestre. Proche de l'aluminium par ses propriétés, c'est le plus abondant des métaux. Le principal minerai de fer est l'hématite. Des petites quantités de fer sont présentes sous forme combinées dans les eaux naturelles, les plantes et le sang. Il ne présente pas de toxicité directe pour les êtres vivants c'est un oligo-élément indispensable à tous les êtres vivants, intervient dans les constitutions des molécules d'hémoglobine, des hématies et des myoglobines des muscles (Gaujous, 1995). Le mécanisme toxique principal du Fer réside dans sa capacité à induire la formation de radicaux libres, avec, pour conséquence, une peroxydation lipidique. Classiquement, l'intoxication au Fer est décrite comme évoluant en cinq phases : troubles digestifs, amélioration clinique transitoire, toxicité systémique avec choc, acidose métabolique, coma, toxicité hépatique avec coagulopathie, séquelles digestives à type de sténose (Gunnar *et al.*, 2007; Nestel & Davidsson, 2003).

Largement utilisé dans la métallurgie avec des utilisations secondaires très variées dans la chimie (Rodier, 1998). A l'état libre, le fer métallique se trouve dans les météorites en générale alliée au nickel. Le fer rejeté en mer est due aux activités industrielles et la fabrication des engrais. D'autre part le fer est un oligo-élément indispensable à la vie, il entre dans la composition de l'hémoglobine.

### 2.11.8. Dosage des métaux lourds dans les sédiments

Tous les échantillons sont broyés dans un creuset en agate puis tamisés à 250  $\mu\text{m}$ , A partir de ces échantillons, on pèse 0,250g dans un bécher et on ajoute 5 ml d'acide nitrique ( $\text{HNO}_3$  à 65%). Tous les béchers sont placés sur un bain de sable réglé à 160°C pendant 30 min. Après, les résidus sont transférés dans des capsules en verre sur lesquelles on ajoute 5 ml d'acide fluorhydrique (HF à 40%) et 1,5 ml d'acide perchlorique ( $\text{HClO}_4$  à 65%).

Cependant ; on procède au chauffage sur un bain de sable jusqu'à l'obtention d'un résidu sec, ensuite on ajoute à chaque résidu 1 ml d'acide chlorhydrique et quelques ml d'eau déminéralisée et on chauffe de nouveau sur le bain de sable pour une dissolution à chaud du résidu sec. Ensuite, on transfère les solutions dans des fioles jaugée de 50 ml et on ajuste au volume avec de l'eau déminéralisée.

Les procédures effectuées selon la norme NF X31-147. Les cinq éléments (Cd, Pb, Fer, Cu, Zn) sont dosés par le spectromètre d'absorption atomique dans trois répétitions des sédiments pour chaque station.

Après la réalisation de la gamme d'étalonnage des éléments à analysés, lire les absorbances des étalons et des échantillons à analysés, à une longueur d'onde de (228,8 nm pour le Cd, 283,30 pour Pb, 248,3 pour le Fer, 324,8 pour le Cu, et de 213,9 nm pour le Zn), et calculer les concentrations des éléments dosés dans les sédiments à partir de la droite de régression qui obtenue par la courbe d'étalonnage en mg/l, et les teneurs des éléments dans les sédiments sont calculées selon la formule suivante :

$$T \text{ (mg/g)} = \frac{[X] \times V}{P} \text{ où ;}$$

T : Teneurs d'un métal en mg/g

[X] : la concentration de l'élément déterminée par la courbe d'étalonnage (mg/l)

V : Volume de prise d'essai

P : Poids de l'échantillon à dosé (g).

### **2.11.9. Dosage des métaux lourds dans l'organisme**

La minéralisation s'effectuée selon la méthode de Descamps *et al.* (1996). Les individus de *P. cultrifera* récoltés de huit stations d'El Kala (plage Vieille calle et El Morjane), Annaba (Saint Cloud), Skikda (Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, plage Pikini Djedid) et Collo (plage Ain Oum laksab et Ain doula), ont été rincés à l'aide d'eau déminéralisée et séchés dans une étuve à 60°C pour 10 h, et à 105°C pendant une nuit. Après un broyage on ajoute 5 ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub> à 65%) à 0,5 g d'échantillon puis placés dans un étuve à une température de 50°C durant 2h ensuite de 110°C pendant 16 à 18 h. Après, on additionne 5 ml d'eau oxygénée (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> à 30 %) et laisser la solution à température ambiante pendant 6h, puis filtrer et diluer jusqu'à 25 ml avec de l'eau déminéralisée.

La concentration du Cd, Zn, Cu, Pb, Fer analysée par le spectromètre d'absorption atomique à flamme (référence) dans quatre répétitions pour chaque site, après la réalisation de la gamme d'étalonnage des éléments à analyser, et lire les absorbances des étalons et des échantillons, à une longueur d'onde de 228,8 nm pour le Cd, de 283,30 pour le Pb, de 248,3 pour le Fer, de 324,8 pour le Cu, et de 213,9 nm pour le Zn, on calcule les concentrations des éléments métalliques dans le corps à partir de la droite de régression qui est obtenue par la courbe d'étalonnage en mg/l, et les teneurs sont calculées de la même façon que pour les sédiments.

### **2.11.10. Etablissement de la courbe d'étalonnage**

La préparation de la gamme d'étalonnage s'effectue à partir d'une solution mère étalon. Pour chaque élément, on prépare des dilutions dans 2 ml d'acide nitrique avec de l'eau déminéralisée pour obtenir des solutions à différentes concentration selon les tableaux (6,7, 8, 9, 10) suivants:

**Tableau 06:** Dosage du Fer, réalisation de la gamme d'étalonnage.

<b>Eau déminéralisée (ml)</b>	100	100	100
<b>Solution mère du Fer (<math>\mu</math>l)</b>	50	100	200
<b>Concentration obtenue (ppm)</b>	0,5	1	2

**Tableau 07:** Dosage du Zn, réalisation de la gamme d'étalonnage.

<b>Eau déminéralisée (ml)</b>	100	100	100	100	100
<b>Solution mère du Zn (<math>\mu</math>l)</b>	0	10	20	40	100
<b>Concentration obtenue (ppm)</b>	0	0,1	0,2	0,4	1

**Tableau 08:** Dosage du Cu, réalisation de la gamme d'étalonnage.

<b>Eau déminéralisée (ml)</b>	100	100	100	100
<b>Solution mère du Cu (<math>\mu</math>l)</b>	0	50	100	200
<b>Concentration obtenue (ppm)</b>	0	0,5	1	2

**Tableau 09:** Dosage du Pb, réalisation de la gamme d'étalonnage.

<b>Eau déminéralisée (ml)</b>	100	100	100	100
<b>Solution mère du Pb (<math>\mu</math>l)</b>	0	100	200	500
<b>Concentration obtenue (ppm)</b>	0	1	2	5

**Tableau 10:** Dosage du Cd, réalisation de la gamme d'étalonnage.

<b>Eau déminéralisée (ml)</b>	100	100	100	100	100
-------------------------------	-----	-----	-----	-----	-----

<b>Solution mère du Cd (<math>\mu\text{l}</math>)</b>	0	10	20	40	100
<b>Concentration obtenue (ppm)</b>	0	0,1	0,2	0,4	1

## 2.12. Dosage des hydrocarbures totaux

### 2.12.1. Définition

Les hydrocarbures sont des composés organiques contenant exclusivement des atomes de carbones (C) et d'hydrogène (H) (Franennec *et al.*, 1988). D'après Standards et Pancanadiens (2008), le terme « hydrocarbure pétrolier » (HCP) est un terme générique qui désigne les mélanges de composés organiques présents dans des matières géologiques comme l'huile, le bitume et le charbon ou dérivés de ces matières.

### 2.12.2. Classification

Les pétroles bruts sont constitués de différentes familles des composés dont la composition chimique varie énormément selon leur origine géographique et géologique (Tissot & Welte, 1984).

Les hydrocarbures constituent la fraction la plus importante d'un brut pétrolier, ils représentent entre 65 et 95 % de la plupart des pétroles bruts. Ces hydrocarbures peuvent être classés en quatre familles principales qui sont présentes en proportions variables selon leur origine: les hydrocarbures saturés (30 à 70 %), les hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques (20 à 40 %), les composés polaires (5 à 25 %) et les asphaltènes (0 à 10 %) (Neff, 1979; Soltani, 2004).

Les produits pétroliers sont aussi introduits dans l'environnement marin sous forme de produits raffinés: carburants et huiles, leurs compositions dépendent de l'origine du pétrole et des opérations subies au cours du raffinage. On dénombre environ 230 composants pour l'essence et environ 2000 pour un fuel lourd. Selon Soltani (2004), les hydrocarbures pétroliers sont classés comme suit:

#### 2.12.2.1. Les hydrocarbures saturés

Parmi lesquels, on distingue :

- Les alcanes linéaires (*n*-alcanes,  $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$ ), dont la longueur de chaîne varie de 7 à 40 atomes de carbone, constituent une des classes les plus abondantes des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier).

- Les alcanes ramifiés: les plus abondants sont les alcanes ramifiés. Ces composés se trouvent dans le pétrole brut dans des proportions sensiblement égales à celles des alcanes linéaires.

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

#### 2.12.2.2. Les hydrocarbures aromatiques

Plusieurs familles d'hydrocarbures aromatiques et polyaromatiques dont le nombre de noyaux varie de 2 à 6 sont présentes dans les pétroles. En général, les hydrocarbures aromatiques sont moins abondants que les alcanes, et ne représentent que 10 à 30 % des hydrocarbures totaux d'un brut pétrolier.

#### 2.12.2.3. Les composés polaires

Cette fraction correspond à des molécules renfermant des hétéro atomes, telles que:

- Des composés oxygénés: phénols, acides carboxyliques, alcools, aldéhydes
- Des composés soufrés: mercaptans, sulfures, disulfures
- Des composés azotés: pyridines, quinoléines

Les dérivés soufrés sont dans la plupart des cas plus abondants que les composés oxygénés ou azotés.

#### 2.12.2.4. Les asphaltènes

Ils correspondent à une classe de composés de hauts poids moléculaires, insolubles dans le pentane ou l'hexane. La structure de ces composés est mal connue du fait, d'une part de leur composition chimique complexe, d'autre part de méthodes analytiques difficilement utilisables.

### **2.12.3. Les hydrocarbures biogènes**

Les organismes vivants biosynthétisent des hydrocarbures aliphatiques, aromatiques et polyaromatiques condensés. Le développement des techniques analytiques a démontré la complexité de ces composés présents en faibles quantités dans les colonnes d'eau et les sédiments. En effet, la biosynthèse et les mécanismes des transformations (dissolution, évaporation, photo-oxydation, transformations biologiques, ...) conduisent à un mélange de composés dont la spécificité dépend des organismes producteurs et des conditions physicochimiques du milieu. Ainsi, la stabilité de ces composés a fait d'eux des marqueurs biologiques et géochimiques d'une très grande valeur.

Plusieurs travaux de recherche portant sur la distribution et l'abondance des hydrocarbures dans les environnements marins, ont permis d'évaluer les niveaux de pollution, d'estimer une éventuelle augmentation en concentration suite aux phénomènes de transport et aux activités industrielles et de prédire les effets des hydrocarbures anthropogéniques sur les processus physiques, chimiques et biologiques (Saliot, 1981).

#### 2.12.3.1. Les hydrocarbures aliphatiques saturés

Les alcanes linéaires (*n*-alcanes): Les *n*-alcanes sont des constituants prédominants dans la distribution des hydrocarbures dans l'environnement marin. Les espèces phytoplanctoniques et les macro-algues synthétisent des *n*-alcanes dont les longueurs de chaînes varient respectivement de *n*-C14 à *n*-C32 et de *n*-C20 à *n*-C30 (Saliot, 1981), avec un maximum à *n*-C15 ou *n*-C17 (Blumer *et al.*, 1971; Gelpi *et al.*, 1970; Clark & Blumer, 1967; Youngblood *et al.*, 1971). Une distribution des *n*-alcanes sans prédominance paire/impair a été observée chez les bactéries (C13 à C31) et les plantes inférieures terrestres (C15 à C23) avec un maximum dans la zone de C17 à C20 pour les bactéries (Han & Calvin, 1969; Oro *et al.*, 1967). Cependant, les plantes supérieures synthétisent des *n*-alcanes de haut poids moléculaire (C23 à C33) à prédominance impair.

Les alcanes ramifiés: Les hydrocarbures isopréniques sont les plus fréquents dans l'environnement marin et ils présentent plusieurs origines (Saliot, 1981).

Le pristane (2,6,10,14-tetraméthylpentadécane) a été identifié en faible quantité chez les phytoplanctons, chez les macro-algues, les zooplanctons et pourrait être l'hydrocarbure majeur chez certaines bactéries anaérobies. Han et Clavin (1969), ont identifié le phytane (2,6,10,14-tetraméthylhexadécane) en faibles concentrations chez des bactéries, qui a été aussi identifié chez des micro-algues (Volkman *et al.*, 1980).

On trouve également d'autres composés comme le 7-méthylheptadécane et 8-méthylheptadécane, identifiés chez les micro-algues. Les alcanes portant une ramification sont absents chez les autres organismes et en particulier les bactéries. Ces dernières sont caractérisées par des hydrocarbures à courtes chaînes, avec une prédominance marquée de composés à nombre impair d'atomes de carbone (Kolattukudy, 1976).

D'autres sources peuvent être à l'origine des hydrocarbures ramifiés notamment les plantes dont les *iso*-alcanes pourraient constituer dans certains cas plus de 50 % des hydrocarbures totaux (Eglinton *et al.*, 1962; Saliot, 1981).

#### 2.12.3.2. Les hydrocarbures aliphatiques insaturés

Les organismes marins synthétisent un grand nombre d'oléfines à chaînes droites, possédant jusqu'à six doubles liaisons, où prédominent les composés suivants (Saliot, 1981; Volkman *et al.*, 1980, 1981):

- *n*-C17:1, *n*-C18:1, *n*-C19:1, *n*-C21:5 et *n*-C21:6 chez les micro-algues.
- *n*-C17:1, *n*-C19:5, *n*-C21:5 et *n*-C21:6 chez les macro-algues.
- *n*-C21:6, *n*-C14:1, *n*-C19:1, *n*-C22:1 et *n*-C30:1 chez le zooplancton.
- *n*-C17:1 et *n*-C17:2 chez les bactéries.

Des polyoléfines ramifiées telles que le squalène et les carotènes ont été également identifiées.

#### 2.12.3.3. Les cycloalcanes et les cycloalcènes

Le plus simple hydrocarbure cyclique est un alkylcyclopropane identifié dans des algues marines (Youngblood *et al.*, 1971) mais la plupart de ces composés sont des terpénoïdes comme les triterpénoïdes pentacycliques (Saliot, 1981).

#### 2.12.3.4. Les hydrocarbures aromatiques

La biosynthèse directe de ces composés par des microorganismes ou des végétaux est un sujet controversé. En effet, à l'exception d'une faible contribution des algues, des bactéries et des plantes, les hydrocarbures aromatiques sont généralement considérés comme produits de pyrolyse des activités humaines et des phénomènes naturels (incendies de forêts, éruptions volcaniques) (Bouchez *et al.*, 1996; Saliot, 1981).

### 2.12.4. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement

C'est par des processus physiques, chimiques et biologiques qu'un hydrocarbure va pouvoir être déplacé, transformé ou éliminé, après avoir été réparti dans l'environnement.

Parmi les différentes altérations que peut subir un hydrocarbure, on citera les facteurs environnementaux qui sont:

#### 2.12.4.1. Evaporation

L'évaporation est un phénomène qui touche les fractions de faible poids moléculaire et dépend des conditions atmosphériques (vent, vagues, température,...). Les hydrocarbures les plus légers, ayant de 4 à 12 atomes de carbone, qui représentent généralement près de 50 % des hydrocarbures totaux

d'un brut moyen, sont éliminés rapidement dès les premiers jours, pouvant conduire à une pollution de l'atmosphère (Soltani, 2004) (Tableau 11).

**Tableau 11:** Evaporation approximative pour différentes catégories d'hydrocarbures (ITOPF, 1987).

Type d'hydrocarbures	Évaporation de 12 heures	Évaporation de 48 heures	Fraction totale évaporée
Essence	50-100 %	100 %	100 %
Pétrole brut moyen	10-40 %	24-80 %	100 %
Pétrole lourd	5-15 %	10-25 %	35 %
Basse densité AP	1-3 %	5-10 %	15 %
Diesel	0-2 %	1-5 %	10%

#### 2.12.4.2. Solubilisation

La solubilité des hydrocarbures dans l'eau est très faible. Un hydrocarbure est d'autant plus soluble que sa masse moléculaire est faible et que sa polarité est élevée. Il est important de noter que ces hydrocarbures solubles sont parmi les plus dangereux pour l'environnement. Ils sont difficiles à éliminer et sont adsorbés par la faune et la flore (Goswami & Singh, 1991; Bouchez *et al.*, 1995 ; Roudi 2002).

#### 2.12.4.3. Emulsification

Deux types d'émulsions peuvent se former : eau dans l'huile appelée "mousse Chocolat" et huile dans l'eau. Les émulsions eau dans l'huile sont constituées par des hydrocarbures de haut poids moléculaires. Ces émulsions difficilement dégradables sont les précurseurs des résidus goudronneux retrouvés sur les plages, alors que les émulsions « huile dans l'eau » facilitent l'élimination des hydrocarbures (Soltani, 2004).

#### 2.12.4.4. Sédimentation

La sédimentation est le passage du pétrole de la surface vers le fond. Ce phénomène concerne les résidus goudronneux constitués de la fraction pétrolière la plus lourde et dont la densité est supérieure à celle de l'eau de mer. Les hydrocarbures adsorbés préférentiellement sur les particules en suspension sont entraînés gravitairement vers le sédiment marin. Ce phénomène est d'ailleurs capital

en termes d'exportation de la surface vers le fond, notamment en eau océanique profonde (Dachs *et al.*, 2002 ; Deyme, 2011). La sédimentation conduit à la constitution d'agrégats de haute densité difficilement dégradable par voie naturelle (Vandersteel, 2005).

#### 2.12.4.5. Photo-oxydation

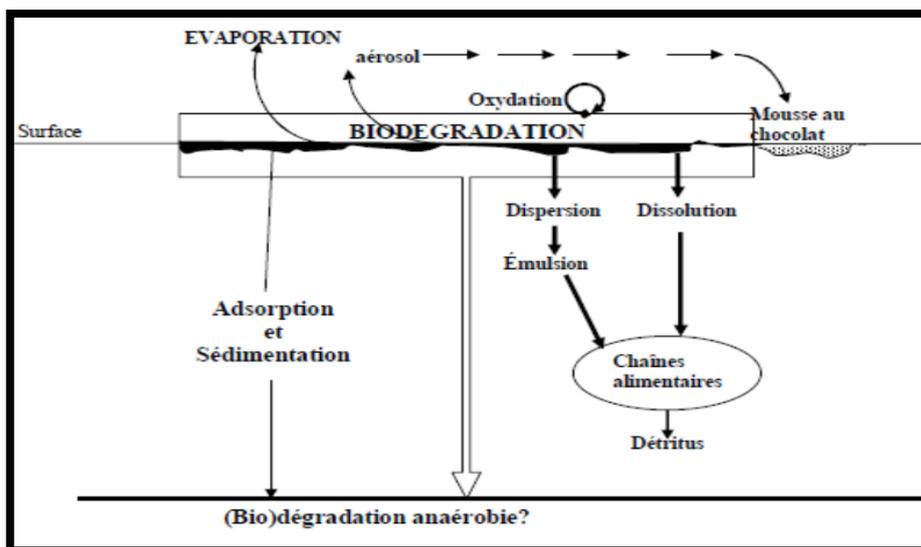
La photo- oxydation est observée au niveau de la surface de l'eau où l'air (oxygène) et la lumière (radiations solaires) sont présents pour la transformation des hydrocarbures (Payne & Phillips, 1985). L'efficacité de ce phénomène dépend de la nature des hydrocarbures et de la présence de composés non hydrocarbonés (Bertrand & Mille, 1989). Ainsi, la photooxydation touche plus particulièrement les composés aromatiques qui sont plus photosensibles que les composés aliphatiques (Rontani & Giusti, 1987, Soltani, 2004).

Parmi ces derniers, les composés ramifiés sont plus facilement photo-oxydés que les n-alcanes (Rontani & Giusti, 1987). Ce phénomène est d'ailleurs favorisé par la présence de photosensibilisateurs naturels dans l'eau de mer (Ehrhardt & Petrick, 1985; Lurot, 1995, Boukir *et al.*, 2001; Jacquot *et al.*, 1996; Asia, 2012). La photo-oxydation conduit à la formation de composés solubles dans l'eau (acides, alcools, cétones, peroxydes et sulfoxydes) et certains travaux de recherche ont montré leur toxicité pour les communautés microbiennes (Payne & Phillips, 1985; Larson *et al.*, 1979; Maki *et al.*, 2001, Soltani, 2004).

Certains composés organométalliques, présents dans les pétroles, accélèrent l'oxydation, par contre les dérivés soufrés ralentissent la vitesse d'oxydation. Bien que tous les hydrocarbures puissent subir un processus de photooxydation directe (composés aromatiques) ou indirecte (hydrocarbures saturés en présence d'un photosensibilisateur), l'importance de ce phénomène est peut-être encore sous-estimée (Asia, 2012).

#### **2.12.5. Comportement des hydrocarbures dans le milieu marin**

Du fait de l'état liquide des hydrocarbures et de leur faible solubilité dans l'eau, les hydrocarbures déversés dans l'eau s'étalent immédiatement à la surface, ensuite ils subissent plusieurs modifications (figure 26).



**Figure 26.** Processus physico-chimiques et biologiques intervenant dans l'évolution d'une nappe de pétrole en milieu marin (Bertrand & Mille, 1989).

### 2.12.6. Biodégradation

La biodégradation est le processus naturel le plus important dans la dépollution de l'environnement. Les microorganismes en sont responsables, en particulier les bactéries (Vogel, 2001). L'importance de la biodégradation dans l'élimination du pétrole, les voies métaboliques d'oxydation des hydrocarbures par les bactéries et les paramètres qui peuvent influencer la biodégradation seront traités plus loin. Les bactéries, les champignons et levures marins sont responsables à la transformation des hydrocarbures en produits moins toxiques. Les travaux de recherches sur la biodégradation des hydrocarbures ont montré que ce processus dépend de la structure chimique des hydrocarbures et des conditions environnementales.

Dutta et Harayama (2001) ont étudié la distribution des microorganismes dégradeurs d'hydrocarbures dans différents habitats. Des microorganismes ont été isolés dans des sédiments marins, des océans, des eaux côtières, des étangs arctiques, des lacs et des estuaires. Cependant, ces microorganismes se retrouvent en proportions variables dans la communauté microbienne totale.

Les résultats de Kiyohara *et al.* (1992) montrent que la plupart des bactéries utilisant les HAP ont été trouvées dans des environnements où une activité humaine non négligeable a amené des contaminations par HAP. Les auteurs, notent également la rareté des souches dégradant l'anthracène et le kérosène ainsi que l'ubiquité remarquable des souches dégradant le phénanthrène. Il n'est pas exclu que cette étude comprenne aussi certains cas de dégradation des HAP par cométabolisme.

La biodégradabilité est l'aptitude d'une matière organique à subir la biodégradation, c'est-à-dire la dégradation moléculaire en milieu généralement aqueux résultant des actions complexes des microorganismes. Sous l'activité enzymatique de ces microorganismes, une substance pourra subir la biodégradation en se transformant en métabolites et finalement, en dioxyde de carbone et en eau (Scow, 2003). Les processus de biodégradation sont :

**Biodégradation primaire:** Est l'évaluation de la disparition de substance, dans des conditions définies par la mesure de la quantité résiduelle ou la perte de propriétés (Scow, 2003).

**Biodégradation ultime:** Exprime le stade auquel la ou les molécules sont totalement transférées en CO<sub>2</sub> (conditions aérobie) ou en CH<sub>4</sub> (conditions anaérobie), soit en constituant de la biomasse, soit en éléments minéraux (ex: minéralisation de l'azote organique en nitrate, ammonium...) (Bouillon, 2003).

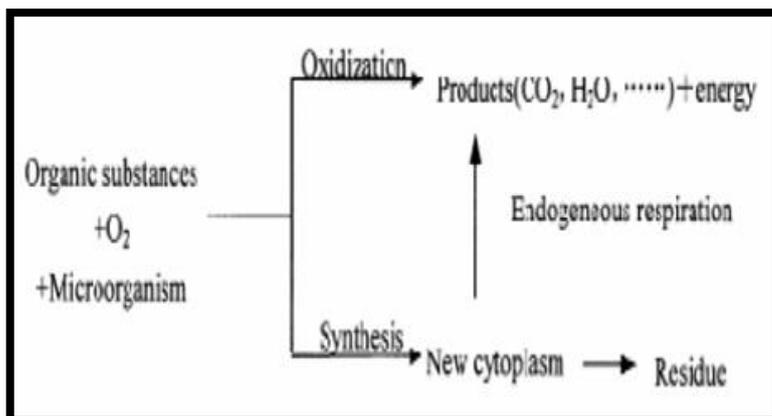
**Biodégradation acceptable:** Est la dégradation biologique d'un composé organique au point d'atténuer sa toxicité (Scow, 2003).

#### 2.12.6.1. Types de biodégradation

##### 2.12.6.1.1. Biodégradation aérobie

Selon Zhenpeng *et al.* (2002), La biodégradation aérobie d'une substance organique est le degré de modification physique et chimique que subit cette matière organique par les microorganismes (Figure 27) la biodégradation d'une substance organique en condition aérobie. Celle-ci peut être affectée par la modification de l'un des facteurs suivants :

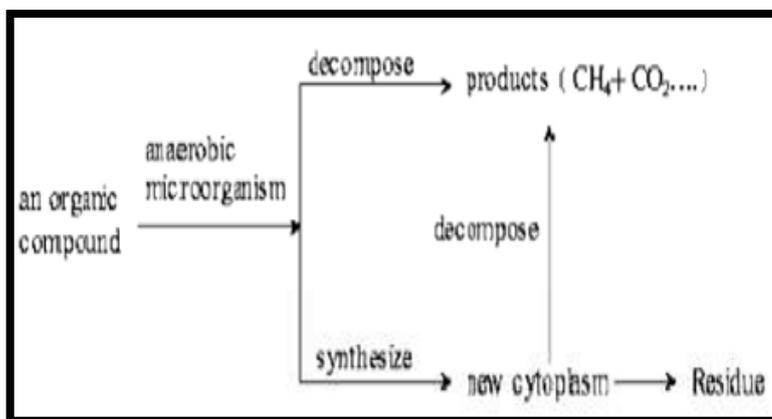
- Vitesse de dégradation des composés organiques.
- Quantité de l'oxygène consommée.
- Produits résultant de la dégradation.
- Activité microbienne.



**Figure 27.** Dégradation aérobie de la matière organique (Zhenpeng *et al.*, 2002)

#### 2.12.6.1.2. Biodégradation anaérobie

La biodégradation anaérobie d'une substance organique (Figure 28) est le degré de modification physique et chimique que subit cette matière organique par les microorganismes en conditions d'anaérobiose (Hongwei *et al.*, 2003).



**Figure 28:** Dégradation anaérobie de la matière organique (Hongwei *et al.*, 2003).

#### 2.12.6.2. Facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures

De nombreux paramètres influent sur l'efficacité du traitement biologique, il s'agit de :

##### 2.12.6.2.1. Composition chimique des hydrocarbures

Les hydrocarbures pétroliers sont différents par leur susceptibilité aux attaques microbiennes. Ainsi, la vitesse de biodégradation est plus élevée pour les hydrocarbures saturés, viennent ensuite les aromatiques légères, les aromatiques à haut poids moléculaire et les composés polaires ayant la vitesse de dégradation la plus faible (Soltani, 2004).

La biodégradabilité des pétroles bruts est très fortement dépendante de leur composition (Atlas, 1975); à une température déterminée, un pétrole léger est plus susceptible d'être biodégradé qu'un pétrole lourd.

#### 2.12.6.2.2. Humidité

L'humidité est un paramètre important dans les processus de dégradation des composés organiques simples ou complexes. Il est connu que les faibles humidités inférieures à 2% limitent la vitesse de biodégradation (Davis & Madsen, 1996).

Inversement, des teneurs trop élevées vont influencer sur la perméabilité des sols aux gaz et générer des conditions de limitations de transfert d'oxygène et donc de limitation de métabolisme microbien aérobie (Ballerini, 1999).

#### 2.12.6.2.3. La température

A basse température, la viscosité du pétrole augmente, la volatilisation des composés toxiques pour les microorganismes tels que les alcanes de faibles poids moléculaires est réduite et leur solubilité dans l'eau augmente par diminution de leur volatilisation, ce qui entraîne un ralentissement du métabolisme des microorganismes (Atlas & Bartha, 1972; Atlas, 1975).

Une diminution de la température est généralement accompagnée d'une diminution de la vitesse de biodégradation qui peut être expliquée par une décroissance de l'activité enzymatique. Des températures plus élevées ont pour effet d'augmenter la vitesse de biodégradation (Walworth *et al.*, 2001; Sandvik *et al.*, 1986; Song *et al.*, 1990).

Si l'oxydation des hydrocarbures a été observée à des températures inférieures à 0°C (Rike *et al.*, 2003) ou élevées variant entre 70-80°C (Annweiler *et al.*, 2000), le maximum de l'activité métabolique des microorganismes est généralement observé à une température comprise entre 30 et 40 °C (Bossard & Bartha, 1984). Au-delà de la température optimale de croissance et de biodégradation on assiste à une augmentation de la toxicité des hydrocarbures et à une diminution de l'activité métabolique.

#### 2.12.6.2.4. L'oxygène

L'étape initiale du catabolisme des hydrocarbures par les microorganismes inclut l'oxydation de ces substrats par l'intermédiaire d'hydroxylases et d'oxygénases, pour lesquelles l'oxygène moléculaire est indispensable (Leahy & Colwell, 1990; Atlas, 1981; Bertrand & Mille, 1989).

Les conditions aérobies sont nécessaires pour cette voie d'oxydation microbienne des hydrocarbures dans l'environnement. Théoriquement, 3,5 g d'oxygène sont nécessaires pour l'oxydation complète de 1 g de pétrole. Selon Zobell (1969), la quantité d'oxygène dissoute dans 320 m<sup>3</sup> d'eau de mer est nécessaire pour l'oxydation de 1 litre de pétrole brut. Dans un site très pollué, on aboutira fréquemment à un ralentissement de la biodégradation par suite d'une carence en oxygène. En étudiant les facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures par la bactérie *Acinetobacter calcoaceticus* Marin *et al.* (1996) ont constaté une augmentation de la dégradation des hydrocarbures totaux et des *n*-alcanes de 10 % après un apport supplémentaire d'oxygène par agitation.

Les sédiments aquatiques, sont par contre généralement anoxiques, à l'exception de la fine couche superficielle (Leahy & Colwell, 1990). L'étude de l'évolution des différents hydrocarbures en fonction de la concentration en oxygène, dans des systèmes à flux continu, a montré que la dégradation des hydrocarbures a lieu essentiellement dans la partie superficielle des sédiments (0-1 cm), où la concentration en oxygène est de 8 ppm, alors qu'elle est plus faible en profondeur (Bertrand *et al.*, 1986). Par contre aucune dégradation n'a été observée dans des conditions anaérobies (0,2-0,3 ppm), en dépit d'une activité sulfato-réductrice très élevée dans les sédiments. La concentration en oxygène a été identifiée comme une variable limitante de la vitesse de la biodégradation du pétrole dans les sols (Hurst *et al.*, 1996, El-Kadi, 2001) et les eaux souterraines (Boyd *et al.*, 2001). La dégradation anaérobie des hydrocarbures par les microorganismes peut se produire mais à des vitesses négligeables et son importance écologique est moindre.

#### 2.12.6.2.5. Les éléments nutritifs

Le rejet des hydrocarbures dans les environnements aquatiques contenant des éléments nutritifs inorganiques en faibles concentrations, conduit généralement à des rapports carbone/azote et carbone/phosphore très élevés, défavorables pour la croissance microbienne (Leahy & Colwell, 1990).

Le pétrole lui-même contient de tels nutriments en petites quantités, mais ils sont toujours présents sous forme de composés hétérocycliques (exemple: dérivés de la pyridine et du pyrrole pour l'azote) ou organométalliques complexes; ils ne sont donc pas utilisables par les microorganismes (Bertrand & Mille, 1989). Les sources d'azote et de phosphore sont toujours faibles, surtout pendant les périodes de forte activité des organismes photosynthétiques. L'azote et le phosphore sont aussi des facteurs limitant la biodégradation des hydrocarbures dans les sols (Walworth *et al.*, 2001, 2003; Mohn & Stewart, 2000).

#### 2.12.6.2.6. La salinité et du pH

La salinité moyenne des milieux océaniques est de l'ordre de 3,5 % et l'intervalle de variation se situe en général entre les limites de 3,3% et 3,7%. Ces concentrations en sels sont compatibles avec la croissance des microorganismes hydrocarbonoclastes (Bertrand & Mille, 1989).

Quand la concentration en chlorure de sodium dépasse 1 M, l'élimination du pétrole brut diminue rapidement. Pour ce type de substrat, les fortes salinités constituent donc une barrière naturelle pour la biodégradation (Al Mallah, 1988; Tagger *et al.*, 1976; Bertrand *et al.*, 1990). Bertrand *et al.* (1993) ont étudié l'influence de la concentration en chlorure de sodium sur la biodégradation des hydrocarbures par deux communautés microbiennes, ils ont trouvé que la biodégradation est maximale pour une concentration de 0,4 M et diminue lentement pour des valeurs supérieures et inférieures à celle-ci.

Ward et Brock (1978) ont montré que la vitesse de la biodégradation des hydrocarbures décroît lorsque la salinité passe de 3,3 à 28,4%, et ils ont attribué ces résultats à une réduction générale des vitesses métaboliques des microorganismes.

L'influence du pH a été très peu étudiée, mais il ne semble jouer qu'un rôle relativement mineur en milieu marin. Contrairement à la plupart des écosystèmes aquatiques, les sols peuvent avoir des valeurs de pH très variables, allant de 2,5 à 11,0. Des valeurs extrêmes de pH, ce qui est le cas pour quelques types de sols, pourraient avoir une influence négative sur la capacité des microorganismes à dégrader les hydrocarbures. La croissance des bactéries hétérotrophes et des champignons étant favorisée par un pH proche de la neutralité (Leahy & Colwell, 1990). Dibble et Bartha (1979) et Hambrick *et al.* (1980) ont trouvé que la dégradation des hydrocarbures est plus élevée dans des conditions légèrement basiques. Quel qu'il soit, le pH des milieux marins n'atteint jamais des valeurs suffisamment extrêmes pour inhiber la biodégradation.

#### 2.12.6.2.7. La pression

La pression n'est considérée comme une variable dans la biodégradation des hydrocarbures que dans les profondeurs des océans (Leahy & Colwell, 1990; Bertrand & Mille, 1989; Atlas, 1981).

En effet, le pétrole qui n'est pas dégradé dans les eaux de surface va progressivement s'enfoncer, en subissant une lente transformation, et ce sont les molécules difficilement dégradables qui atteindront le fond des océans. La profondeur moyenne de ceux-ci est de 3800 m (ce qui correspond à une pression de 380 bars) et la température est inférieure à 5°C (Bertrand & Mille, 1989).

L'étude de la croissance et l'utilisation des hydrocarbures par les bactéries isolées de sédiments marins profonds en fonction de la pression (Schwarz *et al.*, 1974, 1975), a montré que la vitesse d'utilisation des hydrocarbures est fortement diminuée à hautes pressions. Sous une pression de 1 bar

(pression atmosphérique), ces bactéries dégradent 94 % de l'hexadécane en 8 semaines alors qu'il leur faut 40 semaines pour arriver au même résultat à 500 bars. Il apparaît donc, que les hydrocarbures qui parviennent aux grandes profondeurs océaniques sont très lentement dégradés par les microorganismes et par conséquent peuvent persister pendant de longues périodes.

### 2.12.7. Pénétration des hydrocarbures dans la chaîne alimentaire

Les produits pétroliers rejetés dans l'environnement ont des répercussions sur les plantes, animaux et êtres humains. Les conséquences de la contamination dépendent des organismes eux-mêmes et de la structure chimique des hydrocarbures. Certaines espèces éprouvent des changements de comportement à peine perceptibles ou des problèmes de santé à court terme. Certaines d'entre elles éprouvent des effets toxiques instantanés et aigus, parfois mortels, tandis que chez d'autres espèces, les répercussions se manifestent lentement à long terme (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments, communiqué de presse, 6 Janvier 2000).

Face à ces polluants, les organismes susceptibles d'être contaminés doivent être considérés en fonction de leur capacité de réponse spécifique. Les bactéries, nourriture de nombreuses espèces aquatiques, peuvent être des vecteurs de contamination par lesquels les hydrocarbures peuvent entrer dans la chaîne alimentaire (Bertrand & Mille, 1989). Les connaissances les plus nombreuses portent sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) dont la toxicité la plus souvent rapportée correspond à leur potentiel carcinogène.

### 2.12.8. La persistance

La persistance des hydrocarbures dépend des facteurs suivants (Tableau 12):

- Les propriétés des hydrocarbures.
- Les propriétés physiques du littoral.
- Les phénomènes littoraux.

**Tableau 12:** Persistance d'hydrocarbures selon diverses caractéristiques

Caractéristiques	Faible persistance	Haute persistance
Type d'hydrocarbure	Léger, volatil	Lourd ou goudronneux

Epaisseur de la couche d'hydrocarbures sur les rivages	Mince (<1 cm)	Epaisse (>10 cm)
Profondeur de la pénétration des hydrocarbures	Hydrocarbures en surface	Enfouis sous la surface
Vents dominants	Vers la côte	Vers le large
Exposition côtière	Directe (ouverte)	Echancrée (abritée)
Energie des vagues	Forte, côte exposée	Basse, côte abritée

### 2.12.9. Conséquences de la contamination par les hydrocarbures

Les impacts de la pollution par les hydrocarbures sont multiples. Les aspects les plus évidents sont les grandes catastrophes très médiatisés (Soltani, 2004). Les hydrocarbures sont des contaminants environnementaux omniprésents. Ils constituent une classe des produits chimiques organiques dangereux dont certains de leurs effets toxiques sont reconnus comme fortement cancérigènes, génotoxiques, immunotoxique, mutagénique ou tératogénique. Ils représentent une menace pour la santé publique (Wang *et al.*, 2000; Cheung & Kinkle, 2001; Eriksson *et al.*, 2003).

Les principales conséquences ont trait à la dégradation du milieu biologique. Celle-ci se mesure en comparant l'état du milieu pollué par rapport à ce qu'il aurait été sans pollution. Les hydrocarbures (ainsi que les produits qui servent à leur nettoyage) font partie des polluants reconnus comme dangereux pour l'environnement et pour la santé humaine, au même titre que divers produits organiques, les pesticides et les métaux lourds. Il convient de distinguer la toxicité à court terme et la toxicité à long terme. Dans les deux cas, cette toxicité dépend de la composition du produit toxique et de son devenir dans le milieu.

#### 2.12.9.1. Conséquences physiques

Un film d'hydrocarbures étalé à la surface de la mer empêche les échanges air/mer nécessaires à de nombreux cycles biologiques marins. Par conséquent:

- Il diminue le renouvellement de l'oxygène
- Il est un obstacle aux rayons du soleil, limitant ainsi la photosynthèse

- Il entraîne une augmentation de la température et favorise la prolifération de microorganismes consommateurs d'oxygène

#### 2.12.9.2. Conséquences biologiques

Les effets des hydrocarbures sur l'environnement sont variés et complexes. Certains se manifestent immédiatement, d'autres après une période plus longue. Ils affectent à des titres divers le règne animal et végétal de la surface à l'intérieur de la mer (Tableau 13) en ayant des effets sur certaines populations marines caractéristiques. Dans le cas des pétroles bruts, les fractions les plus volatiles et les composés aromatiques sont les plus toxiques. Pour les produits raffinés, les effets les plus nuisibles proviennent généralement des produits qui ont un point d'ébullition bas; le pétrole qui contient du tétra éthyle de plomb est considéré comme le plus toxique de tous, suivi par le kérosène, le gazole et le fuel N° 6 (huile lourde pour moteurs N° 6).

**Tableau 13:** Effets des hydrocarbures sur certaines populations (Voirin, 1987).

Populati on	Sensibilité	Effets à court terme	Effets à long terme
Algues	Faible	Revêtement et brûlures des tissus, s'il y a contact directe avec le produit	Généralement bon rétablissement
Flore estuarienne	Variable selon le stade de développement des plantes et la période de l'année	Le revêtement des parties exposées va causer la suffocation. Impact dû aux travaux de lutte contre la pollution. Personnel et machines	Rétablissement relativement rapide (2 à 3 ans) s'il y a un renouvellement de l'eau et une alimentation en nutriments, rétablissement plus lent si rien n'est entrepris pour le faciliter.
Mollusq ues dans les zones intertidales	Généralement élevée	Suffocation et intoxication	Accumulation par les organismes filtreurs. Même un faible pourcentage d'hydrocarbures résiduels dans les sédiments va rendre les espèces commerciales

			impropres à la consommation. La possibilité d'une purification dans l'eau propre va dépendre de la durée du contact avec le polluant. Diminution de la reproduction.
Faune fixée sur les rochers	Généralement élevée	Suffocation et intoxication	Dépendent de la durée du contact avec le polluant. Dans les zones exposées, la sensibilité est moins prononcée grâce au renouvellement rapide de l'eau et l'effet de nettoyage.
Poissons	Faible pour les adultes. Elevée pour les larves et les juvéniles	Par le contact directe avec les hydrocarbures ; suffocation causée par le mazoutage et les effets tensioactifs sur les branchies. Les poissons quittent rapidement les zones polluées.	Blessures sur les poissons qui fouillent les sédiments même légèrement pollués (par exemple les poissons plats).
Oiseaux	Variable (élevée pour les oiseaux plongeurs)	Engluage du plumage, empoisonnement par ingestion, destruction des nids et des œufs par contact.	Evacuation des zones polluées.

### 2.12.9.3. Conséquences pour la santé de l'homme

Outre une intoxication directe, par inhalation ou ingestion massive de produits pétroliers, la consommation de certains animaux marins (poissons, crustacés, coquillages) qui ont été en contact avec des hydrocarbures peut être dangereuse pour l'homme en raison des effets cumulatifs. Toutefois, la plupart du temps, les effets nocifs de la pollution sont ressentis indirectement par le truchement de l'impact économique et écologique (Voirin, 1987):

- Dommage aux ressources biologiques: flore et faune marines, avec comme conséquence des entraves à certaines activités maritimes.

- Dégradation des installations et atteinte au tourisme qui constitue une valeur économique fondamentale.

- Diminution de la qualité de l'eau qui se répercute sur ses multiples usages.

#### **2.12.10. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer**

L'extraction des hydrocarbures à partir des échantillons est effectuée selon la norme AFNOR T 90-114. Les hydrocarbures totaux sont constitués par des produits extractibles par le trichlorométhane (CHCl<sub>3</sub>) en milieu acide, puis dosés après purification par spectrophotométrie Ultraviolet/visible à une longueur d'onde de 400 nm (selon la loi de Beer Lambert).

Un volume de 500 ml d'échantillon est versé dans une ampoule à décanter et acidifié par 1 ml d'acide chlorhydrique HCl à 50 %, auquel on ajoute 2 à 3 gouttes d'un indicateur coloré mixte (constitué de rouge de méthyle, de vert bromocrésol et dilué dans l'alcool éthylique) permettant de contrôler le pH.

50 ml de CHCl<sub>3</sub> sont ajoutés au milieu réactionnel, suivi de plusieurs agitations dynamiques avec une purge de l'ampoule après chaque agitation. Le temps de décantation est de quelques minutes. La phase organique recueillie (CHCl<sub>3</sub>) est filtrée sur du papier filtre contenant le sodium disulfate Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, pour éliminer toutes traces d'humidité. Le dosage de l'échantillon filtré se fait grâce au spectrophotomètre UV/Visible de type CE 1021-CECILX avec des cellules en quartz de 10 mm d'épaisseur.

Après la réalisation de la gamme d'étalonnage de 0 à 25 ppm, lire les absorbances de l'étalon et des échantillons à analyser, à une longueur d'onde de 400 nm. Les concentrations finales des hydrocarbures totaux sont calculées en mg/l à partir de l'équation de la droite de régression de la courbe d'étalonnage.

#### **2.12.11. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'organisme**

Les individus de *P. cultrifera* récoltés de huit stations séchés dans un étuve à une température de 40°C jusqu'à la masse soit constaté. Après un broyage un échantillon de 50g (poids sec) est immergé dans 100 ml de trichlorométhane (CHCl<sub>3</sub>). Le mélange subit une agitation dans un bac à ultrasons durant 30 minutes (même procédé que celui de l'extraction des sédiments et adapté aux vers marins). Puis une filtration et l'échantillon filtré est dosé par le spectrophotomètre UV selon le même procédé du dosage des HTC dans l'eau. Et les teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme sont calculées selon la formule suivante :

$$T (\mu\text{g/g}) = \frac{[X] \times V}{P} \text{ où ;}$$

T : Teneurs des hydrocarbures totaux en  $\mu\text{g/g}$

[X] : la concentration déterminée par la courbe d'étalonnage ( $\mu\text{g/l}$ )

V : Volume de prise d'essai

P : Poids de l'échantillon (g).

### **2.13. Dosage des biomarqueurs**

Les facteurs environnementaux d'origine anthropique ou naturelle (Pellerin-Massicote, 1994) pourraient résulter d'un équilibre fragile entre induction et inhibition par les composés à cycle redox. Les principaux systèmes de défense antioxydante ont été mis en évidence chez les invertébrés aquatiques (Winston & Di Giulio, 1991; Lemaire & Livingstone, 1993), en particulier, chez la moule *Mytilus edulis*, où l'activité catalase (CAT) est principalement peroxysomiale, l'activité superoxyde dismutase SOD est cytosolique (SOD à cuivre et zinc) et mitochondriale (SOD à manganèse), et les activités de glutathion peroxydase (GPXs sélénium-dépendante et sélénium-indépendante) sont principalement cytosoliques (Livingstone, 1992). Les activités CAT, SOD et GPX sélénium-dépendante sont plus importantes dans la glande digestive que dans les branchies ou les tissus musculaires (Gamble *et al.*, 1995).

De nombreuses études réalisées en laboratoire et sur le terrain, concernant les défenses antioxydantes et les enzymes détoxifiantes chez *Mytilus edulis*, montrent généralement des corrélations directes entre les défenses antioxydantes, les enzymes détoxifiantes, les dommages occasionnés sur les biomolécules et les xénobiotiques (Viarengo *et al.*, 1990; Lemaire & Livingstone, 1993; Rodriguez-Ariza *et al.*, 1993; Livingstone, 1998) mais aussi des corrélations avec les saisons (Sheehan & Power, 1999; Niyogi *et al.*, 2001; Vidal *et al.*, 2002).

L'augmentation de l'activité catalase a déjà été relevée chez des poissons et des bivalves exposés à des polluants organiques (HAP, PCB, pesticides et engrais chimiques) (Rodriguez-Ariza *et al.*, 1993; Cossu *et al.*, 1997). Par ailleurs, les travaux effectués sur les biomarqueurs de stress oxydant en laboratoire et surtout *in situ* montrent que le caractère non spécifique de leur réponse constitue un avantage comme indicateur d'un état de pollution mixte (Cossu *et al.*, 1997).

#### **2.13.1. Dosage de l'activité enzymatique de l'Acétylcholinestérase (AChE)**

##### 2.13.1.1. Les cholinestérases

Les cholinestérases (ChE) sont des enzymes pouvant hydrolyser les esters de choline plus rapidement que d'autres substrats. Les vertébrés possèdent deux ChE correspondant à deux gènes

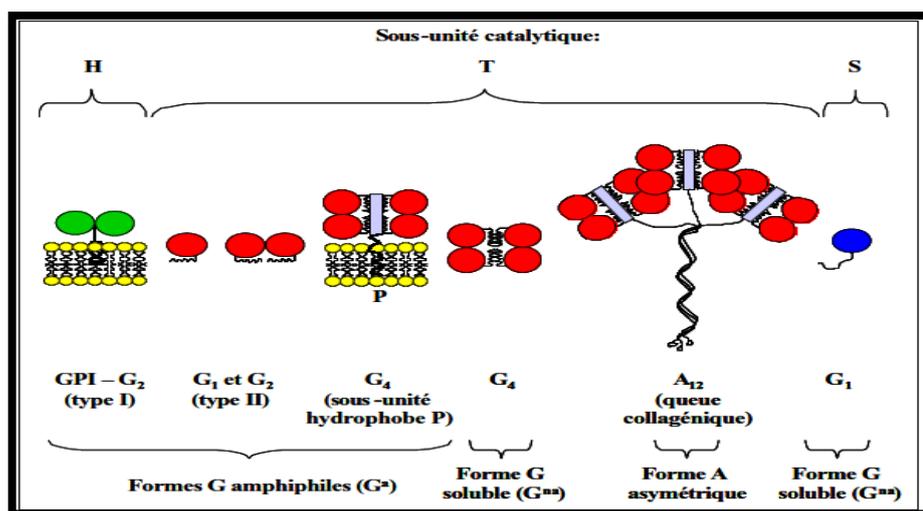
distincts, l'acétylcholinestérase (AChE) et la butyrylcholinestérase (BChE). Ces deux enzymes se distinguent par leur spécificité envers différents esters de choline (l'acétylcholine -ACh- et la butyrylcholine -BCh- pour l'AChE et la BChE, respectivement) et leur réactivité envers divers inhibiteurs.

#### 2.13.1.2. Les différentes formes de cholinestérases

Les AChE existent sous diverses formes moléculaires, ancrées dans les membranes pré- ou post-synaptiques, associées aux lames basales situées dans l'espace synaptique, ancrées dans les membranes des érythrocytes et des lymphocytes ou sécrétées à l'état soluble dans le milieu extracellulaire et présentes dans le plasma sanguin (figure 29). Deux formes diffèrent par leur structure quaternaire, la forme asymétrique (A) et la forme globulaire (G). Les formes A sont caractérisées par la présence d'une triple hélice collagénique (queue collagénique) dont chaque brin (sous-unité Q) peut être attaché à un tétramère de sous-unités catalytiques. Les formes A peuvent comporter un, deux ou trois tétramère(s) (formes A<sub>4</sub>, A<sub>8</sub> et A<sub>12</sub>).

Elles n'existent que chez les vertébrés et se trouvent uniquement dans le système nerveux et les muscles. Elles se caractérisent par leur capacité à interagir à faible force ionique avec des composants polyanioniques présents dans les lames basales, tels que les glycosaminoglycanes, et ne sont solubles qu'à force ionique élevée. Les formes G ne possèdent pas de queue collagénique. Elles existent sous forme de monomères (G<sub>1</sub>), dimères (G<sub>2</sub>) ou tétramères (G<sub>4</sub>) de sous-unités catalytiques. Certaines sont amphiphiles (G<sup>a</sup>) et d'autres non (G<sup>na</sup>). Les formes G<sup>a</sup> présentent un domaine hydrophobe, distinct du domaine catalytique, leur permettant de s'ancrer dans les membranes: soit un groupement glycoposphatidylinositol -GPI- (G<sup>a</sup> de type I), soit un groupement de nature non glycolipidique (G<sup>a</sup> de type II), soit une sous-unité hydrophobe non catalytique de 20 kDa sous-unité P- (Massoulié *et al.*, 1993).

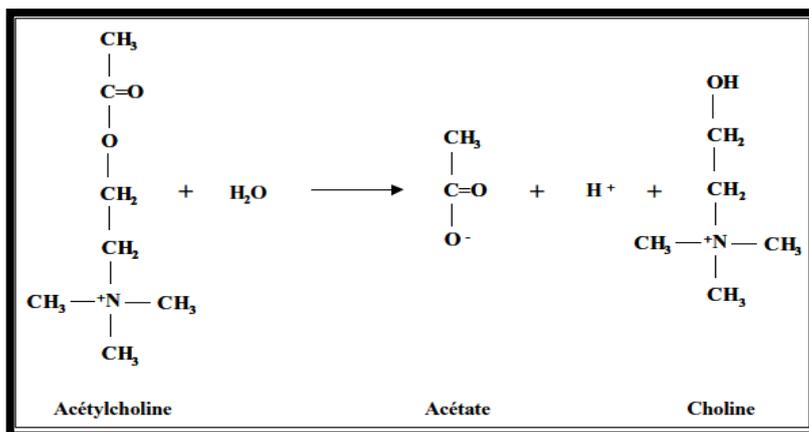
Les AChE possèdent différentes sous-unités catalytiques codées par des ARNm obtenus par épissage différentiel à partir d'un même gène. Ces sous-unités présentent le même domaine catalytique mais diffèrent par leurs peptides Cterminaux. On distingue les sous-unités de type H (présence de séquences hydrophobes), T (nécessaire à l'assemblage d'une queue collagénique ou de nature hydrophobe), S (trouvé uniquement dans le venin de certains serpents) et R (pourrait résulter d'une erreur d'épissage). Les formes asymétriques ne sont constituées que de sous-unités T (Massoulié *et al.*, 1999).



**Figure 29.** Les différentes formes moléculaires de l'acétylcholinestérase chez les vertébrés (d'après Massoulié *et al.*, 1999).

### 2.13.1.3. Rôles de l'acétylcholinestérase

Chez les vertébrés, l'AChE est une enzyme vitale dont le rôle majeur est d'hydrolyser un neuromédiateur, l'ACh, au niveau des synapses cholinergiques (nerveuses et neuromusculaires). A l'arrivée de l'influx nerveux, la terminaison présynaptique libère l'ACh qui diffuse à travers l'espace synaptique et vient activer des récepteurs spécifiques situés dans la membrane postsynaptique. Dans les jonctions neuromusculaires, les fibres musculaires postsynaptiques présentent au contact de la terminaison nerveuse une région membranaire spécialisée riche en récepteurs nicotiques qui sont également des canaux ioniques. La fixation de l'ACh sur ces derniers en provoque l'ouverture. L'entrée consécutive d'ions sodium entraîne une dépolarisation locale qui déclenche un potentiel d'action propagé dans toute la fibre musculaire, la libération d'ions calcium et finalement la contraction. Pour que la repolarisation soit possible, l'ACh est très rapidement hydrolysée en acétate et choline par l'AChE (figure 30), localisée dans l'espace synaptique. Le site actif de l'AChE comprend deux sous-sites: un sous-site estérasique comportant une sérine active et le groupe imidazole d'une histidine et un sous-site anionique liant le groupement ammonium quaternaire de l'ACh ou des inhibiteurs. La fixation de l'ACh entraîne un changement conformationnel de l'enzyme, puis une réaction d'échange entre l'ACh et la sérine activée par le groupe imidazole. Au cours de cette réaction, une molécule de choline est libérée et la sérine acétylée. L'intervention d'une molécule d'eau permet de désacétyler cette dernière en libérant de l'acétate afin de régénérer l'enzyme libre (Massoulié & Bon, 1993).



**Figure 30.** Hydrolyse de l'acétylcholine par l'acétylcholinestérase (d'après Trundle & Marcial, 1988).

L'inhibition de l'AChE peut avoir des conséquences catastrophiques pouvant entraîner la mort. Parmi les inhibiteurs de l'AChE, les plus connus sont certains gaz de combat et les insecticides organophosphorés et carbamates. Le mécanisme d'inhibition par ces derniers est basé sur la formation d'un complexe carbamylé ou phosphorylé qui est plus stable que la forme acétylée. Cependant la forme carbamylée s'hydrolyse rapidement (inhibition réversible) alors que la réactivation de la forme phosphorylée est beaucoup plus lente (inhibition réversible) voire impossible (inhibition irréversible) selon la nature de l'organophosphoré (Lotti, 1995).

Le rôle de la BChE est moins connu que celui de l'AChE. Elle est capable d'hydrolyser certaines drogues telle que l'héroïne et pourrait être impliquée dans la détoxification de certains composés naturels. De manière générale, les ChE pourraient également être associées à des fonctions non cholinergiques telles que l'embryogenèse, les mécanismes de reconnaissance, de signalisation, d'adhérence, de prolifération et de différenciation cellulaires (Massoulié & Bon, 1993).

Dans les études environnementales, l'AChE et la BChE sont essentiellement utilisées comme biomarqueurs d'exposition aux pesticides organophosphorés et carbamates. Cependant, les métaux lourds et plus rarement les hydrocarbures aromatiques polycycliques peuvent également moduler l'activité des cholinestérases (en l'inhibant la plupart du temps), selon un mode d'action moins connu que celui des pesticides.

#### 2.13.1.4. Méthode de dosage de l'activité enzymatique de l'AChE

Le dosage de l'acétylcholinestérase est effectué au niveau du corps entier des femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des quatre. L'activité enzymatique de l'AChE est mesurée par rapport aux quantités de protéines. La méthode de dosage de l'acétylcholinestérase (AChE) la

plus courante (Ellman *et al.*, 1961) consiste à fournir à l'enzyme un substrat, l'acétylthiocholine (ASCh), dont l'hydrolyse libère de la thiocholine (SCh) et de l'acide acétique.

La quantité de thiocholine obtenue est proportionnelle à l'activité enzymatique, on la révèle grâce à une méthode colorimétrique faisant intervenir un ion (le dithiobisnitrobenzoate ou DTNB) qui se lie avec la thiocholine pour former un complexe de couleur jaune que l'on dose à 412 nm.

Les échantillons individuel (corps entier) sont homogénéisés pendant quelques secondes dans 1 ml de solutions détergente (38,03 mg éthylène glycol tris-bêta-aminoéthyl éther N N N' N' ou EGTA, 1 ml triton X 100%, 5,845 g NaCl, 80 ml tampon tris 10mM) à l'aide d'un homogénéisateur à Ultrasons (Sonifer B-30) puis centrifugés à 5000 tours pendant 5 minutes. Le surnageant est utilisé immédiatement pour la mesure de l'activité AChE.

L'activité spécifique de l'AChE est déterminée comme suit : 100 µl de surnageant sont additionnées à 100 µl de DTNB (0,1 M, pH 8) (39,6 mg de DTNB, 15 mg CO<sub>3</sub> Na, dans 10 ml tris 0,1 M pH 7) et 1 ml du tampon tris (0,1 M pH 7). Après 3 à 5 minutes de repos nécessaire pour épuiser la réaction spontanée, 100 µl de substrat acétylthiocholine iodide (Sigma R) (118 mg ASCh dans 5 ml d'eau distillée) sont ajoutés. La lecture des densités optiques s'effectue à 412 nm en utilisant un spectrophotomètre (Shimadzi-UV-120) toutes les 4 minutes pendant 20 minutes contre un blanc où le surnageant à été remplacé par un volume équivalent de solution détergente (100 µl). L'activité spécifique de l'AChE est déterminée par la formule suivante :

$$\text{AChE } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg des protéines}) = \frac{\Delta \text{DO} \times \text{Vt}}{1,36 \times \text{Vs}} / \text{mg des protéines}$$

$\Delta \text{Do}$  : Densité optique

$\text{Vt}$  : Volume total des solutions (0,1 ml surnageant + 0,1 ml du DTNB + 1 ml tris + 0,1 ml de substrat ASCh)

$\text{Vs}$  : Volume du surnageant (0,1ml)

1,36 : Coefficient d'extinction (concernant le DTNB à 412 nm)

mg des protéines : Quantité des protéines en mg

### **2.13.2. Dosage de l'activité enzymatique de la Glutathion S-transférase (GST)**

2.13.2.1. Les glutathion S-transférases, composants de la métabolisation de détoxification de phase II

Dans les mécanismes de détoxification, les enzymes de phase II ont pour rôle essentiel de coupler un groupement hydrosoluble à un xénobiotique préalablement métabolisé ou non par les enzymes de phase I afin de le rendre lui-même plus hydrosoluble et donc plus facilement excrétable par l'organisme. On trouve principalement dans cette catégorie les glutathion S-transférases (GSTs), les UDP-glucuronosyle-transférases, les sulfotransférases et les époxydes hydrolases. Seule les GSTs seront abordées dans ce chapitre. Les GSTs catalysent la conjugaison d'un tripeptide, le glutathion réduit (γ-glutamyl-cystéinyglycine: GSH) à une multitude de substrats hydrophobes présentant un centre électrophile. Elles ont été mises en évidence dans la plupart des êtres vivants tels que la levure (Foley et Sheehan, 1998), les mollusques (Fitzpatrick & Sheehan, 1993; Fitzpatrick *et al.*, 1995; Blanchette & Singh, 1999), les vers de terre (Stenersen *et al.*, 1979; Borgeraas *et al.*, 1996), les crustacés (Keeran & Lee, 1987; Leblanc & Cochrane, 1987), les insectes (Stenersen *et al.*, 1987; Prapanthadara *et al.*, 1996), les poissons (George & Young, 1988; Martínez-Lara *et al.*, 1997; Pérez-López *et al.*, 2000), les mammifères (Habig *et al.*, 1974; Kamisaka *et al.*, 1975; Rouimi *et al.*, 1996; Bolton & Ahokas, 1997) et les plantes (Pascal *et al.*, 1998; Hong *et al.*, 1999).

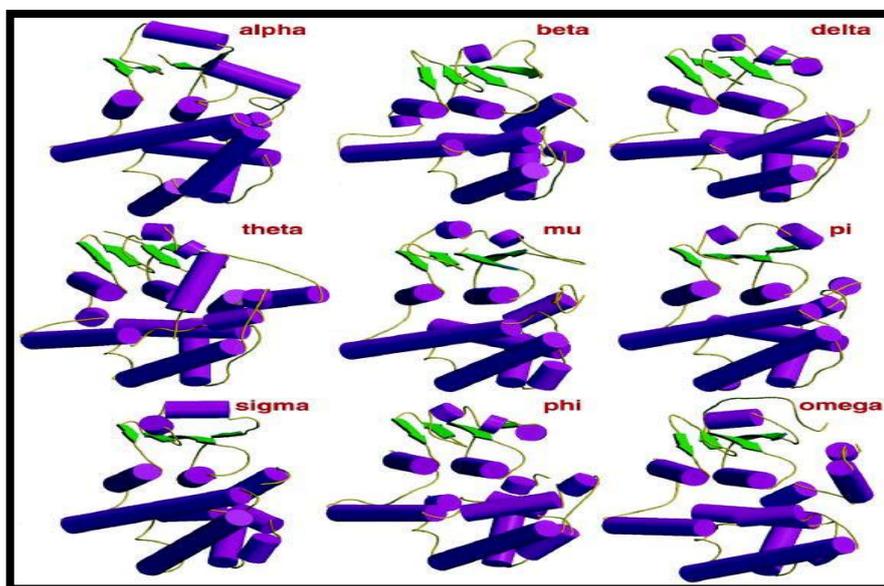
Elles constituent une large famille d'isoenzymes homo- et hétérodimériques principalement cytosoliques bien que certaines formes membranaires aient été identifiées. Les sous-unités possèdent une masse moléculaire de 20 à 30 kDa et sont codées par des familles multigéniques. A l'origine, l'intérêt pour les GSTs provient de leur participation dans la voie de biosynthèse des acides mercapturiques, molécules solubles dans l'eau et facilement excrétées par l'organisme. La réaction de conjugaison entre le GSH et les xénobiotiques représente en effet la première des quatre étapes menant à leur formation (Beckett & Hayes, 1993). Les GSTs ont été depuis largement étudiées chez les mammifères, plus particulièrement chez le rat et l'humain et de nombreux rôles leur ont été attribués.

#### 2.13.2.2. Les différentes classes de glutathion S-transférases

De nombreuses nomenclatures ont été utilisées pour classifier les GSTs cytosoliques de mammifères. Elles étaient initialement basées sur les propriétés chromatographiques des GSTs, l'ordre chronologique de leur caractérisation ou leur point isoélectrique. Par exemple, trois polypeptides séparés par SDS-PAGE à partir d'un éluat issu d'une chromatographie par exclusion d'un cytosol de foie de rat ont été nommés Ya, Yb, Yc. Il a ensuite été démontré que les sous-unités de type Ya et Yc pouvaient s'associer entre elles mais non avec des sousunités de type Yb. Deux familles différentes ont donc été mises en évidence dans le foie de rat. Une troisième famille, absente dans un foie normal mais présente dans le placenta et des tumeurs du foie a par la suite été identifiée et nommée Yp ou Yf. Quant aux GSTs humaines, elles étaient à l'origine divisées en trois groupes: les formes basiques (foie), neutres (foie) et acides (placenta) (Beckett & Hayes, 1993).

Mannervik *et al.* (1985) ont uniformisé la nomenclature en s'appuyant sur les séquences d'acides aminés NH<sub>2</sub>-terminales des GSTs, leurs substrats et inhibiteurs spécifiques et leurs propriétés immunologiques. Ils ont ainsi proposé trois classes de GSTs communes aux rats, aux souris et aux humains (les sous-unités d'une classe donnée ne pouvant s'apparier avec celles d'une autre classe): Alpha (sous-unités Ya et Yc de rat; 1, 2, 8 et 10 de rat; GSTs basiques d'humain), Mu (sous-unités Yb de rat; 3, 4, 6, 9 et 11 de rat; GSTs neutres d'humain) et Pi (Yp ou Yf de rat; 7 de rat; GSTs acides d'humain). Depuis, de nouvelles classes de GST ont été identifiées: Thêta (Meyer *et al.*, 1991), Sigma (Meyer & Thomas, 1995), Zêta (Board *et al.*, 1997). D'autres classes ont été mises en évidence chez les bactéries, les insectes et les plantes: classes Bêta (Rossjohn *et al.*, 1998), Delta (Board *et al.*, 1997) et Phi (Board *et al.*, 1997), respectivement.

Plus récemment, une nouvelle classe a été découverte chez les mammifères et le nématode *Caenorhabditis elegans*: la classe Oméga (Board *et al.*, 2000). Les GSTs sont principalement cytosoliques mais certaines GSTs sont localisées dans la matrice mitochondriale (Pemble *et al.*, 1996) ou la membrane (Morgenstern et DePierre, 1983). Les structures tertiaires des différentes classes de GSTs (Figure 31).



**Figure 31.** Structure tertiaire des classes Alpha, Bêta, Delta, Thêta, Mu, Pi, Sigma, Phi et Oméga de GSTs. Les hélices alpha sont représentées par des cylindres et les feuillets bêta par des flèches (Board *et al.*, 2000).

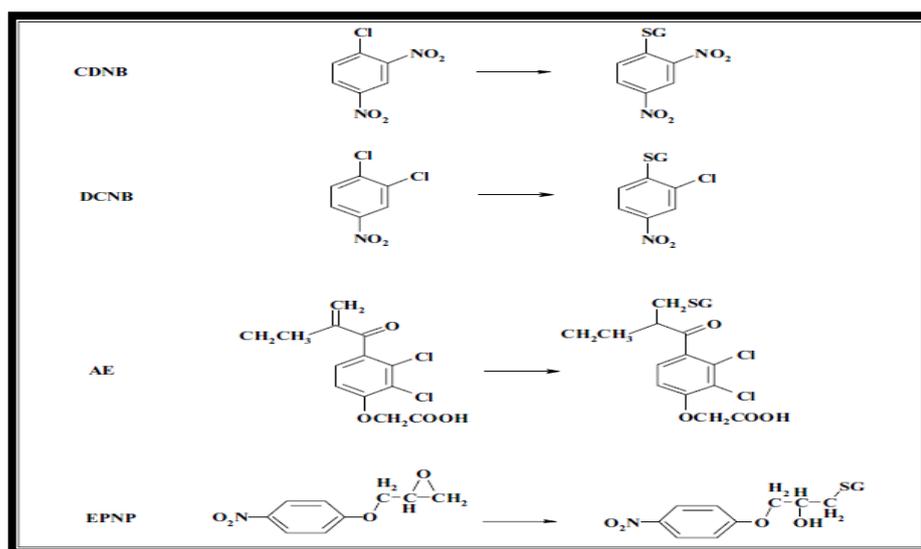
### 2.13.2.3. Mécanisme catalytique des glutathion S-transférases

Les GSTs catalysent de nombreuses réactions au cours desquelles le GSH sous la forme d'anion thiolate (GS<sup>-</sup>) joue le rôle d'un substrat nucléophile.

La principale activité catalytique des GSTs est de faciliter la formation ou la stabilisation de l'anion thiolate. Celui-ci peut ensuite attaquer le centre électrophile (atome de carbone, d'oxygène, de soufre ou d'azote) d'un autre substrat. Le composé obtenu est un conjugué thioéther (Beckett & Hayes, 1993).

Les enzymes cytosoliques possèdent deux sites actifs par dimère se comportant indépendamment l'un de l'autre. Chaque site actif comprend au moins deux sites de fixation: le site de fixation du GSH, très spécifique, et celui du substrat électrophile, beaucoup moins spécifique, ce qui permet aux GSTs de réagir avec une large gamme de composés (Wilce & Parker, 1994).

Différents substrats permettent de mesurer l'activité des GSTs grâce à l'obtention de conjugués absorbant à certaines longueurs d'onde (Habig *et al.*, 1974). Le substrat le plus utilisé est le 1-chloro-2,4-dinitrobenzène (CDNB). Le CDNB est souvent considéré comme le substrat «universel» des GSTs car il est métabolisé par la majorité des isoenzymes. D'autres substrats considérés comme plus spécifiques de telle ou telle classe de GSTs sont également couramment utilisés, par exemple le 1,2-dichloro-4-nitrobenzène (DCNB), l'acide éthacrynique (AE) et le 1,2-époxy-3-(*p*-nitrophénoxy)propane (EPNP), spécifiques des classes Mu, Pi et Thêta, respectivement (figure 32). Cependant, cette spécificité n'est que relative car certains substrats peuvent être métabolisés par plusieurs classes de GSTs (Beckett & Hayes, 1993).



**Figure 32.** Substrats modèles métabolisés par les glutathion *S*-transférases: le 1-chloro-2,4-dinitrobenzène (CDNB), le 1,2-dichloro-4-nitrobenzène (DCNB), l'acide éthacrynique (AE) et le 1,2-époxy-3-(*p*-nitrophénoxy)propane (EPNP) (d'après Beckett & Hayes, 1993).

#### 2.13.2.4. Rôles des glutathion *S*-transférases

#### 2.13.2.4.1. Métabolisation de substrats exogènes

Les GSTs peuvent détoxifier un large spectre de xénobiotiques initialement électrophiles ou devenus électrophiles après métabolisation. Ces composés peuvent être des herbicides ou des pesticides (thiocarbamates, organophosphates), des amines aromatiques, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (benzo[*a*]pyrène -B[*a*]P-), des toxines (aflatoxine B1) ou des substances pharmaceutiques (paracétamol, nitroglycérine, bromosulphthaléine). Parmi ces xénobiotiques, certains peuvent être à l'origine de composés cancérigènes comme le B[*a*]P. Ce dernier est métabolisé par des monooxygénases à cytochrome P450 et des époxydes hydrolases en composés hautement réactifs tels que des époxydes, des phénols, des diols et des quinones. En particulier, le métabolite le plus cancérigène du B[*a*]P, le 7,8-diol-9,10-époxyde peut se fixer de manière covalente à l'ADN. Les GSTs sont capables de conjuguer les époxydes et leurs dérivés et constituent donc un système essentiel de protection (Hinson & Kadlubar, 1988).

Cependant, la conjugaison de certains substrats avec le GSH peut parfois conduire à la formation de composés encore plus réactifs et toxiques que le composé initial. Soit le conjugué peut exercer son effet en interagissant avec un récepteur, soit la conjugaison transforme (ou constitue une étape dans la transformation) un composé relativement inactif en un composé électrophile pouvant réagir de manière irréversible avec des macromolécules cellulaires. Dans ce dernier cas, les conjugués pouvant s'avérer toxiques sont divisés en trois groupes: (1) les conjugués constituant eux-mêmes des espèces réactives (exemple de substrat: le 1,2-dibromoéthane), (2) les conjugués préalablement métabolisés pour donner naissance à des espèces réactives (exemples de substrats: hydroquinone, hexachlorobutadiène), (3) les conjugués pouvant «stocker» l'espèce réactive puis la libérer dans certaines conditions (exemple de substrat: benzyl isothiocyanate) (Van Bladeren, 1988).

Certaines isoenzymes de GSTs peuvent être induites par des xénobiotiques tels que le phénobarbital, le 3-méthylcholanthrène, l'hexachlorobenzène et les antioxydants phénoliques (Vos & Van Bladeren, 1990).

Les xénobiotiques modifiés par les enzymes de phase II (et/ou de phase I) peuvent ensuite être expulsés de la cellule par les enzymes de phase III. Ces dernières regroupent des protéines membranaires dont le mode d'action repose sur un mécanisme ATP-dépendant. Chez les mammifères, la protéine de phase III la plus étudiée est la protéine MRP (multidrug resistance related protein) (Parant, 1998).

#### 2.13.2.4.2. Métabolisation de substrats endogènes

Les GSTs possèdent un rôle capital dans les mécanismes de protection de l'organisme vis à vis des effets néfastes du stress oxydatif. Certaines GSTs peuvent en effet métaboliser les hydroperoxydes

lipidiques résultant de la peroxydation lipidique. Contrairement aux glutathion peroxydases dépendantes du sélénium, ces GSTs ne possèdent pas de sélénium dans leur structure et ne métabolisent pas le peroxyde d'hydrogène. Les produits finaux de la peroxydation lipidique tels que les aldéhydes, le malonedialdéhyde, les hydroxyalkénals peuvent également être métabolisés par certaines isoenzymes. Enfin, les GSTs participeraient aux mécanismes de réparation des molécules d'ADN oxydées, en association avec d'autres enzymes (Ketterer & Meyer, 1989).

Outre leurs fonctions de protection, les GSTs participent également à la biosynthèse de molécules biologiquement actives telles que les prostaglandines et les leukotriènes (Beckett & Hayes, 1993). Les GSTs sont capables de lier de manière covalente ou non de nombreux composés hydrophobes qu'elles ne métabolisent pas, ceci à des fins de stockage, de séquestration ou de transport (certains xénobiotiques ou leurs métabolites, des acides biliaires, des hormones stéroïdes et thyroïdiennes ainsi que des neurotransmetteurs).

#### 2.13.2.5. Méthode de dosage de l'activité enzymatique de la GST

La mesure de l'activité de la Glutathion S-transférase (GST) est déterminée selon la méthode de Habig *et al.* (1974). Elle est basée sur la réaction de conjugaison entre la GST et un substrat, le CDNB (1-chloro 2,4 dinitrobenzène) en présence d'un cofacteur le Glutathion (GSH). Et mesurée à une longueur d'onde de 340 nm dans un spectrophotomètre visible/UV (GENEYS TM8).

Quatre échantillons pour chaque station, de corps entier des femelles de *P. cultrifera*, chacune homogénéisé dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 trs/mn pendant 30 mn et le surnageant récupéré, servira comme source d'enzyme.

Le dosage consiste à faire réagir 0,2 ml du surnageant avec 1,2 ml u mélange CDNB (1 mM)/GSH (5 Mm) [20,26 mg CDNB, 153,65 mg GSH, 1 ml éthanol, 100 ml tampon phosphate (0,1 M, pH 6)]. La lecture des absorbances est effectuée toutes les 1 mn pendant 5 minutes à une longueur d'onde de 340 nm contre un blanc contenant 0,2 ml d'eau distillée remplaçant la quantité du surnageant. L'activité spécifique est déterminée par rapport au quantité des protéines est déterminée selon la formule suivante :

$$\text{GST } (\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg des protéines}) = \frac{\Delta \text{DO} \times \text{Vt}}{9,6 \times \text{E} \times \text{Vs}} / \text{mg des protéines}$$

$\Delta \text{Do}$  : Pente de la droite de régression des densités optiques obtenus à 340 nm.

$\text{Vt}$  : Volume total des solutions (1,2 ml du mélange CDNB-GST + 0,2 ml du surnageant).

$\text{Vs}$  : Volume du surnageant (0,2 ml)

9,6 : Coefficient d'extinction (concernant le CDNB)

E : épaisseur de la cuve = 1 cm.

mg des protéines : Quantité des protéines en mg

### 2.13.3. Dosage de l'activité enzymatique de la Catalase (CAT)

Les catalases sont des hémoprotéines tétramériques qui, avec un atome de fer par sous-unité, ont une masse d'environ 240 KDa. Elles catalysent la réduction du peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ) en eau et en oxygène moléculaire. Les catalases sont des enzymes peroxysomales dont le rôle est de prévenir les peroxydations des molécules biologiques induites par l'eau oxygénée ( $H_2O_2$ ). Les catalases sont présentes dans tout le règne animal et se retrouvent aussi chez les végétaux. Elles sont sensibles à certains contaminants inducteurs de stress oxydatif au niveau des membranes cellulaires, comme les HAP, PCB ou certains pesticides (Livingstone, 1993) et les métaux (Labrot *et al.*, 1996a). Cependant, les résultats sont parfois contradictoires *in vivo*, certains auteurs montrent une induction de l'activité (Di Giulio *et al.*, 1989, 1993), d'autres une inhibition (Labrot *et al.*, 1996).

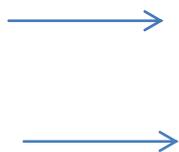
Une des hypothèses retenue est que cette activité enzymatique serait très sensible aux facteurs environnementaux d'origine anthropique ou naturelle (Pellerin-Massicote, 1994) et pourrait résulter d'un équilibre fragile entre induction et inhibition par les composés à cycle redox. Les principaux systèmes de défense antioxydante ont été mis en évidence chez les invertébrés aquatiques (Winston & Di Giulio, 1991; Lemaire & Livingstone, 1993).

La catalase réagit efficacement avec  $H_2O_2$  pour donner l'eau et l' $O_2$ . Elle est localisée principalement dans les peroxysomes ; mais elle se trouve aussi dans le cytoplasme. De nombreux travaux ont montré la diminution de l'activité de cette enzyme suite à un traitement par le cadmium chez *Pisum sativum* (Sandalo *et al.*, 2001), *Phaseolus vulgaris* (Chaoui *et al.*, 1997) et *Helianthus annuus* (Gallego *et al.*, 1996). Cette baisse est due soit au fait que cette enzyme est associée aux peroxysomes qui contiennent des protéases, soit à sa photoinactivation (Sandalo *et al.*, 2001), soit à une déficience en Fe qui est un constituant du site actif de cette enzyme (Jurcsuk *et al.*, 2004).

#### 2.13.3.1. Méthode de dosage de l'activité enzymatique de la CAT

Le dosage de la catalase est réalisé selon la méthode de Claiborne (1985), basé sur l'hydrolyse de  $H_2O_2$  en  $H_2O$  et  $O_2$ . En vue de l'estimation de l'activité enzymatique de la catalase, les femelles de *P. cultrifera* sont homogénéisées dans 1ml de tampon phosphate (100M, pH 7,4) à l'aide d'un broyeur à ultrasons (Sonifer B-30). L'homogénat ainsi obtenu est centrifugé (15000 tours/min pendant 10 minutes) et le surnageant récupéré servira de source d'enzyme. Le protocole de dosage est réalisé comme suit : une fraction aliquote de 0,2ml est ajoutée à 0,8ml de tampon phosphate (100M, pH 7,4)

et 0,2 ml d'eau oxygénée (500mM, 30V). la lecture se fait contre un blanc préparé avec 0,2ml H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et 0,8ml Tampon phosphate. Les densités optiques sont mesurées toutes les 5 secondes pendant 30 secondes à 240 nm d'absorbance dans un spectrophotomètre SHIMADZI-UV-1202. La quantité en protéines des différents échantillons biologiques a été préalablement déterminée.



Mélanger 404 ml de la solution (a) avec 96 de la solution (b) ; L'activité spécifique de la catalase est déterminée d'après la formule suivante :

$$\text{Catalase} = \frac{\Delta Do / mn}{0,04 \times \text{mg de protéine}}$$

Activité spécifique de la catalase ( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéine).

$\Delta Do$  : pente de la droite de régression de densités optiques obtenues à 240 nm

#### 2.13.4. Quantification des protéines

La quantification des protéines a été faite selon Bradford (1976) sur une fraction aliquote de 0,1 ml de l'homogénat, avec 4 ml de Bleu Brillant de Coomassie (G250, Merk) comme réactif (50 mg de Bleu Brillant de Coomassie, 25 ml d'éthanol (95%), 50 ml d'acide orthophosphorique (85%) et compléter à 500 ml avec l'eau distillée). L'albumine de sérum de bœuf (Sigma, France) a été utilisée comme standard.

Les absorbances ont été lues à une longueur d'onde de 595 nm, à l'aide d'un spectrophotomètre, et la gamme d'étalonnage réalisée à partir d'une solution d'albumine à 1mg/ml (Tableau 14).

**Tableau 14:** Dosage des protéines, réalisation de la gamme d'étalonnage.

Tubes	1	2	3	4	5	6
Solution d'albumine ( $\mu\text{l}$ )	0	20	40	60	80	100
Eau distillée ( $\mu\text{l}$ )	100	80	60	40	20	0

Réactif BBC (ml)	4	4	4	4	4	4
------------------	---	---	---	---	---	---

## 2.14. Mesure de protection contre la pollution

### 2.14.1. Règlements

Le littoral algérien n'est pas totalement dépourvu de réglementation. Il est couvert directement ou indirectement par une pluralité de textes dont certains sont très anciens et d'autres plus récents et qui touchent à des domaines très variés.

L'Algérie a élaboré une loi-cadre pour l'environnement en 1983, établissant des principes généraux de gestion et de protection de l'environnement. Des mesures réglementaires ont vu le jour (Loi des finances 1992, Art 117) portant sur l'institution de taxes sur les activités polluantes et dangereuses. Ces taxes servent à alimenter le Fonds National de l'Environnement (FNE). Ce fonds vise la promotion d'actions de sensibilisation dans le champ environnemental et de soutien financier concret à toute activité et mesure de protection de l'environnement.

Bien que la réglementation instaurée en matière de protection de l'environnement soit complète et détaillée, elle reste, cependant, inefficace sur le terrain pour plusieurs raisons: Manque de procédures spécifiques d'application, Manque de moyens d'intervention au niveau des inspections de l'environnement, contraintes d'ordre social liées à la prise de mesures environnementales, manque de sensibilisation des décideurs et des acteurs sociaux.

A l'état actuel, les textes législatifs algériens relatifs à l'environnement portent sur la réglementation (JO, 2002) :

- Des activités; telles que la chasse, la pêche, la navigation maritime, l'occupation des sols, les industriels et les installations classées, et le transport.
- Des pollutions et des nuisances diverses : déchets, substances chimiques nocives ou dangereuses, fumées, odeurs, bruits et rayonnements ionisants.

En somme, cette législation touche aux facteurs susceptibles de porter atteinte aux éléments naturels tels que le sol, le sous-sol, les ressources en eau, la mer, l'air ainsi qu'aux sites naturels et historiques (littoral, forêts, faune et flore, réserves et parcs naturels).

Le texte de base régissant la protection de l'environnement dans son ensemble est constitué par la loi cadre n° 83-03 du 05/02/1983. Cette loi énonce une série de principes généraux et de règles générales qui fixent des impératifs de protection de l'environnement. Elle impose d'abord à

l'administration le respect de principes généraux sous-tendus par l'exigence d'une prise en compte de la dimension environnement dans la politique économique en vue d'un développement plus respectueux de l'environnement. Elle pose ensuite une série de règles à portée générale telle que la protection de la nature, la présentation des espèces animales et végétales, le maintien de l'équilibre biologique et la conservation des ressources naturelles contre toutes sources de dégradation.

La loi n° 83-03 comprend une partie générale (Titre I-Dispositions générales) et cinq parties (Titres II à VI) traitant de la protection de la faune, de la protection des milieux récepteurs, de la protection contre les nuisances, des études d'impact et de la recherche et de la constatation des infractions.

Outre la loi n° 83-03, les textes législatifs promulgués peuvent être regroupés autour de trois thèmes : La protection des milieux récepteurs, la protection du milieu naturel, et la lutte contre les pollutions et les nuisances

Les dispositions juridiques ne permettent pas le contrôle intégré des pollutions et la gestion adéquate des déchets. Elles sont insuffisantes pour protéger le littoral et assurer l'exercice effectif de la puissance publique. Le Code des Eaux, réaménagé en 1996, constitue une base suffisante pour une gestion rationnelle et intégrée des ressources en eaux, mais il est encore peu appliqué. Elle a continué à chercher d'autres instruments législatifs à fin de mieux protéger son environnement, alors elle a adopté en 2002, une nouvelle loi relative à la protection et la valorisation de l'environnement qui incite à préserver les espaces terrestres et marins remarquables ou nécessaires au maintien des équilibres naturels et à l'interdiction de toute implantation d'activités industrielles nouvelles sur le littoral.

C'est en 2003 que l'Algérie a conçu la loi n°03-10 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable, où elle interdit tout déversement, immersion et incinération dans les eaux maritimes sous juridiction algérienne, de substances et matières susceptibles de nuire l'environnement. Concernant les normes algériennes sur les hydrocarbures, il existe le décret exécutif n° 93-160 du juillet 1993 (J.O n°46 du 14 juillet 1993) qui fixe la valeur limite maximale des hydrocarbures rejetés des installations de déversements industriels à 20 mg/l. Il y a aussi le décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 qui définit les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels au niveau des anciennes installations pétrolières par 15 mg/L des hydrocarbures totaux en attendant la mise à niveau des installations dans un délai de sept (7) ans (conformément aux dispositions législatives en vigueur, et notamment celles de la loi n° 05-07 du 28 avril 2005). Après ce délai la valeur limite des hydrocarbures totaux devient 10 mg/L.

Plusieurs programmes d'actions, pour la protection nationale et la valorisation du littoral, sont mis en œuvre :

#### 2.14.1.1. Programme de l'aménagement côtier

Il consiste à protéger et à assurer une utilisation rationnelle et durable des ressources côtières à travers l'identification des solutions aux problèmes environnementaux les plus urgents.

#### 2.14.1.2. Le plan d'urgence TELBAHR (national, régional et de wilaya)

C'est le plan d'urgence pour la lutte contre la pollution accidentelle dans la zone de la Méditerranée du Sud-Ouest, adopté à Alger le 20 juin 2005, qui permet de prévenir les pollutions massives accidentelles de la mer et de mobiliser, en cas de situation critiques, les moyens humains et matériels requis pour les opérations de lutte antipollution.

#### 2.14.1.3. Le programme national de maîtrise et d'évaluation de la pollution marine

L'objectif de ce programme est l'évaluation fiable de l'état et des variations dans le temps des apports et niveaux de contaminants dans l'écosystème littoral et l'état de dégradation des zones côtières. Il se base sur la surveillance continue des sources de pollution située à terre, des points chauds de pollution estuariers, émissaires d'eaux usées, ports, etc.

##### 2.14.1.3.1. Moyens de luttés

La stratégie d'intervention consiste à déterminer le plus rapidement possible l'ampleur de la pollution et les principales caractéristiques des polluants afin d'adapter les moyens de lutte à la menace. La lutte se fait aussi bien en mer qu'en zone côtière et sur le littoral.

##### 2.14.1.3.2. Lutte en mer

Après un déversement de pétrole dans l'océan, différents traitements peuvent être mis en œuvre pour lutter contre la pollution qui en résulte, sachant que ce sont les premières heures et les premières actions qui seront déterminantes.

2.14.1.3.2. 1. Confiner les nappes avant leur récupération: Cette méthode consiste à agglomérer le polluant et à le rendre plus consistant afin de le récupérer.

- Les barrages flottants: Le barrage doit être mis en œuvre le plus rapidement possible, tout en respectant un certain nombre de règles. Placé sur un plan d'eau, le barrage est un dispositif destiné à limiter l'étalement des nappes polluantes. Ce confinement contribue à épaissir la nappe ou à la dévier vers des zones plus calmes afin d'en faciliter la récupération. Dans une mer plus agitée on assistera à la submersion des barrages, qui ne suivront plus l'amplitude de la houle. Ce type de protection est forcément limité et assez inefficace en général.

- Les produits absorbants: Les produits absorbants permettent de rendre le polluant plus consistant et de faciliter son pompage. Cette technique est efficace et couramment employée sur les plans d'eau calmes et dans les ports pour récupérer de petites pollutions.

- Pomper les nappes: Cette méthode demande des navires sophistiqués, conçus spécifiquement pour cette tâche, et qui sont, par conséquent, très coûteux. De plus, la viscosité des produits pétroliers peut compliquer la mission. Le pompage doit se faire avant une tempête, car après les nappes sont fragmentées et dispersées, ce qui rend leur récupération quasi impossible.

2.14.1.3.2.2. Disperser les nappes inaccessibles: Lorsque les circonstances ne permettent pas de récupérer le pétrole, il est préférable d'aider la nature à le disséminer dans la masse d'eau, par un traitement avec des dispersants. Les dispersants chimiques ont connu des débuts très difficiles car ils étaient beaucoup trop toxiques pour l'environnement. Ils le sont moins aujourd'hui. Ils agissent en fragmentant la nappe de pétrole en une myriade de microgouttelettes.

La dispersion augmente considérablement l'interface eau-pétrole, favorisant ainsi les processus naturels de dégradation du polluant. Mais, la dispersion du pétrole augmente sa toxicité en le rendant biodisponible dans le milieu marin. Si les concentrations en polluant dispersé sont faibles, sa biodégradation est favorisée et l'effet toxique reste modéré. A l'inverse, si la concentration du polluant est forte, l'augmentation de sa toxicité due à la dispersion peut être inacceptable.

2.14.1.3.2.3. Réduire l'effet d'émulsion du pétrole: Les désémulsifiants sont des produits liquides utilisés pour briser les émulsions pâteuses d'eau dans le pétrole. Les produits pétroliers soumis à une agitation en présence d'eau forment des émulsions par incorporation de gouttelettes d'eau dans la phase huileuse. Ces émulsions peuvent contenir jusqu'à 80 % d'eau. Elles se présentent sous l'aspect d'une masse collante, visqueuse, de couleur marron.

Le traitement des émulsions avec un produit désémulsifiant permet de séparer les hydrocarbures de l'eau et des débris divers emprisonnés dans l'émulsion, allégeant ainsi considérablement les opérations de pompage et de transfert du polluant. Après décantation, le volume de pétrole à éliminer peut être notablement réduit et l'eau de décantation est rejetée dans le milieu.

2.14.1.3.2. 4. Brûler les nappes en pleine mer: La combustion d'une nappe déplace la pollution de l'eau vers l'atmosphère. Après un déversement d'hydrocarbure, les composés les plus légers se volatilisent rapidement, tandis que les molécules plus lourdes persistent en surface. Lors de la combustion du pétrole, l'évaporation des composés légers est plus limitée, mais ce sont les plus lourds et les plus toxiques qui sont introduits dans l'atmosphère. Si la pollution atmosphérique est acceptable, le brûlage peut théoriquement venir à bout d'une marée noire. Mais pour brûler une nappe de pétrole, celle-ci doit avoir plus de trois millimètres d'épaisseur, ne pas être émulsionnée avec un composé non

combustible comme l'eau de mer, et il faut également disposer des barrages ignifugés permettant de confiner la nappe.

Cette solution peut être efficace pour un pétrole frais, lorsque les produits volatils et hautement inflammables sont encore présents dans la nappe. Lorsqu'il s'agit de fioul lourd, il est très difficile d'avoir des résultats satisfaisants. En cas de tempête, ce système s'est montré impossible à mettre en œuvre.

2.14.1.3.2. 5. Couler les nappes: Couler une nappe, est possible en appliquant du sable ou de la limaille de manière uniforme pour augmenter le poids de la nappe. La coulée de la nappe doit se faire de façon horizontale, ce qui n'est pas aisé en haute mer car les vagues et les remous amènent la nappe à se plier et à se déformer. Le problème de cette méthode est qu'une fois la nappe au fond de la mer, elle pollue les fonds marins et à terme, le sable et la limaille traversent la nappe la laissant remonter à la surface, revenant ainsi au point de départ.

2.14.1.3.2. 6. Repérer les nappes par la télédétection:

- Un projet prometteur : Les technologies de télédétection contribueront à localiser les zones les plus épaisses d'une nappe. Plusieurs systèmes fonctionnent déjà aux Etats-Unis et en Europe.

- Des dispositifs à rayons ultraviolets: Ils sont capables d'identifier la présence de pétrole, dont le pouvoir réfléchissant dans l'ultraviolet est supérieur à celui de l'eau ; les zones recouvertes de pétrole apparaissent plus brillantes. Malheureusement, les ultraviolets détectent des films de quelques dixièmes de micromètres d'épaisseur, ainsi que des reflets dus au vent et au soleil.

- Les systèmes à infrarouges: Ils permettent de détecter les différences de température à la surface des eaux que produit une nappe de plusieurs dizaines de micromètres d'épaisseur. Cependant, la chute nocturne des températures altère les images.

- utilisation de radar: Mais là encore, les résultats sont perturbés par la vie marine. Le problème majeur de tous ces systèmes est leur incapacité à mesurer l'épaisseur d'une nappe de pétrole.

- Utilisation de laser: Le pétrole absorbe la lumière d'un faisceau laser ultraviolet et émet une fluorescence visible. L'avantage de ce système est que la fluorescence varie selon la matière qui l'émet, ce qui permet de distinguer le pétrole des algues ou de tout autre élément flottant à la surface de l'eau. Porteuses de grands espoirs, la plupart de ces techniques n'en sont pas moins onéreuses, de disponibilité limitée et de fiabilité encore insuffisante.

2.14.1.3.3. En zone côtière et sur le littoral

Quels que soient les moyens mis en œuvre pour traiter une pollution en mer, les expériences ont montré qu'une grande partie de la pollution finit toujours par toucher le littoral.

- Protection des sites sensibles par des barrages: la pose de barrages côtiers est généralement conçue comme une technique destinée à confiner le pétrole en vue de le récupérer plus facilement.

- Utilisation d'absorbants.

- Nettoyage des plages.

- Ramassage manuel: par matériels légers et très maniables qui permettent de récupérer le pétrole dans des zones difficilement accessibles.

- Restauration des plages.

- Nettoyage des rochers: à l'aide de jets d'eau chaude ou par produits efficaces et peu toxiques.

- Traitement des déchets de pétrole: par la chaux vive.

### **2.15. Traitements statistiques des résultats**

Les données sont représentées par la moyenne plus ou moins l'écart type établie sur un effectif ou un nombre de répétition précisés dans les figures et les tableaux. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel MINITAB version 16.11 Fr disponible au Laboratoire de Biologie Animale Appliquée.

Dont les moyennes obtenus des dosages des métaux lourds, hydrocarbures totaux, ont été comparées deux à deux à partir de Tukey, et on a également utilisé l'analyse de la variance à un seul critère, et deux critères de classification. Les résultats obtenue par les mesures morphométriques, et le dosage des biomarqueurs subissent une analyse statistique avec le test de Tukey pour chaque mois entre les stations et pour chaque station entre les mois avec l'analyse de la variance à un seul critère et deux critères de classification.

# RESULTATS:

- 1. Biodiversité**
- 2. Paramètres biologiques**
- 3. Caractéristiques physico-chimiques**
- 4. Analyses biochimiques**

## **3. RESULTATS**

### **3.1. Biodiversité**

Afin de déterminer l'inventaire faunistique des sites d'étude Skikda (Pikini Djedid), El- Kala (El Morjane), Collo (Ain doula), et Annaba (Saint Cloud), nous avons examiné les différents groupes zoologiques récoltés durant la période d'étude, ce qui nous a permis d'identifier les groupes suivants:

#### **3.1.1. Annélides**

Parmi 965 individus d'Annélides Polychètes on a pu identifier sept espèces appartenant à quatre familles dont Nereidae, Aphroditidae, Phyllocidae, et Terebellidae (Tableau 15).

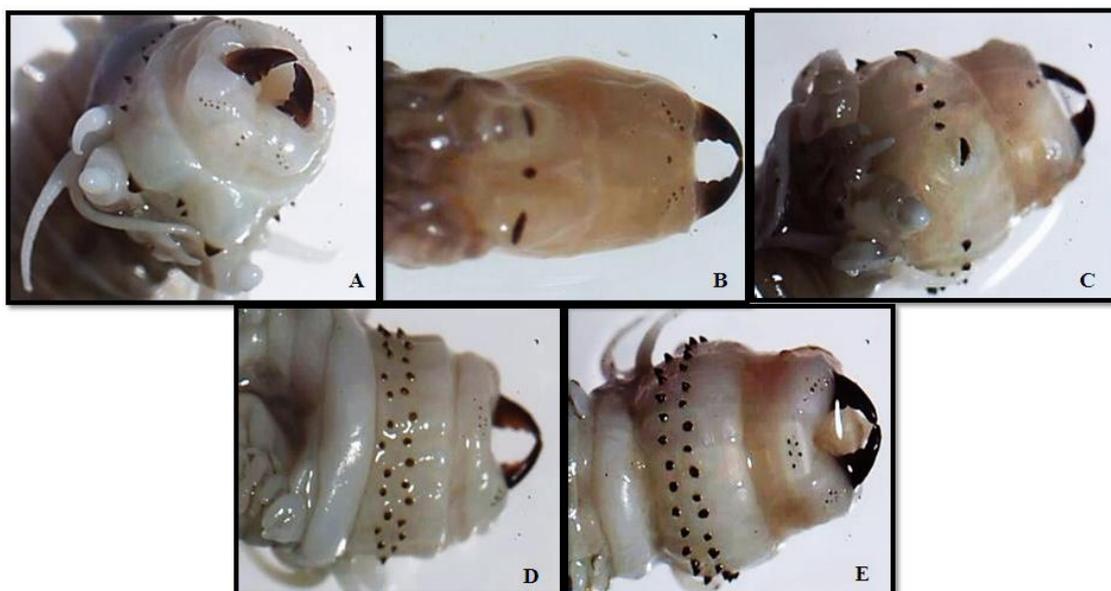
**Tableau 15:** Différentes espèces récoltées au niveau des quatre stations (période: de Janvier 2010 à Juillet 2012).

Famille	Espèce	Couleur	Taille	Localisation
Nereidae	<p><i>Perinereis cultrifera</i></p> 	vert bronze avec un rouge clair dorsal	2 6 à 53 mm	- El Morjane -Saint Cloud -Pikini Djedid -Ain doula
	<p><i>Perinereis macropus</i></p> 	vert foncé uniforme à la face dorsale, ventre blanchâtre	3 0 à 74 mm	-Pikini Djedid -Ain doula
	<p><i>Platynereis dumerilli</i></p> 	Coloration très variable, jaunâtre, rosée, rougeâtre,	3 0 et 42 mm	- El Morjane - Pikini Djedid
	<p><i>Nereis falsa</i></p>	blanc laiteux	2 5 et 80 mm	-El Morjane -Saint

				Cloud -Pikini Djedid -Ain doula
<b>Aphroditidae</b> (sous F. Polynoïnae)	<i>Lepidonotus clava</i> 	Elytre de couleur verte foncée	1 2 et 18 mm	- Ain doula - Pikini Djedid
<b>Phyllocidae</b>	<i>Mysta picta</i> 	Blanc laiteux à des taches marron foncé disposés dans la face dorsale	5 8 et 60 mm	-El Morjane
<b>Terebellidae</b> (Sous F. Amphitritinae)	<i>Amphitrite gracilis</i> 	Rouge pâle ou gris jaunât re; branchies rouge vif	1 5 mm	- Pikini Djedid - Ain doula
/	<b>Non identifiée</b> 	Marro n foncée	6 5 mm	- Pikini Djedid

### 3.1.1.1. *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840)

Est une espèce d'Annélide Polychète errante, qui se présente sous plusieurs formes. La différenciation entre les est caractérisée par la présence d'une ou de deux paragnathes dans le lobe (V) et la double rangée irrégulières au lobe (VII) et (VIII) (Figure 33; A, B, D). Certains individus présentent trois paragnathes disposés en triangle au niveau de lob (V) avec une double rangée transversale disposé en deux lignes régulières (Figure 33; C, E). Cette espèce a été localisée dans les stations d'El Morjane (El Kala) de Saint Cloud (Annaba), de Pikini Djedid (Skikda) et d'Ain doula (Collo).



**Figure 33.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes (face dorsale; A, B, C, et face ventrale; D, E) chez *P. cultrifera*.

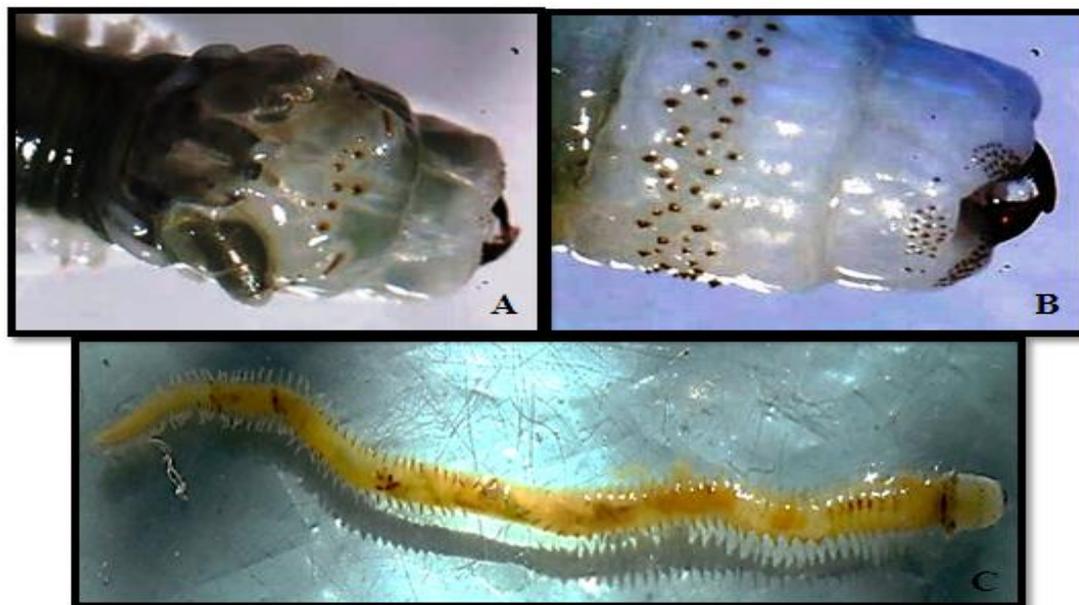
### 3.1.1.2. *Perinereis macropus* (Claparède, 1870)

C'est une espèce d'Annélide Polychète errante; présente un corps tronqué en avant, effilé en arrière de 57 à 99 sétigères, avec une longueur de 30 à 74 mm, et de poids varié entre 0,063 et 0,304 g, de couleur vert foncé uniforme à la face dorsale et blanchâtre ventralement (Figure 34; C).

Le prostomium carré, à base élargie transversalement. Quatre yeux noirs en carré. Antennes subulées, bien plus courtes que les palpes qui sont gros, ovoïdes, divergents. Segment buccal de moitié plus long que le suivant. Cirres tentaculaires postérieurs atteignant le 3<sup>ème</sup> à 5<sup>ème</sup> sétigère. Mâchoires noires, courtes et larges à 8-12 dents. Paragnathes: I = 2 à 4, II = amas triangulaires, III = amas rectangulaire, flanqué de 2-3 denticules de chaque côté; IV = amas triangulaires; V = 1 gros et 5

à 12 le plus souvent 10, subégaux en ligne irrégulière ou en groupe, pas de semis de fins denticules, VI = de chaque côté, un paragnathe transversal, VII-VIII = une ligne sinueuse de moyens et petits, plus une large bande de très fins et très nombreux, en semis (Figure 34; A, B).

Les Parapodes changeant beaucoup de forme d'avant en arrière aux pieds antérieurs, à la rame dorsale, deux courtes languettes coniques obtuses subégales et un mamelon sétigère plus ou moins proéminent, cirre dorsale un peu plus long que la languette supérieure. A la rame ventrale, deux lèvres, une courte et arrondie et une plus longue bilobée; et la languette inférieure plus courte alors que la cirre ventrale est courte. Dans les régions moyenne et postérieure, la languette supérieure dorsale s'allonge énormément et porte à son extrémité une courte cirre dorsale conique (Acicules noirs). Cette espèce se trouve dans la station de Pikini Djedid (Skikda), et à Ain doula (Collo).



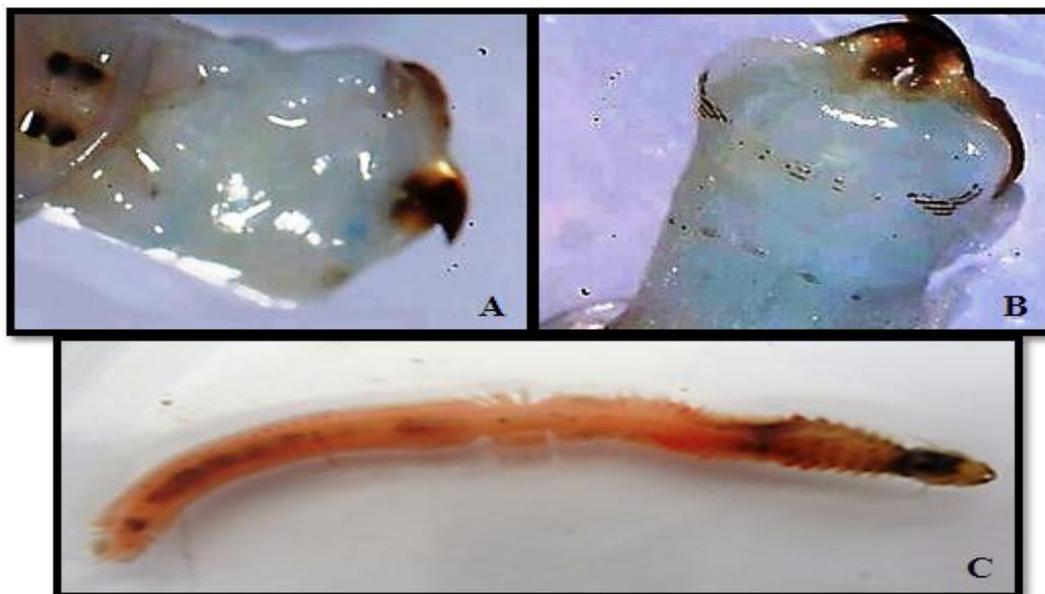
**Figure 34.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *P. macropus* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; corps entier).

### 3.1.1.3. *Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne-Edwards, 1833)

C'est une espèce d'Annélide Polychète errante, qui se trouve dans la station d'El Morjane (El Kala) et à Pikini Djedid (Skikda). Sa taille varie de 30 à 42 mm, et de poids variant entre 0,057 et 0,172 g. Le nombre de sétigères est compris entre 32 et 60. Elle est d'une coloration très variable, jaunâtre, rosée, rougeâtre, avec des chromatophores violets (Figure 35; C).

Le prostomium en cône tronqué, légèrement bilobé en arrière, avec quatre gros yeux, des antennes subulées à peu près de la longueur des palpes ovoïdes, et le segment buccal à peine plus

long que le suivant. Les cirres tentaculaires très longs, les postérieurs atteignant le 10<sup>e</sup>-15<sup>e</sup> sétigères, mâchoires sont pâles, courtes, larges, et portent 5 à 20 dents. Les paragnathes sont très petits, fins, pectinés, et parfois très pâles et difficiles à voir : I = 0, II = 0; III = petit amas transversal à 2 rangés; IV = plusieurs rangées parallèles pectinées; V = 0; VI = de chaque côté, 1-2 arcs -concentriques; VII et VIII = 5 à 7 amas de 1 à 2 rangés chacun, petits et pâles, les Parapodes sont divisés en deux rames; la rame dorsale porte une cirre dorsale longue, alors que la rame ventrale porté une courte cirre ventrale (Figure 35; A, B).



**Figure 35.** Répartition des paragnathes au niveau de différentes lobes chez *Platynereis dumerilli* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; corps entier).

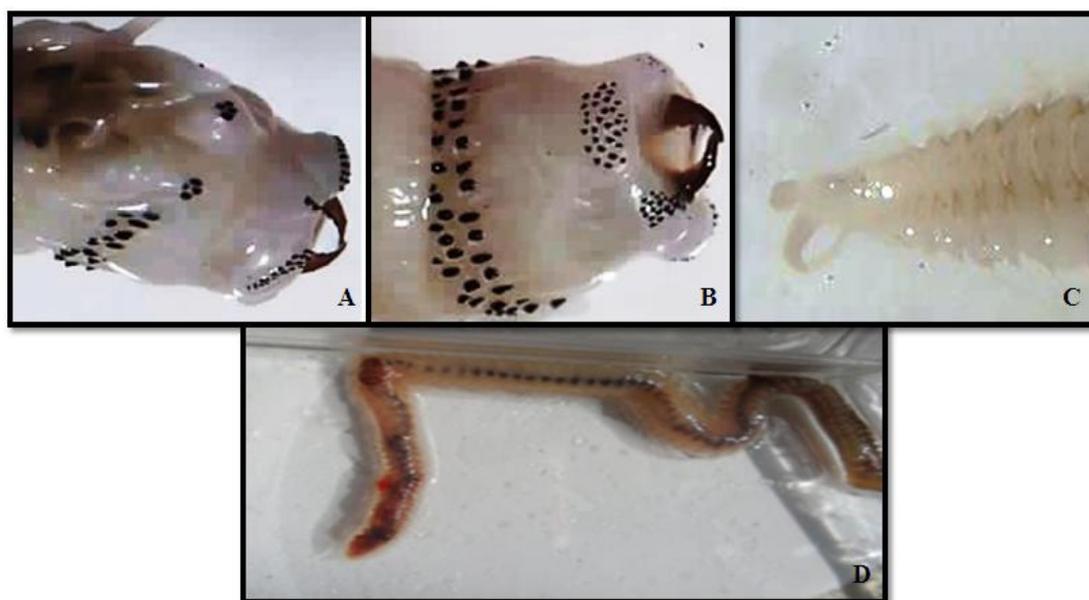
#### 3.1.1.4. *Nereis falsa* (Quatrefages, 1865)

C'est une espèce d'Annélide Polychète errante vive parmi les algues, a un corps grêle, effilé, et présente 42 à 93 sétigères de couleur blanchâtre laiteuse, avec une taille variée entre 25 et 80 mm, de poids varié entre 0,082 et 0,302 g (Figure 36; D). Le prostomium est allongé, quatre yeux disposés en carré, et des antennes de la longueur des palpophores. Les palpes sont grosses et ovoïdes, le segment buccal plus long que le suivant, et les cirres tentaculaires postérieurs atteignent du 3 au 8 sétigère, et des mâchoires à 7 à 9 dents.

Les Paragnathes chez cette espèce se distribués dans huit lobes : 2 paragnathes dans le lobe I, et le lobe II = amas arqués; III = amas rectangulaire; IV = amas arqués; V = 0; VI = de chaque côté, 4-5 gros paragnathes massés en croix ; VII-VIII = 2 à 3 rangées irrégulières d'assez gros denticules subégaux (Figure 36; A, B).

Les parapodes sont divisés en deux rames, une rame dorsale ou notopode, et une rame ventrale ou neuropode. Chaque rame porte un bouquet de soies chitineuses et est soutenue par une baguette chitineuse, l'acicule, elle présente encore un prolongement sensoriel filiforme, la cirre. Il y a donc une cirre dorsale et une cirre ventrale à chaque parapode.

Le pygidium, ou telson, porte l'anus, qui est terminal; comme le prostomium, le pygidium n'est pas comme les autres segments, ce n'est pas un métamère, et il ne présente ni de parapodes et ni de coelome. Il montre deux fins prolongements tactiles, les cirres caudaux (Figure 36; C). Cette espèce se trouve dans la station d'El Morjane (El Kala), à Saint Cloud (Annaba), à Pikini Djedid (Skikda) et à Ain doula (Collo).



**Figure 36.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *Nereis falsa* (A; face dorsale, B; face ventrale, C; pygidium, D; corps entier).

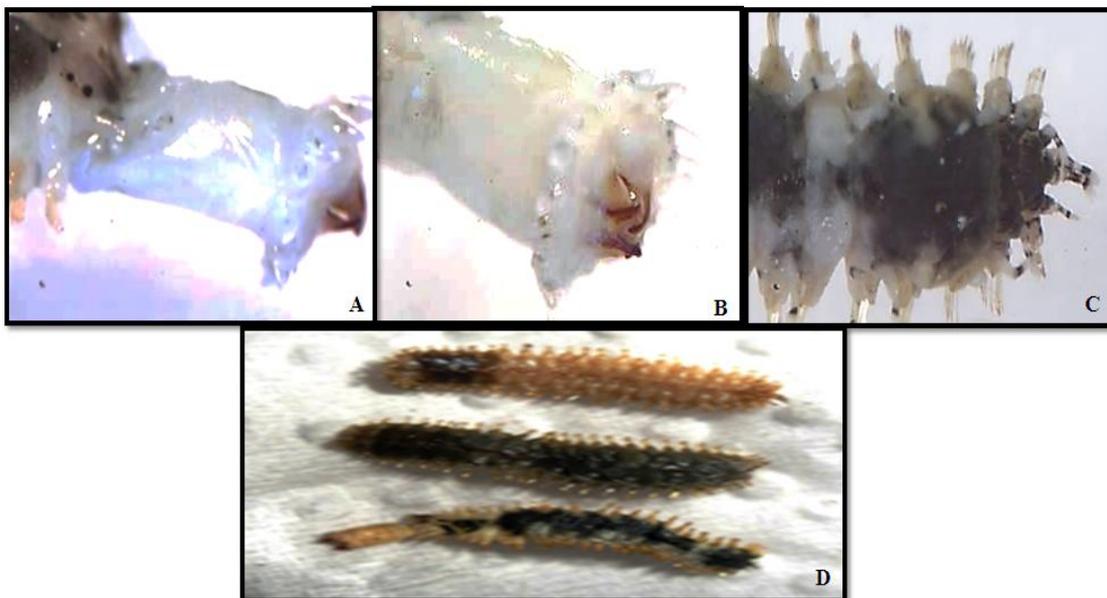
#### 3.1.1.5. *Lepidonotus clava* (Montagu, 1808)

C'est une espèce d'Annélide Polychète errante, et elle est caractérisée par un corps de largeur uniforme (Figure 37; D), avec quatre yeux noirs disposés en rectangle, les antérieurs sont plus grands. Le prostomium portant une antenne médiane au milieu, et une paire d'antennes latérales plus courtes que la médiane, avec deux paires de cirres tentaculaires accompagnés de quelques soies arquées, et une paire de palpes plus longue que les cirres tentaculaires. La tête est recouverte par une paire d'élytres (figure 37; A).

Le péristomium porte ventralement la bouche, qui fait suite à la trompe, qui se dévagine en se retournant et en se projetant extérieurement. Elle est armée par d'épaississements chitineux, et une rangée de petite palpe dentelée, avec quatre mâchoires dans la partie antérieure (Figure 37; B).

Chaque métamère présente latéralement une paire d'expansions de la paroi du corps, les parapodes, chaqu'une est divisée en deux rames, une rame dorsale, et une rame ventrale. Chaque rame porte de nombreuses soies chitineuses. Les métamères, présentent un prolongement sensoriel filiforme, et la cirre est accompagnée de soie, et recouvert par une paire d'élytre de couleur verte foncée, et le pygidium porté une paire d'appendices (Figure 37; C).

Le nombre de sétigères chez cette espèce vari de 24 à 25, avec une taille qui varie entre 12 et 18 mm (Figure 37; D), et un poids compris entre 0,020 et 0,073 g. Cette espèce a été recensée dans la station de Pikini Djedid (Skikda) et Ain doula (Collo).

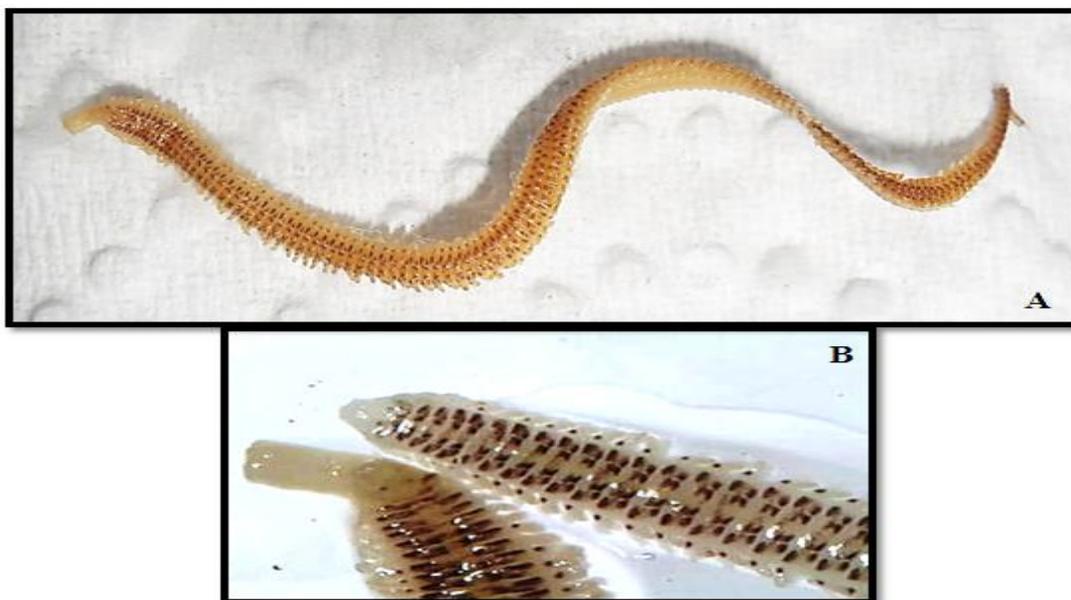


**Figure 37.** Présentation du proposais sans paragnathes chez *Lepidonotus clava* (A et B: Partie antérieure avec la trompe dévaginée, C: Partie postérieure, D: Corps entier).

#### 3.1.1.6. *Mysta picta* (Quatrefages, 1865)

C'est une espèce d'Annélide Polychète errante, localisé seulement dans la plage d'El-Morjane (El Kala), et est caractérisée par un corps allongé, aplati, et atténué à 141 sétigères, de longueur variant de 58 et 60 mm (figure 38; A). La prostomium est conique, avec 2 petits yeux bruns, les organes sensoriels sont non visibles, la trompe cylindrique apparait réduite et lisse en observation à faible grossissement, le corps est blanc laiteux avec des taches brunes foncés disposées dans la face

dorsale en formant quatre arcs sur chaque métamère, portant une petite paire d'expansions, les parapodes. Ces derniers se divisent en deux rames, chaque une porte un bouquet de soies, avec une seul acicule; dans la rame dorsale, une tache brune a été repérée sur les cirres dorsales (figure 38; B). Aussi, il a été constaté la présence d'ovocytes de couleur orange chez les femelles matures.



**Figure 38.** Présentation du proposais sans paragnathes chez *Mysta picta* (A: Corps entier, B: Partie antérieure avec la trompe dévaginée).

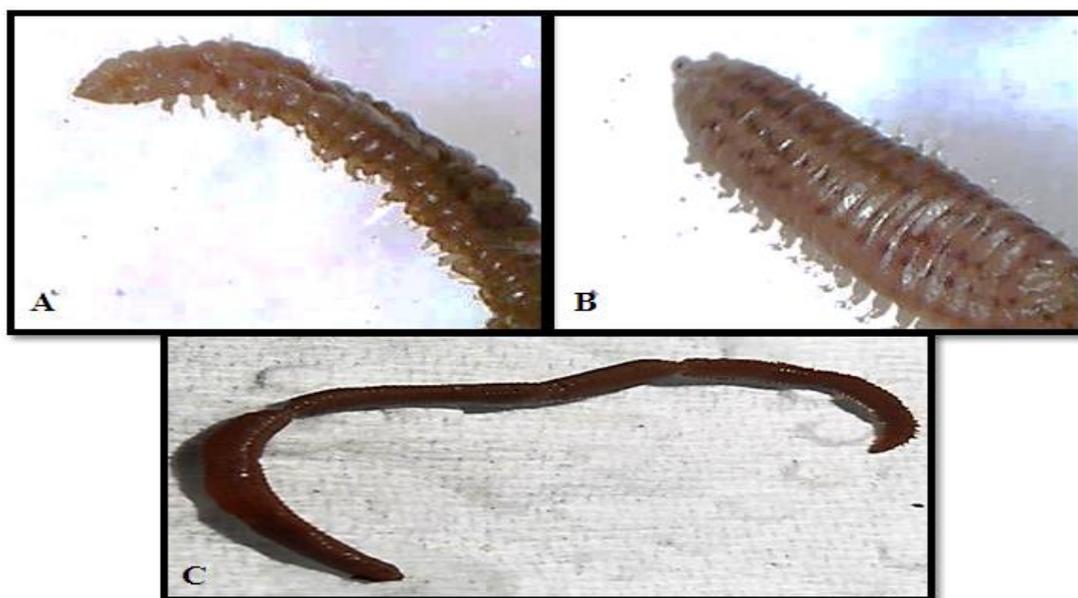
#### 3.1.1.7. *Amphitrite gracilis* (Malmgren, 1865)

C'est une espèce d'Annélide Polychète sédentaire de la famille des Térébellidés qui se trouve dans la station de Pikini Djedid (Skikda) et d'Ain doula (Collo), de couleur blanc jaunâtre, sa taille atteinne 15 mm, et de poids atteignant 0,29 g. Elle est caractérisée par la présence des expansions dans la partie antérieure sous forme de longs filaments, et absence des yeux, le corps est relativement court, un peu aplati, segmenté à la face ventrale. Et lisse à la face dorsale (Figure 39).



**Figure 39.** *Amphitrite gracilis*; corps entier (face dorsale).

Au cours de nos prospections une espèce d'Annélide Polychète a été récolté au niveau de la plage de Pikini Djedid et qui reste en cours d'identification. Elle est caractérisée par un corps massif, long et fragile, jusqu'à 170 sétigères avec une taille de 65 mm, de couleur marron foncée (Figure 40; C), la prostomium est conique aigu, sans yeux (figure 40; A), et chaque métamère présente 4 taches noires disposées transversalement sur la face dorsale avec une paire d'expansions, les parapodes se divisent en deux rames, chaque une porte un bouquet de soies (figure 40; B).



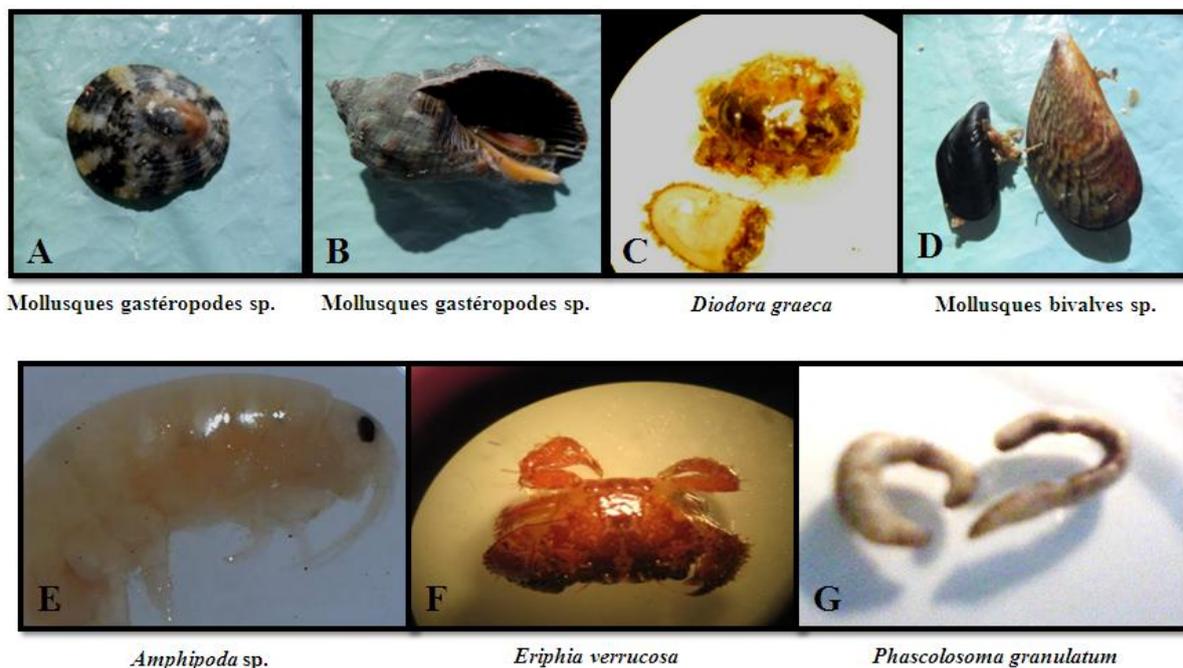
**Figure 40.** Espèce d'Annélide Polychète non identifiée; A: Partie antérieure (face dorsale), B: Partie postérieure (face dorsale), C: Corps entier (face dorsale).

### 3.1.2. Faune et flore associée

#### 3.1.2.1. Faune

Les différentes espèces récoltées lors de notre travail sont, deux espèces de Mollusques gastéropodes non identifiées (Figure 41; A, B), une espèce (A) présente dans la station de Pikini Djedid (Skikda), et l'autre (B) au niveau des quatre stations d'El Morjane (El Kala), de Saint Cloud (Annaba), de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain doula (Collo), *Diodora graeca* est une espèce de Mollusque Polyplacophore, a été trouvé dans les quatre stations étudiées (Figure 41; C), de même que deux espèces de Mollusques bivalves en cours d'identification (Figure 41; D). D'autres espèces d'arthropodes amphipodes non identifiées, ont été recensées dans la station d'El Morjane, et de

Pikini Djedid (Figure 41; E). *Eriphia verrucosa* est aussi une espèce d'Arthropodes présente dans les quatre stations étudiées (Figure 41; F). Une autre espèce a été identifiée et qui vie dans la roche ; *Phascolosoma granulatum* (Leuckart, 1828), de couleur marron, à corps très long, et une partie antérieure qui peut invaginer à l'intérieur. Cette espèce se trouve dans la station de Saint Cloud (Annaba), de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain doula (Collo) (Figure 41; G).



**Figure 41.** Différentes espèces associées avec *P. cultrifera*.

### 3.1.2.2. Flore

L'observation de la flore échantillonnée au niveau des quatre stations, nous a permis d'identifier trois espèces d'algues *Corallina officinalis* (Linné, 1758) appartenant à l'embranchement des Rhodophycées, et *Ulva lactuca* (Linné, 1753), *Enteromorpha linza* (Linné, 1883) appartenant à l'embranchement des Chlorophycées, parmi les différentes algues récoltés dans les stations étudiées, nous avons reconnus les algues rouges: *Corallina officinalis* (figure 42 A) et les algues verts: *Ulva lactuca* (figure 42 B), *Enteromorpha linza* (figure 42 C).



**Figure 42.** Flore des zones intertidales dans la station de Saint Cloud; A: *Corallina officinalis*, B: *Ulva lactuca*, C: *Enteromorpha linza*.

### 3.2. Paramètres biologiques

Au cours de ce travail, *P. cultrifera* a été choisi parmi les différentes espèces récoltées, en raison de son abondance dans les quatre stations et de sa disponibilité durant toute la période d'étude. Pour cela, il a été intéressant de déterminer les paramètres morphométriques de notre espèce et la répartition des différentes populations en fonction de la différenciation sexuelle.

### 3.2.1. Paramètres morphométriques

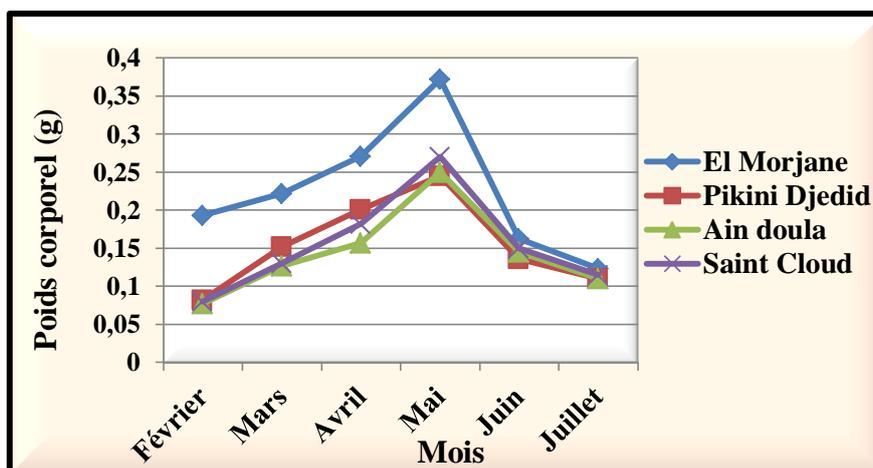
#### 3.2.1.1. Poids

Les résultats obtenus à partir des mesures morphométriques montrent que les femelles récoltés au niveau d'El Morjane ( $0,372 \pm 0,028$  g) présentent des poids plus importants que ceux des individus récoltés des stations de Pikini Djedid  $0,245 \pm 0,051$  g de Saint Cloud ( $0,270 \pm 0,020$  g) d'Ain doula ( $0,250 \pm 0,010$ ). Une grande différence a été remarquée depuis le mois de Février, atteignant une valeur maximale de  $0,193 \pm 0,059$  g chez les individus récoltés à la station d'El Morjane, et une valeur minimale de  $0,077 \pm 0,010$  g chez ceux de la station d'Ain doula (Tableau 16).

**Tableau 16:** Variation du poids corporel (g) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ ,  $n = 50$ ).

	Stations	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Poids (g)	El-Morjane	$0,193 \pm 0,059$	$0,222 \pm 0,056$	$0,271 \pm 0,039$	$0,372 \pm 0,028$	$0,162 \pm 0,027$	$0,123 \pm 0,011$
	Pikini Djedid	$0,082 \pm 0,018$	$0,152 \pm 0,016$	$0,201 \pm 0,051$	$0,245 \pm 0,051$	$0,136 \pm 0,011$	$0,11 \pm 0,006$
	Ain doula	$0,077 \pm 0,010$	$0,127 \pm 0,013$	$0,157 \pm 0,022$	$0,250 \pm 0,010$	$0,145 \pm 0,024$	$0,110 \pm 0,014$
	Saint Cloud	$0,080 \pm 0,015$	$0,13 \pm 0,017$	$0,182 \pm 0,012$	$0,270 \pm 0,020$	$0,155 \pm 0,015$	$0,115 \pm 0,010$

La tendance linéaire de la variation mensuelle du poids en fonction du temps chez les femelles de *P. cultrifera* au niveau des stations étudiées, montre que le poids des individus augmente depuis le mois de Février atteignant des poids importants au mois de Mai, et ce dans toutes les stations d'étude, et qui sera suivi d'une diminution pendant du mois de Juin et de Juillet (Figure 43).



**Figure 43.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011.

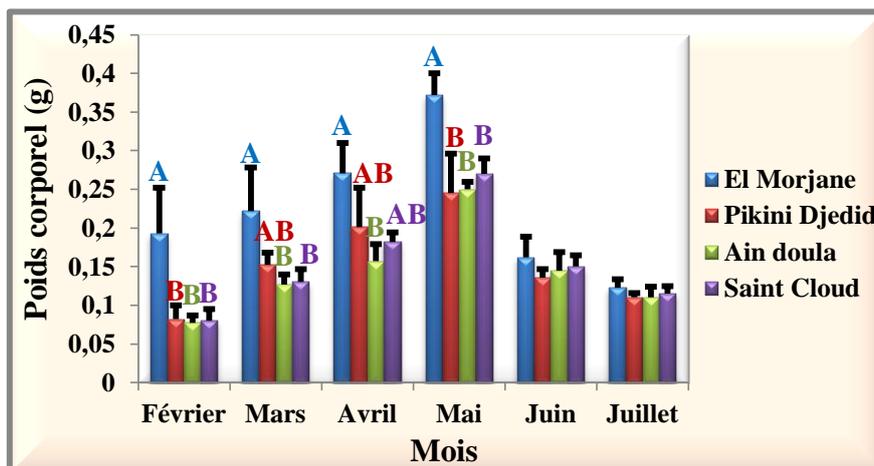
L'analyse de la variance de la variation mensuelle du poids corporel par le test de Tukey, permet de comparer les moyennes afin de classer les stations étudiées en deux groupes pour le mois de Février : le groupe A représente la station d'El Morjane, et le groupe B correspond à celles de Pikini Djedid, d'Ain doula, et de Saint Cloud. Ceci indique l'existence d'une différence entre les femelles d'El Morjane et celles des autres stations, alors qu'au sein du même groupe B, il n'y a pas de différence.

Le test de Tukey nous a permis de classer les stations en trois groupes pour le mois de Mars : le groupe A renferme les individus d'El Morjane qui possèdent les valeurs du poids plus élevées, et le groupe AB représenté par les individus de la station de Pikini Djedid, dont le poids est intermédiaire entre les individus d'El Morjane et les autres stations, le groupe B correspond à la station d'Ain doula et de Saint Cloud.

Ce test met en évidence trois groupes au mois d'Avril : le groupe A renferme les individus d'El Morjane où le poids est le plus élevé, le groupe AB comprend les individus de la station de Pikini Djedid et la station de Saint Cloud, qui présentent des poids assez proches mais différents de ceux des individus d'El Morjane et les autres stations, le groupe B, représente la station d'Ain doula, où le poids est inférieur à celui des restes stations.

Pour le mois de Mai, les stations sont réparties en deux groupes: le groupe A correspond à la station d'El Morjane, et le groupe B représente la station de Pikini Djedid, d'Ain doula, et de Saint Cloud, où il existe une différence entre les individus d'El Morjane et les individus des autres stations,

mais aucune différence n'a été enregistrée entre les individus des stations du groupe B, ainsi qu'entre les stations étudiées durant le mois de Juin et de Juillet (Figure 44).



**Figure 44.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey).

L'ANOVA à un seul critère de classification montre qu'il y a une différence très significative entre les stations au mois de Février ( $p = 0,005$ ), et significative au mois de Mars ( $p = 0,018$ ), de même que pour le mois d'Avril où  $p = 0,019$ . La différence entre les sites au mois de Mai est très significative avec  $p = 0,003$ , et non significative au mois de Juin ( $p = 0,192$ ) et de Juillet ( $p = 0,442$ ).

L'ANOVA à deux critères de classification montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les mois et entre les stations, et hautement significative pour l'interaction entre le facteur sites et le facteur mois (Tableau 17).

**Tableau 17:** ANOVA à deux facteurs contrôlés des poids corporels chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations étudiées.

Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	0,259622	0,051924	67,97	0,000***

<b>Stations</b>	3	0,071650	0,023883	31,26	0,000***
<b>Interaction : Stations/Mois</b>	15	0,030564	0,002038	2,67	0,005**
<b>Erreur résiduelle</b>	48	0,036671	0,000764		
<b>Totale</b>	71	0,398507			

**DDL** : Degré de liberté ; **SCE**: Sommes des carrées des écarts ; **CM** : Carré moyen ; **Fobs** : Test de Fisher ; **P** : Seuil de signification.

### 3.2.1.2. Taille

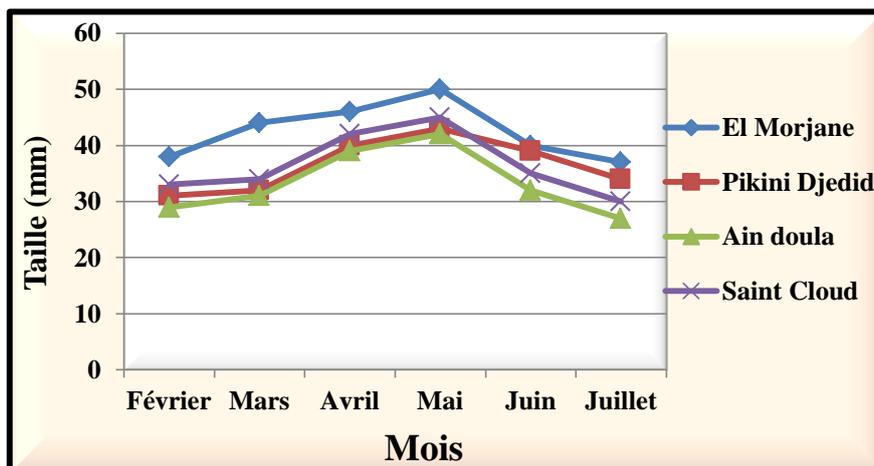
Les résultats obtenus par les mesures morphométriques montrent que les femelles récoltés au niveau d'El Morjane (El Kala) sont de taille plus grands que les autres, suivi des individus de la station de Saint Cloud (Annaba), de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain doula (Collo), une différence significative a été remarquée depuis le mois de février, atteignant une taille maximale de  $50 \pm 3$  mm au mois de Mai chez les individus récoltés à la station d'El Morjane, et une taille minimale de  $27 \pm 1$  mm chez les individus récoltés à la station d'Ain doula. Durant les mois de Juin et de Juillet, a été enregistré moyennes variant de 32 mm à 46 mm au pour les individus récoltés des quatre stations d'étude (Tableau 18).

**Tableau 18:** Mesures de la taille (mm) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ ,  $n = 50$ ).

	<b>Stations</b>	<b>Février</b>	<b>Mars</b>	<b>Avril</b>	<b>Mai</b>	<b>Juin</b>	<b>Juillet</b>
<b>Taille (mm)</b>	<b>El Morjane</b>	$38 \pm 5$	$44 \pm 8$	$46 \pm 3$	$50 \pm 3$	$40 \pm 5$	$37 \pm 2$
	<b>Pikini Djedid</b>	$31 \pm 2$	$32 \pm 5$	$40 \pm 3$	$43 \pm 4$	$39 \pm 4$	$34 \pm 2$
	<b>Ain doula</b>	$29 + 3$	$31 + 4$	$39 + 3$	$42 + 3$	$32 + 4$	$27 + 1$
	<b>Saint Cloud</b>	$33 + 1$	$34 + 2$	$42 + 4$	$45 + 2$	$35 + 3$	$30 + 4$

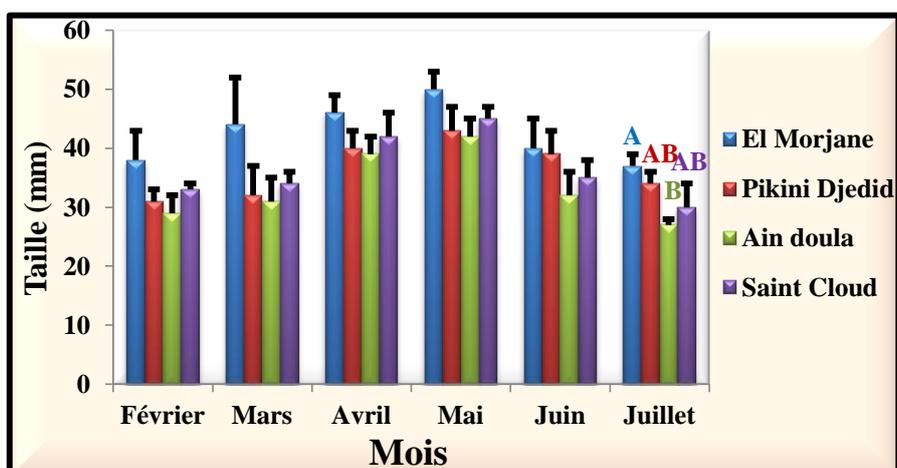
La tendance linéaire de la variation de la taille en fonction du mois chez les femelles de *P. cultrifera* au niveau des stations étudiées, montre que la taille des individus augmente depuis le mois

de Février atteignant de très grandes tailles au mois de Mai au niveau de toutes les stations étudiées, suivi d'une diminution de la taille durant le mois de Juin et de Juillet (Figure 45).



**Figure 45.** Variations mensuelles de la taille (mm) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011.

L'analyse de la variance de la variation mensuelle de la taille par le test de Tukey, permet de comparer les différentes moyennes et de classer les stations en trois groupes au mois de Juillet: le groupe A correspond à la station d'El Morjane, où les valeurs moyennes de taille sont les plus élevées, et le groupe AB qui renferme les femelles de la station de Pikini Djedid, et de la station de Saint Cloud, qui présentent des tailles intermédiaires entre les femelles d'El Morjane et celles des autres stations le groupe B correspond à la station d'Ain doula, représentant des valeurs de taille plus faibles à celles des autres stations, et sans différence significative entre les stations étudiées pendant toute la période d'étude (Figure 46).



**Figure 46.** Variations mensuelles de la taille (mm) chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey).

L'ANOVA à un seul critère de classification montre qu'il y a une différence non significative au mois de Février ( $p = 0,072$ ), de Mars ( $p = 0,059$ ), d'Avril ( $p = 0,171$ ), de Mai ( $p = 0,069$ ) et de Juin ( $p = 0,150$ ), mais elle est significative au mois de Juillet ( $p = 0,013$ ).

L'ANOVA à deux critères de classification montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les mois et entre les sites (Tableau 19).

**Tableau 19:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de la taille chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude.

Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	1575,61	315,12	19,51	0,000***
Stations	3	836,44	278,81	17,26	0,000***
Interaction : Stations/Mois	15	162,04	10,80	0,67	0,801
Erreur résiduelle	48	775,21	16,15		
Totale	71	3349,30			

**DDL :** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM :** Carré moyen ; **F obs. :** Test de Fisher ; **P :** Seuil de signification.

### 3.2.1.3. Nombre de sétigères

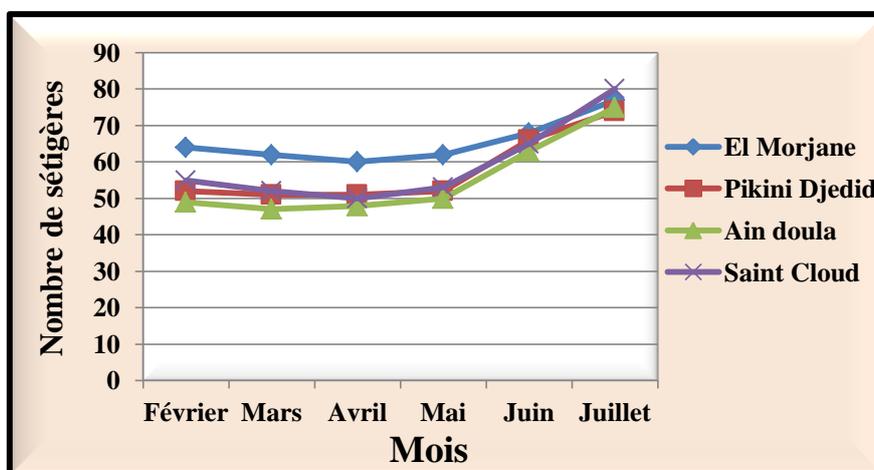
Les résultats obtenus à partir des mesures morphométriques, montrent que le nombre de sétigères chez les femelles récoltés au niveau d'El Kala (El Morjane) est plus élevé que celui des femelles des autres stations. Une grande différence a été enregistrée depuis le mois de février jusqu'au mois de Mai avec  $62 \pm 6$  sétigères chez les individus récoltés à El Kala (El Morjane),  $53 \pm 2$  chez ceux d'Annaba (Saint Cloud),  $52 \pm 6$  chez ceux de Skikda (Pikini Djedid),  $50 \pm 5$  sétigères chez ceux de Collo (Ain doula). Des valeurs moyennes enregistrées pendant le mois de Juin et de Juillet,

avec une valeur maximale de  $80 \pm 5$  sétigères à Annaba, et une valeur minimale de  $74 \pm 3$  sétigères à Skikda au mois de Juillet (Tableau 20).

**Tableau 20:** Nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 ( $m \pm s$ ,  $n = 50$ ).

	Stations	Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
<b>Nombre de sétigères</b>	<b>El Morjane</b>	$64 \pm 6$	$62 \pm 4$	$60 \pm 6$	$62 \pm 6$	$68 \pm 9$	$77 \pm 4$
	<b>Pikini Djedid</b>	$52 \pm 8$	$51 \pm 3$	$51 \pm 2$	$52 \pm 6$	$66 \pm 6$	$74 \pm 3$
	<b>Ain doula</b>	$49 \pm 5$	$47 \pm 2$	$48 \pm 3$	$50 \pm 5$	$63 \pm 4$	$75 \pm 2$
	<b>Saint Cloud</b>	$55 \pm 4$	$52 \pm 3$	$50 \pm 1$	$53 \pm 2$	$65 \pm 3$	$80 \pm 5$

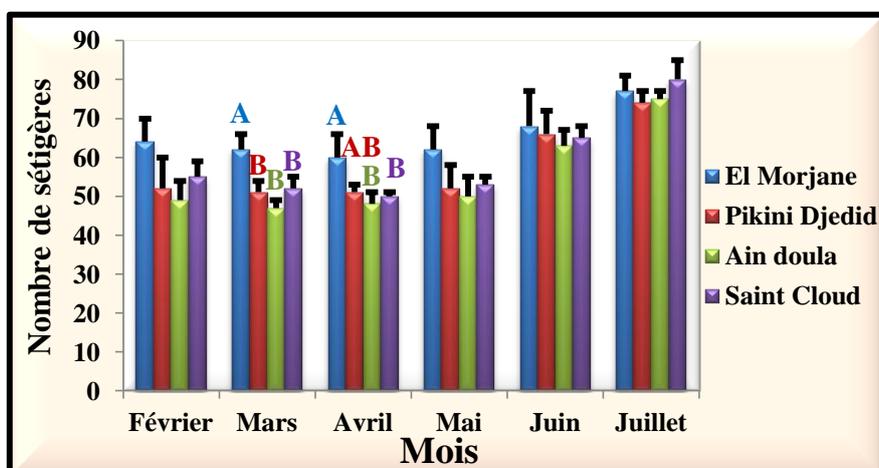
La tendance linéaire de la variation du nombre de sétigères en fonction de la période d'étude chez les individus de *P. cultrifera* au niveau des stations étudiées, montre que le nombre de sétigères des individus diminue jusqu'au mois d'Avril, atteint un pic en Juillet où le nombre de sétigères le plus élevé a été enregistrée à la station d'Annaba ( $80 \pm 5$ ) (Figure 47).



**Figure 47.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011.

L'analyse de la variance de la variation mensuelle du nombre de sétigères par le test de Tukey, permis de comparer toutes les moyennes et de classer les stations étudiées en deux groupes au mois Mars: le groupe A correspond à la station d'El Morjane, et le groupe B aux stations de Pikini Djedid, d'Ain doula, et de Saint Cloud, où nous avons enregistré une différence entre les individus d'El Morjane et les individus des autres stations, alors qu'il n'y a aucune différence entre les individus des stations du groupe B.

Le test met en évidence trois groupes au mois d'Avril: le groupe A comporte les individus d'El Morjane qui possèdent des valeurs les plus élevées, et le groupe AB représente les individus de la station de Pikini Djedid, de la station de Saint Cloud, avec un nombre de sétigères non différent à celui des individus d'El Morjane et des autres stations, le groupe B correspond à la station d'Ain doula, qui présente des valeurs inférieures à celles des autres stations. Aucune différence n'a été enregistrée entre les stations pendant les mois de Février, Mai, Juin, et Juillet (Figure 48).



**Figure 48.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011 (classification de Tukey).

L'ANOVA à un seul critère de classification montre qu'il y a une différence non significative au mois de Juin ( $p = 0,780$ ), de Juillet ( $p = 0,274$ ), et une différence significative au mois d'Avril ( $p = 0,014$ ), et de Mai avec  $p = 0,076$ , et une différence très significative au mois de Mars ( $p = 0,002$ ).

L'ANOVA à deux critères de classification montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les mois et entre les stations (Tableau 21).

**Tableau 21:** ANOVA à deux facteurs contrôlés du nombre de sétigères chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations étudiées.

Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	5611,00	1122,20	51,20	0,000***
Stations	3	1022,50	340,83	15,55	0,000***
Interaction : Stations/Mois	15	332,00	22,13	1,01	0,461
Erreur résiduelle	48	1052,00	21,92		
Totale	71	8017,50			

**DDL** : Degré de liberté ; **SCE**: Sommes des carrées des écarts ; **CM** : Carré moyen ; **F obs.:** Test de Fisher ; **P** : Seuil de signification.

### 3.2.2. Différenciation des sexes

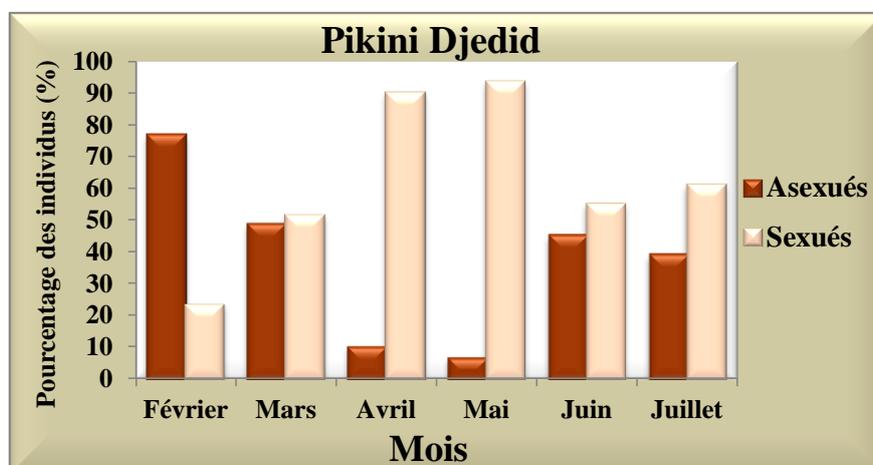
La différenciation sexuelle chez *P. cultrifera* a été réalisée sur des individus récoltés au niveau des stations étudiées. L'identification a permis la reconnaissance de plusieurs catégories d'individus: les individus indifférenciés plus nombreux que les différenciés au mois de février dans la station de Pikini Djedid (Skikda), et de Saint Cloud (Annaba), contrairement à ceux de la station d'El Morjane (El Kala), et Ain doula (Collo) qui sont représentés par des individus matures plus abondants que les indifférenciés. A partir de mois d'Avril on enregistre une abondance des matures par rapport aux indifférenciés au niveau des quatre stations, où au mois de Mai les matures représentent la totalité de la proportion dans la station d'El Morjane (Tableau 22).

**Tableau 22:** Différenciation sexuelles chez *P. cultrifera* au niveau des quatre stations d'étude durant l'année 2011 (pourcentage des individus sexués et asexués).

		Février	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet
Pikini Djedid	Asexués (%)	76,71	48,57	10	6,5	45	39
	Sexués (%)	23,29	51,43	90	93,5	55	61
El Morjane	Asexués (%)	42	13,04	4,76	0	40	37

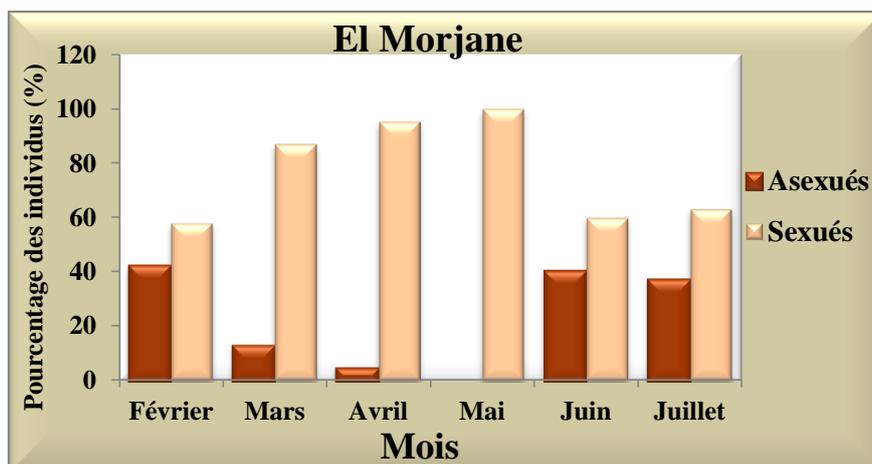
	<b>Sexués (%)</b>	58	86,96	95,24	100	60	63
<b>Ain doula</b>	<b>Asexués (%)</b>	44	19,5	6	4	45	39
	<b>Sexués (%)</b>	65	80,5	94	96	55	61
<b>Saint Cloud</b>	<b>Asexués (%)</b>	72,71	45,57	13	9,5	40	35
	<b>Sexués (%)</b>	27,29	54,43	87	90,5	60	65

Au niveau de la station de Pikini Djedid, le nombre d'individus indifférenciés atteint au maximum (76,71 %) en Février de l'année 2011. Concernant les matures, il a été constaté que les deux mois d'Avril et de Mai de la même année correspondant respectivement (90 % et 93,5 %) aux taux les plus élevés enregistrés durant la période d'étude (Figure 49).



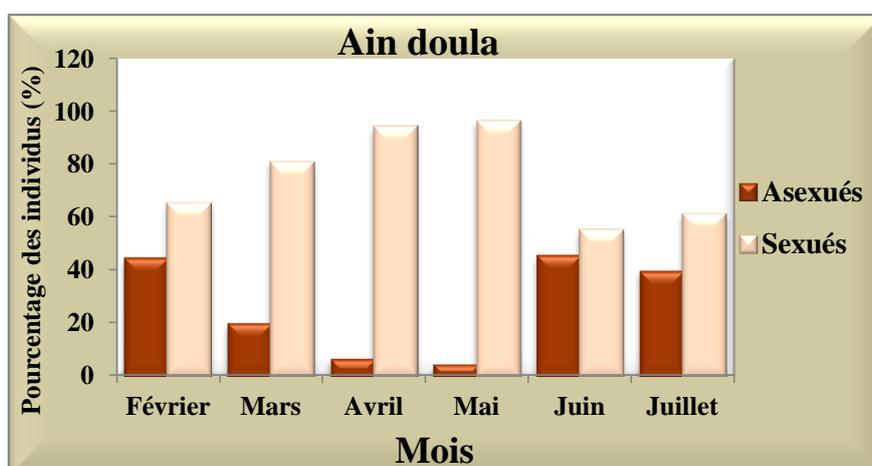
**Figure 49.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station de Pikini Djedid en 2011 (n = 50).

Les asexués récoltés dans la station d'El Morjane atteignent des taux moyennes n'excédant pas 42 % durant le mois de Février. Tandis que les matures sont présents depuis le mois de Février jusqu'au mois de Juillet avec un taux le plus faible en Février (58 %) et un taux le plus élevé en Mai (100 %) (Figure 50).



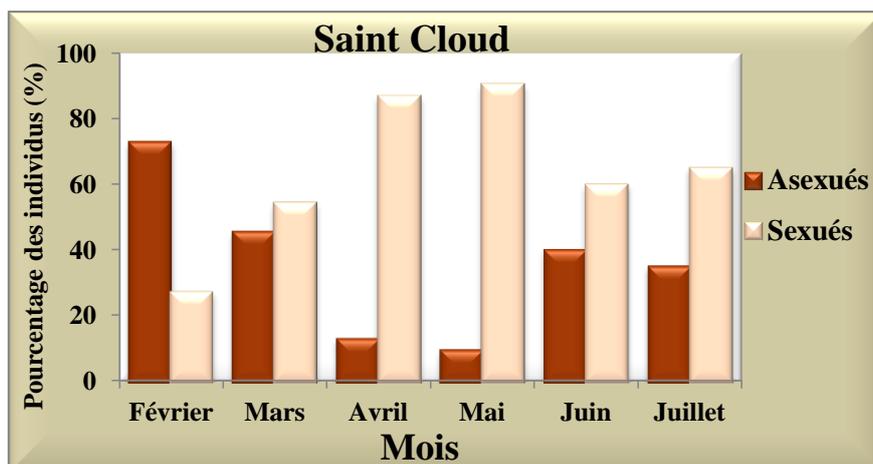
**Figure 50.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station d'El Morjane en 2011 (n = 50).

A Ain doula, le nombre des asexués le plus faible a été enregistré entre Avril et Mai (6 % et 4 %) et le taux le plus élevé ne dépasse pas 45 % enregistré en Juin (Figure 51).



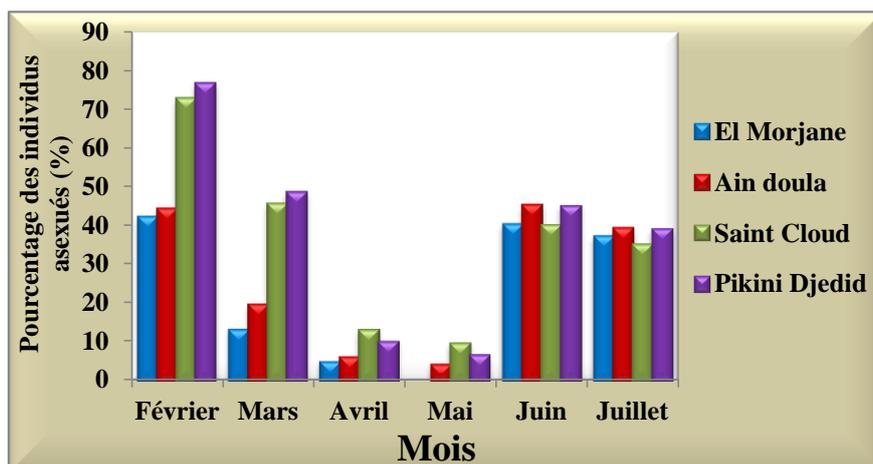
**Figure 51.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station d'Ain doula en 2011 (n = 50).

La différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station de Saint Cloud, montre que les indifférenciés sont plus abondant en Février (72,71 %) et moyennement présents durant toute la période d'étude. Quant aux sexués, il a été constaté une évolution de leur nombre à partir du mois de Mars en atteignant un maximum (90,5 %) au mois de Mai (Figure 52).



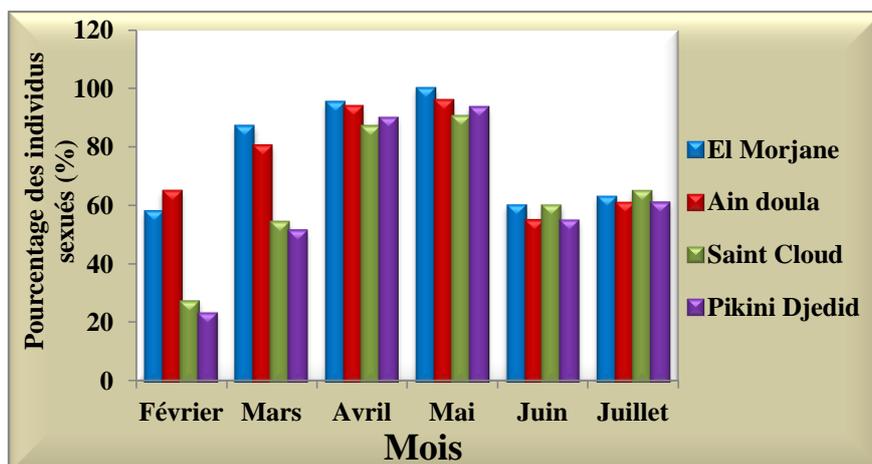
**Figure 52.** Différenciation sexuelle chez les individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau de la station de Saint Cloud en 2011 (n = 50).

Une comparaison a été réalisée entre les différentes stations en tenant compte de la répartition des individus asexués et sexués. Les asexués récoltés au niveau des stations de Saint Cloud et de Pikini Djedid présentent les taux les plus élevés enregistrés de toutes les stations étudiées (Figure 53).



**Figure 53.** Pourcentage des individus asexués chez *P. cultrifera* récoltés de quatre stations étudiées en 2011(n = 50).

Les résultats obtenus à partir de la récolte des individus matures de *P. cultrifera* dans toutes les stations durant les six mois d'étude, ont montrés une évolution de leur nombre a été enregistré à partir du mois de Février et atteignant leur maximum entre Avril et Mai où les sexués avoisinent des taux de 87 %   100 % au niveau des quatre stations (Figure 54).



**Figure 54.** Pourcentage des individus sexués chez *P. cultrifera* récoltés de quatre stations étudiées en 2011 (n = 50).

### 3.3. Caractéristiques physico-chimiques

#### 3.3.1. Caractéristiques physico-chimiques des sédiments

D'après l'examen des différents paramètres physico-chimiques des sédiments d'El Kala (El Morjane, et Vieille calle), d'Annaba (Saint Cloud), de Skikda (Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, et Pikini Djedid) et de Collo (Ain Oum laksab, et Ain doula), analysés au niveau du laboratoire, nous avons montrés que les quatre sites sont caractérisés par, un pH (pouvoir d'hydrogène) neutre pour El Kala et basique pour Annaba, Skikda et Collo.

Les résultats de la conductivité électrique montrent que les stations, de Vieille calle (El Kala), de l'Embouchure d'Oued Saf Saf et d'Ancien port (Skikda), et de Saint Cloud (Annaba) sont moins salées, que les autres stations (El Morjane (El Kala), Pikini Djedid (Skikda), et Ain Oum laksab, Ain doula (Collo)).

Ainsi le taux de la matière organique révèle que le sédiment d'El-Kala est riche alors que les autres sites sont moyennement pourvus. Le taux de calcaire est très faible dans toutes les stations sauf à la station de Pikini Djedid où il est moyennement calcaire (Tableau 23).

**Tableau 23:** Paramètres physico-chimiques des sédiments des stations étudiées en Janvier 2010; **pH:** pouvoir d'hydrogène, **CE:** Conductivité électrique, **MO:** Matières organiques, **CaCO<sub>3</sub>:** Calcaire, **E.O.Saf Saf:** Embouchure d'Oued Saf Saf, **A.O. laksab:** Ain Oum laksab, **A. doula:** Ain doula.

Paramètres de caractérisation des sédiments	Données physico-chimiques							
	El-Kala		Annaba	Skikda			Collo	
	Veille calle	El-Morjane	Saint Cloud	E.O. Saf Saf	Ancien port	Pikini Djedid	A.O. laksab	A. doula
<b>pH à 25°C</b>	7,20	7,12	8,80	7,55	7,56	7,67	8,30	8,50
<b>CE (ms/cm)</b>	2,29	2,71	1,50	2,39	1,95	3,02	2,62	3,14
<b>MO (%)</b>	3,44	4,4	1,06	1,35	2,45	1,76	0,97	0,45
<b>CaCo3 (%)</b>	0,55	0,45	3,06	3,56	4,18	8,51	2,13	1,83

Les résultats granulométriques sont presque identiques dans les deux sites d'étude, affichant des teneurs en argile de 0,69 % à El Morjane, de 0,54 % à la plage de la Veille calle, de 2,15 % à l'Ancien port et de 3,51% à la plage de Pikini Djedid et une absence totale dans les autres stations (Tableau 24).

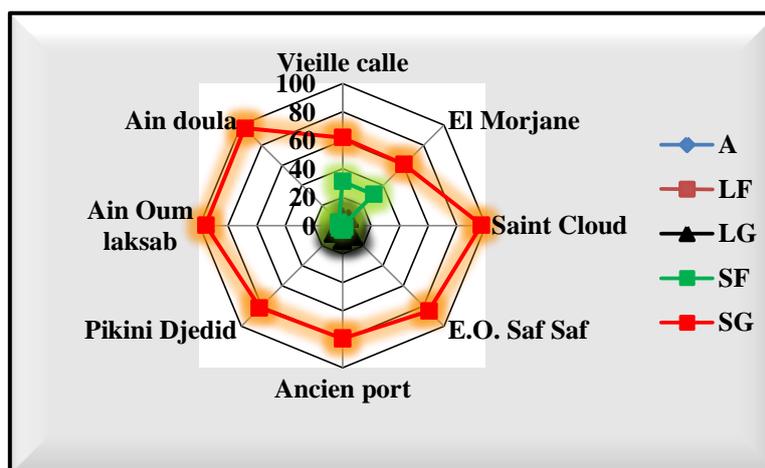
La teneur en limon est moyennement faible par rapport au fraction de sable, qui représente la majeure partie des sédiments étudiés. Les résultats enregistrent des valeurs de sable gros de 97,10% à la plage de Saint Cloud, de 96,58 % à Ain doula et de 95,61 % à Ain Oum laksab, avec des valeurs respectives de 85,30 %, de 81,95 % et de 79,80 % dans les stations de l'Embouchure d'Oued Saf Saf, de Pikini Djedid, et de l'Ancien port. Aussi, il a enregistré de 61,48 % de gros sable dans la station de la Veille calle et de 60,83% à El Morjane au niveau d'El Kala.

**Tableau 24:** Répartition granulométrique des sédiments des stations étudiées en Janvier 2010; **A:** Argile, **LF/LG:** Limon fin/gros, **SF/SG:** Sable fin/gros, **E.O. Saf Saf:** Embouchure d'Oued Saf Saf.

Fraction			A	LF	LG	SF	SG
<b>Données (%)</b>	El-Kala	Veille calle	0,54	1,5	5,75	30,73	61,48

	<b>El Morjane</b>	0,69	1,37	6,42	30,69	60,83
<b>Annaba</b>	<b>Saint Cloud</b>	0,00	0,41	1,9	0,59	97,1
<b>Skikda</b>	<b>E.O. Saf Saf</b>	0,00	1,51	11,04	2,15	85,3
	<b>Ancien port</b>	2,15	3,89	10,95	3,2	79,8
	<b>Pikini Djedid</b>	3,51	3,1	8,68	2,76	81,95
<b>Collo</b>	<b>A. O. laksab</b>	0,00	0,98	1,17	2,25	95,61
	<b>Ain doula</b>	0,00	0,00	0,00	3,42	96,58

Selon les données granulométriques, nous avons pu déterminer la texture des sédiments prélevés des stations de Skikda, qui est sablo limoneuse avec une quantité importante de sable grossier. Alors que les autres stations sont de texture sableuse avec disparition complète d'argile, et riche en sable fin dans les stations d'El Kala (El Morjane, et Vieille calle). Les quatre sites sont généralement très pauvres à cause de l'absence de cimentation indiquant l'absence du complexe organo-minéral (Figure 55).



**Figure 55.** Distribution des fractions granulométriques des sédiments des différents stations en Janvier 2010 (Vieille calle et d'El Morjane (El Kala), de Saint Cloud (Annaba), de l'Embouchure d'Oued Saf Saf, de l'Ancien port et de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain Oum laksab, et d'Ain doula (Collo)).

### 3.3.2. Caractères physico-chimiques de l'eau de mer

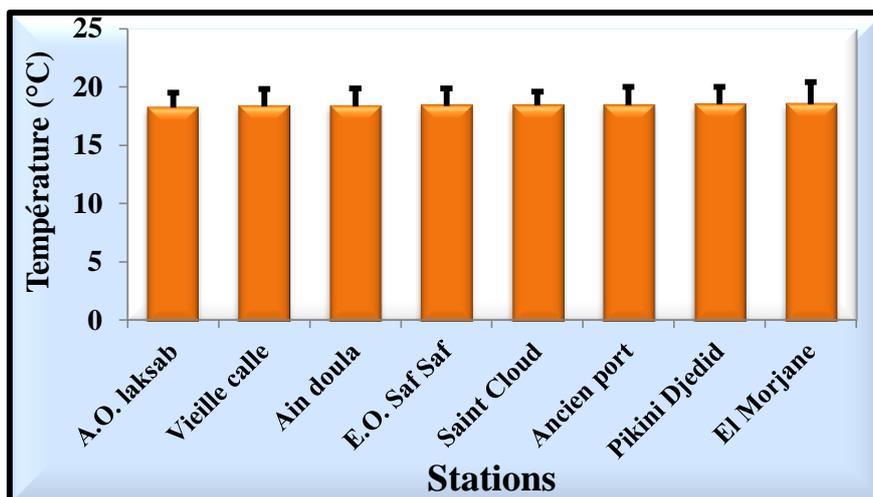
Les résultats d'analyses physico-chimiques de l'eau de mer dans huit stations situées au niveau du littoral Est Algérien (Tableau 25). Concernant la composition physico-chimique de l'eau de mer de

la plage El Morjane et de la plage de la Vieille calle à El Kala, de la plage Sain Cloud à Annaba, et des trois stations de Skikda (l'Embouchure d'oued Saf Saf, l'Ancien port, et la plage de Pikini Djedid), et les deux plages de Collo (Ain doula et Ain Oum laksab).

**Tableau 25:** Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer échantillonnée dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

Paramètres Stations	Température (°C)	pH	O <sub>2</sub> dissous (mg/l)	Salinité (mg/l)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)
<b>El Morjane</b>	18.53 ± 1.9	7.88 ± 0.15	8.08 ± 0.71	36.16 ± 0.3	3.67 ± 0.87
<b>Vieille calle</b>	18.34 ± 1.5	7.84 ± 0.15	7.89 ± 0.48	36.9 ± 0.58	3.53 ± 0.6
<b>Saint Cloud</b>	18.4 ± 1.2	7.95 ± 0.37	6.33 ± 0.39	36.45 ± 0.25	3.61 ± 0.27
<b>Pikini Djedid</b>	18.5 ± 1.5	8.39 ± 0.1	4.63 ± 0.55	36.23 ± 0.46	4.1 ± 0.56
<b>E.O. Saf Saf</b>	18.39 ± 1.48	7.89 ± 0.25	3.17 ± 0.65	36.67 ± 0.64	4.35 ± 0.38
<b>Ancien port</b>	18.41 ± 1.63	8.09 ± 0.41	3.34 ± 0.57	36.45 ± 0.62	4.34 ± 0.69
<b>A.O. laksab</b>	18.23 ± 1.3	7.85 ± 0.5	8.23 ± 0.61	36.21 ± 0.4	3.63 ± 0.42
<b>Ain doula</b>	18.35 ± 1.55	7.91 ± 0.38	8.19 ± 0.25	36.15 ± 0.25	3.65 ± 0.66

Les résultats obtenus montrent que la température ne présente pas de variations entre les huit stations étudiées, avec une valeur moyenne minimale de 18,23°C enregistrée au niveau de Collo dans la plage d'Ain Oum laksab, et une valeur moyenne maximale enregistrée au niveau du site d'El Kala, dans la plage d'El Morjane avec 18,53°C (Figure 56).



**Figure 56.** Paramètres physico-chimiques (Températures °C) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ).

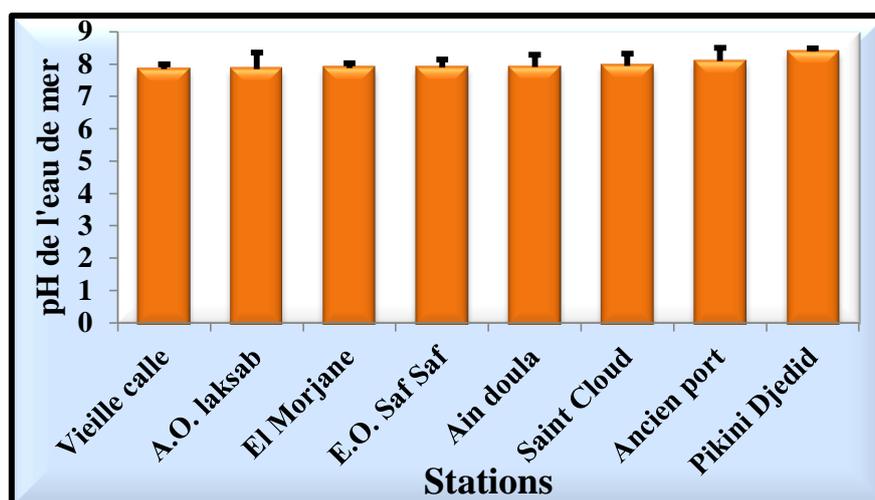
Les valeurs de la température montrent que les stations étudiées ne sont pas statistiquement différentes, avec une valeur de  $p > 0,05$  (Tableau 26).

**Tableau 26:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la température dans les stations étudiées ( $P > 0,05$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,240	0,034	0,04	1,000
Résiduelle	16	15,142	0,946		
Totale	23	15,382			

**DDL :** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM :** Carré moyen ; **F obs.:** Test de Fisher ; **P :** Seuil de signification.

Concernant le pH, les données analytiques permettent d'enregistrer des valeurs similaires entre les huit stations, où la valeur minimale est de 7,84 se trouve dans la station de la Vieille calle et une valeur maximale de 8,39 dans la station de Pikini Djedid, ce qui marque un pH alcalin dans toutes les stations étudiées (Figure 57).



**Figure 57.** Paramètres physico-chimiques (pH) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ).

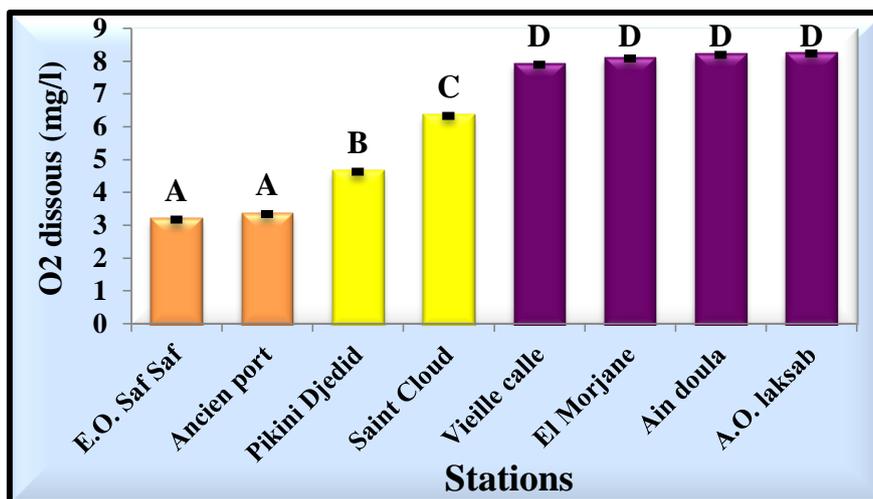
L'analyse de la variance indique qu'il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes du pH mesurées dans les stations d'étude (Tableau 27).

**Tableau 27:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de pH dans les stations d'étude ( $p > 0,05$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,6951	0,0993	1,16	0,376
Résiduelle	16	1,3673	0,0855		
Totale	23	2,024			

**DDL :** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM :** Carré moyen ; **Fobs :** Test de Fisher ; **P :** Seuil de signification.

Les teneurs en Oxygène dissous, montre une variation très importante entre les stations étudiées. En effet la teneur minimale de 3,17 mg/l a été enregistrée dans la station E. O. Saf Saf, avec un maximum de 8,23 mg/l enregistrée dans la station d'Ain Oum Iaksab (Figure 58). Le test de Tukey permet de classer les stations étudiées en quatre classes: la classe A, comprend la station de E. O. Saf Saf et de l'Ancien port, la classe B comprend la station de Pikini Djedid, et la classe C regroupe la station de Saint Cloud, et enfin la classe D qui renferme la station de Vieille calle, El Morjane, Ain doula, et A. O. Iaksab qui présentent les teneurs d'Oxygène dissous les plus élevées.



**Figure 58.** Paramètres physico-chimiques (O<sub>2</sub> en mg/l) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ). [Classification des stations par le test de Tukey].

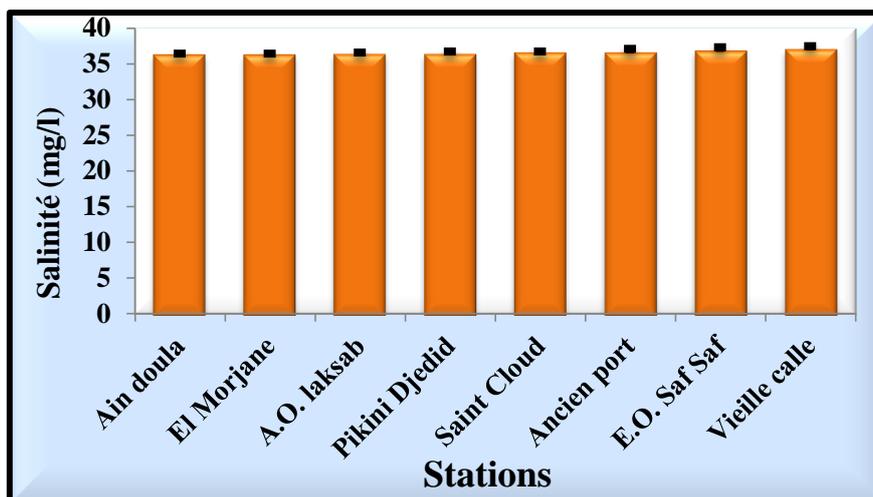
L'analyse de la variance indique qu'il y a une différence très hautement significative entre les moyennes d'O<sub>2</sub> dissous enregistrées dans les stations d'étude (Tableau 28).

**Tableau 28:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse d'O<sub>2</sub> dissous de l'eau de mer dans les stations étudiées ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	102,362	14,623	135,25	0,000***
Résiduelle	16	1,730	0,108		
Totale	23	104,092			

**DDL :** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM :** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P :** Seuil de signification.

La salinité a permis d'enregistrer des moyennes similaires entre les huit stations, avec une valeur minimale de 36,15 mg/l dans la station d'Ain doula, alors que la valeur maximale a été observée dans la station de la Vieille calle, de 36,9 mg/l (Figure 59).



**Figure 59.** Paramètres physico-chimiques (Salinité en mg/l) de l'eau de mer dans les huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ).

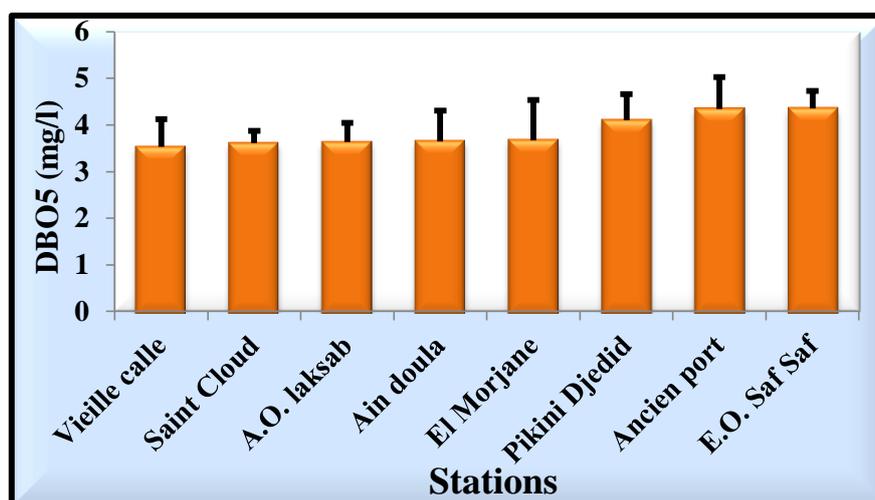
L'analyse de la variance indique qu'il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes de la salinité mesurées dans les stations d'étude (Tableau 29).

**Tableau 29:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la salinité dans les stations étudiées ( $p > 0,05$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	1,399	0,200	0,56	0,780
Résiduelle	16	5,746	0,359		
Totale	23	7,145			

**DDL :** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM :** Carré moyen ; **F obs.:** Test de Fisher ; **P :** Seuil de signification.

Pour la DBO<sub>5</sub>, les résultats de dosage donnent des valeurs relativement identiques avec un minimum de 3,53 mg/l dans la plage de la Vieille calle, et un maximum de 4,35 mg/l dans la station de l'Embouchure d'Oued Saf Saf (Figure 60).



**Figure 60.** Paramètres physico-chimiques (DBO<sub>5</sub> en mg/l) de l'eau de mer dans les stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ).

L'analyse de la variance indique qu'il n'existe pas de différences significatives entre les moyennes de la DBO<sub>5</sub> mesurées dans les stations d'étude (Tableau 30).

**Tableau 30:** analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats d'analyse de la DBO<sub>5</sub> dans les stations étudiées ( $p > 0,05$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	2,883	0,412	1,15	0,380
Résiduelle	16	5,706	0,357		
Totale	23	8,589			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

### 3. 4. Analyses biochimiques

#### 3.4.1. Dosage des métaux lourds

##### 3.4.1.1. Courbe d'étalonnage des éléments étudiés

La gamme d'étalonnage a été effectuée pour déterminer les différentes courbes d'étalonnage pour chaque élément, et les équations de la droite de régression linéaire avec les moindres carrés et les coefficients de détermination ajustés ( $R^2$ ), sont utilisées pour calculer les concentrations des éléments analysés dans nos échantillons.

L'équation de la droite de régression exprimant les absorbances affichés en fonction des concentrations du Cd (ppm), avec un coefficient de détermination  $R^2 = 99,9\%$ , révèle une forte liaison positive entre les absorbances et les concentrations (Figure 61).

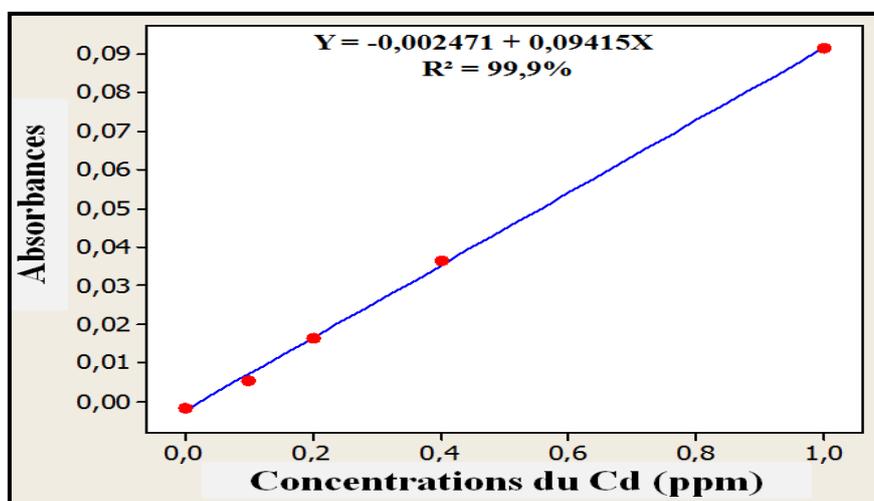
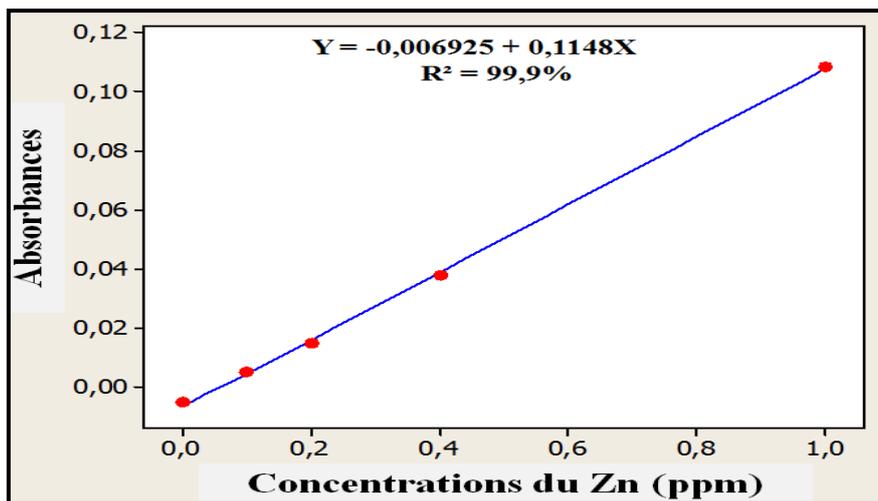


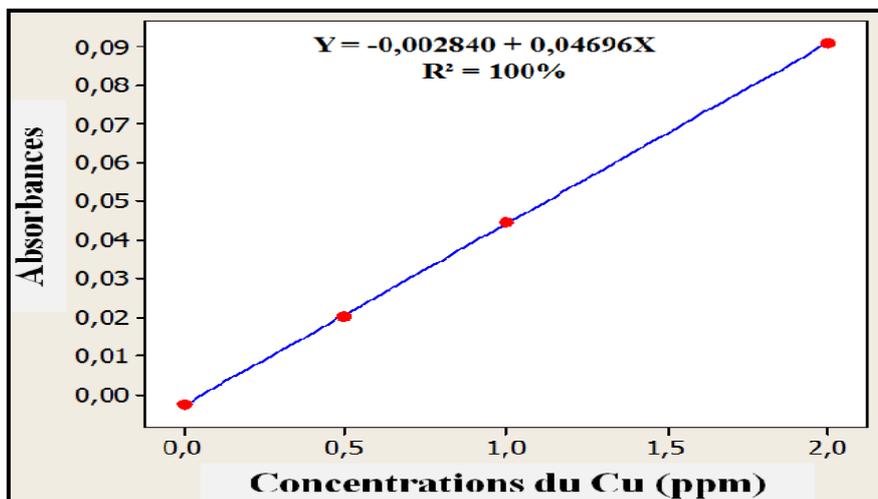
Figure 61. Courbe d'étalonnage du Cd

L'équation de la droite de régression exprimant les absorbances en fonction des concentrations du Zn en ppm, révèle une forte liaison entre les absorbances et les concentrations avec un coefficient de détermination  $R^2 = 99,9\%$  (Figure 62).



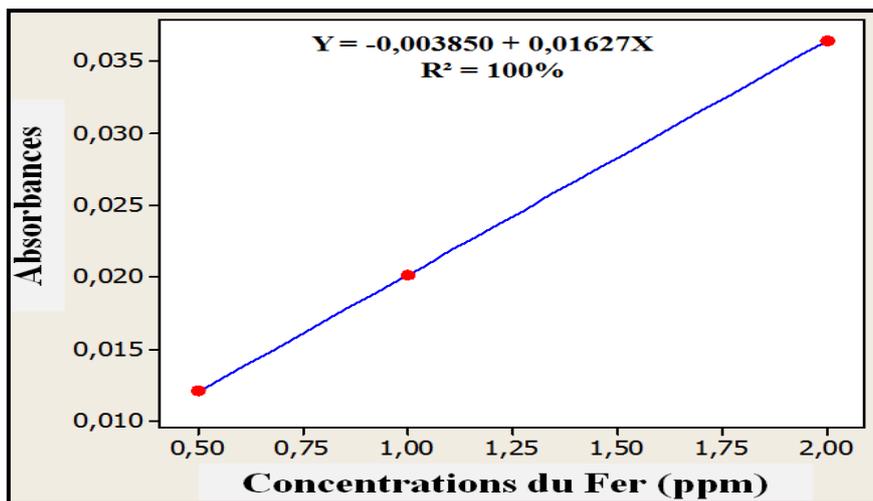
**Figure 62.** Courbe d'étalonnage du Zn

Avec un coefficient de détermination  $R^2 = 100\%$ , l'équation de la droite de régression exprimant les absorbances en fonction des concentrations du Cu (ppm), révèle une très forte liaison positive entre les absorbances et les concentrations (Figure 63).



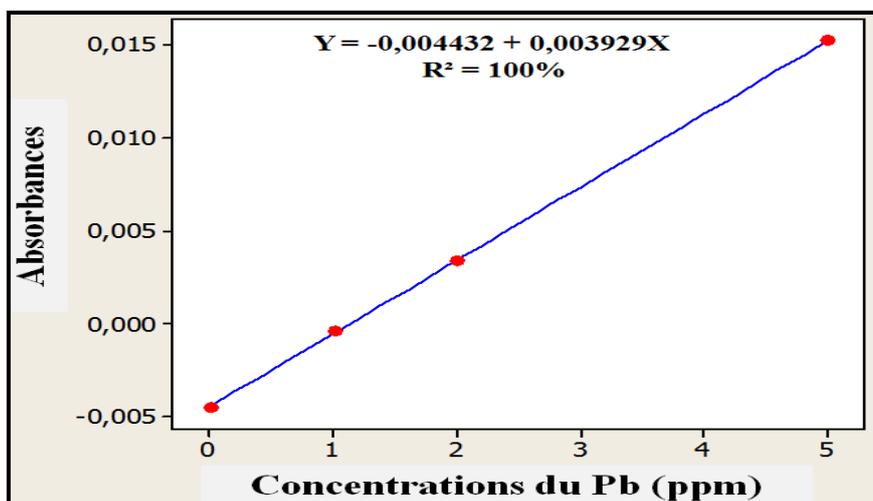
**Figure 63.** Courbe d'étalonnage du Cu

L'équation de la droite de régression exprimant les absorbances en fonction des concentrations du Fer (ppm), avec un coefficient de détermination  $R^2 = 100\%$ , révèle une très forte liaison positive entre les absorbances et les concentrations (Figure 64).



**Figure 64.** Courbe d'étalonnage du Fer

Avec un coefficient de détermination  $R^2 = 100\%$ , l'équation de la droite de régression exprimant les absorbances en fonction des concentrations du Pb (ppm), révèle une liaison positive très forte entre les absorbances et les concentrations (Figure 65).



**Figure 65.** Courbe d'étalonnage du Pb

#### 3.4.1.2. Teneurs des métaux lourds dans les sédiments

Les teneurs en métaux lourds enregistrées dans les sédiments sont variables d'un élément à l'autre, où les fortes teneurs sont observées dans la station de Saint Cloud (Annaba) comparativement aux autres stations avec une valeur maximale en Fer de  $6,643 \pm 1,321$  mg/g, et les plus faibles teneurs en Fer sont enregistrées au niveau de la plage d'El Morjane (El Kala) avec une valeur moyenne de  $0,951 \pm 0,130$  mg/g. Comme pour le Fer, les fortes teneurs en Zn ont été

enregistrées au niveau de la plage de Saint Cloud (Annaba), avec une moyenne de  $0,263 \pm 0,001$  mg/g, alors que les faibles teneurs sont obtenues au niveau de la plage d'Ain doula (Collo), avec une moyenne de  $0,048 \pm 0,016$  mg/g suivie de la plage d'El Morjane avec  $0,074 \pm 0,016$  mg/g.

Les résultats d'analyse du Pb dans les sédiments, montrent que les teneurs varient entre 0,142 et 0,146 mg/g dans la plage de Saint Cloud (Annaba), et entre 0,085 et 0,091 mg/g dans la station d'Ain doula (Collo).

Les plus faibles teneurs obtenues, sont celles du Cu et du Cd, où les teneurs les plus importantes du Cd sont enregistrées dans les trois stations: Saint Cloud (Annaba), Embouchure d'Oued Saf Saf et l'Ancien Port, avec des valeurs moyennes respectives de 0,0051 mg/g, 0,005 mg/g et de 0,0046 mg/g. Les faibles teneurs en Cd ont été enregistrées dans les deux stations; d'El Morjane et d'Ain doula avec des valeurs moyennes similaire de 0,0029 mg/g.

Concernant le Cu, la valeur moyenne la plus élevée a été enregistrée dans la station de l'Embouchure d'Oued Saf Saf à Skikda de  $0,215 \pm 0,248$  mg/g, alors que plus faible dans la station d'El Morjane à El Kala avec une valeur de  $0,00745 \pm 0,000$  (Tableau 31).

Malgré les résultats très variables enregistrés, le Fer est très majoritaire dans les sédiments, suivi du Zn, Pb, Cu et du Cd et ce dans les huit stations d'étude.

**Tableau 31:** Teneurs en métaux lourds (mg/g) dans les sédiments prélevés dans les stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm S$ ;  $n = 3$ ).

Éléments		Zn	Cu	Cd	Fer	Pb
El-Kala	Vieille calle	0,107 ± 0,003	0,015 ± 0,001	0,003 ± 0,000	1,380 ± 0,086	0,105 ± 0,004
	El Morjane	0,074 ± 0,017	0,007 ± 0,000	0,0029 ± 0,000	0,951 ± 0,130	0,098 ± 0,000
Annaba	Saint Cloud	0,263 ± 0,001	0,060 ± 0,002	0,005 ± 0,000	6,643 ± 1,321	0,144 ± 0,002
Skikda	E.O. Saf Saf	0,243 ± 0,012	0,215 ± 0,249	0,005 ± 0,000	4,064 ± 0,065	0,138 ± 0,001
	Ancien port	0,228 ± 0,002	0,036 ± 0,002	0,0046 ± 0,000	3,850 ± 0,022	0,132 ± 0,005
	Pikini Djedid	0,144 ± 0,006	0,141 ± 0,163	0,004 ± 0,000	3,648 ± 0,084	0,121 ± 0,001
Collo	A.O. laksab	0,129 ± 0,003	0,023 ± 0,002	0,004 ± 0,000	3,206 ± 0,022	0,102 ± 0,001
	Ain doula	0,048 ± 0,016	0,009 ± 0,001	0,0029 ± 0,000	1,253 ± 0,081	0,088 ± 0,003

L'analyse de la variance à un seul critère de classification nous permet de faire une comparaison globale entre les stations, et le test de Tukey, nous aide à classer les différentes stations pour chaque élément étudié.

L'analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats obtenus par le dosage des teneurs du Fer dans les sédiments prélevés de huit stations étudiées, montre que la différence entre les huit stations est très hautement significative (Tableau 32).

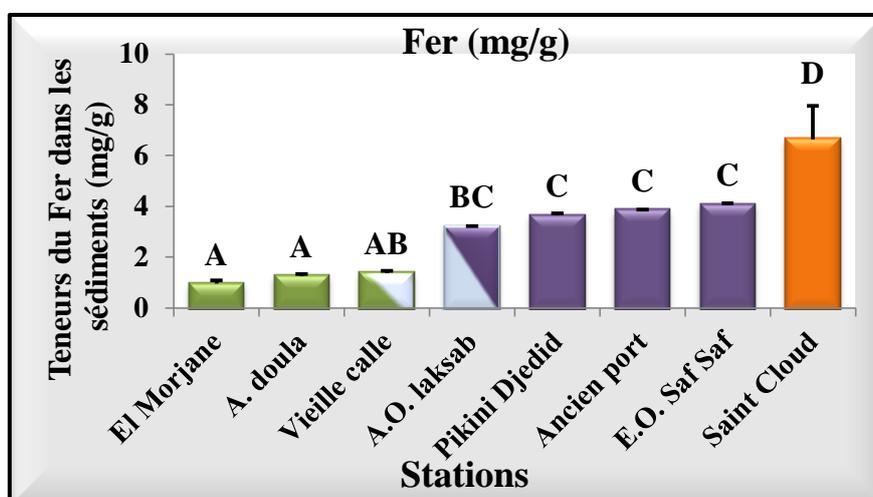
**Tableau 32:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Fer dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	50,671	7,239	32,39	0,000 ***
Résiduelle	8	1,788	0,223		

<b>Totale</b>	15	52,458			
---------------	----	--------	--	--	--

**DDL:** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM:** Carré moyen ; **F obs.:** Test de Fisher ; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey, nous permet de classer les stations étudiées selon les teneurs en Fer. Les huit stations sont distribuées en cinq groupes: le premier groupe (A), renferme les stations contenant les teneurs les plus faibles (El Morjane, A. doula), le second groupe (AB) comprend une seule station, la plage de la Vieille calle, le troisième groupe (BC) comporte la station de la plage A. O. Iaksab, le quatrième groupe (C) renferme les trois stations de Pikini Djedid, l'Ancien port, et l'E. O. Saf Saf, et le cinquième groupe (D) comprend la station de Saint Cloud qui représente les teneurs les plus élevées en Fer. Cette classification montre bien que les stations d'El Morjane et d'A. doula sont moins contaminées par le Fer, et que la plage de Saint Cloud est la plus contaminée par ce métal (Figure 66).



**Figure 66.** Teneurs moyennes (mg/g) en Fer dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012, ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey].

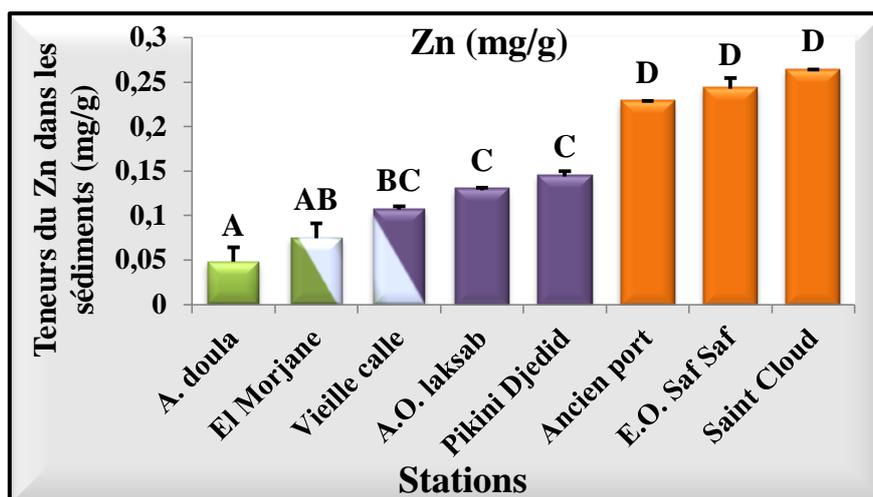
L'analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des résultats obtenus par le dosage des teneurs en Zn dans les sédiments prélevés des huit stations d'étude, montre que la différence entre les huit stations est très hautement significative (Tableau 33).

**Tableau 33:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Zn dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0913116	0,0130445	139,78	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0007466	0,0000933		
Totale	15	0,0920582			

**DDL:** Degré de liberté ; **SCE:** Sommes des carrées des écarts ; **CM:** Carré moyen ; **F obs.:** Test de Fisher ; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey, nous permet de classer les stations étudiées selon les teneurs en Zn ; les huit stations sont réparties en cinq groupes: le premier groupe (A) renferme la station de A. doula qui présente les teneurs les plus faibles, le second groupe (AB) renferme une seule station, la plage El Morjane, le troisième groupe (BC) comprend la plage de la Vieille calle, le quatrième groupe (C) renferme les deux stations d'A. O. laksab et de Pikini Djedid, et le cinquième groupe (D) comporte la station de l'Ancien port, l'E. O. Saf Saf, et Saint Cloud contenant les teneurs les plus élevées en Zn. La classification de Tukey indique que la station d'A. doula est la moins polluée par le Zn, et que les stations de l'Ancien port, de l'E. O. Saf Saf, et de Saint Cloud sont les plus polluées par le Zn (Figure 67).



**Figure 67.** Teneurs moyennes (mg/g) en Zn dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey].

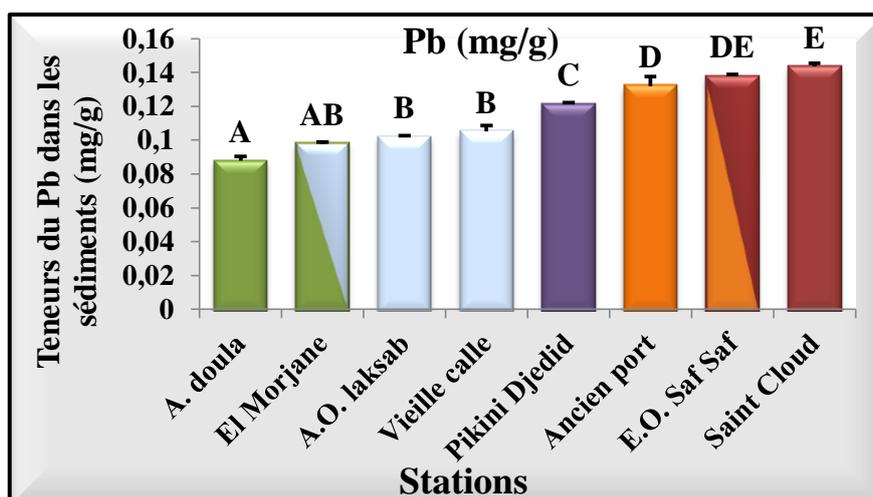
Concernant les résultats obtenus à partir du dosage des teneurs en Pb, L'ANOVA à un seul critère de classification indique qu'il y a une différence très hautement significative entre les huit stations d'étude (Tableau 34).

**Tableau 34:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Pb dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0059223	0,0008460	119,20	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000568	0,0000071		
Totale	15	0,0059791			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey, nous a permis de classer les huit stations en sept groupes: le premier groupe (A) renferme la station d'Ain doula, le deuxième groupe (AB) comprend la seule d'El Morjane, le troisième groupe (B) comporte les stations de la plage d'Ain Oum laksab, et de la Vieille calle, le quatrième groupe (C) renferme la station de la plage Pikini Djedid, le cinquième groupe (D) représente la station de l'Ancien port, le sixième groupe (DE) concerne la station de l'E. O. Saf Saf, et le dernier groupe (E) correspond à la station de Saint Cloud où les teneurs en Pb sont les plus élevées. Cette classification révèle que la station d'Ain doula est moins affectée par le Pb par rapport aux autres stations (Ancien port, E. O. Saf Saf) (Figure 68).



**Figure 68.** Teneurs moyennes (mg/g) en Pb dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey].

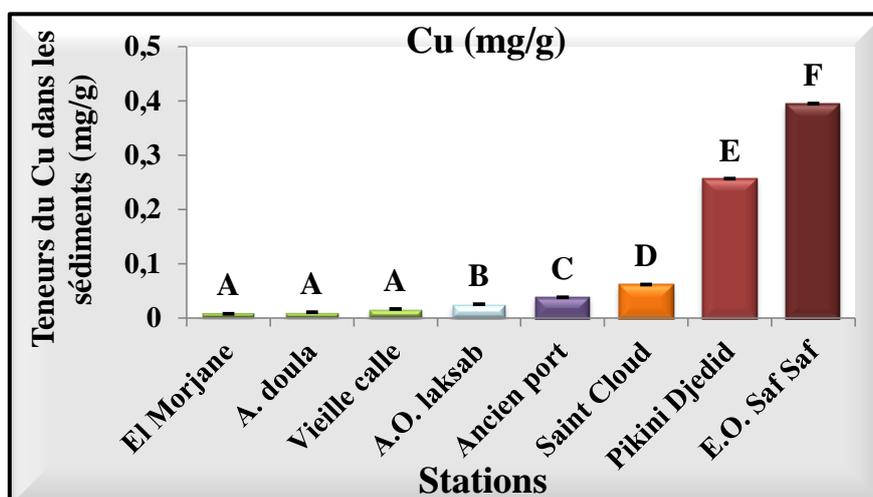
La comparaison des moyennes des teneurs en Cu dans les stations étudiés, montre qu'il y a une différence très hautement significative (Tableau 35).

**Tableau 35:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cu dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,2905568	0,0415081	10357,61	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000321	0,0000040		
Totale	15	0,2905888			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

La classification des stations par le test de Tukey, a permis de distinguer six groupes: le premier groupe (A) renferme les stations d'El Morjane, d'A. doula, et de la Vieille calle, le deuxième groupe (B) comprend la station d'A. O. laksab, le troisième groupe (C) correspond à la station de l'Ancien port, le quatrième groupe (D) représente la station de Saint Cloud, le cinquième groupe correspond à la station de la plage Pikini Djedid, et le dernier groupe (F) comporte l'E. O. Saf Saf où les teneurs en Cu les plus élevées (Figure 69).



**Figure 69.** Teneurs moyennes (mg/g) en Cu dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey].

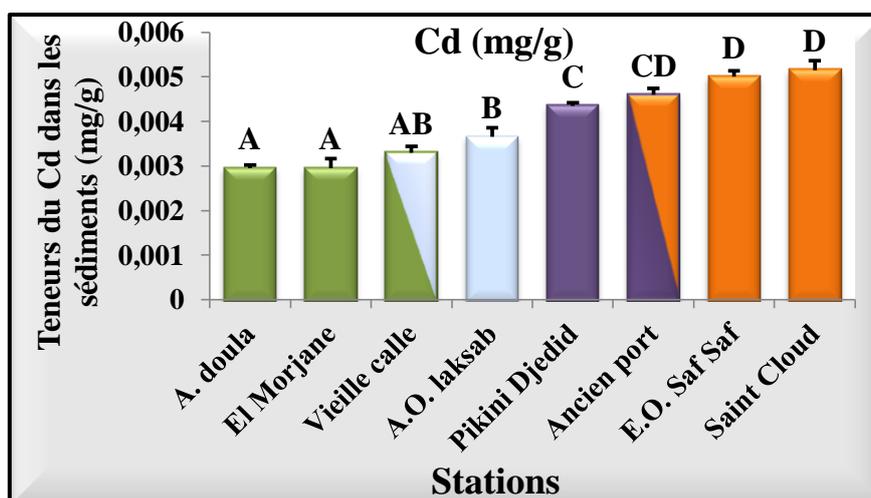
En ce qui concerne les résultats de dosage des teneurs en Cd, L'ANOVA à un seul critère de classification montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les huit stations d'étude (Tableau 36).

**Tableau 36:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs du Cd dans les sédiments étudiés en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0000112	0,0000016	62,69	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000002	0,0000000		
Totale	15	0,0000114			

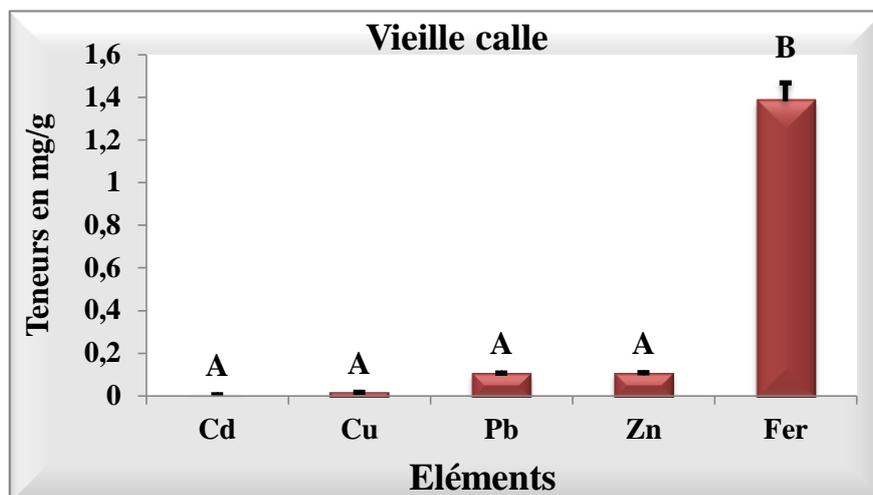
**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey, nous a permis de classer les huit stations en six groupes: le premier groupe (A) renferme la station d'A. doula, et la plage El Morjane, le deuxième groupe (AB) correspond à la station de Vieille calle, le troisième groupe (B) représente de la plage d'A. O. laksab, le quatrième groupe (C) comporte la station de Pikini Djedid, et le cinquième groupe (CD) représente la station de l'Ancien port, et le sixième groupe (D) renferme les deux stations d'E. O. Saf Saf et de Saint Cloud, les plus affectées par le Cd (Figure 70).



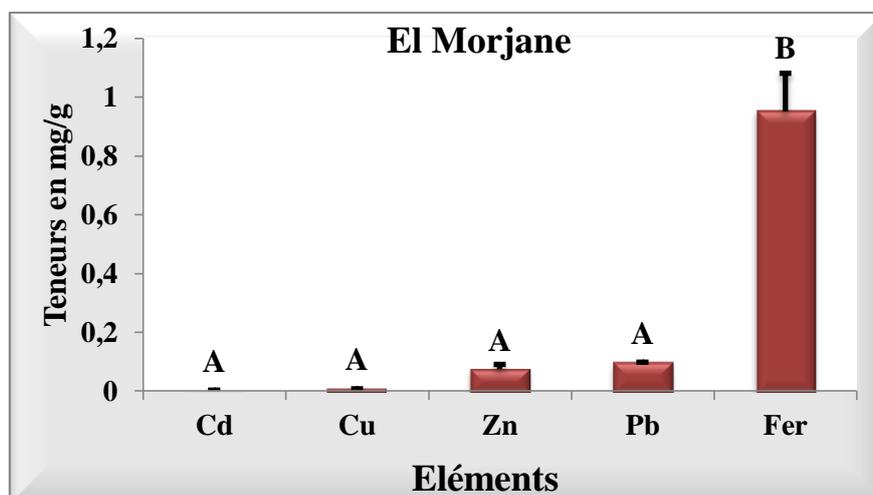
**Figure 70.** Teneurs moyennes (mg/g) en Cd dans les sédiments des stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm s$ ), [Classification du test de Tukey].

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station de Vieille calle montre que les teneurs en Cd, Cu, Pb, Zn sont regroupées dans le même groupe (A), mais qui sont différentes à celles du Fer (classe B), considéré comme le métal le plus abondant dans cette station (Figure 71).



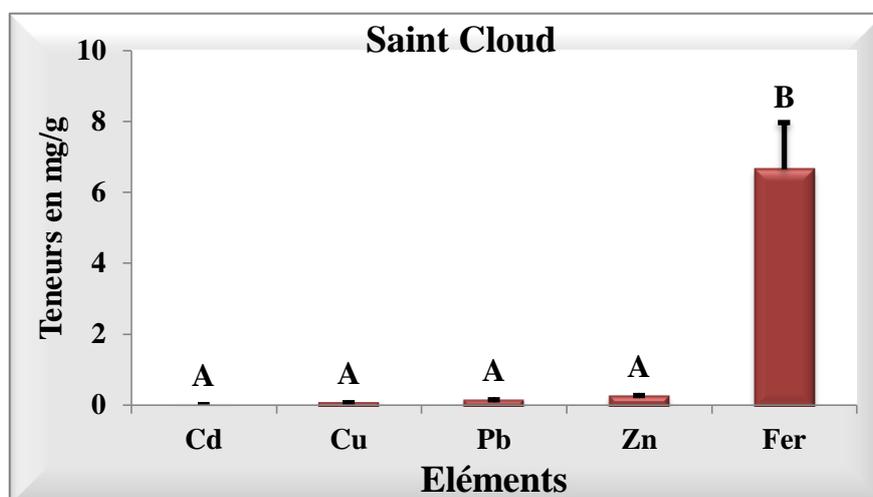
**Figure 71.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de la Vieille calle.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey, montre que dans la station d'El Morjane les teneurs en Cd, Cu, Pb, Zn sont regroupées dans le même groupe (A), et sont différentes à celles du Fer (B), considéré comme le métal le plus abondant dans cette station (Figure 72).



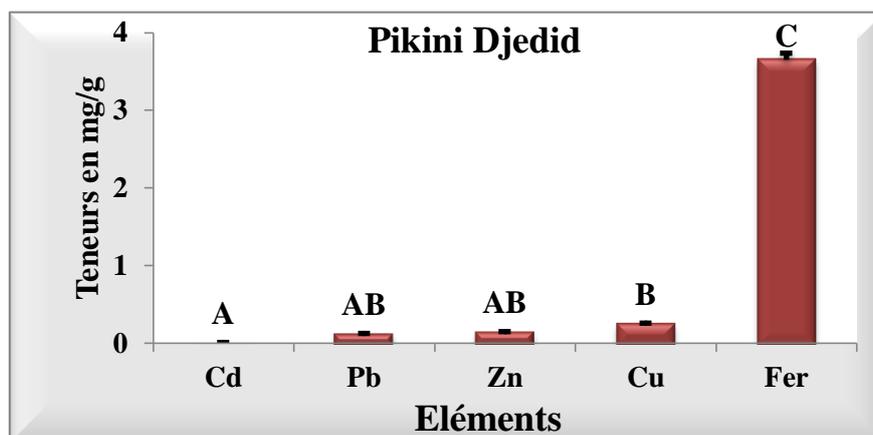
**Figure 72.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'El Morjane.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station de Saint Cloud, montre que les teneurs en Cd, Cu, Pb, Zn sont regroupées dans le même groupe (A), et sont différentes à celles du Fer, qui est le métal le plus abondant dans cette station (Figure 73).



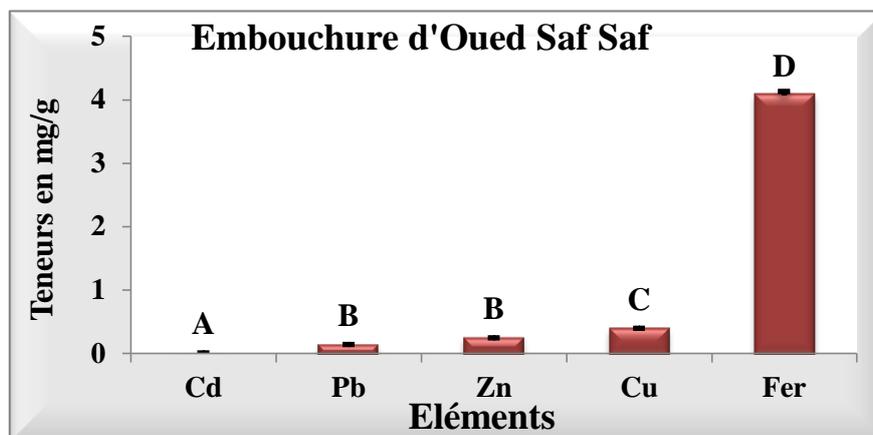
**Figure 73.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de Saint Cloud.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station de Pikini Djedid, montre que les éléments métalliques étudiés sont répartis en quatre groupes: le groupe (A) renferme les teneurs en Cd, et le groupe (AB) correspond aux teneurs en Pb, et Zn, le groupe (B) représente les teneurs en Cu, et le groupe (C) comporte les teneurs en Fer, et qui est toujours le métal le plus élevé (Figure 74).



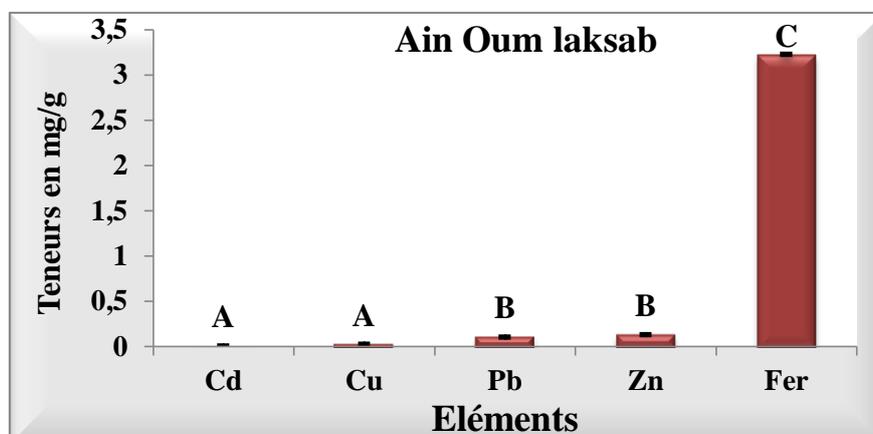
**Figure 74.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de Pikini Djedid.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station d'Oued Saf Saf, donne une répartition en quatre groupes, le groupe (A) représente les teneurs en Cd, le groupe (B) correspond aux teneurs en Pb, et en Zn, le groupe (C) représente les teneurs en Cu, et le groupe (D) comporte les teneurs en Fer (Figure 75).



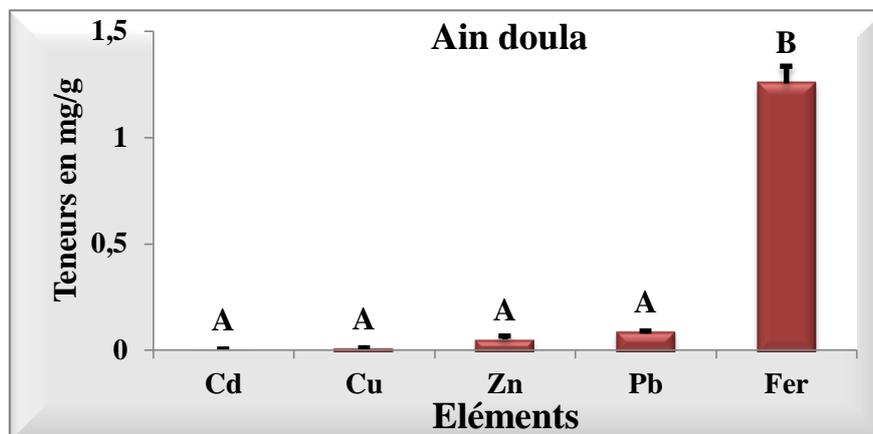
**Figure 75.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de l'E. O. Saf Saf.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station d'Ain Oum laksab, décèle trois groupes: le groupe (A) renferme les teneurs en Cd, et en Cu, le groupe (B) correspond aux teneurs en Pb, et en Zn, et le groupe (C) représente les teneurs en Fer (Figure 76).



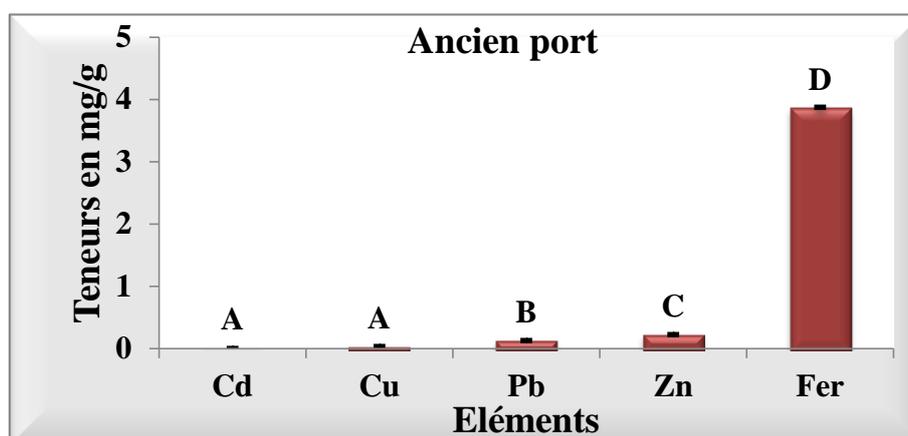
**Figure 76.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'Ain Oum laksab.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station d'Ain doula met en évidence la présence de deux groupes: le groupe (A) renferme les teneurs en Cd, en Cu, en Zn, et en Pb, et le groupe (B) représente les teneurs en Fer (Figure 77).



**Figure 77.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station d'Ain doula.

Le classement des éléments métalliques par le test de Tukey dans la station de l'Ancien port, montre que les éléments métalliques étudiés sont répartis en quatre groupes: le groupe (A) renferme les teneurs en Cd, et en Cu, le groupe (B) correspond aux teneurs en Pb, le groupe (C) comporte les teneurs en Zn, et le groupe (D) représente les teneurs en Fer (Figure 78).



**Figure 78.** Classification des éléments métalliques par le test de Tukey dans les sédiments de la station de l'Ancien port.

L'ANOVA à deux critères de classification révèle qu'il y a une différence très hautement significative entre les stations, les éléments métalliques, et l'interaction stations/éléments ( $p < 0,001$ ) (Tableau 37).

**Tableau 37:** Analyse de la variance à deux facteurs contrôlés des teneurs en métaux lourds étudiés dans les huit stations d'étude ( $p < 0,001$ ).

Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Eléments	4	117,7889	29,4472	658,52	0,000***
Stations	7	11,7834	1,6833	37,64	0,000***
Interaction : éléments/stations	28	39,2750	1,4027	31,37	0,000***
Erreur résiduelle	40	1,7887	0,0447		
Totale	79	170,6360			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

#### 3.4.1.3. Teneurs des métaux lourds dans l'organisme

Les teneurs en métaux lourds trouvées dans l'organisme sont variables d'un élément à l'autre. Les fortes teneurs sont enregistrées dans la station de Saint Cloud (Annaba) comparativement aux autres stations, avec une valeur maximale en Zn de  $0,681 \pm 0,0637$  mg/g, et très faible en Zn au niveau de la plage El Morjane (El Kala) avec une valeur moyenne de  $0,519 \pm 0,0149$  mg/g. Comme pour le Zn, les fortes teneurs en Fer ont été obtenues au niveau de la plage Saint Cloud (Annaba), avec une valeur moyenne de  $0,495 \pm 0,0197$  mg/g, les faibles teneurs sont enregistrées au niveau de la plage d'El Morjane avec une moyenne de  $0,218 \pm 0,0135$  mg/g.

Les plus faibles teneurs enregistrées, sont celles du Cu et du Cd, alors que les plus sont celles du Cd qui se trouvent dans les trois stations, Saint Cloud (Annaba), l'Embouchure d'Oued Saf Saf et l'Ancien Port, avec des valeurs moyennes respectives de  $0,0047$  mg/g,  $0,00455$  mg/g et  $0,00435$  mg/g.

Concernant le Cu, la moyenne la plus élevée a été enregistrée dans la station de Saint Cloud à Annaba avec  $0,01075 \pm 0,00035$  mg/g, et la plus faible dans la station d'El Morjane à El Kala avec  $0,00296 \pm 0,00021$  mg/g (Tableau 38).

Il apparait clairement que malgré des résultats variables, le Zn est très majoritaire dans l'organisme de l'espèce étudiée (*P. cultrifera*). Suivi du Fer, du Pb, du Cu et du Cd et ce dans les huit stations d'étude.

**Tableau 38:** Teneurs en métaux lourds (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* prélevés dans les stations d'étude en Janvier 2012; ( $m \pm S$  ;  $n = 3$ ).

	Zn	Cu	Cd	Fer	Pb
<b>E.M</b>	0,5195 $\pm$ 0,0149	0,0029 $\pm$ 0,0002	0,0025 $\pm$ 0,00014	0,2185 $\pm$ 0,0135	0,059 $\pm$ 0,0018
<b>V.C</b>	0,5852 $\pm$ 0,0188	0,0031 $\pm$ 0,0001	0,0032 $\pm$ 0,00028	0,4363 $\pm$ 0,0041	0,0647 $\pm$ 0,0045
<b>S.C</b>	0,6815 $\pm$ 0,0637	0,0107 $\pm$ 0,00035	0,0047 $\pm$ 0,00014	0,4951 $\pm$ 0,0197	0,1199 $\pm$ 0,0063
<b>P.D</b>	0,6539 $\pm$ 0,0041	0,0070 $\pm$ 0,00035	0,0038 $\pm$ 0,00021	0,4562 $\pm$ 0,0083	0,0833 $\pm$ 0,0017
<b>E.O.S</b>	0,6706 $\pm$ 0,0086	0,0084 $\pm$ 0,00028	0,0045 $\pm$ 0,00007	0,4839 $\pm$ 0,0197	0,1 $\pm$ 0,0018
<b>A.P</b>	0,6443 $\pm$ 0,0024	0,0072 $\pm$ 0,0002	0,0043 $\pm$ 0,00007	0,4584 $\pm$ 0,0019	0,0955 $\pm$ 0,0026
<b>A.O.I</b>	0,6056 $\pm$ 0,0069	0,0060 $\pm$ 0,0002	0,0033 $\pm$ 0,00028	0,4434 $\pm$ 0,0028	0,0788 $\pm$ 0,0027
A.D	0,6024 $\pm$ 0,0167	0,0048 $\pm$ 0,0002	0,0030 $\pm$ 0,00021	0,2992 $\pm$ 0,0012	0,0487 $\pm$ 0,0016

**E.M:** El Morjane, **V.C:** Vieille calle, **S.C:** Saint Cloud, **P.D:** Pikini Djedid, **E.O.S:** Embouchure d'Oued Saf Saf, **A.P:** Ancien port, **A.O.I:** Ain Oum laksab, **A.D:** Ain doula.

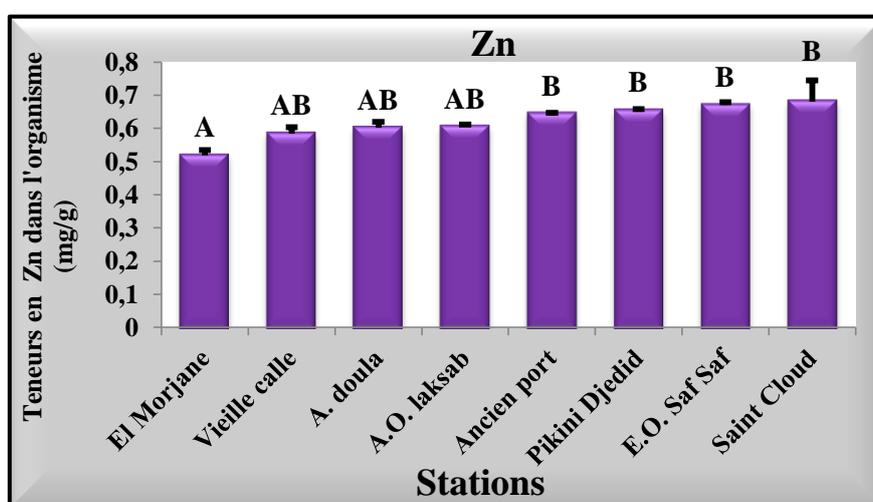
L'analyse de la variance à un seul critère de classification des teneurs du Zn dans l'organisme des individus de *P. cultrifera*, montre que la différence entre les stations étudiées est hautement significative. Avec  $p = 0,003$ . (Tableau 39)

**Tableau 39:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Zn dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 ( $p < 0,01$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,039819	0,005688	8,99	0,003 **
Résiduelle	8	0,005062	0,000633		
Totale	15	0,044881			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey montre clairement que la différence se situe entre les individus récoltés de la plage d'El Morjane et ceux de la station de l'Ancien port, de Pikini Djedid, de l'E. O. Saf Saf, et de Saint Cloud, ceci a permis de regrouper ces stations en trois groupes : d'El Morjane correspond au groupe (A), les stations de l'Ancien port, de Pikini Djedid, de l'E. O. Saf Saf, et de Saint Cloud représentent le groupe (B), et le restant des stations se correspond au groupe (AB) qui ne présente pas de différence significative avec les groupes précédents (Figure 79).



**Figure 79.** Teneurs en Zn (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

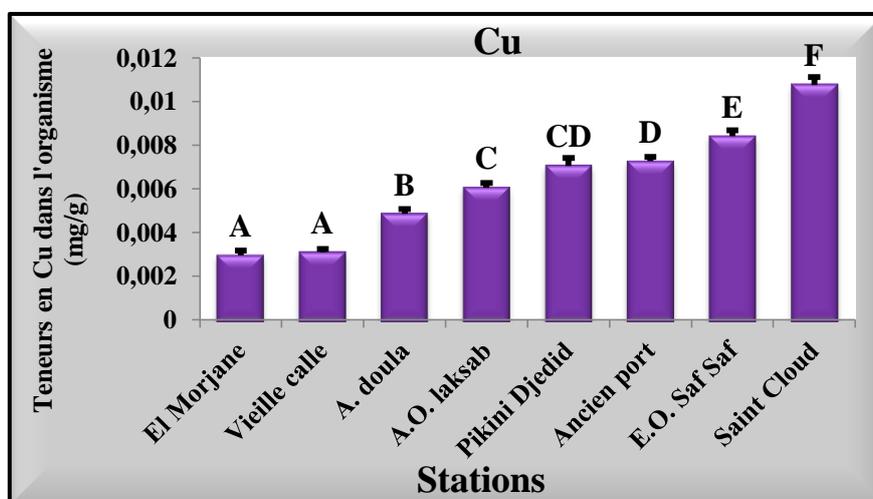
L'analyse de la variance à un seul critère de classification montre que la différence entre les stations étudiées est très hautement significative selon les résultats des teneurs en Cu dans l'organisme des individus de *P. cultrifera*,  $p = 0,000$  (Tableau 40).

**Tableau 40:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cu dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0000986	0,0000141	212,64	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000005	0,0000001		
Totale	15	0,0000991			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey permet de classer les stations en sept groupes : A, B, C, CD, D, E, et F (Figure 80). Cette classification montre clairement, l'existence d'une différence entre toutes les stations, mise à part la plage El Morjane et la plage de Vieille calle qui appartiennent au même groupe (A), de même que pour les organismes de Pikini Djedid avec ceux d'A. O. laksab et de l'Ancien port qui enregistrent des teneurs en Cu très proches.



**Figure 80.** Teneurs en Cu (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

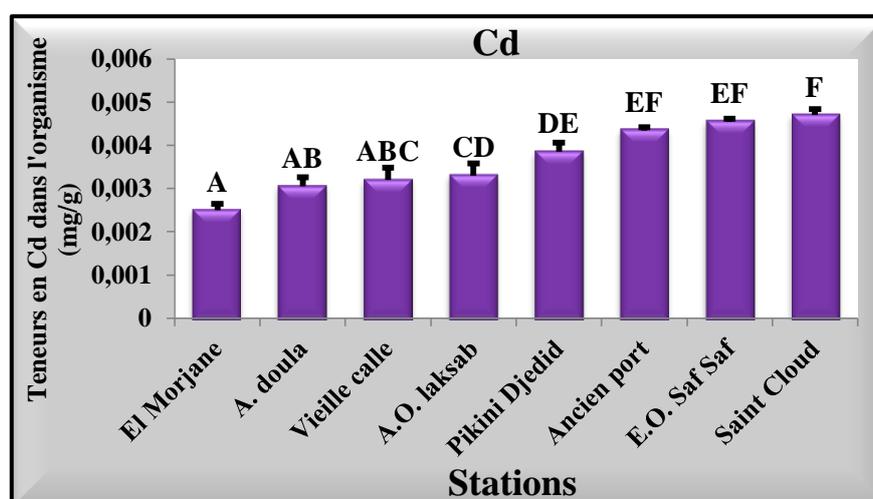
L'analyse de la variance à un seul critère de classification montre que la différence entre les stations étudiées est très hautement significative dépendant des résultats obtenus à partir des teneurs en Cd dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* (Tableau 41).

**Tableau 41:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Cd dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0000089	0,0000013	33,82	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000003	0,0000000		
Totale	15	0,0000092			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **Fobs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le teste de Tukey permet de classer les stations étudiées en huit groupes, où une haute signification a été enregistrée entre le groupe (A) correspondant à la plage d'El Morjane et les groupes DE, EF, et F qui représentent respectivement les stations suivantes : Pikini Djedid, Ancien port, E. O. Saf Saf, et Saint Cloud (Figure 81).



**Figure 81.** Teneurs en Cd (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

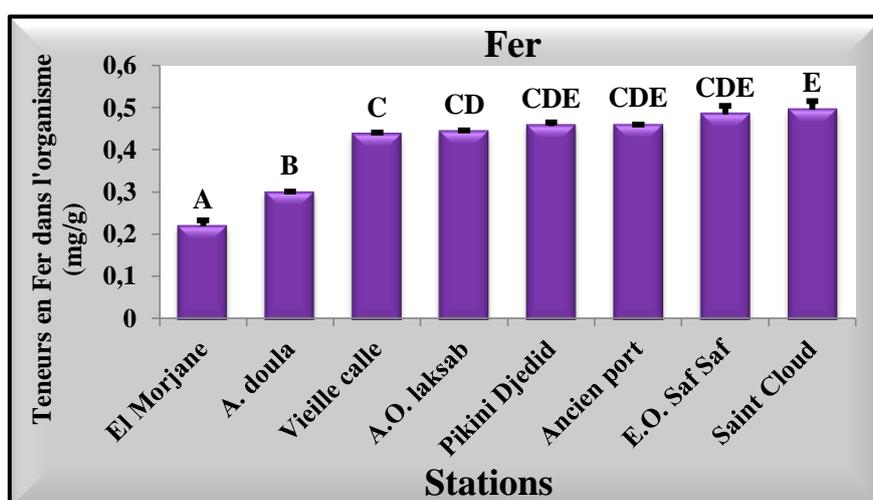
L'analyse de la variance à un seul critère de classification montre que la différence entre les stations étudiées est très hautement significative concernant les teneurs en Fer dans l'organisme des individus de *P. cultrifera*, avec  $p = 0,000$  (Tableau 42).

**Tableau 42:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Fer dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,135833	0,019405	145,91	0,000 ***
Résiduelle	8	0,001064	0,000133		
Totale	15	0,136897			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

La classification de Tukey permet de classer les stations en six groupes: le groupe (A) représente les individus de la plage El Morjane, le groupe (B) correspond aux individus de la station d'Ain doula, le groupe (C) concerne la station de la Vieille calle, le groupe (CD) représente la station d'Ain O. Iakrab, et le groupe (CDE) comporte les stations, de Pikini Djedid, de l'Ancien port, et de l'E. O. Saf Saf, qui ne sont pas significativement différents les stations de la classe (CD), et celles de la classe E (Saint Cloud) (Figure 82).



**Figure 82.** Teneurs en Fer (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

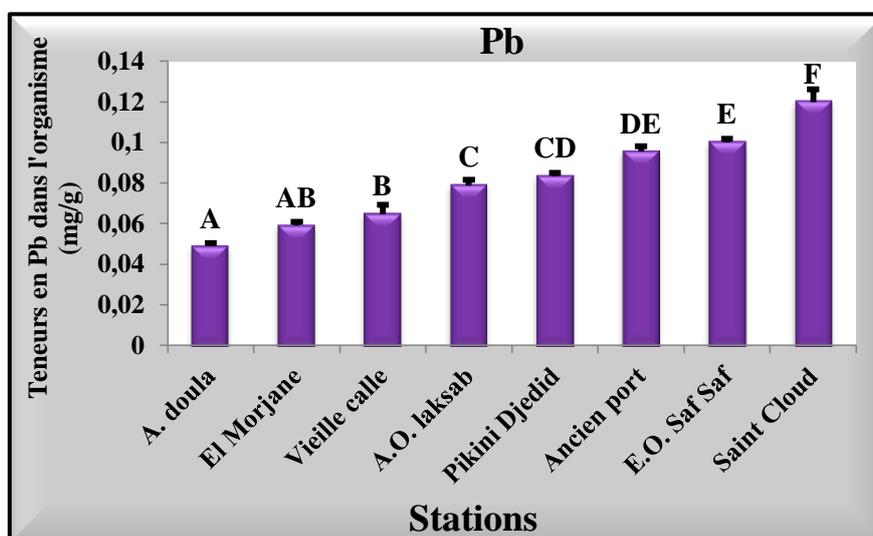
L'analyse de la variance à un seul critère de classification montre que la différence entre les stations étudiées est très hautement significative selon les teneurs en Pb dans l'organisme des individus de *P. cultrifera*, avec  $p = 0,000$  (Tableau 43).

**Tableau 43:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en Pb dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	0,0077677	0,0011097	100,50	0,000 ***
Résiduelle	8	0,0000883	0,0000110		
Totale	15	0,0078560			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le classement des stations étudiées par le test de Tukey, montre que les teneurs en Pb dans l'organisme partage les stations en huit groupes: le groupe (A) représente la station d'Ain doula, le groupe (AB) correspond à la station d'El Morjane, qui n'est pas différent aux groupe A et B, le groupe (C) correspond à la station d'A. O. Iaksab, où le test montre qu'il n'y a pas de différence significative entre la station de Pikini Djedid (groupe CD) et celle d'Ain O. Iaksab. La même observation a été enregistré entre la station de l'Ancien port (groupe DE) et celle de Pikini Djedid, et de l'E. O. Saf Saf (groupe E), et la station de Saint Cloud (groupe F) (Figure 83).



**Figure 83.** Teneurs en Pb (mg/g) dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

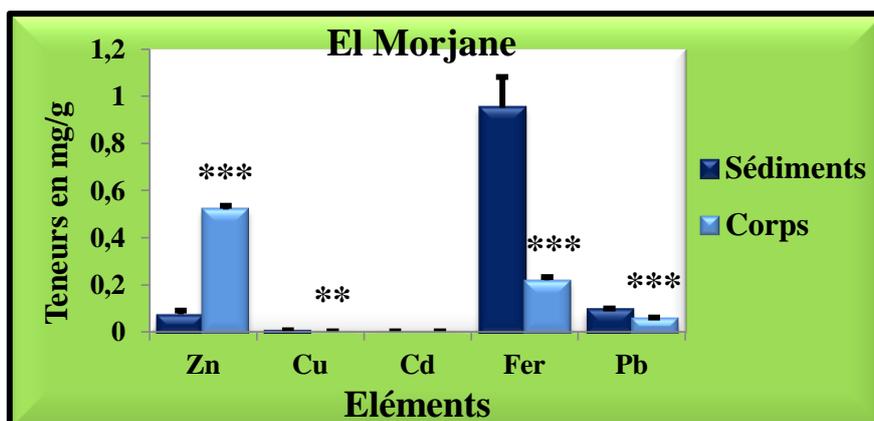
L'ANOVA à deux facteurs contrôlés montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les stations, entre les éléments métalliques et l'interaction éléments métalliques/stations, avec  $p < 0,001$  (Tableau 44).

**Tableau 44:** Analyse de la variance à deux facteurs contrôlés des teneurs en métaux lourds dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Janvier 2012.

Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Éléments	4	4,93698	1,23425	7943,31	0,000***
Stations	7	0,08069	0,01153	74,18	0,000***
Interaction : éléments/stations	28	0,10284	0,00367	23,64	0,000***
Erreur résiduelle	40	0,00622	0,00016		
Totale	79	5,12673			

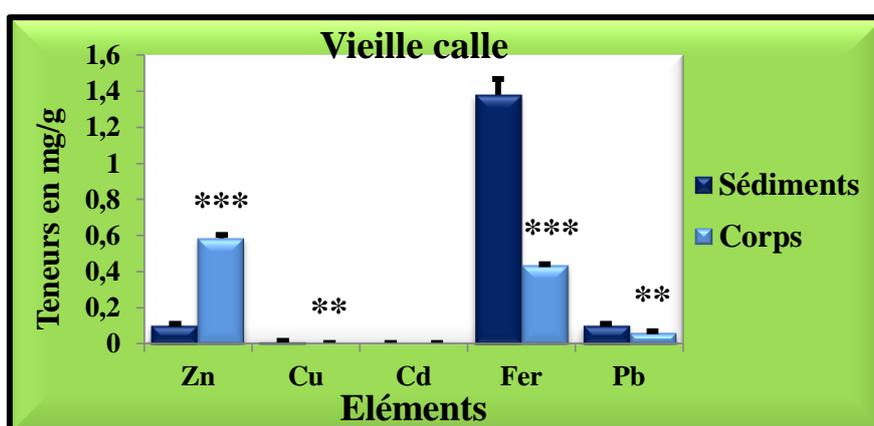
**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Les résultats obtenues à partir du dosage des éléments métalliques dans la station d'El Morjane, montrent que les teneurs en Fer, en Pb et en Cu dans les sédiments sont supérieures à celles enregistrées dans l'organisme de l'espèce étudiée (*P. cultrifera*), et ce d'une manière hautement significative pour le Cu ( $p = 0,004$ ), très hautement significative pour le Fer ( $p = 0,000$ ) et le Pb ( $p = 0,001$ ). Par ailleurs, les teneurs en Zn dans les organismes enregistrent des valeurs supérieures à celles observées dans les sédiments où la différence est très hautement significative ( $p = 0,001$ ). Ces résultats montrent qu'il y a une bioaccumulation du Zn dans l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de la station d'El Morjane (Figure 84).



**Figure 84.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'El Morjane (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

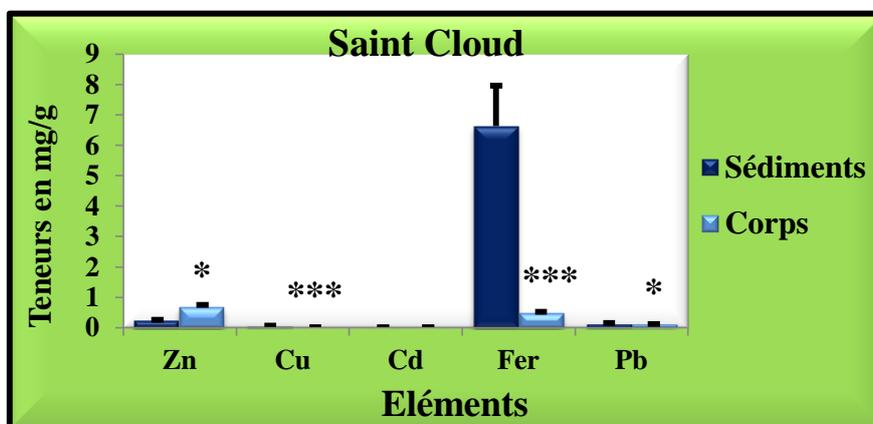
Les résultats obtenues par le dosage des éléments métalliques dans la station de la Vieille calle, indiquent que les teneurs en Fer, en Pb et en Cu dans les sédiments sont supérieures à celles enregistrées dans les organismes de l'espèce étudiée (*P. cultrifera*), avec une différence hautement significative pour le Cu ( $p = 0,004$ ) et pour le Pb ( $p = 0,010$ ), et très hautement significative pour le Fer ( $p = 0,004$ ). Par ailleurs les teneurs en Zn dans les organismes sont supérieures à celles observées dans les sédiments et ce d'une manière très hautement significative ( $p = 0,001$ ). Ces résultats expriment une bioaccumulation du Zn dans les organismes des individus de *P. cultrifera* récoltés à la station de Vieille calle (Figure 85).



**Figure 85.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de la Vieille calle (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

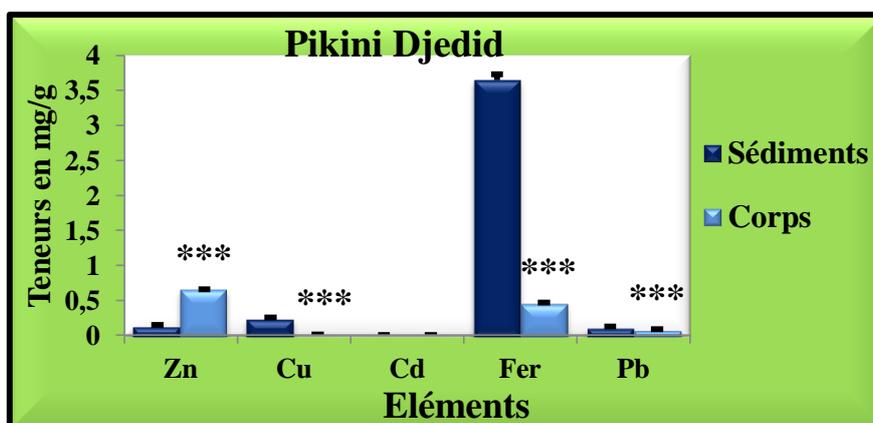
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé réalisée à partir des résultats obtenues après dosage des éléments métalliques dans la station de Saint Cloud, révèle que, les teneurs en Fer et en Cu dans les sédiments sont supérieures à celles dans l'organisme de *P. cultrifera*, et ce d'une manière très

hautement significative pour le Fer ( $p = 0,000$ ) et pour le Cu ( $p = 0,001$ ). Les teneurs moyennes en Pb dans les organismes sont inférieures à celles enregistrées dans les sédiments mais d'une manière significative. Par contre, les teneurs en Zn observées dans les organismes sont significativement supérieures à celles des sédiments ( $p = 0,011$ ). Cette observation explique la bioaccumulation du Zn par les organismes de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud (Figure 86).



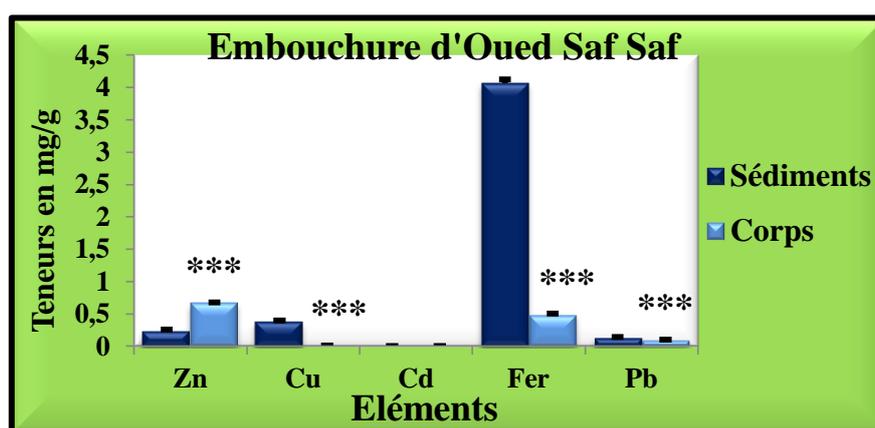
**Figure 86.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de Saint Cloud (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé effectué à partir des résultats obtenues par du dosage des éléments métalliques dans la station de Pikini Djedid révèle qu'il y a une diminution très hautement significative des teneurs en Cu ( $p = 0,000$ ), en Fer ( $p = 0,000$ ), et en Pb ( $p = 0,001$ ) dans l'organisme par rapport à celles des sédiments, et une augmentation très hautement significative ( $p = 0,000$ ) a été observé pour les teneurs en Zn de l'organisme par rapport à celles des sédiments. Ainsi l'augmentation du Zn dans l'organisme traduit une bioaccumulation du Zn dans l'organismes de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid (Figure 87).



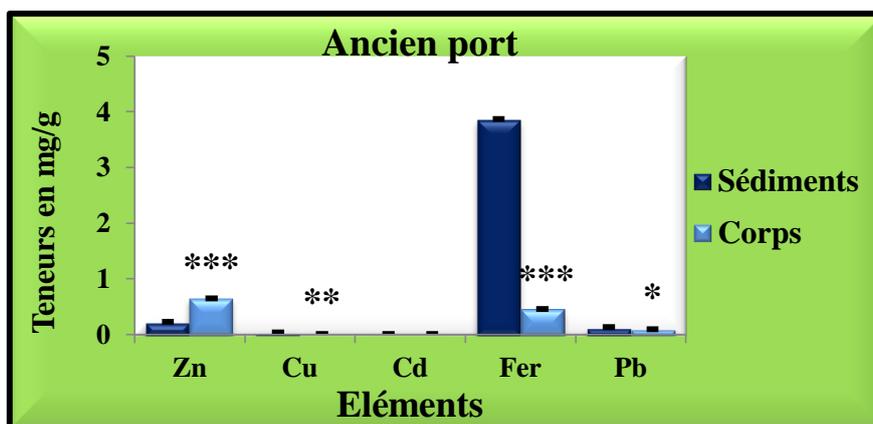
**Figure 87.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de Pikini Djedid (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

Les teneurs en Pb, en Fer, et en Cu dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* récoltés à la station de l'E. O. Saf Saf sont inférieures à celles des sédiments de la même station, l'analyse statistique à un seul facteur fait paraître une différence très hautement significative entre les teneurs dans l'organisme et celles des sédiments où les p varie respectivement de 0,001, 0,000, et 0,000. Les teneurs en Zn sont plus élevés dans les organismes par rapport à celles des sédiments, l'ANOVA à un seul facteur contrôlé décèle une différence très hautement significative entre l'organisme et les sédiments ( $p = 0,001$ ) (Figure 88).



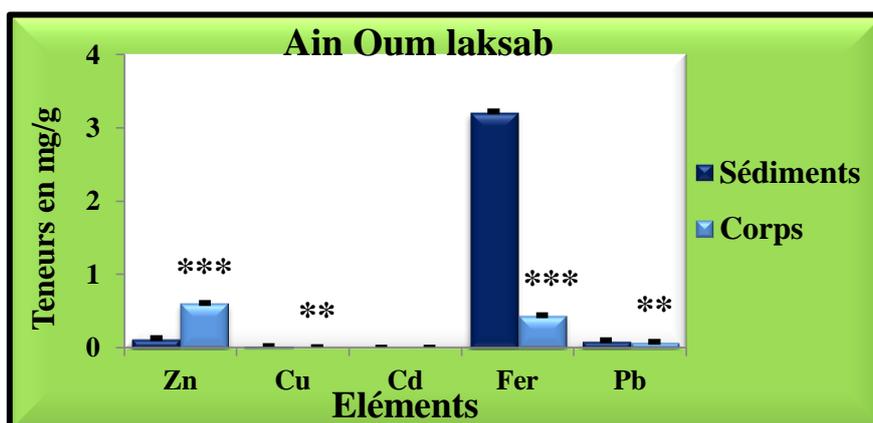
**Figure 88.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de l'E. O. Saf Saf (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

Les résultats obtenues par le dosage des éléments métalliques dans la station de l'Ancien port indique des teneurs en Fer faibles dans l'organisme par rapport aux sédiments et ce d'une manière très hautement significative ( $p = 0,000$ ), et hautement significative pour le Cu ( $p = 0,002$ ), et significative pour le Pb ( $p = 0,014$ ). Par contre, les teneurs en Zn dans l'organisme sont supérieures à celles des sédiments avec une différence très hautement significative ( $p = 0,000$ ), qui prouve que le Zn est bioaccumulable chez *P. cultrifera* (Figure 89).



**Figure 89.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau de l'Ancien port (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

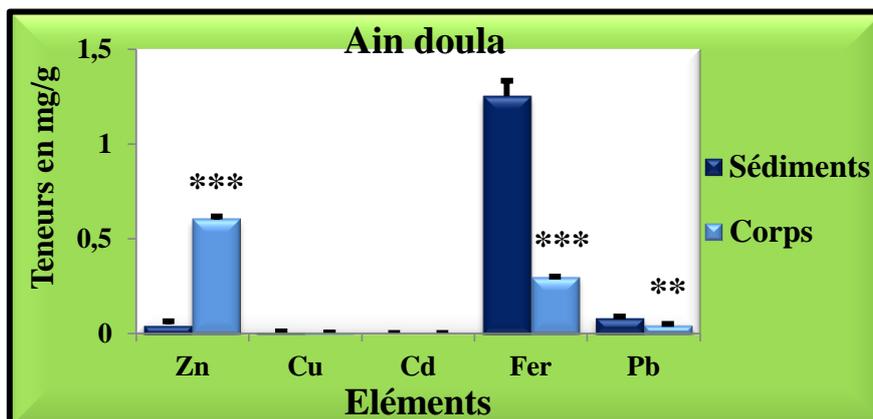
Les teneurs en Pb, en Fer, et en Cu dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* récoltés à la station de A. O. Iksab sont inférieures à celles des sédiments. L'analyse statistique à un seul facteur de classification démontré que la différence entre les teneurs dans l'organisme et les sédiments est très hautement significative pour le Fer ( $p = 0,000$ ), et hautement significative pour le Cu ( $p = 0,008$ ) et le Pb ( $p = 0,008$ ). Les teneurs en Zn sont plus élevées dans l'organisme par rapport à celles enregistrées dans les sédiments. L'ANOVA à un seul facteur contrôlé révèle une différence très hautement significative entre l'organisme et les sédiments ( $p = 0,000$ ) (Figure 90).



**Figure 90.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'Ain Oum Iksab (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé des résultats obtenues à partir du dosage des éléments métalliques dans la station d'A. Doula signale qu'il y a une diminution très hautement significative des teneurs en Fer ( $p = 0,000$ ), hautement significative du Pb ( $p = 0,003$ ) dans l'organisme par rapport à celles des sédiments, et une augmentation très hautement significative ( $p = 0,001$ ) pour le Zn.

L'augmentation du Zn dans l'organisme traduit une bioaccumulation de ce métal dans l'organisme de *P. cultrifera* dans la station d'A. doula (Figure 91).



**Figure 91.** Teneurs moyennes des éléments enregistrées dans les sédiments et l'organisme de *P. cultrifera* au niveau d'Ain doula (\* ;  $p < 0,05$ , \*\* ;  $p < 0,01$ , \*\*\* ;  $p < 0,001$ ) ( $m \pm s$ ).

### 3.4.2. Dosage des hydrocarbures totaux

#### 3.4.2.1. Courbe d'étalonnage

La gamme d'étalonnage a été effectuée pour déterminer la courbe d'étalonnage pour les hydrocarbures totaux, et l'équation de la droite de régression linéaire avec les moindres carrés et les coefficients de détermination ajustés ( $R^2$ ), est utilisée pour calculer les concentrations des hydrocarbures totaux dans nos échantillons.

L'équation de la droite de régression exprimant les absorbances affichés en fonction des concentrations des hydrocarbures (ppm), avec un coefficient de détermination  $R^2 = 99,8\%$ , révèle une forte liaison négative entre les absorbances et les concentrations (Figure 92).

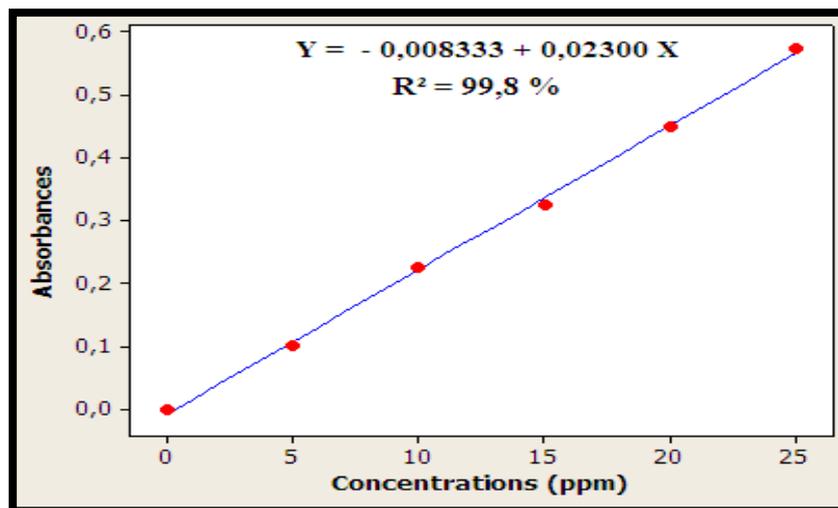


Figure 92. Courbe d'étalonnage des hydrocarbures totaux (ppm)

#### 3.4.2.2. Concentration des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer

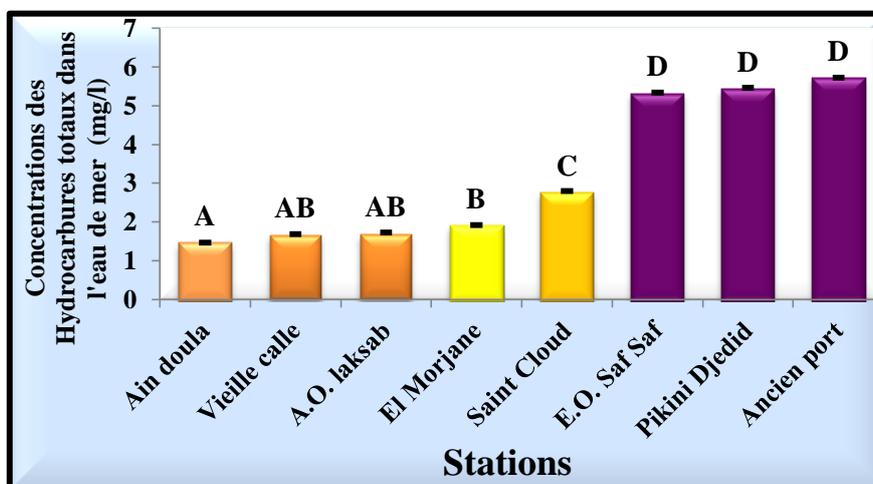
Les concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer montrent une différence très importante entre les huit stations, variant de 1,43 mg/l enregistrée dans la plage d'Ain doula et de 5,7 mg/l dans la station de l'Ancien port (Tableau 45).

Tableau 45: Concentrations des Hydrocarbures totaux dans l'eau de mer prélevée des stations d'étude en Mai 2012 ( $m \pm s$ ;  $n = 3$ ).

Stations Paramètres	El Morjane	Vieille calle	Saint Cloud	Pikini Djedid	E.O. S. Saf	Ancien port	A.O. laksab	Ain doula
Hydrocarbures totaux (mg/l)	1,87 $\pm$ 0,058	1.65 $\pm$ 0.033	2.74 $\pm$ 0.057	5.4 $\pm$ 0.066	5.3 $\pm$ 0.039	5.7 $\pm$ 0.023	1.68 $\pm$ 0.051	1.43 $\pm$ 0.036

Le test de Tukey permis de comparer les différentes stations où une classification a été mise en évidence pour répartir ces stations en cinq groupes: le groupe A représente la station de Ain doula,

qui est la moins contaminée par les hydrocarbures totaux, suivie par le groupe AB qui correspond aux stations de la Vieille calle et de Ain Oum laksab non différentes aux de groupe A (Ain doula) et B (El Morjane). Le groupe C (Saint Cloud) est différent significativement par rapport aux autres groupes. Le groupe D représente les stations les plus contaminées par les hydrocarbures totaux (E.O. Saf Saf, Pikini Djedid, et Ancien port) (Figure 93).



**Figure 93.** Concentrations des Hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer des stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification montre que la différence entre les stations est très hautement significative avec  $p < 0,001$  (Tableau 46).

**Tableau 46:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des hydrocarbures totaux dans les stations d'étude en Mai 2012 ( $p < 0,001$ ).

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	76,8041	10,9720	913,38	0,000***
Résiduelle	16	0,1922	0,0120		
Totale	23	76,9963			

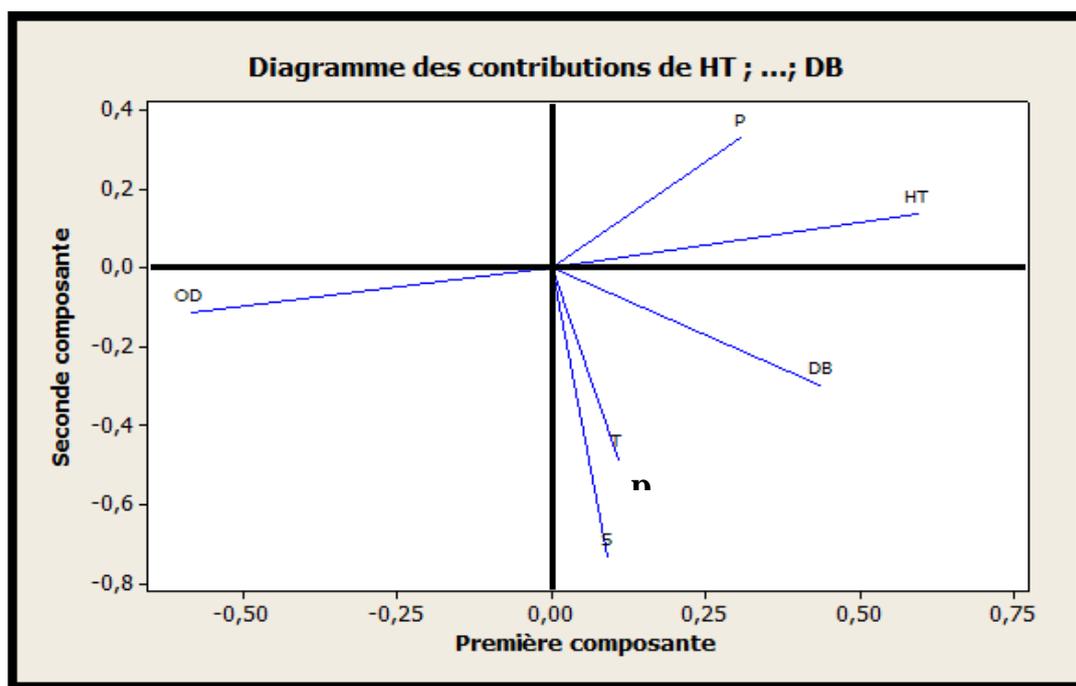
**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Pour déterminer les différentes relations entre les paramètres physico-chimiques mesurés, nous avons réalisé une matrice de corrélation des variables prises deux à deux afin de voir s'il existe

ou non une corrélation significative (recherche de ressemblance). La présentation de la corrélation des variables montre des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques étudiés. Ces moyennes correspondant à six paramètres évalués pour les huit stations de prélèvement, ont fait l'objet d'une analyse statistique.

Dans le but de visualiser les variables qui sont corrélées entre elles et qui au contraire, sont dissemblables, une analyse permet d'extraire deux axes qui expliquent 65% de l'information. Les variables contribuant à la formation de l'axe 1 au côté positif sont: le pH, et les hydrocarbures totaux, c'est à dire que les concentrations des hydrocarbures sont corrélées positivement avec les valeurs du pH, alors que les variables de ces paramètres sont opposés à celles de l'oxygène dissous, ce qui contribue à la formation de l'axe 1 du côté négatif. En effet, le cercle montre un net gradient entre l'oxygène dissous et les hydrocarbures totaux. L'augmentation des concentrations des hydrocarbures entraîne la diminution du taux d'oxygène dissous, où les zones sont caractérisées par une concentration élevée d'hydrocarbures totaux marquant automatiquement un taux d'oxygène dissous faible (Figure 94).

Les autres facteurs (salinité et température) corrélés d'une manière positive, vont dans le même sens, où les variables sont similaires, parmi lesquelles la température et la salinité augmentent conjointement.



**Figure 94.** Analyse en composantes principales (ACP) des valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer des huit stations d'étude en Mai 2012

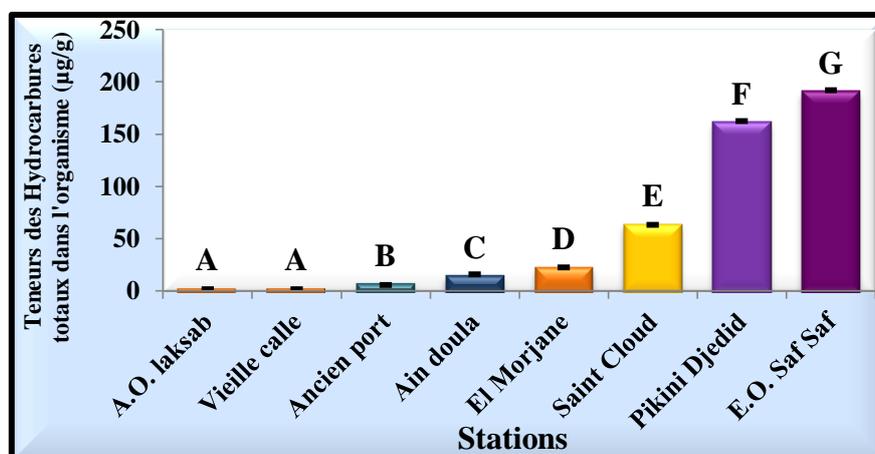
### 3.4.2.3. Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme

Les concentrations des hydrocarbures totaux dans l'organisme, montre qu'une différence très importante entre les huit stations, variant entre 1,62  $\mu\text{g/g}$  enregistrée dans la plage d'A. O. laksab, et 190,13  $\mu\text{g/g}$  dans la station E. O. Saf Saf (Tableau 47).

**Tableau 47:** Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme de *P. cultrifera* prélevée des stations d'étude en Mai 2012 ( $m \pm s$  ;  $n = 3$ ).

Stations		El	V.	S.	P.	E.O.S.	A.	A.O.	A.
Paramètres		Morjane	calle	Cloud	Djedid	Saf	port	laksab	doula
Hydrocarbures totaux ( $\mu\text{g/g}$ )	Moyenne	21,66	1,70	62,7	160,6	190,13	5,61	1,62	13,6
	Ecartype	0,71	0,02	0,45	1,90	1,71	0,08	0,15	2,21

Les résultats d'analyse obtenues montrent bien la différence entre les différentes stations étudiées. Le test de Tukey permet une comparaison entre elles où une classification a permis de répartir ces stations en cinq groupes: le groupe A correspond à la station d'Ain Oum laksab, et de la Vieille calle, suivie du groupe B qui renferme la station de l'Ancien port, le groupe C représente la station d'Ain doula et les groupes D et E correspondent respectivement la station d'El Morjane et à la station de Saint Cloud, les groupes F et G représentent les station les plus contaminées par les hydrocarbures totaux qui sont respectivement la plage Pikini Djedid et l'Embouchure d'Oued Saf Saf (Figure 95).



**Figure 95.** Teneurs des hydrocarbures totaux dans l'organisme ( $\mu\text{g/g}$ ) de *P. cultrifera* en Mai 2012.

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé indique une différence très hautement significative entre les teneurs enregistrées dans l'organisme des individus des huit stations étudiées,  $p < 0,001$  (Tableau 48).

**Tableau 48:** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des teneurs en hydrocarbures totaux dans l'organisme des individus de *P. cultrifera*,  $p < 0,001$ .

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	7	121158,4	17308,3	11352,00	0,000***
Résiduelle	16	24,4	1,5		
Totale	23	121182,8			

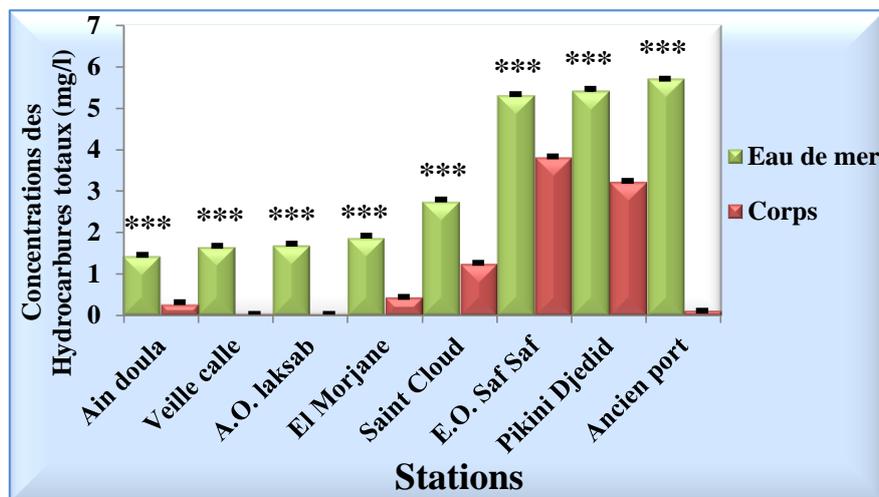
**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Une analyse comparative a été effectuée pour mettre en évidence la différence entre les concentrations des hydrocarbures totaux enregistrées dans l'eau de mer de chaque station avec celles observées dans l'organisme de *P. cultrifera*. Les résultats montrent que les concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer sont plus élevées par rapport à celles de l'organisme des individus de *P. cultrifera* et ce dans les huit stations d'étude (Tableau 49).

**Tableau 49:** Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer et dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* de huit stations d'étude en Mai 2012; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

Stations Compartiments	Ain doula	Vieille calle	A.O. laksab	El Morjane	Saint Cloud	E.O. Saf Saf	Pikini Djedid	Ancien port
Eau de mer (mg/l)	1.43	1.65	1.68	1.87	2.74	5.3	5.4	5.7
	$\pm$ 0,036	$\pm$ 0,033	$\pm$ 0,051	$\pm$ 0,058	$\pm$ 0,057	$\pm$ 0,039	$\pm$ 0,066	$\pm$ 0,023
Organisme (mg/l)	0.272	0.034	0.032	0.433	1.254	3.803	3.212	0.112
	$\pm$ 0,044	$\pm$ 0,001	$\pm$ 0,003	$\pm$ 0,014	$\pm$ 0,009	$\pm$ 0,034	$\pm$ 0,038	$\pm$ 0,002

L'analyse de la variance à un seul facteur contrôlé montre qu'il y a une différence très hautement significative entre les concentrations trouvées dans l'eau de mer à celles de l'organisme des individus dans toutes les stations étudiées avec  $p = 0,000 < 0,001$  (Figure 96).



**Figure 96.** Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/l) dans l'eau de mer et dans l'organisme des individus de *P. cultrifera* en Mai 2012 ( $m \pm s$ ), [ANOVA à un seul facteur contrôlé ;  $p < 0,001$ ].

L'ANOVA à deux critères de classification montre qu'il existe une différence très hautement significative ( $p < 0,001$ ) entre les huit stations étudiées, et l'interaction compartiments (eau et organisme)/stations et entre les concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer et dans l'organisme de l'espèce étudiée (Tableau 50).

**Tableau 50:** ANOVA à deux facteurs contrôlés des concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer et dans l'organisme de huit stations d'étude ( $p < 0,001$ ).

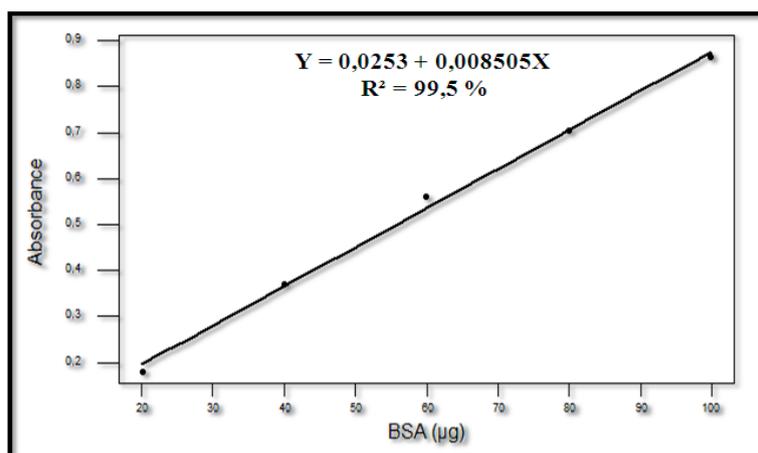
Sources de la variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Compartiments	1	51,857	51,857	8216,73	0,000***
Stations	7	104,119	14,874	2356,79	0,000***
Interaction : Compartiments/stations	7	21,148	3,021	478,70	0,000***
Erreur résiduelle	32	0,202	0,006		
Totale	47	177,327			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

### 3.4.3. Dosage des biomarqueurs

#### 3.4.3.1. Courbe d'étalonnage des protéines

L'activité enzymatique de la glutathion, la catalase, et de l'AchE ont été mesurés au niveau du corps entier des femelles de *P. cultrifera*. La quantification des protéines a été déterminée à partir d'une droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité de BSA ( $\mu\text{g}$ ), avec un coefficient de détermination  $R^2 = 99,5 \%$  qui révèle une liaison positive très forte entre les absorbances et la quantité de BSA (Figure 97).



**Figure 97.** Courbe d'étalonnage des protéines

#### 3.4.3.2. Dosage de l'activité enzymatique de l'AchE

Les valeurs de variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE dans les quatre stations étudiées, avec les résultats d'analyse de la variance à un seul critère de classification indiquent une différence très hautement significative entre les stations pendant les six mois d'étude (Tableau 51).

L'activité de l'AchE dans la station d'El Morjane varie entre la valeur moyenne minimale de  $29,19 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines et la valeur maximale de  $34 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Concernant la station d'Ain doula, l'activité de l'AchE oscille entre  $25,85$  et  $30,95 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Quant à Saint Cloud, elle varie entre  $21,08$  et  $28,38 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, alors que Pikini Djedid les valeurs sont plus faibles et variant de  $17,51$  à  $25,6 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines.

Le test de Tukey permet de classer les stations en quatre groupes au mois de Février et Mars, le groupe A renferme la station d'El Morjane, le groupe AB représente la station d'Ain doula, le groupe B correspond à la station de Saint Cloud, et le groupe C concerne la station de Pikini Djedid. Une différence hautement significative a été enregistrée entre la station d'El Morjane et celles de Saint Cloud et de Pikini Djedid.

Au mois d'Avril, quatre groupes sont décelés: le groupe A représente la station d'El Morjane, le groupe B correspond à la station d'Ain doula, et le groupe C concerne la station de Pikini Djedid. Le montre qu'il y a une différence entre toutes les stations.

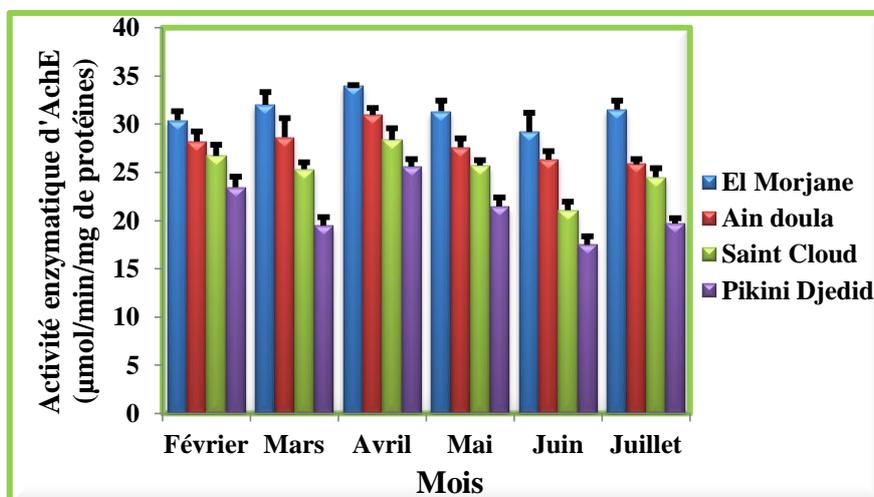
Trois groupes ont été relevés au mois de Mai et de Juillet: le groupe A renferme la station d'El Morjane, le groupe B correspond à la station d'Ain doula et de Saint Cloud, et la classe C représente la station de Pikini Djedid.

Au mois de Juin trois groupes ont été signalés: le groupe A renferme les deux stations d'El Morjane, et d'Ain doula, le groupe B représente la station de Saint Cloud, et le groupe C correspond à la station de Pikini Djedid.

**Tableau 51:** Activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des stations d'étude en 2011 (ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ), \*\*\*,  $p < 0,001$ .

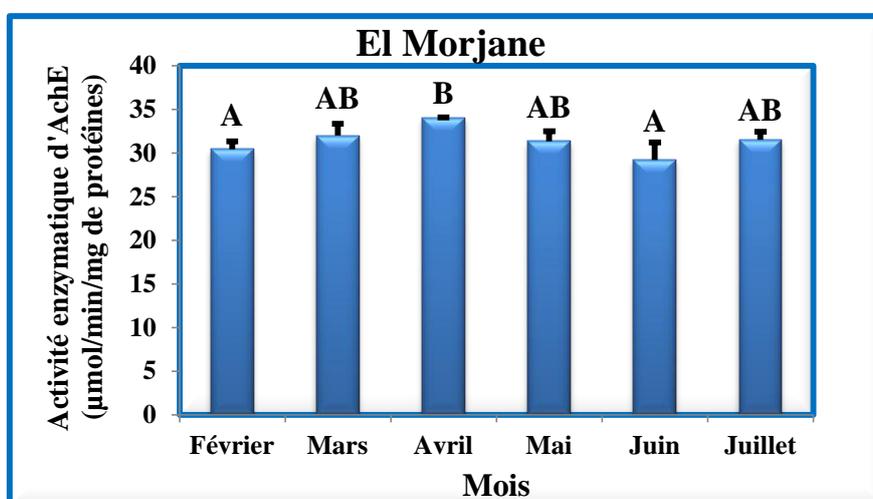
	El Morjane	Ain doula	Saint Cloud	Pikini Djedid	P
<b>Février</b>	30,41 ± 0,95 <b>A</b>	28,2 ± 1,08 <b>AB</b>	26,72 ± 1,15 <b>B</b>	23,43 ± 1,15 <b>C</b>	0,000***
<b>Mars</b>	31,99 ± 1,37 <b>A</b>	28,65 ± 1,98 <b>AB</b>	25,33 ± 0,74 <b>B</b>	19,46 ± 0,91 <b>C</b>	0,000***
<b>Avril</b>	34 ± 0,072 <b>A</b>	30,95 ± 0,76 <b>B</b>	28,38 ± 1,21 <b>C</b>	25,6 ± 0,76 <b>D</b>	0,000***
<b>Mai</b>	31,34 ± 1,13 <b>A</b>	27,6 ± 0,95 <b>B</b>	25,7 ± 0,58 <b>B</b>	21,48 ± 0,95 <b>C</b>	0,000***
<b>Juin</b>	29,19 ± 2,02 <b>A</b>	26,34 ± 0,88 <b>A</b>	21,08 ± 0,86 <b>B</b>	17,51 ± 0,88 <b>C</b>	0,000***
<b>Juillet</b>	31,52 ± 0,93 <b>A</b>	25,85 ± 0,51 <b>B</b>	24,5 ± 0,94 <b>B</b>	19,73 ± 0,51 <b>C</b>	0,000***

Les résultats obtenus à partir du dosage de l'activité enzymatique de l'AchE montrent une diminution très hautement significative de l'activité chez les femelles récoltées dans la station d'Ain doula, de Saint Cloud, et de Pikini Djedid, et une forte diminution enregistrée dans la station de Saint Cloud, et de Pikini Djedid, qui est ressentie au mois de Mars, de Juin, et de Juillet (Figure 98).



**Figure 98.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

Chez les femelles récoltées d'El Morjane, l'activité enzymatique de l'AchE varie d'un mois à l'autre, avec une activité importante au mois d'Avril où la valeur maximale atteint  $34 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, que la plus faible a été enregistrée au mois de Juin ( $29,19 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) (Figure 99).



**Figure 99.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

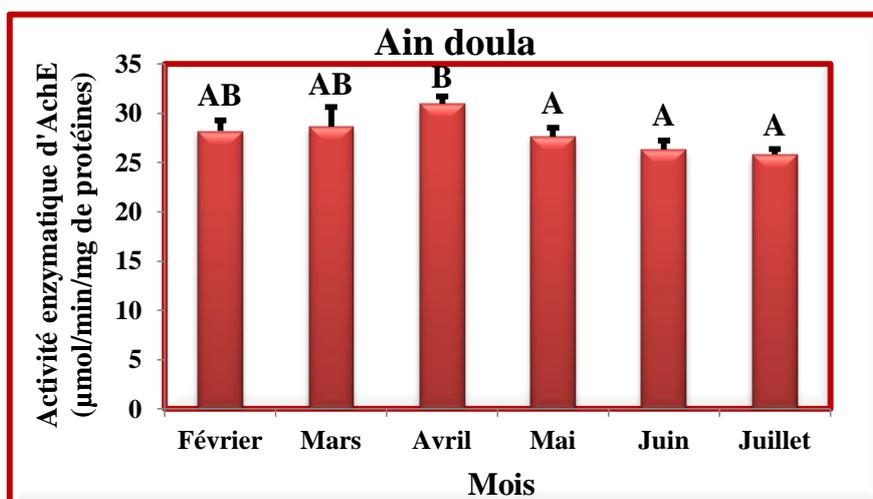
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence hautement significative entre les mois d'étude dans la station d'El Morjane avec une valeur de  $p < 0,01$  (Tableau 52).

**Tableau 52:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'El Morjane en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	38,97	7,79	5,19	0,009**
Résiduelle	12	18,01	1,50		
Totale	17	56,98			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de la station d'Ain doula, l'activité enzymatique de l'AchE varie tout le long de la période d'étude. L'activité enzymatique de l'AchE la plus importante a été enregistrée au mois d'Avril ( $30,95 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) et la valeur moyenne la plus faible concerne le mois de Juillet ( $25,85 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) (Figure 100).



**Figure 100.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

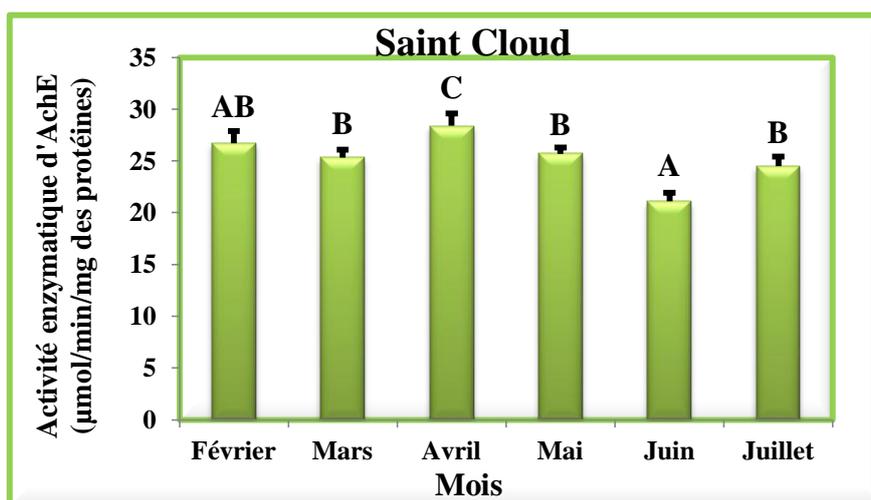
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence hautement significative entre les mois d'étude dans la station d'Ain doula avec une valeur de  $p < 0,01$  (Tableau 53).

**Tableau 53:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'Ain doula en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	50,03	10,01	7,90	0,002**
Résiduelle	12	15,20	1,27		
Totale	17	65,23			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de station de Saint Cloud, l'activité enzymatique de l'AchE varie avec de valeur moyenne maximale enregistrée au mois d'Avril (28,38  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) et des valeurs les plus faibles au mois de Juin avec 21,08  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines (Figure 101).



**Figure 101.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

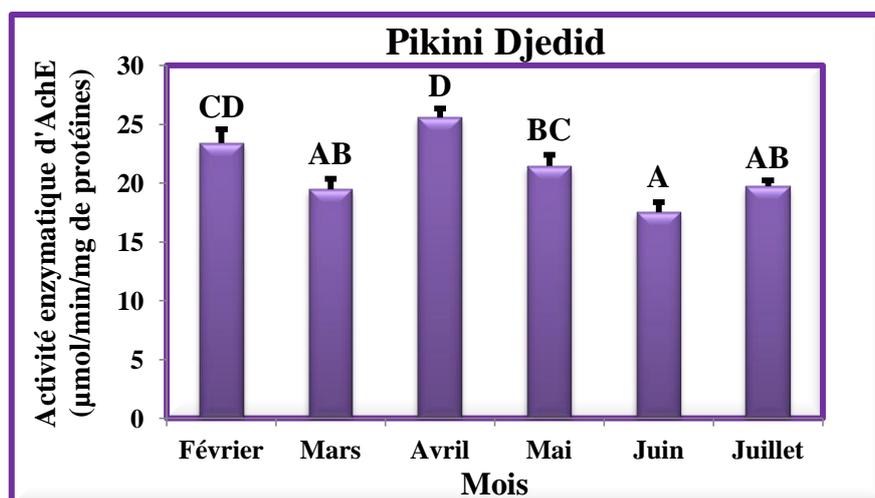
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans la station de Saint Cloud avec une valeur de  $p < 0,001$  (Tableau 54).

**Tableau 54:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	90,332	18,066	20,48	0,000***
Résiduelle	12	10,588	0,882		
Totale	17	100,920			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de la station de Pikini Djedid l'activité enzymatique de l'AchE varie durant toute la période d'étude avec une activité maximale enregistrée au mois d'Avril (25,6  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines), alors que les valeurs les plus faibles ont été obtenues au mois de Juin (17,51  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) (Figure 102).



**Figure 102.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de Pikini Djedid en 2011 (classification de Tukey); ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans le site de Skikda avec une valeur de  $p < 0,001$  (Tableau 55).

**Tableau 55:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	129,648	25,930	33,35	0,000***
Résiduelle	12	9,330	0,778		
Totale	17	138,978			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (site, mois) réalisée sur les données relatives aux quatre stations, révèle un effet station, un effet mois et une interaction station/mois très hautement significatif ( $p < 0,001$ ) (Tableau 56).

**Tableau 56:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* dans les quatre stations étudiées en 2011.

Source de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	251,592	50,318	45,46	0,000***
Stations	3	1002,284	334,095	301,81	0,000***
Interaction stations/mois	15	57,383	3,826	3,46	0,001***
Erreur résiduelle	48	53,134	1,107		
Totale	71				

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

#### 3.4.3.3. Dosage de l'activité enzymatique de la GST

Les variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST dans les quatre stations étudiées, montrent une augmentation de l'activité de la GST au niveau de Pikini Djedid, de Saint Cloud, et d'Ain doula et une diminution a été observée au niveau d'El Morjane. L'augmentation la plus importante a été enregistrée au mois d'Avril atteignant à  $9,77 \pm 0,7$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines dans la station de

Pikini Djedid, et de  $8,84 \pm 0,93 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Saint Cloud, alors que les valeurs les plus faibles ont été prélevés dans la station d'El Morjane au mois de Février avec de  $5,35 \pm 0,82 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines.

L'analyse de la variance montre une différence hautement significative entre les stations pendant le mois de Février, et le test de Tukey classe les stations en trois groupes: le groupe A renferme la station de Pikini Djedid où l'activité de la GST est la plus élevée, le groupe AB représente la station de Saint Cloud, le groupe B correspond aux deux stations d'El Morjane, et d'Ain doula présentant les valeurs les plus faibles de notre étude.

Une différence significative entre les stations au mois de Mars a été enregistrée, et le test de Tukey a permis de classer les stations en trois groupes, le groupe A renferme la station de Pikini Djedid, le groupe AB correspond à la station de Saint Cloud, et le groupe B comprend la station d'Ain doula et d'El Morjane.

La différence entre les stations au mois d'Avril, est hautement significative, et une classification par le test de Tukey en quatre groupes: le groupe A renferme la station de Pikini Djedid, le groupe AB correspond à la station de Saint Cloud, le groupe BC représente la station d'El Morjane, et le groupe C correspond à la station d'Ain doula.

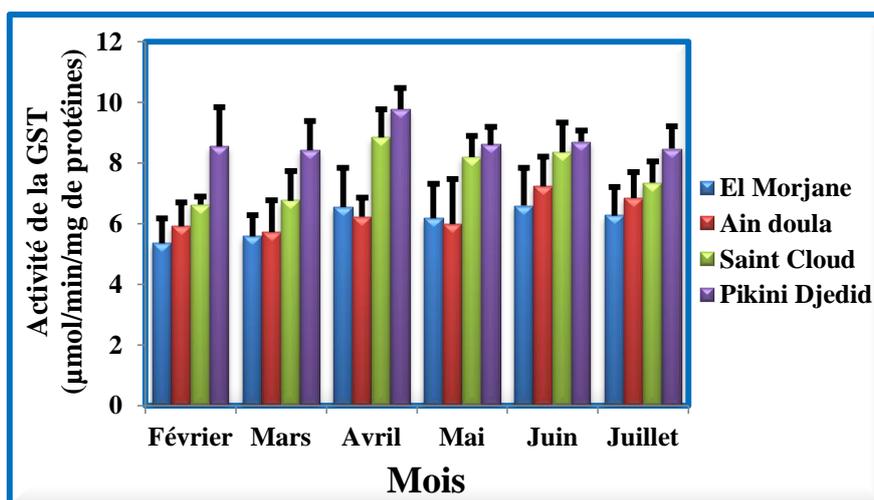
Il y a une différence significative entre les stations étudiées au mois de Juillet, avec une classification en trois groupes par le test de Tukey : le groupe A renferme la station de Pikini Djedid, la classe AB représente les stations de Saint Cloud et d'Ain doula, le groupe B correspond à la station d'El Morjane, aucune différence enregistrée entre les stations pendant le mois de Mai et Juin (Tableau 57).

**Tableau 57:** Activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées des stations d'étude en 2011, avec l'ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ) (\*;  $p < 0,05$ , \*\*;  $p < 0,01$ , \*\*\*;  $p < 0,001$ ).

	El Morjane	Ain doula	Saint Cloud	Pikini Djedid	P
<b>Février</b>	$5,35 \pm 0,82$ <b>B</b>	$5,92 \pm 0,79$ <b>B</b>	$6,63 \pm 0,26$ <b>AB</b>	$8,54 \pm 1,31$ <b>A</b>	0,010**
<b>Mars</b>	$5,58 \pm 0,7$ <b>B</b>	$5,71 \pm 1,06$ <b>B</b>	$6,76 \pm 0,98$ <b>AB</b>	$8,43 \pm 0,96$ <b>A</b>	0,020*
<b>Avril</b>	$6,54 \pm 1,3$ <b>BC</b>	$6,22 \pm 0,64$ <b>C</b>	$8,84 \pm 0,93$ <b>AB</b>	$9,77 \pm 0,7$ <b>A</b>	0,004**

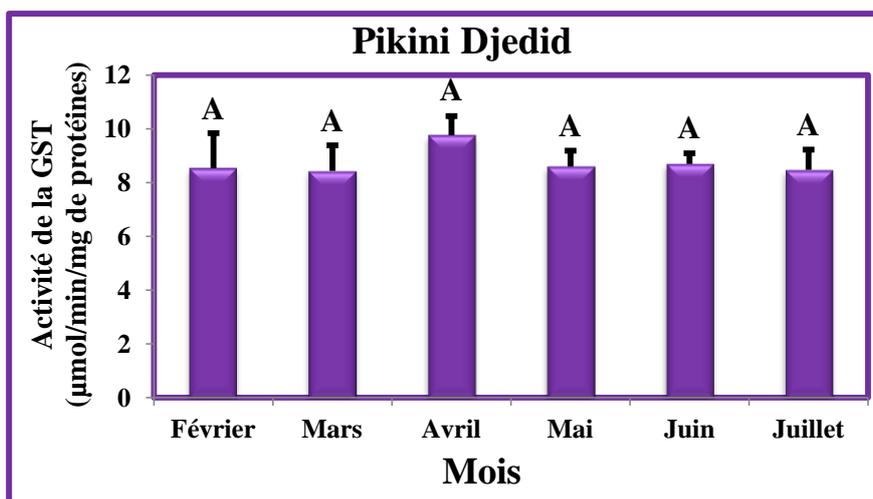
<b>Mai</b>	6,18 ± 1,14 <b>A</b>	5,98 ± 1,49 <b>A</b>	8,2 ± 0,7 <b>A</b>	8,6 ± 0,59 <b>A</b>	0,055
<b>Juin</b>	6,59 ± 1,26 <b>A</b>	7,23 ± 0,99 <b>A</b>	8,36 ± 0,98 <b>A</b>	8,7 ± 0,38 <b>A</b>	0,087
<b>Juillet</b>	6,27 ± 0,94 <b>B</b>	6,85 ± 0,86 <b>AB</b>	7,35 ± 0,71 <b>AB</b>	8,47 ± 0,75 <b>A</b>	0,030*

Les variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST varient progressivement depuis le mois de Février jusqu'au mois d'Avril où il a été enregistré l'une des valeurs moyennes des plus élevées variant de 6,54  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à El Morjane à 9,77  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Pikini Djedid, les valeurs diminuent progressivement depuis le mois de Mai jusqu'au mois de Juillet avec 6,27  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à El Morjane, 6,85  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station d'Ain doula, 7,35  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Saint Cloud, et 8,47  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Pikini Djedid (Figure 103).



**Figure 103.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011 ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

Le test de Tukey montre qu'il n'existe pas une variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité enzymatique de la GST, dans la station de Pikini Djedid, durant les six mois d'étude regroupés dans la même classe, la valeur maximale de 9,77  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines a été enregistrée au mois d'Avril, et la plus faible (8,43  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) au mois Mars (Figure 104).



**Figure 104.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Pikini Djedid en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

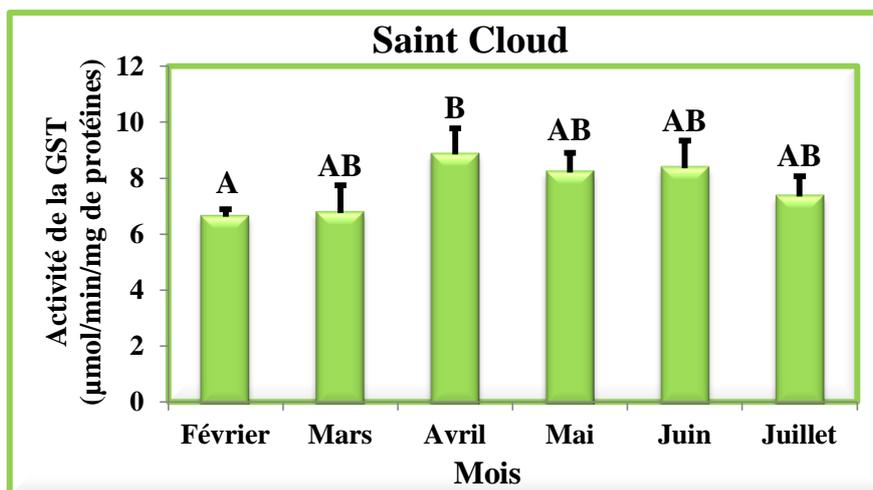
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique qu'il n'existe pas de différence significative entre les mois étudiés dans la station de Pikini Djedid avec  $p > 0,05$  (Tableau 58).

**Tableau 58:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	3,871	0,774	1,11	0,405
Résiduelle	12	8,365	0,697		
Totale	17	12,236			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de la station de Saint Cloud, l'activité de la GST varie d'un mois à l'autre, atteignant une valeur maximale au mois d'Avril avec de  $8,84 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, et une valeur minimale enregistrée au mois de Février ( $6,63 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines). Le test de Tukey montre une variation importante entre les mois, dans la station de Saint Cloud, qui nous permet de classer les six mois d'étude en trois groupes (Figure 105).



**Figure 105.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

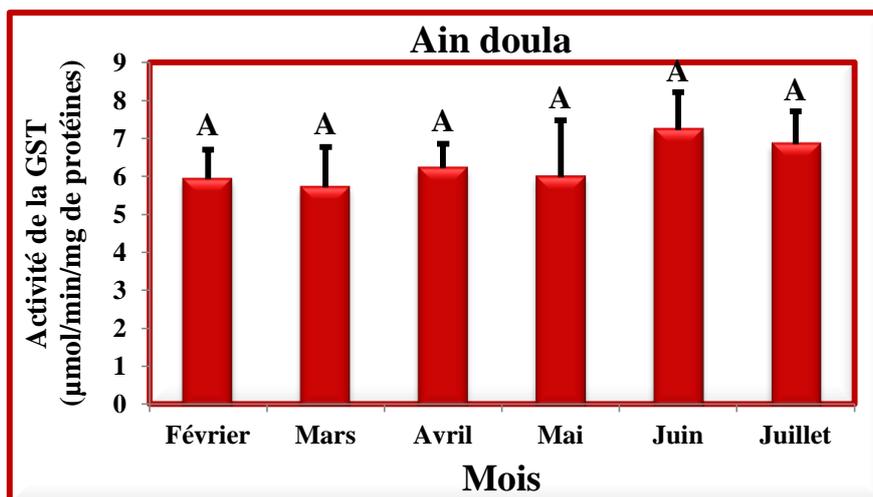
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique qu'il existe une différence significative entre les mois étudiés dans la station de Saint Cloud avec  $p < 0,05$  (Tableau 59).

**Tableau 59:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	12,407	2,481	3,87	0,025*
Résiduelle	12	7,695	0,641		
Totale	17	20,102			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrés des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey montre qu'il n'existe pas de variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité de la GST, dans la station d'Ain doula, et les six mois d'étude sont regroupés dans la même classe, avec une valeur maximale de  $7,23 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines enregistrée au mois de Juin, et une valeur minimale de  $5,71 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines observée au mois de Mars (Figure 106).



**Figure 106.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

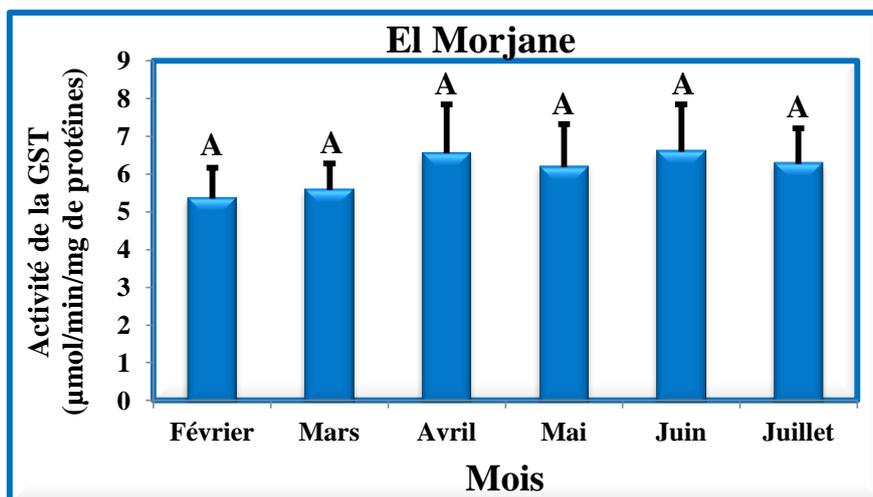
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique qu'il n'existe pas de différence significative entre les mois étudiés dans le site de Collo, avec  $p > 0,05$  (tableau 60).

**Tableau 60:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'Ain doula en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	5,30	1,06	1,04	0,437
Résiduelle	12	12,19	1,02		
Totale	17	17,49			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Le test de Tukey montre qu'il n'existe pas de variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité de la GST, dans la station d'El Morjane, où les six mois d'étude sont regroupés dans la même classe, avec une valeur maximale de  $6,59 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines enregistrée au mois de Juin, une valeur minimale de  $5,35 \mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines observée au mois de Février (Figure 107).



**Figure 107.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la GST ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique qu'il n'existe pas de différence significative entre les mois étudiés dans la station d'El Morjane, avec  $p > 0,05$  (Tableau 61).

**Tableau 61:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'El Morjane en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	3,90	0,78	0,71	0,629
Résiduelle	12	13,25	1,10		
Totale	17	17,15			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (stations, mois) réalisé sur les données relatives au niveau des quatre stations, révèle un effet station très hautement significatif, un effet mois hautement significatif, et une interaction stations/mois non significative (Tableau 62).

**Tableau 62:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* dans les quatre stations étudiées en 2011.

Source de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	16,4373	3,2875	3,80	0,006**
Stations	3	84,0208	28,0069	32,39	0,000***
Interaction stations/mois	15	9,0421	0,6028	0,70	0,774
Erreur résiduelle	48	41,5008	0,8646		
Totale	71				

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

#### 3.4.3.4. Dosage de l'activité enzymatique de la CAT

Les variations mensuelles de l'activité enzymatique de la catalase dans les quatre stations étudiées, montrent une augmentation de l'activité enzymatique de la CAT au niveau de la station de Saint Cloud, Pikini Djedid, et Ain doula, avec une diminution au niveau de la station d'El Morjane. L'augmentation la plus importante est enregistrée au mois d'Avril avec  $1,983 \pm 0,02$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines dans la station de Pikini Djedid, et de  $1,79 \pm 0,01$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines dans la station de Saint Cloud, alors que la valeur minimale a été relevée dans la station d'El Morjane au mois de Juillet, avec  $1,29 \pm 0,02$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines.

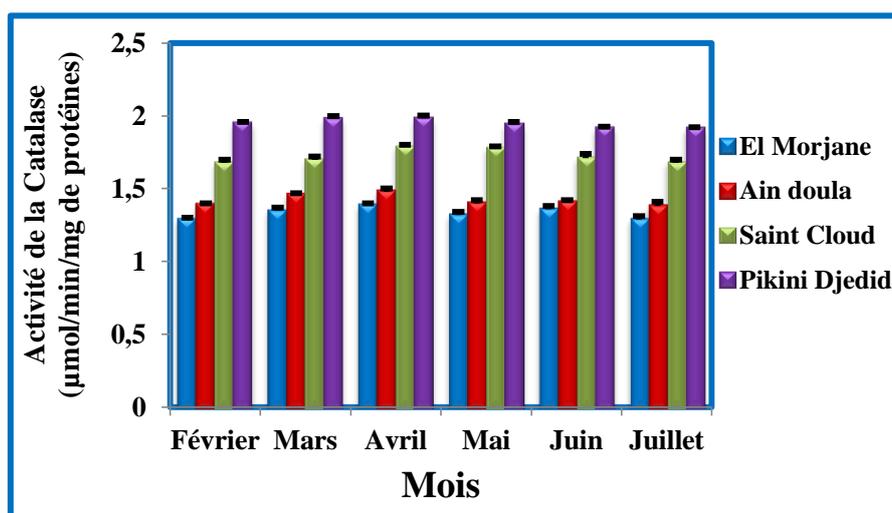
L'analyse de la variance montre une différence très hautement significative entre les stations pendant la période d'étude, et le classement de Tukey permet de répartir les stations en quatre groupes: le groupe A renferme la station de Pikini Djedid qui contient les valeurs les plus élevées, le groupe B correspond à la station de Saint Cloud, le groupe C représente la station d'Ain doula, et le groupe D comprend la station d'El Morjane qui présente les valeurs les plus faibles de toutes les stations.

Il y a trois groupes qui se distinguent au mois de Juin, le groupe A renfermant la station de Pikini Djedid, le groupe B correspond la station de Saint Cloud, et le groupe C comprend les stations d'Ain doula et d'El Morjane (Tableau 63).

**Tableau 63:** Activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées au niveau des stations d'étude en 2011 (avec l'ANOVA à un seul facteur contrôlé, et la classification de Tukey des stations pour chaque mois) ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ), \*\*\*,  $p < 0,001$ .

	El Morjane	Ain doula	Saint Cloud	Pikini Djedid	P
<b>Février</b>	1,29 ± 0,01 <b>D</b>	1,39 ± 0,01 <b>C</b>	1,68 ± 0,02 <b>B</b>	1,95 ± 0,01 <b>A</b>	0,000***
<b>Mars</b>	1,35 ± 0,02 <b>D</b>	1,46 ± 0,01 <b>C</b>	1,7 ± 0,02 <b>B</b>	1,98 ± 0,02 <b>A</b>	0,000***
<b>Avril</b>	1,39 ± 0,01 <b>D</b>	1,48 ± 0,02 <b>C</b>	1,79 ± 0,01 <b>B</b>	1,983 ± 0,02 <b>A</b>	0,000***
<b>Mai</b>	1,32 ± 0,02 <b>D</b>	1,4 ± 0,02 <b>C</b>	1,78 ± 0,01 <b>B</b>	1,94 ± 0,02 <b>A</b>	0,000***
<b>Juin</b>	1,36 ± 0,02 <b>C</b>	1,41 ± 0,01 <b>C</b>	1,71 ± 0,03 <b>B</b>	1,916 ± 0,01 <b>A</b>	0,000***
<b>Juillet</b>	1,29 ± 0,02 <b>D</b>	1,38 ± 0,03 <b>C</b>	1,68 ± 0,02 <b>B</b>	1,913 ± 0,01 <b>A</b>	0,000***

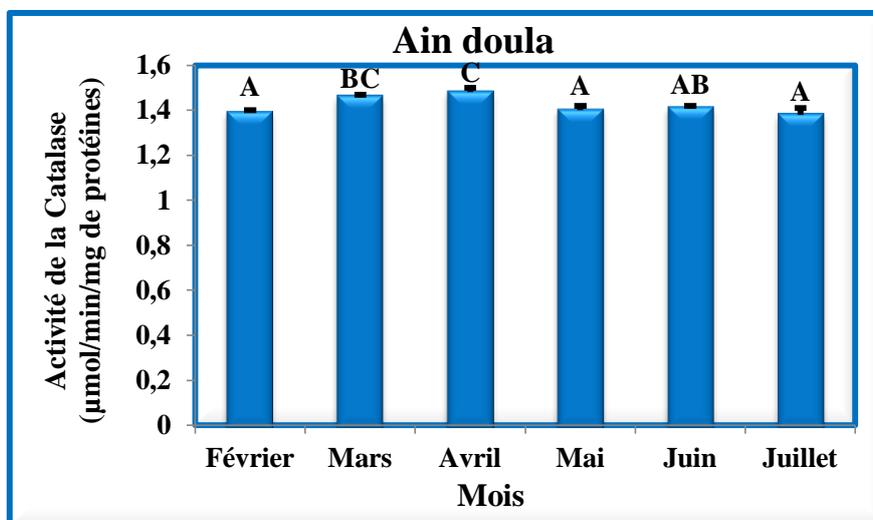
Les variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT varient progressivement depuis le mois de Février jusqu'au mois d'Avril où il a été enregistré l'une des valeurs moyennes les plus élevées variant de 1,39  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à El Morjane à 1,983  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Pikini Djedid, les valeurs diminuent progressivement depuis le mois de Mai jusqu'au mois de Juillet avec 1,29  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à El Morjane, 1,38  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station d'Ain doula, 1,68  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Saint Cloud, et 1,913  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines à la station de Pikini Djedid (Figure 108).



**Figure 108.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) dans les quatre stations d'étude chez les femelles de *P. cultrifera* en 2011; ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

Chez les femelles récoltées de la station d'Ain doula, l'activité de la catalase, varie durant la période d'étude où la valeur la plus élevée est enregistrée au mois d'Avril avec 1,48  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de

protéines, et une valeur minimale au mois de Juillet avec 1,38  $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Le test de Tukey présente une variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité enzymatique de la catalase, dans la station d'Ain doula qui permet de répartir les six mois d'étude en quatre groupes (Figure 109).



**Figure 109.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'Ain doula en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

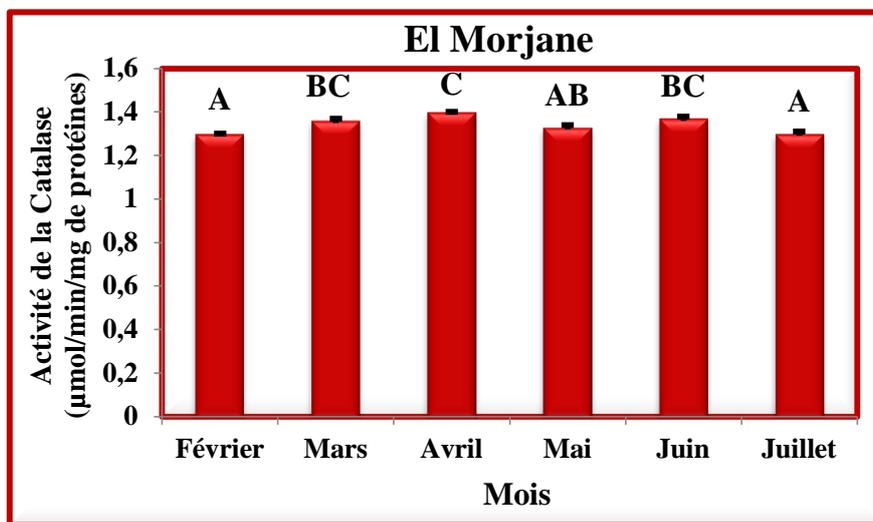
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans la station d'Ain doula avec  $p < 0,001$  (Tableau 64).

**Tableau 64:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'Ain doula en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	0,024600	0,004920	14,76	0,000***
Résiduelle	12	0,004000	0,000333		
Totale	17	0,028600			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de la station d'El Morjane, l'activité de la catalase, varie d'un mois à l'autre, dont la valeur la plus élevée a été enregistrée au mois d'Avril avec  $1,39 \pm 0,01$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, et une valeur minimale au mois de Juillet avec  $1,29 \pm 0,02$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Le test de Tukey montre une variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité de la catalase, dans la station d'El Morjane qui permet de diviser les six mois d'étude en quatre groupes (Figure 110).



**Figure 110.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station d'El Morjane en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

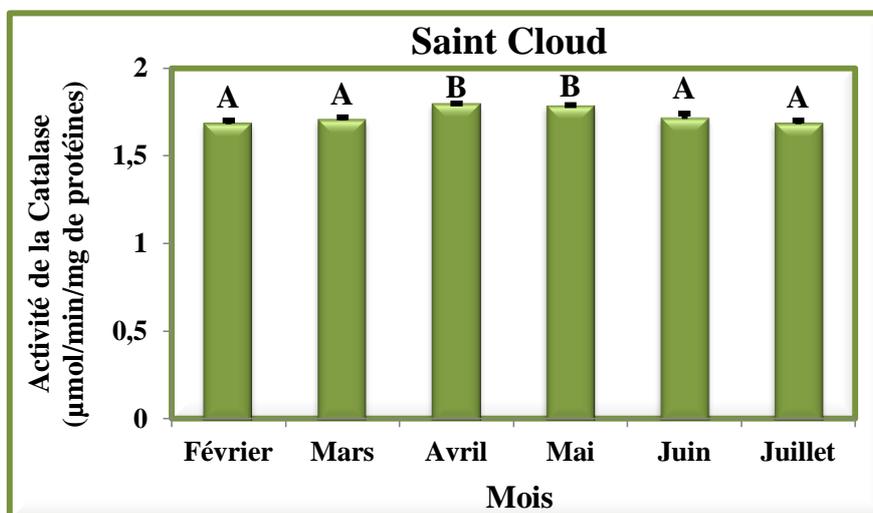
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans la station d'El Morjane avec  $p < 0,001$  (Tableau 65).

**Tableau 65:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station d'El Morjane en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	0,024400	0,004880	16,27	0,000***
Résiduelle	12	0,003600	0,000300		
Totale	17	0,028000			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées de la station de Saint Cloud, l'activité de la catalase, varie tout le long de la période d'étude où la valeur la plus élevée a été constaté au mois d'Avril avec  $1,79 \pm 0,01$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, et une valeur minimale au mois de Juillet, avec  $1,68 \pm 0,02$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Le test de Tukey montre une variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité enzymatique de la catalase dans la station de Saint Cloud, qui nous permet de classer les six mois d'étude en deux groupes (Figure 111).



**Figure 111.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Saint Cloud en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

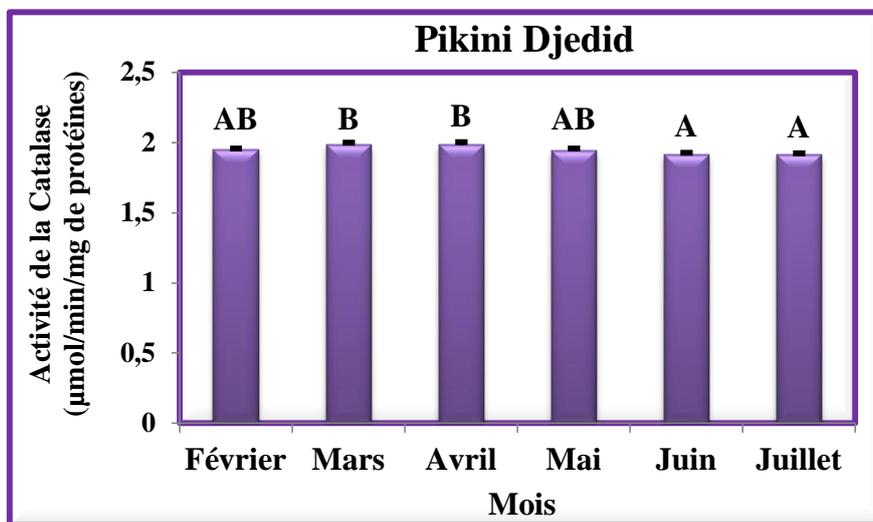
L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans la station de Saint Cloud avec  $p < 0,001$  (Tableau 66).

**Tableau 66:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Saint Cloud en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	0,036400	0,007280	18,99	0,000***
Résiduelle	12	0,004600	0,000383		
Totale	17	0,041000			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

Chez les femelles récoltées à la station de Pikini Djedid, l'activité de la catalase, varie sur les six mois d'étude où la valeur la plus élevée a été enregistrée au mois d'Avril avec  $1,983 \pm 0,02$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, et des valeurs plus faibles au mois de Juillet avec  $1,91 \pm 0,01$   $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines. Le test de Tukey montre une variation importante entre les valeurs moyennes de l'activité enzymatique de la catalase. Dans la station de Pikini Djedid qui permet de répartir les six mois d'étude en trois groupes (Figure 112).



**Figure 112.** Variations mensuelles de l'activité enzymatique de la CAT ( $\mu\text{mol}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) chez les femelles de la station de Pikini Djedid en 2011, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à un seul facteur contrôlé, indique une différence très hautement significative entre les mois d'étude dans la station de Pikini Djedid avec  $p < 0,001$  (Tableau 67).

**Tableau 67:** ANOVA à un seul facteur contrôlé de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans la station de Pikini Djedid en 2011.

Sources de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Factorielle	5	0,013680	0,002736	10,94	0,000***
Résiduelle	12	0,003000	0,000250		
Totale	17	0,016680			

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

L'analyse de la variance à deux critères de classification (stations, mois) réalisé sur les données relatives au niveau des quatre stations révèle un effet station très hautement significatif, un effet très hautement significatif, et une interaction stations/mois très hautement significative (Tableau 68).

**Tableau 68:** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* dans les stations d'étude en 2011.

Source de variation	DDL	SCE	CM	F obs.	P
Mois	5	0,06920	0,01384	43,71	0,000***
Stations	3	4,30184	1,43395	4528,25	0,000***
Interaction stations/mois	15	0,02987	0,00199	6,29	0,000***
Erreur résiduelle	48	0,01520	0,00032		
Totale	71				

**DDL:** Degré de liberté; **SCE:** Sommes des carrées des écarts; **CM:** Carré moyen; **F obs.:** Test de Fisher; **P:** Seuil de signification.

# DISCUSSION GENERALE

## **4. DISCUSSION**

Le développement de l'industrialisation a conduit à des contaminations de plus en plus importantes de l'ensemble des écosystèmes. Une fois présents dans l'environnement, les polluants subissent de nombreux phénomènes de transport, par l'air ou par l'eau et aboutissent généralement dans le domaine aquatique. La contamination des milieux aquatiques devient donc un problème fondamental, car elle peut constituer un risque pour la biocénose et la préservation des ressources.

Les estuaires sont des milieux de grande importance écologique et économique. Ils sont le siège d'une activité humaine intense et/ou d'aménagements hydrauliques conduisant à des déversements de divers types de polluants qui perturbent le fonctionnement naturel de ces

écosystèmes. De nombreux polluants organiques et divers oligo-éléments métalliques introduits dans ces milieux aquatiques sont susceptibles de se concentrer chez les organismes vivants à des niveaux parfois supérieurs à leurs taux dans le biotope (eau et sédiment) et peuvent donc entraîner des problèmes d'ordre écologique, sanitaire et économique (Amiard-Triquet, 1989; Bryan & Langoston, 1992).

Cependant, la compréhension de l'impact de cette pollution est limitée par la complexité de nombreux états (eau, sédiment, paramètre physicochimique de l'eau, les mouvements d'air). Afin de mieux comprendre les réponses biologiques en particulier biochimique des organismes marins vis-à-vis des polluants on a besoin de mettre en évidence les variations des facteurs environnementaux qui agissent de façon certaine sur la dynamique de ces espèces (Salvat, 1967). La détermination de la qualité des écosystèmes marins pourrait être reflétée par l'étude de ses composantes abiotiques et biotiques (Pai, 2007).

#### **4.1. Biodiversité**

La biodiversité a été considérée depuis longtemps comme de simples inventaires de la diversité biologique. Actuellement, cette dernière est de plus en plus incluse dans les évaluations environnementales, grâce à l'utilisation d'indicateurs destinés aux travaux de protection de la nature et de détection de la pollution. L'étude de la biodiversité marine au sein des espèces et entre les espèces, ainsi que celle des écosystèmes sera d'une grande utilité pour ce qui est des espèces d'intérêt commerciale ou écologique ou encore pour la protection de la nature (Rouabah A. & Rouabah L., 2007).

De par la diversité des milieux marins qu'ils ont colonisé, la variété de leur régime alimentaire et leur forte biomasse, les polychètes jouent un rôle majeur dans le fonctionnement des communautés benthiques (Fauchald & Jumars, 1979). Ainsi, certaines espèces, de par leur intense activité galéricole, tubicole et/ou d'alimentation jouent un rôle déterminant dans le recyclage, le remodelage et la bioturbation des sédiments ainsi que dans l'enfouissement de la matière organique (Stephens, 1975; Davis, 1993; Hutchings, 1998).

Les polychètes sont souvent une composante majeure de toute communauté benthique, ces changements structure de la communauté devrait être reflété par la communauté polychètes (bien que ce ne était pas toujours trouvé pour être vrai pour la Méditerranée communauté de plage de sable fin (Papageorgiou *et al.*, 2006).

Dans une première étude des effets des polluants sur la communauté benthique dans Oslofjord, Norvège, Mirza & Gray (1981) ont constaté une diminution la diversité des espèces le long

d'un gradient de zones relativement propres à des zones très touchées par la pollution organique. Ils ont constaté que ce qu'ils ont identifiés comme *C. capitata*, *Polydora sp.*, et *Nereimyra punctata* ont été très abondant au niveau des sites les plus pollués et étaient donc désigné comme indicateurs des conditions polluées. Parmi ces trois espèces, à la fois *C. capitata* et *Polydora spp.* avaient été précédemment caractérisé par Pearson et Rosenberg (1978) comme indicateurs de l'enrichissement organique.

Il se profile à présent une idée de ce que peut être l'étude des indicateurs écologiques connaissant quelque peu les relations existantes entre le milieu et les êtres qui y vivent. Il est facile de comprendre que l'action de l'homme est un des facteurs qui influencent le milieu et son vivant. Les rejets de l'activité anthropique vont polluer les milieux. Si on prend comme facteur abiotique la pollution, certaines espèces ou individus vont être plus ou moins tolérantes vis-à-vis de l'intensité de cette pollution, et lorsqu'une perturbation affecte l'un des éléments de l'écosystème (la biocénose, la population, le peuplement ou l'espèce ainsi que le biotope, les milieux ou les niches écologiques), une réaction en chaîne se poursuit perturbant l'ensemble de l'écosystème. Face aux stress que représente la pollution, le groupement animal évolue en relation avec le changement de structure du milieu. Vis-à-vis d'une pollution, une multitude de paramètres varient. La pollution affecte les peuplements au niveau de la diversité d'espèces, de la diversité dans une espèce, de l'abondance, et ce en relation avec la variation de la structure du milieu.

D'après Afli *et al.* (2005), La biodiversité, ou diversité biologique, est la variété et la variabilité de tous les organismes vivants. Ceci inclut la variabilité génétique à l'intérieur des espèces et de leurs populations, la variabilité des espèces et de leurs formes de vie, la diversité des complexes d'espèces associées et de leurs interactions.

La biodiversité en Méditerranée, comme celle des autres mers, le nombre d'espèces animales et végétales en Méditerranée doit se situer autour de douze milles, mais inégalement répartis entre les différents groupes taxonomiques. Néanmoins, chaque année plusieurs dizaines de nouvelles espèces sont signalées ou décrites pour la première fois en Méditerranée. La biodiversité de la Méditerranée orientale est inférieure à celle de la Méditerranée occidentale (Afli *et al.*, 2005).

La macrofaune benthique représente une fraction importante de la richesse, de la diversité et de l'abondance dans les communautés marines. De plus, la majorité de ces organismes possèdent un certain nombre de caractéristiques qui en font d'excellents bioindicateurs de la qualité du milieu marin et leur importance a déjà été soulignée par de nombreux travaux de recherche (Fresi *et al.*, 2005; Hyland, 2005; Liehr *et al.*, 2005; Occhipinti-Ambrogi, 2005; Rumohr, 2005).

La diversité des écosystèmes marins littoraux est remarquable en méditerranée (Boudouresque, 1997; Ramos-Espla & Sanchez-Lizaso, 2002; Ballesteros, 2003). Cette diversité ainsi que la richesse de ces écosystèmes permet le foisonnement de la faune et de la flore associée. Les inventaires effectués nous a permis de mettre en évidence les différentes espèces qui sont associées à notre espèce (*P. cultrifera*). Une espèce appartenant à l'embranchement sipuncula et la famille de phascolosomatidés a été identifiée; *Phascolosoma granulatum* (Leuckart, 1828); cette espèce est distribuée dans toutes les stations étudiées au niveau de la zone intertidale. C'est une espèce qui habite le sable vaseux / gravier de la rive inférieure à 90 m de profondeur, elle se reproduit sous les pierres, dans les crevasses. L'espèce s'étend au niveau des eaux côtières de la Norvège et la France aux îles du Cap-Vert et dans la Méditerranée. Il y a une distribution restreinte dans les mers britanniques, mais seulement quelques spécimens ont été enregistrés à Shetland, en Orcades et à Hébrides. Il est également signalé des localités dispersées dans la région Indo-Ouest Pacifique. En Plus de cette espèce, une autre espèce de Mollusque polyplacophore a été retrouvée *Diodora graeca*, et une espèce d'Arthropodes *Eriphia verrucosa*, ainsi que deux espèces de mollusque gastéropode, une espèce de mollusque bivalve, et une espèce d'Arthropode non identifiée, mais surtout sept espèces d'Annélides Polychètes identifiées:

*Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), espèce connue en Algérie sous l'appellation vernaculaire de « ver vert de roche », exploitée de façon régulière, de par sa répartition géographique intéresse les pays de la façade atlantique (France; Grande Bretagne; Portugal) et du pourtour méditerranéen (Algérie; Espagne; France; Italie; Tunisie) (Younsi, 2006; 2014, Rouabah A. & Rouabah L., 2007). Cette espèce a été trouvée depuis 1957 par MBA au Plymouth, au Baie seine par Bellan en (1961), au Roscoff par Cabioch *et al.* (1968), au Golfe normano-breton par Retière en (1979), en Manche (Dauvin *et al.*, 2003), dans la côte Tunisienne par Glaoui Chakroun (2004) et Ayari (2009). Lors de notre travail, elle a été trouvée dans la station d'El Morjane (El Kala), de Saint Cloud (Annaba), de Pikini Djedid (Skikda), et d'Ain doula (Collo).

*Perinereis macropus* (Claparède, 1870), elle habite en mer basse, dans les fentes des rocher, à un niveau élevé et dans les Algues calcaires de la Manche, et de l'Atlantique (Fauvel, 1923). Pendant l'échantillonnage en remarquant que cette espèce se trouve dans les roches calcique. Dans notre étude, elle a été trouvée dans la station d'Ain doula (Collo), et de Pikini Djedid (Skikda). Elle est trouvée dans la côte Tunisienne par Ayari (2009), et Zaabi-Sendi (2013) dans un sédiment de texture sable grossier, à 2 m de profondeur.

*Platynereis dumerilii* (Audouin & Milne-Edwards, 1833), c'est une espèce identifiée depuis 1968 au Roscoff par Cabioch et ses collaborateurs, au Plymouth par MBA (1957), au Golfe normano-

breton par Retière (1979), au Baie de seine par Bellan (1961). Elle se trouve au niveau dragages côtiers et en mer basse parmi les Algues, dans un tube muqueux ou membraneux, en Mer du Nord, en Manche, en Atlantique (Fauvel, 1923), en Manche (Dauvin *et al.*, 2003), dans la côte Tunisienne par Ayari (2009) dans les sédiments de sable fin, à 2.5 m de profondeur par Zaabi-Sendi (2013). Au cours de notre travail, elle a été signalée dans la station d'El Morjane (El Kala), et de Pikini Djedid (Skikda) dans les sédiments rocheux de texture sableuse.

*Lepidenotus clava* (Montagu, 1808), espèce repérée depuis 1968 au Roscoff par Cabioch et ses collaborateurs, au Plymouth par MBA (1957), en Manche (Dauvin *et al.*, 2003). Elle habite sous les pierres dans la zone littorale, distribuée en Manche, en Méditerranée, en Atlantique, au Cap de Bonne-Espérance, à l'Océan Indien (Fauvel, 1923). Elle a été signalée dans la côte Tunisienne par Trigui El-Menif *et al.* (2007), Ayari et Afli (2003, 2008), et Ayari (2009), et par Zaabi-sendi (2013) dans la station de Dar Allouch à 38 m de profondeur dans un sédiment gravier et au large de Dar Allouche à 60 m de profondeur dans un sédiment rocheux (substrat dur). Dans notre côte, elle se trouve dans la station d'Ain doula (Collo), et de Pikini Djedid (Skikda) au niveau de la zone intertidale dans les sédiments rocheux.

*Nereis falsa* (Quatrefages, 1865), selon Fauvel (1923), elle est distribuée dans la Manche (Guernesey); l'Atlantique (Maroc); la Méditerranée (Naples, Monaco); et l'Adriatique, au cours de notre travail, cette espèce a été signalée dans toutes les stations d'étude (El Morjane, Saint Cloud, Pikini Djedid, et Ain doula). Younsi en 2006 a noté que cette espèce existe uniquement dans le site d'El Kala en cohabitant avec une autre espèce moins abondante, *P. cultrifera*.

*Mysta picta* (Quatrefages, 1865), habite dans les crevasses entre les roches et les coquilles, et entre les crampons de varech dans la zone intertidal à au moins 25 m. elle est présente en l'Atlantique entre le Groenland et en Afrique de l'Ouest et en Méditerranée, en Adriatique, en mer Noire, et au Sud-Ouest de la Mer du Nord (Fauvel, 1923; Marine Species identification Portal), et en Manche (Dauvin *et al.*, 2003). elle a été signalé pour la première fois dans les côtes Tunisiennes (Zaabi *et al.*, 2012), elle se trouve dans la côte tunisienne dans la station de Cap Bon, à 40 m de profondeur, dans le sable grossier, dans la station de Ras Ed Drek à 50 m de profondeur dans les sédiments gravier, et dans la station de Kerkouane à 40 m de profondeur dans le sable vaseux (Zaabi-sendi, 2013). Lors de notre travail, elle a été retrouvée dans la seule station d'El Morjane (El Kala).

*Amphitrite gracilis* (Malmogren, 1865), a été signalée dans la station de Pikini Djedid (Skikda), d'Ain doula (Collo), et comme *P. macropus*, cette espèce se trouve dans les roches calciques. Elle a été retrouvée dans la côte tunisienne par Ayar en (2009), dans le fond de sable grossier et fin par (Zaabi-sendi, 2013).

Nos résultats correspondent aussi avec ceux obtenus sur les Annélides polychètes au niveau du littoral d'Annaba qui a permis d'identifier en plus de *P. cultrifera*, deux espèces vivant dans le sable, *Hediste diversicolor* et *Scolelepis squamata* (Younsi *et al.*, 2010), quant à *Lumbrinereis sp.*, *Platynereis dumerilii*, *Lepidonotus clava*, *Nereis falsa* et les vers de sable *Hediste diversicolor* et *Scolelepis squamata*, elles sont considérées comme des espèces spécifiques à la région d'El-Kala (Younsi, 2014).

D'autres études ont été réalisées par Gasmi (2010) dans le littoral de Skikda et d'El Kala, dont les résultats ont permis de déterminer la faune associée à notre espèce (*P. cultrifera*), qui présente 77,97 % d'Annélides Polychètes à El Morjane (El Kala) et 72,45 à Miramar (Skikda), suivi par les Arthropodes de 15,50 % à El Morjane et de 16,84 % à Miramar, et les Mollusques de 6,53 % à El Morjane et de 10,71 à Miramar. Parmi ces embranchements, il existe des espèces d'Annélides Polychètes ; *Perinereis cultrifera* (El Morjane et Miramar), *Nereis falsa* (El Morjane), *Platynereis dumerilii* (El Morjane), *Lumbricus sp.* (El Morjane), et d'autre espèce de sipuncula ; *Phascolosoma granulatum* (El Morjane et Miramar), des espèces d'Arthropodes ; *Eriphia verrucosa* (El Morjane et Miramar) et *Amphipoda sp.* (El Morjane et Miramar), et une espèce de Mollusque *Diodora graeca* (El Morjane et Miramar).

Le site d'El Kala est considéré comme site de référence en raison de sa richesse en espèces par rapport aux autres sites d'étude. Ces résultats sont en accord avec les résultats de Weissappel et Svavarsson (1998), qui ont notés que la structure de la biocénose benthique peut être influencée aussi par de nombreux facteurs environnementaux, comme la température, la profondeur, le type de sédiment et les apports en matière organique. L'analyse taxonomique de la faune associée montre que la répartition des différents embranchements n'est pas homogène car elle révèle une dominance des annélides suivis par les mollusques et les arthropodes. Les polychètes y dominent, mais les bivalves et les crustacés y sont aussi très communs, l'association entre ces trois embranchements est assez classique (Ayari & Afli, 2003; Bigot & Amoureux, 2008). La côte Tunisienne confère une biodiversité particulière (Afli *et al.*, 2005), avec 27 % de Mollusques, 15 % de Crustacés, 13 % de poissons, 10 % d'Annélides Polychètes, 8 % de Bryozoaires, 8 % Foraminifères, de 5 % Plathelminthes, 4 % de Spongiaires, 3 % de Nématodes, et de 3 % d'Echinodermes et 4 % pour d'autres espèces.

Le nombre d'espèce de polychètes signalées pour toute la côte Algérienne, paraît trop faible en comparaison avec d'autres régions Méditerranéennes, telles que la côte Tunisienne (375 espèces in Zaabi-Sendi, 2013) les côtes françaises (Méditerranée occidentale) qui comptent 641 espèces

(Dauvin *et al.*, 2006) et l'Italie (Méditerranée centrale) avec 876 espèces (Castelli *et al.*, 2008). et pour les côtes Marocaines Méditerranéennes qui listent 80 espèces (Dakki, 2004).

La flore marine, dans son sens le plus commun, regroupe les algues et les Phanérogames. Les unes comme les autres exigent, pour se développer une quantité de lumière suffisante aux exigences de leur assimilation chlorophylliennes. Les algues (à quelques exceptions près) empruntent à l'eau de mer tous les éléments minéraux qui leur sont nécessaires pour leur survie et leur développement et ne demandent au substrat qu'un point de fixation. Chez les algues, on ne parle ni de racines, ni de tige, ni de feuilles, et encore moins de fleurs. Selon la couleur des pigments associés à la chlorophylle, on distingue :

Les algues vertes (Chlorophycée):

*Ulva lactuca* (Linné, 1753), pousse généralement au niveau de l'étage médio littoral supérieur à l'infra littoral, jusqu'à 10 mètres de profondeur. Elle a une grande tolérance à la pollution et aux apports anthropiques, d'où une présence dans les ports, dans les zones de ruissellement d'eau douce, et les flaques etc... Leur durée de vie est de quelques mois, mais on les trouve toute l'année, car ces individus se renouvellent, surtout au printemps et en été. Elle est considérée comme envahissante (Julien, 2010).

*Enteromorpha linza* (Linné, 1883), est considérée comme productrice primaire de la chaîne alimentaire. Certains facteurs jouent un rôle dans la répartition des différentes espèces : nature du fond, agitation de l'eau, température, salinité, lumière, (Arzel *et al.*, 1992). Les Enteromorphes sont des algues annuelles très communes qui se développent généralement en quantité très importantes, surtout au printemps et sur les rochers, et dans les cuvettes au niveau des étages médio-et infralittoral. Les Enteromorphes supportent très bien un ensoleillement important, ce qui peut entraîner une dessiccation temporaire lorsqu'elles sont présentes dans des zones découvertes par la marée. Espèces cosmopolites, supportant assez bien une faible salinité, elles sont communes dans les baies saumâtres (F.A.O, 1987).

Les algues rouges ou Rhodophytes sont représentés par *Corallina officinalis* (Linné, 1758). Les Corallines sont des Rhodophycées, eucaryotes, en majorité des algues marines, avec plus de 564 espèces qui se trouvent sur les bords de mer à travers le monde. *Corallina officinalis* est une algue calcifiée qui pousse dans les zones basses et moyennes littorales, sur les côtes rocheuses. *Corallina officinalis* fournit un habitat pour de nombreux petits animaux qui se nourrissent de micro-organismes logés dans ses touffes denses. Cette algue ne tolère pas l'effet desséchant de l'air et devient blanche en s'exposant au soleil (Gayral, 1975).

Des travaux ont été réalisés sur les trois espèces, qui sont utilisés comme bioindicateurs de pollution métallique dans le littoral extrême ouest Algérien (Benguedda-Rahal, 2012). Il existe aussi un usage potentiel des algues marines pour le traitement des eaux usées. Par exemple, certaines algues sont capables d'absorber les ions de métaux lourds tels que le zinc et le cadmium des eaux polluées.

#### **4.2. Paramètres morphométriques**

Les perturbations structurales et fonctionnelles engendrées par les polluants et leurs métabolites se traduisent par des modifications des performances physiologiques et comportementales. L'impact au niveau des populations à court et à long terme est recherché grâce à des études visant à observer d'éventuelles altérations dans la survie (Lowe & Pipe, 1987), la croissance (Lindén *et al.*, 1979), la reproduction (Lowe & Pipe, 1986) et les paramètres physiologiques comme la sensibilité aux maladies (Carlson *et al.*, 2002).

Les réponses des organismes à la contamination chimique de l'environnement leur permettent, dans une certaine limite, de se maintenir ou de rétablir un certain équilibre. Ces mécanismes homéostatiques se traduisent à l'échelle de l'individu par une dépense d'énergie (Le Gal *et al.*, 1997; Lawrence *et al.*, 2003), où le coût énergétique d'un stress environnemental se solde par une diminution de la qualité d'énergie disponible pour la reproduction et la croissance et en conséquence par une réduction de la fitness des individus. Une modification de la croissance peut refléter un changement de la quantité d'énergie présente dans un organisme et suggérer l'existence d'une diminution de la conversion énergétique en tissus somatiques.

Les organismes peuvent augmenter leur survie dans un environnement pollué par le développement d'une résistance avec une réponse évolutive aux polluants (Sibly & Calow, 1989; Wirgin & Waldman, 2004). Cependant, l'évolution de cette résistance est habituellement accompagnée d'une forme physique coûteuse, tels que la réduction de la reproduction, de la croissance (Wirgin & Waldman, 2004) ou de la tolérance réduite aux différents facteurs de stress (Meyer & De Giulio, 2003; Xie & Klerks, 2003; Wirgin & Waldman, 2004). Le suivi mensuel des mesures biométriques montre une évolution similaire chez les femelles des quatre populations provenant des quatre stations: le poids, la longueur totale du corps et le nombre de sétigères. Le poids augmente progressivement au début de la période d'étude, atteignant une valeur maximale au cours du mois Mai dans les quatre stations (El Morjane, Pikini Djedid, Ain doula, Saint Cloud). Cette augmentation est suivie d'une diminution du poids au début de Juin jusqu'au mois de Juillet. Ceci correspond avec la période de la différenciation sexuelle. Un certain nombre d'auteurs ont observé que différentes espèces de bivalves exposés à des pollutions environnementales pouvaient

présenter une croissance lente (Soto *et al.*, 2000 ; Peteiro *et al.*, 2003). Elle peut aussi être associée à des épisodes de stress chimiques qui impliquent une perte de poids des tissus des organismes, liée à une mobilisation des réserves énergétiques pour leur détoxification (Modassir & Ansari, 2000).

Bien que les quatre populations présentent une évolution similaire, on constate que les valeurs enregistrées chez les femelles d'El Morjane (El-Kala). Sont toujours élevées à celles des femelles d'Ain doula (Collo), de Saint Cloud (Annaba), et de Pikini Djedid (Skikda). Cela est en accord avec plusieurs travaux réalisés sur *Nereis diversicolor* montrant que ces paramètres biométriques chez les vers en provenance du site contaminé n'ont jamais atteints une valeur supérieure à ceux du site sain. Ils ont également confirmé que les vers vivant dans des milieux perturbés présentent un stade du gain du poids réduit (Durou *et al.*, 2007; Durou *et al.*, 2008 ; Mouneyrac *et al.*, 2009; Gillet *et al.*, 2008).

Comme le poids, la taille des individus augmente progressivement au début de la période d'étude, atteignant une valeur maximale au cours du mois de Mai dans toutes les stations. Suivie d'une diminution de la taille au début de Juin. Ces résultats s'alignent avec ceux des variations mensuelles du poids. Bien que les quatre populations présentent une évolution semblable, on constate que les valeurs enregistrées chez les femelles d'El Morjane (El-Kala) sont toujours élevées à celles enregistrées chez les femelles d'Ain doula (Collo), de Saint Cloud (Annaba), et de Pikini Djedid (Skikda). Ceci est en accord avec une étude réalisée montrant l'effet du stress environnemental sur les Annélides Polychètes dans le site de Skikda et El-Kala (Boucenna, 2011), en révélant l'existence d'un effet pollution sur le poids et la taille chez les femelles de *P. cultrifera*. Les individus récoltés à Skikda (site contaminé) sont plus petits que ceux récoltés à El-Kala (site sain) et que la différence entre les deux populations est très hautement significative. Dutrieux *et al.* (1989), indiquent que l'exposition chronique à des polluants organiques d'un sp de Nereididae, *Nereis*, entraîne une diminution de la taille moyenne en fonction du gradient de pollution.

Le nombre de sétigères augmente progressivement au début de mois de Février pour atteindre des valeurs maximales au mois de Juillet on constate que les valeurs enregistrées chez les femelles d'El Morjane (El-Kala) sont toujours élevées à celles enregistrées chez les femelles d'Ain doula (Collo), de Saint Cloud (Annaba), et de Pikini Djedid (Skikda).

Les résultats indiquent qu'il existe une augmentation linéaire du nombre de sétigères, et aucune relation n'existe avec les autres paramètres biométriques. Certains individus possède un grand nombre de sétigères avec une petite taille, et d'autres ils présentent des caractéristiques inverses, Çinar et Altun (2007) confirment que chez le Nereididae *Pseudonereis anomala*, la longueur du corps augmente par addition de nouveaux métamères dans la région postérieure, tandis que la largeur des métamères antérieurs augmente proportionnellement avec l'augmentation du poids, de

même qu'Omena et Amaral (2001) expliquent que la largeur de la partie antérieure du corps augmente au fur et à mesure que la partie postérieure s'allonge. La croissance chez les Annélides Polychètes se fait par ajout de nouveaux métamères au niveau de la zone de croissance postérieure (Anderson, 1973; Glasby *et al.*, 2008).

Une étude sur l'effet de la résistance de *Nereis diversicolor* aux métaux a montré une diminution importante des facteurs de croissance en comparaison avec la population non résistante (Pook *et al.*, 2009) que chez *P. cultrifera* ainsi que chez d'autres espèces des Néréidés, les caractéristiques biométriques diffèrent fortement selon la localisation géographique (Rouabah & Scaps, 2003; Çinar & Ergen, 2005; Çinar & Altun, 2007; Rouhi *et al.*, 2008).

### 4.3. Différenciation des sexes

L'évaluation de la qualité des écosystèmes marins pourrait être faite par l'étude des éléments abiotiques et biotiques (Pai, 2007). Le fonctionnement d'un plan d'eau est sous l'étroite dépendance du climat, plus particulièrement de la température de l'air et des radiations solaires, dont les variations saisonnières conditionnent les caractéristiques physico-chimiques et biologiques des eaux (Neveu *et al.*, 2001).

La température est un facteur écologique important, elle contrôle la reproduction chez les Nereidae, notamment la gamétogénèse (Olive *et al.*, 1998 ; Rouabah & Scaps., 2003), et aussi la croissance (Arias & Darke., 1995) et l'alimentation (Olive *et al.*, 1997).

Chez les Nereidae, la reproduction est sous le contrôle de facteurs environnementaux, tels que la température, la photopériode, et le cycle lunaire (Hadege *et al.*, 1990; Olive *et al.*, 1997; Andreis, 2001; Lawrence & Soame, 2010). Les résultats obtenus concernant la différenciation sexuelle montrent des variations entre les individus matures et les individus en cours de maturation pendant la période d'étude de Février à Juillet. Au mois de Février, le pourcentage des individus sexués est inférieur à celui des individus asexués dans la station de Pikini Djedid (Skikda), et dans la station de Saint Cloud, et le contraire a été constaté dans la station d'Ain doula à Collo, et dans la station d'El Morjane (El Kala).

Une augmentation du pourcentage des individus sexués depuis le mois de Mars jusqu'au mois de Mai désignée par un pic. Dans la station de Pikini Djedid de Saint Cloud, d'Ain doula, et d'El Morjane. Selon (Allouti, 2011), la maturité sexuelle chez *P. cultrifera* commence au mois de mars et s'achève en avril, durant ce dernier mois, on note la présence du plus grand diamètre moyen des ovocytes, qui est de l'ordre de 250µm. En effet, dans notre travail le pic enregistré en Mai est suivi

d'une chute rapide au cours du mois suivant, cette réduction permet de supposer que la ponte aura lieu de la fin d'Avril à la fin de Mai. Ces observations sont en accord avec ceux de Zribi *et al.* (2007); chez *P. macropus* la maturation des ovocytes commence en mars et s'achève en avril et que la ponte se déroulerait à la fin d'avril et s'étalerait jusqu'au mois de Mai. Fisher et Dorresteijn (2004) ont observé des résultats similaires chez *Platynereis dumerili* en rapportant que la maturation sexuelle de cette espèce s'effectue durant la période de mars à avril.

La diminution du pourcentage des individus sexués au mois de Juin coïncide avec la période de la fécondité, où les femelles éclatent pendant l'évacuation des ovocytes, cela peut expliquer par la mort des géniteurs. Ceci a été confirmé par les études de (Herpin, 1925; Fage & Legendre, 1927; Durchon, 1951; Cazau, 1965) chez *P. cultrifera*, en rapportant que la ponte est suivi de la mort des géniteurs, et l'augmentation de leur nombre au mois de Juillet serait du à la maturation des nouveaux individus.

Dans ce travail, aucune différence n'a été enregistrée entre les stations concernant l'évolution de la maturité sexuelle chez les populations de *P. cultrifera*, mais le taux de la maturation par mois chez les populations de la station d'El Morjane et d'Ain doula est plus élevé que celui de la station de Saint Cloud et de Pikini Djedid. Ces observations concordent d'autres travaux, qui montrent que les changements des conditions du milieu agissent sur les fonctions biologiques des organismes comme la respiration, la croissance ou le régime alimentaire (Abarnou *et al.*, 1984; Claisse *et al.*, 1992; Alami, 1991).

#### **4.4. Caractérisation des sédiments**

Le sédiment, joue un rôle important dans les écosystèmes aquatiques pour de nombreuses espèces, en tant qu'habitat ou site de ponte, et représente un compartiment dynamique d'une complexité importante liée aux processus biogéochimiques, qui s'y déroulent. Il est perçu de nos jours, par les gestionnaires des eaux comme un milieu de vie pour une diversité biologique à protéger. Les sédiments des cours d'eau ont une fonction importante dans la régulation des cycles naturels des substances. C'est ainsi que les sédiments de rivières font office de piège pour les nombreuses substances polluantes présentes dans les eaux, mais sont également une source de pollution en cas de remise en suspension (Rousseau & Suaudeau, 2008).

Les cours d'eau, les canaux, les lacs, les ports et les estuaires sont très souvent soumis à des rejets industriels, urbains ou agricoles, entraînant l'apport d'un grand nombre de polluants. Ces polluants sont peu solubles dans l'eau dans les conditions normales, et ils prédominent dans les

matières en suspension et dans les sédiments qui la suite deviennent des réserves de composés toxiques.

Darmendrail (1987), rappelle les processus majeurs d'accumulation des polluants dans les sédiments; adsorption sur les solides fins, précipitation des composés métalliques, coprécipitation des métaux sur des oxydes métalliques, complexation avec des composés organiques, diffusion dans les réseaux cristallins tels que les carbonates. D'une manière générale, on distingue classiquement deux familles de polluants accumulés dans les sédiments ; les métaux lourds et les matières organiques toxiques (Ramessur & Ramjeawon, 2002).

Les études physico-chimiques des sédiments étudiés a pour but de préciser les caractéristiques sédimentologiques afin de déterminer les conditions du milieu. L'étude des sédiments prélevés de huit stations étudiées (El Kala (El Morjane, Veille calle), Annaba (Saint Cloud), Skikda (Pikini Djedid, Ancien port, et E. O. Saf Saf), Collo (Ain doula, et Ain Oum laksab)) a permis d'une part, de caractériser en détail la granulométrie de la couverture sédimentaire et, d'autre part, d'établir les variations spatiales de ces caractères.

L'analyse granulométriques des sédiments montre que la texture des sédiments est sablo-limoneuse dans la station de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, de Pikini Djedid, et sableuse dans les autres stations avec une dominance de la fraction sable gros. Ces résultats montrent que les sédiments dans le site d'El Kala, d'Annaba, et de Collo sont caractérisés par une texture sableuse, et une texture sablo-limoneuse dans le site de Skikda. Nos résultats sont en accord avec les autres travaux réalisés au niveau de plusieurs points de prélèvement dans le littoral Algérois, qui sont caractérisés par des sédiments sablo-vaseux, et d'autres caractérisés par une texture de sable fin légèrement vaseux (Rouibah *et al.*, 2005).

Les pH des sédiments sont neutres pour les sédiments prélevés de la station de Veille calle et d'El Morjane, et de pH basiques pour le restant des stations ; Saint Cloud, E. O. Saf Saf, l'Ancien port, Pikini Djedid, Ain Oum laksab, et Ain doula. Nos résultats montrent que le site d'El Kala possède un pouvoir d'hydrogène neutre, alors que le site d'Annaba, de Skikda, et de Collo ont un pouvoir d'hydrogène basique, ceci correspond avec les valeurs importantes obtenues par le dosage des teneurs en calcaire dans les sédiments étudiés, et avec les travaux de Ben Bouih *et al.* (2005) mentionnant que le caractère neutre et basique reflète bien la nature des sédiments, dominée par les terrains calcaires.

La conductivité des sédiments est très élevée dans toutes les stations étudiées, indiquant que les sédiments étudiés sont riches en ions monovalents et divalents. Les résultats enregistrés de la

fraction granulométrique montrent que ces sédiments sont constitués par les fractions les plus grosses de limon et de sable et dépourvues de la fraction d'argile. Les teneurs en matière organique montrent que les sédiments étudiés ne sont pas chargés par la matière organique. Les teneurs obtenues en carbonate varient et sont très élevées dans la station de Pikini Djedid, de l'Ancien port, de l'E. O. Saf Saf, de Saint Cloud, et d'Ain Oum laksab par rapport aux autres stations. Ces résultats sont en accord avec les données granulométriques obtenus, où ces stations caractérisés par la présence des fractions limon gros et de sable avec des teneurs élevées par rapport aux autres fractions et avec des faibles teneurs en matière organique. Nos résultats concordent avec ceux de Ben Bouih (2000), qui notée que ces carbonates sont abondants dans la fraction grossière et accompagnée d'un faible pourcentage en matière organique.

#### **4.5. Caractérisation de l'eau de mer**

La température de l'eau est un facteur déterminant de l'état des eaux de surface, car elle est l'un des principaux régulateurs des processus vitaux qui s'y déroulent. C'est en effet d'elle que dépendent tous les processus métaboliques: la durée, l'évolution et la vitesse de croissance, ainsi que la composition des biocénoses.

Lorsque la demande en oxygène s'accroît alors que l'oxygène disponible diminue, les organismes aquatiques présentent des symptômes de stress. Dans ces conditions, ils absorbent moins de nourriture. Si la température dépasse les valeurs limites pour une espèce donnée, celle-ci risque de ne pas survivre si elle ne se met pas à l'abri.

La température est un facteur écologique important, elle joue un rôle fondamentale dans la répartition des espèces et la limitation de certaines activités biologiques (Rodier, 1996). Elle contrôle l'intensité de la reproduction (la quantité des gamètes produits) (Mackie & Scloesse, 1996) et stimule le processus de la gamétogenèse en corrélation avec d'autres facteurs ce qui entraîne des variations dans les taux d'accumulation des polluants (Tran *et al.*, 2001; Tran *et al.*, 2002).

Elle agit sur la densité, la viscosité, la solubilité des gaz dans l'eau, la dissociation des sels dissous, de même que sur les réactions chimiques et biochimiques, le développement et la croissance des organismes vivant dans l'eau et particulièrement les microorganismes (W.H.O, 1987). Ceci vient du fait qu'elle affecte les propriétés physiques et chimiques de celle-ci ; en particulier sa densité, sa viscosité, la solubilité de ses gaz (notamment celle de l'oxygène) et la vitesse des réactions chimiques et biochimiques (Hceflcd, 2006).

De plus, la variation de la température a des effets sur tous les autres paramètres mesurés comme le pH, la conductivité électrique, le taux des sels dissous comme elle aura un effet sur toutes

les réactions de dégradation, de minéralisation des matières organiques et le développement des micro-organismes responsables ou non de ces transformations. L'accroissement de la température favorise avec d'autres facteurs la productivité primaire et donc une augmentation de nourriture pour la faune aquatique (Bremond & Vuichard, 1973).

Dans les huit stations d'étude, les résultats obtenus au mois de Mai montrent que la température ne présente pas de grandes variations au niveau des stations, et la température moyenne à El Morjane est supérieure à celle des autres stations. Les résultats obtenus correspondent avec les travaux réalisés au niveau du littoral Algérois par Rouibah *et al.* (2005), où ils ont enregistré une valeur de température dans une station contaminée inférieure à celle de la station de référence. Les valeurs trouvées lors de notre étude sont inférieure à celles trouvées à partir de l'étude réalisée au niveau de site de Skikda (Gueddah, 2003; Kara, 2007; Bordjiba, 2009), au niveau de la baie d'Alger (Bachari-Houma, 2011), et par Allouti (2011) au niveau d'El Kala et de Skikda, où les résultats obtenus par Allouti (2011), montrent que la température en Mai dans le site d'El Kala est inférieure à celle du site de Skikda, et le contraire est enregistré au mois de Juillet qui correspond à nos résultats. Ces fluctuations sont en relation avec les conditions climatiques, notamment la température de l'air. D'après Vincke (1982) les températures les plus basses sont observées en hiver et les plus élevées en été. Aussi, les températures les plus basses sont observées en général en profondeur et les plus élevées en surface en relation avec les températures de l'air. Cependant, la température de surface peut être inférieure à celle du fond à cause de la circulation générale, l'influence des apports continentaux et les conditions météorologiques. Les conditions météorologiques sont très défavorables avec les fortes précipitations, justifient que la température est très faible dans toutes les stations pendant le mois de Mai.

Les données statistiques indiquent qu'il n'existe pas de différence entre les stations étudiées, et aussi la diminution de la température dans les stations contaminées dans notre travail ne montre pas clairement l'effet de la pollution sur la température de l'eau. des travaux a été réalisé pour but de déterminer la qualité des eaux rejetées par le séparateur API de la direction régionale du transport des hydrocarbures à Skikda et leurs effet sur la qualité des eaux dans le point d'évacuation, par Belkadi et Kharaaf (2004) qui enregistrés une faible température dans le point de prélèvement, et sur un site voisin ; le complexe de raffinage de pétrole de Skikda, où Bentayeb et Mechtouf (2007) rapportent une température très élevée. La température est l'un des paramètres physico-chimiques les plus sensibles aux modifications naturelles; c'est le cas de la latitude, de l'altitude, de la saison, de l'heure et du débit (Rodier, 1984) et aux modifications anthropiques comme le cas des rejets des eaux usées.

Le pH de l'eau mesure la concentration des protons  $H^+$  contenus dans l'eau. Il résume la stabilité de l'équilibre établi entre les différentes formes de l'acide carbonique et il est lié au système tampon développé par les carbonates et les bicarbonates (Ezzaouaq, 1991; El Blidi *et al.*, 2003; Himmi *et al.*, 2003). Il est lié aux variations de la température, salinité, oxygène dissous, du taux de  $CO_2$  et des terrains traversés (Ben Bouih, 2000).

Ce paramètre conditionne un grand nombre d'équilibres physico-chimiques entre l'eau, le gaz carbonique dissous, les carbonates et les bicarbonates qui constituent des solutions tamponnées conférant à la vie aquatique un développement favorable. Le pH dépend de l'origine des eaux, de la nature géologique du substrat et du bassin versant traversé (Dussart, 1966 ; Bermond & Vuichard, 1973).

Dans la plupart des eaux naturelles, le pH est compris habituellement entre 6 et 8,5 alors que dans les eaux tièdes, celui-ci est compris entre 5 et 9 (Hceflcd, 2007). Dans le cas des stations étudiées, les valeurs enregistrées témoignent d'une légère alcalinité du milieu. Les données collectées ne montrent pas une variation importante entre les huit stations, et présente généralement des valeurs similaires, l'alcalinité des différentes stations d'étude enseigne une bonne qualité du milieu pour la biodiversité et la production des faunes et flore aquatiques, ces observations ont été signalées au niveau du site de Skikda (Gueddah, 2003 ; Gueddah, 2006 ; Kara, 2007; Bentayeb & Mechtouf, 2007, Allouti, 2011), au niveau d'El Kala (Benchikh, 2009; Allouti, 2011), ainsi qu'au niveau du golfe d'Annaba (Sifi, 2009), du littoral Algérois (Rouibah *et al.*, 2005; Bachari-Houma, 2011), et Oran (Rouane-Hacene, 2013).

La quantité d'oxygène dissous dans l'eau est nécessaire à la vie aquatique et à l'oxydation des matières organiques essentielles à la vie aquatique en tant que nourriture ; elle influe aussi sur l'activité valvaire (Tran *et al.*, 2001; Tran *et al.*, 2002).

La solubilisation de l'oxygène à 20°C et à la pression atmosphérique normale est de 9,1 mg/l. De plus, la turbulence des eaux favorise l'augmentation de la teneur en matières en suspension, mais aussi la solubilisation de l'oxygène. L'oxygène dissous joue un rôle écologique plus direct en milieu aquatique qu'en milieu aérien. Sa présence dans les eaux de surface joue un rôle prépondérant dans l'autoépuration des charges polluantes et donc dans le maintien de la vie aquatique (Rodier, 1996). Trois facteurs influencent les variations de concentration en oxygène dans l'eau: La production d' $O_2$  par photosynthèse; La respiration entraînant une consommation de l' $O_2$ ; La ré-aération, c'est-à-dire les échanges entre l'eau et l'air qui sont d'autant plus rapides que la surface de l'eau est agitée (Hubiche, 2002).

L'oxygène dissous des eaux de mer dans les stations d'Ain Oum laksab, d'Ain doula, d'El Morjane, et de la Vieille calle est relativement élevé par rapport aux autres stations étudiées, ceci pourrait être expliqué par les mouvements de la marée, qui engendre un brassage continu de la masse d'eau et par conséquent un enrichissement de la phase dissoute. Nos résultats sont conformes à ceux trouvés dans la baie d'Alger par Bachari-Houma(2011), et dans la côte Oranaise pendant la période automnale par Rouane-Hacene (2013). Cette saturation ou solubilité maximale de l'oxygène dans l'eau dépend de la température et de la salinité. Elle est supérieure dans les eaux douces et froides: la solubilité de 9,1 milligrammes d'oxygène par litre d'eau dans une eau douce à 20°C, ne sera que de 7,4 mg/l dans une eau de mer à même température, et sera de 11,3 mg/l dans une eau douce à 10°C (Hubiche, 2002).

Les valeurs faibles d'Oxygène ont été enregistrées dans la station de Saint Cloud, de Pikini Djedid, de l'Ancien port, et de l'E. O. Saf Saf. Le site de Skikda caractérisé par la présence des polluants organiques due aux rejets industriels de la plateforme pétrochimique. Les stations du site de Skikda présentent les valeurs les plus faibles en Oxygène dissous. L'oxygène est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est l'un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration (Hceflcd, 2007). En effet, la dégradation de la matière polluante provoque une diminution de la teneur en oxygène dissous dans le milieu produisant un déséquilibre dans le maintien et le développement de la flore et la faune aquatique (Afri-Mehennaoui, 1998).

L'évolution saisonnière de l'oxygène dissous révèle des concentrations plus élevées en période humide que celles en période sèche. Nos résultats sont plus faibles que ceux enregistrés par Gasmi (2010) pendant la période humide dans le site de Skikda et d'El Kala. Ceci est en accord avec la diminution qu'a été observée par le même auteur pendant la période sèche, il est essentiellement dû à la diminution de la température de l'eau; car une eau froide contient une plus grande quantité d'oxygène dissous qu'une eau chaude (Hébert & Légaré, 2000), et aux fortes vitesses des vents qui engendrent un brassage continue de la masse d'eau. L'activité photosynthétique du printemps enrichie ces eaux en oxygène dissous. Par contre, l'augmentation de l'activité des microorganismes durant l'été est accompagnée par une consommation d'oxygène et libération du CO<sub>2</sub> et par conséquent une diminution du taux d'oxygène dissous (Harach-Rass *et al.*, 2012). Cependant, pendant la saison estivale, le réchauffement de l'eau provoque une diminution de la dissolution de l'oxygène dissous, aggravée par une augmentation de la consommation de l'oxygène par les organismes vivants et une chute de la vitesse des vents. Cette hypothèse est confirmée par l'étude

de Tarsila *et al.*, (2006), en soulignant que lorsque l'eau de mer est froide, elle présente une solubilité plus élevée en oxygène.

Les résultats obtenus par les mesures du taux d'O<sub>2</sub> dissous présentent des variations entre les huit stations, quoique les stations de Collo (Ain Oum laksab, Ain doula), et d'El Kala (El Morjane, et de la Vieille calle) semblent mieux oxygénées que les stations d'Annaba (Saint Cloud) et de Skikda (E. O. Saf Saf, Ancien port, et Pikini Djedid).

La salinité désigne la quantité de sels dissous dans un liquide, il ne faut pas le confondre avec la dureté de l'eau qui est relative à son dosage en calcium et magnésium. Le chlorure de sodium (NaCl) n'est qu'un des très nombreux sels composant la solution. C'est le caractère essentiel de l'eau de mer, mais il existe, à l'intérieur des terres, des masses d'eau et des sols totalement indépendants de la mer actuelle, qui tirent leur salinité directement du substratum lithologique (Lamotte, 1971).

Dans ce travail les résultats obtenus à partir des mesures du taux de la salinité effectués pendant la période estivale (Mai), sont supérieurs à ceux déterminés par Allouti (2011), dans les sites d'El Morjane (El Kala) et de Miramar (Skikda) au mois de Février. Cette variation obtenue entre la période hivernale et estivale du fait de l'action conjuguée des fortes températures engendrent de fortes évaporations et une baisse des précipitations (Soucek, 2007).

En comparant les résultats obtenus, il nous a été confirmé l'inexistence d'une différence entre les stations étudiées, malgré la différence enregistrée entre les périodes d'étude, où la diminution de la salinité durant l'hiver et le printemps peut être due à l'effet de la dilution par les eaux de pluies, par contre son augmentation en période estivale est due à l'augmentation de la température et à la nature du substrat. Ces observations sont en accord avec les travaux réalisés au niveau de la côte Oranaise par Rouane-Hacene (2013), du site de Skikda par Gueddah (2003), et de la baie d'Alger (Bachari-Houma, 2011).

La mesure de DBO<sub>5</sub> nous permet d'estimer la teneur en matières organiques et mesurer le carbone biodégradable dans une eau usée (Eckenfelder, 1982). Les teneurs enregistrées dans le littoral Est d'Algerie, montre de grande variation entre les stations étudiées d'El Morjane à d'Ain doula. Les valeurs les plus élevées de la DBO<sub>5</sub> indiquent une grande consommation d'oxygène par les micro-organismes dans les stations de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, et de la station de Pikini Djedid, avec des faibles consommations d'oxygène relevées dans les stations d'El Morjane, d'Ain doula, d'Ain Oum laksab, de Saint Cloud, et de la Vieille calle. Cette observation a été signalée dans les travaux réalisés par Bordjiba (2009) sur sept stations d'étude dans le site de Skikda, et par Rouane-Hacene

(2013) sur la côte Oranaise. Ces auteurs ont remarqués des variations entre les différents points de prélèvement, mes qui restent plus élevées que celles de notre étude.

L'augmentation des teneurs en  $DBO_5$  en période sèche peut être expliquée par l'instauration des conditions de dégradation de la matière organique par les microorganismes dont l'activité s'intensifie avec la diminution de la vitesse d'écoulement et le réchauffement des eaux (Harach-Rass *et al.*, 2012).

Les résultats obtenus dans ce travail montrent une forte relation négative entre les valeurs du taux d'Oxygène dissous et les teneurs de la  $DBO_5$ . Les stations étudiées qui présentent des faibles teneurs en Oxygène dissous présentent des teneurs élevées en  $DBO_5$  et spécialement les stations de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, et de la station de Pikini Djedid. Ces variations pourraient être dues aux activités des micro-organismes pour la dégradation des charges organiques polluantes, par une demande biochimique en oxygène correspondant à la quantité d'oxygène nécessaire aux micro-organismes aérobies pour oxyder les matières organiques dissoutes ou en suspension dans l'eau. Il s'agit donc d'une consommation potentielle de dioxygène par voie biologique. Ce paramètre constitue un bon indicateur de la teneur en matières organiques biodégradables d'une eau au cours des procédés d'autoépuration (Harach-Rass *et al.*, 2012).

#### **4.6. Dosage des métaux lourds**

##### **4.6.1. Dosage des métaux lourds dans les sédiments**

Les sédiments prélevés de la station d'El Morjane à El Kala et d'Ain doula à Collo présentent des teneurs très faibles en métaux, à la station de la Vieille calle et d'Ain Oum laksab. Les teneurs sont moyennement élevées par rapport aux stations citées au paravant. Une importante différence a été enregistrée entre les valeurs de la plage d'Ain doula et d'Ain Oum laksab dans le site de Collo pourrait être due la présence des rejets urbains dans la station d'Ain Oum laksab. En effet, le Cu, Pb, Zn et le Fe sont des éléments métalliques caractéristiques d'une pollution de type urbain (Lauenstein & Dolvin 1992, Bennasser *et al.* 2000).

A la station de l'E. O. Saf Saf, les échantillons de sédiments prélevés d'un point près de l'évacuation des eaux usées de la plateforme pétrochimique dans le site de Skikda, présente une teneur très élevée en métaux. Le Cd est principalement utilisé pour la fabrication des batteries, mais son introduction dans le sédiment peut résulter de l'activité minière, des eaux de lavage des routes et des déchets d'hydrocarbures (Ketntner *et al.*, 2003).

Un autre point de prélèvement situé au niveau de l'Ancien port et proche de l'Embouchure d'Oued Saf Saf présente des teneurs légèrement proches de celles de la station d'E. O. Saf Saf. Ces teneurs sont semblables à celles déterminées par Rouibah *et al.* (2005). Des analyses ont été effectuées dans plusieurs stations du littoral Algérois contaminées par les métaux lourds. Des teneurs plus faibles sont enregistrées dans la station de Pikini Djedid en comparaison avec les autres stations.

A la plage de Saint Cloud, les sédiments présentent des teneurs très élevées par rapport aux autres stations étudiées. La présence du complexe d'ARCELOR Métal et celui d'Asmidal dans le site d'Annaba, montre que ces industries pourraient être responsables de l'augmentation des teneurs en métaux dans cette station. La présence de métaux lourds sous de fortes concentrations est liée généralement à des rejets provenant de l'activité humaine (Fox *et al.*, 1993 ; Ketntner *et al.*, 2003). Les valeurs obtenues sont inférieurs à ceux dans le littoral Algérois concernant le Pb, Cu, et le Zn, et similaires à celles du Cd. Rouibah *et al.* (2005). D'autres travaux ont été réalisés au niveau de la Baie de Bou-Ismaïl par (Benamirouche & Bacha, 2000) présentant des teneurs supérieures à celles de notre travail.

En comparant les différentes stations pour le même site, d'El Kala, il a été constaté que la station d'El Morjane est plus propre que la station de la Vieille calle, et dans le site d'Annaba aucune comparaison n'a été remarquée à cause de l'unique point de prélèvement, dans le site de Skikda, la station de Pikini Djedid possède des teneurs faibles suivies de la station de l'Ancien port et l'E. O. Saf Saf avec un gradient croissant. Dans le site de Collo, il a été observé que la station d'Ain doula est plus propre que celle d'Ain Oum laksab. Entre toutes les différentes stations, les teneurs en métaux sont plus élevées dans la station de Saint Cloud suivi d'E. O. Saf Saf > Ancien port > Pikini Djedid > Vieille calle > Ain Oum laksab > El Morjane > Ain doula. D'autres études ont été réalisées par Larba (2014) sur les sols prélevés en plusieurs points, depuis le site d'El Kala à Annaba, où l'auteur montre que les teneurs en métaux dans la station d'El Kala sont plus faibles par rapport à celles du site d'Annaba (El-Hadjar) qui présente des valeurs élevées à cause de la présence des complexes industriels. Le dosage des éléments traces métalliques (Cd, Fe, Pb et Mn) par spectrométrie d'absorption atomique montre que le sol d'El-Hadjar présente une teneur plus élevée avec un gradient décroissant de pollution des sols par ces éléments ; El-Hadjar > Ben M'hidi > Sidi Kaçi > Bouteldja > El-Tarf > El-Kala. Le site d'El-Hadjar est relativement le plus pollué avec des teneurs maximales en Cd, en Mn et surtout en Fer à cause de l'existence du complexe sidérurgique Arcelor Métal (Maas *et al.*, 2010).

La différence qui existe entre les stations dans le même site et entre toutes les stations étudiées indique qu'il y a une relation entre la localisation des points de prélèvement par rapport aux sources de la pollution et le niveau de la contamination. En effet les stations les plus proches des sources de pollution sont plus contaminées que les stations éloignées en considérant que la station d'El Morjane, d'Ain doula, et de la Vieille calle comme des stations saines et plus propres que celles d'Ain Oum laksab et de Pikini Djedid qui sont moyennement contaminées, et la station de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port et de Saint Cloud qui sont fortement contaminées. Certains auteurs confirment que les sols étudiés qui contiennent des teneurs en ETM, varient en fonction de l'éloignement des sites par rapport à la source de pollution (Bretzel & Calderisi, 2006; Suna *et al.*, 2010; Modrzewska & Wyszowski, 2014; Larba, 2014).

La biodisponibilité des contaminants dépend de nombreux facteurs physiques (granulométrie et teneur en matière organique du sédiment et des particules en suspension...), chimiques (solubilité et réactivité des composés ...) biologiques (organismes pélagiques ou benthiques, mode de contamination..)(Borgman, 2000). La texture de nos sédiments est caractérisée par l'abondance de grosses fractions qui possède une surface d'adsorption étroite, qui va diminuer la capacité d'adsorption des éléments métalliques. Certains auteurs sont en accord avec nos résultats, (Legret *et al.*, 1995; Durant, 2003). Les particules fines sont très cohésives, elles sont chargées négativement et leurs surfaces de contact sont importantes, car ces caractéristiques leur donnent un grand pouvoir adsorbant vis-à-vis des contaminants métalliques. Les sédiments les plus fins sont plus contaminés par les métaux lourds.

Deux facteurs accentuent la gravité des polluants métalliques : d'une part, ils ne sont pas biodégradables, et d'autre part, ils s'accumulent dans l'environnement et en particulier dans les sédiments en s'associant aux matières organiques par le jeu des phénomènes d'adsorption, de complexations et de combinaisons chimiques (Marot, 1998; Battaglia *et al.*, 2005; Canvan *et al.*, 2007).

La matière organique joue également un rôle très important vis-à-vis de la mobilité et de la « biodisponibilité » des métaux. Sa présence (dissoute ou particulaire) engendre beaucoup de réactions de complexations. Les concentrations en métal libre (considérées comme étant les plus facilement assimilables par les organismes aquatiques) diminuent en entraînant par la même occasion une diminution de la biodisponibilité métallique (Fairbrother *et al.*, 2007).

La matière organique sédimentaire, caractérisée par le carbone organique, est constituée de macromolécules polymérisées hétérogènes, elle possède des sites hydrophiles qui permet de s'adsorber à la surface des particules argileuses et de complexer de nombreux contaminants (Burton,

1992; Bonnet, 2000). En effet nos sédiments ne sont pas riches en matière organique, d'où les faibles teneurs en métaux relevées dans nos échantillons sont corrélés avec les faibles teneurs en matière organique.

L'effet du pH sur l'absorption des métaux a été particulièrement étudié (Balistrieri & Murray, 1984; Tessier *et al.*, 1989; Tada & Suzuki, 1982; Dhillon *et al.*, 1985; Basta & Tabatabai, 1992a, b; Zhu & Alva, 1993). Ainsi, une augmentation du pH favorise l'adsorption métallique sur la fraction réductible des sédiments (oxydes de fer et de manganèse) après échange des cations métalliques avec les ions  $H^+$  sur certains sites de surface.

Le pH dans la station de Saint Cloud, de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, de Pikini Djedid, d'Ain doula, d'Ain Oum laksab est basique, et dans la station d'El Morjane, de la Vieille calle est neutre. Ces résultats justifient la présence des métaux lourds à Skikda (E. O. Saf Saf, Ancien port, Pikini Djedid), Annaba (Saint Cloud), Collo (Ain doula, Ain Oum laksab) avec des teneurs plus élevées par rapport à celles d'El-Kala (El Morjane, Vieille calle).

D'une manière générale les résultats de dosage des métaux dans les sédiments montrent que le Fer est le métal le plus abondant suivi du Zn, du Pb, du Cu et du Cd dans les huit stations étudiées. Des travaux montrent des résultats similaires aux nôtres ; les éléments trace métalliques sont classés selon l'abondance relative dans les sédiments du Rhumel au niveau de l'ENMTP comme suit :  $Zn > Pb > Cu > Cd$  (Afri-Mehennaoui *et al.*, 2009). ElHatimi *et al.* (2002) ont montrés que les éléments métalliques se trouvent dans les sédiments superficiels à des fortes concentration avec un ordre de  $Zn > Pb > Cu > Cd$ . Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par (Rouibah *et al.*, 2005). Ces auteurs révèlent que la faible teneur en Cd a été enregistrée dans les sédiments de nature sableuse dans la station de Rais Hamidou (littoral Algérois), alors que les concentrations des métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Zn et Hg) présentes dans les sédiments superficiels du littoral algérois, indiquent des variations significatives avec une accumulation susceptible de marquer la pollution. Ceci semble être influencé par divers facteurs régnant dans le site étudié (l'importance et la proximité des sources d'apports, nature du sédiment et l'hydrodynamisme). Une autre étude réalisée au niveau du bassin Kébir Rhumel au Nord-Est Algérien par Sahli (2012), où les données spatio-temporelles des teneurs en ETM des sédiments enregistrent l'ordre d'abondance suivant :  $Mn > Zn > Pb > Cr > Cu > Ni > Co > Cd$ .

#### **4.6.2. Dosage des métaux lourds dans l'organisme**

Les métaux présents à l'état de trace dans le milieu naturel (constitution de la roche), et leurs quantités en croissance permanente avec les activités industrielles et urbaines, participent à la

toxicité du milieu (Mulligan *et al.*, 2001). Ils peuvent changer de forme et devenir de ce fait plus ou moins mobiles (Zoumis *et al.*, 2001; Caplat *et al.*, 2005). De plus, leur durée de vie est infinie. Les plus dangereux d'entre eux sont le Plomb, le Cadmium et le Mercure qui ne possèdent aucune activité biologique favorable. Certains métaux (Cu, Fer, et le Zn) sont des éléments essentiels pour l'organisme et sont présents à l'état de trace 0,001 à 1 mmole/kg de poids frais (Mason & Jenkins, 1995).

Les résultats de dosage des métaux lourds dans le corps de *P. cultrifera* montrent que les teneurs les plus faibles sont enregistrées dans la station d'El Morjane, d'Ain doula, et de la Vieille calle. Pour les teneurs moyennes dans la station d'Ain Oum laksab, et de Pikini Djedid sont considérées comme moyennement élevées, et les teneurs les plus élevées sont relevées dans la station de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, et de Saint Cloud. Aussi, il a été enregistré des teneurs en Fer, en Pb, et en Cu dans le corps de *P. cultrifera* sont inférieurs à celles des sédiments dans les huit stations, avec des teneurs en Zn supérieures à celles des sédiments, et des teneurs en Cd légèrement égales à celles des sédiments. Chaque élément possède une biodisponibilité différente aux autres. Le Zn et Fer plus accumulants dans le corps de *P. cultrifera* avec des fortes teneurs, suivi par le Pb, et le Cu avec des teneurs assez faibles. En effet, notre espèce peut accumuler les métaux lourds avec des teneurs considérables, avec préférentiellement le Zn qui est le plus abondant suivi du  $\text{Fer} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$ .

Nos résultats sont en accord avec les résultats obtenus par Rouhi *et al.* (2007), qui a fait une étude comparative entre deux espèces d'Annélides Polychètes *Sabellaria alveolata* et *Arenicola grubii*, pour tester la capacité des espèces à accumulé certains éléments métalliques ; finalement, il a été démontré que les deux espèces accumulent préférentiellement le Zn, Cd et le Cr avec des valeurs proches à nos résultats. Plus récemment King *et al.* (2004), et grâce aux tests de toxicité sur *Australonereis ehlersi* (Famille Nereididae) et *Nephtys australiensis* (Famille Nephtyidae), il a été constaté que ces deux espèces étaient insensibles au Zn jusqu'à ce qu'il atteint de très fortes concentrations (1 mg / L).

Des auteurs (Balhaouari *et al.*, 2011) ont testés la capacité d'une espèce gastéropode marin (*Osilinus turbi*) d'accumulé les métaux lourds dans la chair dans le site de Cueva d'El-Awa à la côte Oranaise, certaines valeurs trouvées sont proches à nos résultats, avec des teneurs en Cd, Zn et Cu sous l'ordre de  $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd}$ . Ces observations sont identiques à celles relevées par certains auteurs chez la moule dans d'autres régions (Chafik *et al.*, 2001; Rouane-Hacene, 2013), a montré que la bioaccumulation en Zn atteignait les niveaux les plus élevés dans les tissus par rapport à ceux en Cu, Pb, et Cd. En effet, la côte occidentale algérienne est relativement polluée. Toutes les espèces

indicatrices, qu'elles soient benthiques ou pélagiques, présentent des concentrations variables suivant les individus et les sites de prélèvement (Boutiba *et al.*, 2003).

L'étude de la bioaccumulation des contaminants par les organismes permet de mettre en évidence les composés qui ont pu pénétrer dans l'organisme et avoir des effets néfastes. La contamination des organismes se fait soit par le passage des composés à travers la barrière corporelle (tégument) et les voies respiratoires, soit par l'ingestion de particules sédimentaires ou alimentaires contaminées (Power & Chapman, 1992). Notre espèce possède un régime alimentaire important, elle se nourrit des proies animales et végétales, comme il a été démontré par des études sur les algues qui sont associés à notre espèce pour montrer la capacité d'accumulation des polluants métalliques par (Bengueddah-Rahal, 2012). Cet auteur montre que les deux espèces peuvent accumuler les métaux d'une manière préférenciel:  $Zn > Pb > Cu > Cd$ , avec une forte accumulation chez *Corallina officinalis*. Donc, on peut déduire que l'accumulation de ces métaux dans les algues peut provoquer l'accroissement des concentrations chez *P. cultrifera*.

#### **4.7. Dosage des hydrocarbures totaux**

La présence dans l'ensemble des écosystèmes aquatiques de polluants, dont les hydrocarbures particulièrement répandus, n'est pas sans conséquences pour la flore et la faune qui les constituent. Ils sont retrouvés à différents niveaux (surface colonne d'eau, sédiments...) sous différentes formes, (intacts ou biotransformés, solubles, particulaires...) et sont pour la plupart susceptibles de contaminer les organismes qui y vivent. L'exposition d'un organisme à un contaminant chimique dépend de plusieurs facteurs exogènes ou endogènes à l'espèce. Les premiers correspondent aux caractéristiques liées au polluant (solubilité des composés, origine de la contamination), au sédiment (adsorption plus ou moins forte des composés sur les particules, taux de carbone organique des particules, présence de colloïdes dans la colonne d'eau) et à l'hydrologie de la zone (courantologie, cartographie). Quant aux seconds, les facteurs endogènes, ils se rapportent aux caractéristiques liées à l'espèce considérée (mode d'alimentation et de vie, état physiologique) (Baumard *et al.*, 1998; Meador *et al.*, 1995; Swartz *et al.*, 1990; Budzinski *et al.*, 2004).

##### **4.7.1. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer**

L'analyse des résultats obtenus des concentration des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer de huit stations d'études, nous a permis de mettre en évidence une variation spatiale, notamment des faibles concentrations a été enregistrées dans la station d'El Morjane, de la Vieille calle, d'Ain Oum laksab, d'Ain doula, de Saint Cloud, avec des fortes concentrations dans la station de l'Embouchure d'Oued Saf Saf, la station de l'Ancien port, et la station de Pikini Djedid.

La corrélation entre les paramètres mesurés dans l'eau de mer montre que l'augmentation de la salinité suivant l'augmentation de la température qui favorise l'activité des micro-organismes en conséquence l'augmentation de la demande biochimique d'Oxygène, et une relation négative entre le taux d'Oxygène et les concentrations des Hydrocarbures totaux, la diminution des taux d'Oxygène dissous accompagné à l'augmentation des HCT. Cette observation est en accord avec des travaux de Zafri & Kara (2007) qui ont été réalisés dans la plage de Stora étant la plus proche à la plage de Pikini Djedid à Skikda.

Nos résultats confirment ceux de Sakar (2007), qui enregistra les mêmes valeurs en HCT que celles enregistrées à la grande plage à Skikda, et plus élevées que celles du port de pêche de Stora caractérisé par des activités portuaires diverses (transport des hydrocarbures, des marchandises et des voyageurs), et au niveau d'Oued Saf Saf, où les concentrations sont très importantes, et produites par les différents rejets occasionnés par l'industrie pétrochimique (rejets de GNL1/K, rejets de RA1/K, rejets de UTE).

Les stations d'El-Kala considérées comme des stations de référence en raison de leur éloignement des sources de pollution, mais il n'existe pas d'écosystème idéal car les polluants peuvent être apportés par les mouvements de masses atmosphériques (Sturges, 1991) et marqué par la présence des hydrocarbures à El Morjane et à la Vieille calle, ainsi qu'à la station d'Ain Oum laksab, d'Ain doula à Collo, et de Saint Cloud à Annaba, qui sont très éloignées des sources de la pollution par les hydrocarbures. Cette pollution est la combinaison de plusieurs facteurs, mais les rejets d'eau usées non traitées est aussi un facteur important. Plus de 90 millions de mètres cubes d'eaux usées se déversent annuellement sur les côtes du littoral (Hamel & Fekir, 2011).

D'autres auteurs (Gueddah, 2003) notent que les résultats d'analyses obtenus présentent des concentrations élevées de polluants, notamment pour la commune de Skikda dépassant de loin les valeurs limites fixées par la réglementation en vigueur de même qu'une non-conformité avec cette réglementation pour certains effluents urbains et industriels. Des zones vierges dépourvues de toute pollution ont également été mises en évidence. En effet, les eaux superficielles du littoral de la commune de Filfila et d'Ain Zouit étant loin de toutes sources de pollution sont des zones que l'on devrait préserver dans le cadre du développement durable. Certains travaux ont été réalisés au niveau de Skikda, avec des concentrations proches à nos résultats (Bordjiba *et al.*, 2009; Belkadi & Kharaaf, 2004; Bentayeb & Mechtouf, 2007).

L'analyse des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans les sédiments superficiels de la côte ouest Algérienne a révélé que la région Oranaise est la plus contaminée. La station "hot Spot" (Oran 1 ; soumise aux activités portuaires et industrielles d'Oran, ainsi qu'au principal

émissaire d'eaux usées de l'agglomération) présente une concentration en HAP de 2340 µg/g PS. De façon surprenante, la teneur en HAP la plus élevée enregistrée (6240 µg/g PS) provient de la station de référence d'Oran (Oran 2) qui semble être un lieu d'accumulation des rejets pétroliers et industriels de la ville d'Oran (Selali *et al.*, 2007). D'autres études, ont pour but l'évaluation de la contamination des sédiments superficiels dans la baie de Skikda par les hydrocarbures totaux indiquent qu'il y a une forte contamination (Rouidi, 2014).

#### **4.7.2. Dosage des hydrocarbures totaux dans l'organisme**

Dans l'eau de mer, ces produits ont une biodégradabilité non négligeable de l'ordre de 1 mg/l par jour. Le pétrole brut serait moins toxique que le pétrole raffiné. La lutte contre la pollution marine (naufrages, fuites, vidanges) utilise surtout des moyens physiques (barrages flottants, pompages) ou physico-chimiques (absorbants solides, émulsifiants, détergents non ioniques, etc.). Cependant, l'entraînement dans les fonds d'hydrocarbures piégés peut développer des altérations dans la faune benthique; de même la dispersion peut aggraver les conséquences sur la vie marine. Du point de vue industriel, il a été noté que les hydrocarbures étaient susceptibles d'entraîner une corrosion des circuits de vapeur (Rodier, 1996).

Les organismes planctoniques étant solidaires des masses d'eaux, sont particulièrement vulnérables aux déversements pétroliers, qui inhibent l'activité photosynthétique du phytoplancton marin. Les teneurs déterminées sont bien supérieures à 1 ppm qui élimine toutes les larves des zooplanctons en deux ou trois jours (Mironov, 1970 in Michel, 1976). Les espèces benthiques sont aussi vulnérables à cette pollution, car elles sont moins mobiles que le necton (Hamani, 1997).

Les hydrocarbures sont des polluants biodisponibles et peuvent être bioaccumulés en fonction de l'espèce considérée, de son état physiologique (alimentation, reproduction, métabolisme) (Baumard *et al.*, 1999) et aussi de son âge (Varanasi *et al.*, 1987).

L'ensemble des données ainsi recueillies reflète à la fois la qualité de l'environnement aquatique et l'état de santé des animaux présents qu'ils soient sauvages ou d'aquaculture et qui pour beaucoup sont destinés à la consommation humaine. Nos résultats mettent en évidence des teneurs en HCT très faibles dans toutes les stations, les plus faibles teneurs sont trouvées dans le corps de *P. cultrifera* de la station d'Ain Oum laksab, de la Vieille calle, de l'Ancien port, d'Ain doula, et d'El Morjane, avec des fortes teneurs enregistrées dans la station de l'E.O. Saf Saf, et de Pikini Djedid.

Après comparaison des concentrations en HTC dans l'eau de mer et dans le corps de l'espèce étudiée, aucune relation n'a été enregistrée entre les différentes stations et les individus récoltés. En effet, les stations qui présentent des concentrations les plus élevées en HCT dans l'eau présente des

teneurs faibles en HTC dans le corps de *P. cultrifera*. De nombreuses espèces de polychètes ont montré une capacité relativement élevée à régler les contaminants organiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les pesticides (Harlan, 2008).

Bien que l'on ne possède pas de résultats d'analyses d'autres travaux concernant les hydrocarbures totaux dans les Annélides Polychètes. Rust *et al.* (2004) ont exposé six espèces de polychètes à des niveaux élevés de BaP et ont constaté que *N. succinea* et *N. virens* semblaient être en mesure de convertir cette HAP et le rendre moins toxique. Jørgensen *et al.* (2005) ont constaté que *N. virens* avaient une grande capacité de régler le contenu du pyrène dans le corps. Kane Driscoll et McElroy (1996) ont fait exposer *N. (H.) diversicolor*, le spionide *Scolecoides viridis* et la orbiniiid *Leitoscoloplos fragilis* au BaP et ont constaté que les deux premières espèces étaient capables de métaboliser rapidement cet hydrocarbure et qu'est métabolisé beaucoup plus lentement par *L. fragilis*. L'accumulation tissulaire de cet hydrocarbure était plus élevée dans *L. fragilis* qui est considéré comme le meilleur choix de ces trois espèces. On peut considérer que la présence des teneurs très faibles d'hydrocarbures dans le corps de *P. cultrifera* pourrait être due à la capacité de cette espèce à métaboliser ces polluants.

#### 4.8. Dosage des biomarqueurs

Beaucoup d'auteurs se sont intéressés à l'étude de l'impact de la pollution sur la biochimie des organismes polychètes et ils ont utilisés beaucoup d'espèces comme bioindicateurs de la pollution : *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Neanthes succina*,...etc (Demuyne *et al.*, 2004, Douhri *et al.*, 2009, Durou *et al.*, 2006, Gillet *et al.*, 2008, Rewitz *et al.*, 2004, Rhee *et al.*, 2007), et se sont basés sur l'étude de la relation entre la reproduction et la biochimie de ces organismes.

L'inhibition ou l'induction in vivo des biomarqueurs est un bon outil environnemental pour évaluer l'exposition et les effets potentiels des xénobiotiques sur les organismes (Dembélé *et al.*, 2000; Ozmen *et al.*, 1999; Mc Longhlin *et al.*, 2000; Sturm *et al.*, 2000; Vàro *et al.*, 2001). La capacité d'un organisme de s'adapter à un environnement altéré par la contamination anthropogénique, dépend principalement des mécanismes efficaces de la détoxification de divers composés endo et exogènes (Jakanovic, 2001). Chez les organismes aquatiques, ces mécanismes sont les premiers sollicités par la présence des xénobiotiques (Roche *et al.*, 2003). Toutes les réponses à un stress externe, incluant les Eléments Traces Métalliques (ETMs), impliquent des changements dans les profils d'expression génique. Quelques réponses sont le résultat de l'exposition à un composé chimique, d'autres sont compensatoires, c'est à dire qu'elles reflètent la réponse d'un organisme aux dommages moléculaires ou aux dysfonctionnements cellulaires provoqués par la présence du

composé chimique (Ankley *et al.*, 2006). La présence de métaux constitue un stress majeur susceptible de perturber les grandes fonctions physiologiques des animaux (Labrot *et al.*, 1996).

#### 4.8.1. Dosage de l'activité enzymatique de l'AchE

Plusieurs travaux ont porté sur l'utilisation de la mesure de l'activité des enzymes impliqués dans la dégradation de certains neurotransmetteurs tel que l'acétylcholinestérase (AchE) pour la mise en évidence de l'exposition d'organisme à des produits toxiques (Bocquene *et al.*, 1997; Rickwood & Galloway, 2004; Sarkar *et al.*, 2010).

Les mesures de l'inhibition de l'acétylcholinestérase dans les organismes aquatiques a déjà été utilisé comme un biomarqueur des effets des contaminants neurotoxiques (Habig et Di Giulio, 1988; Galgani & Bocquene, 1990; Payne *et al.*, 1996; Mc Henery *et al.*, 1997; Kirby *et al.*, 2000). L'analyse de l'activité de l'AchE dans les différents tissus de l'organisme aquatique est considérée comme biomarqueur de la contamination des milieux aquatiques par les pesticides anticholinestérasiques (Zinkl *et al.*, 1991 ; Fernandez-Vega *et al.*, 1999 ; Dutta & Arend, 2003).

l'AchE constitue, en effet, la cible privilégiée de certains insecticides (organophosphorés, carbamates), herbicides (triazines, paraquat) et autres molécules neurotoxiques (incluant les métaux lourds) ; surtout utilisée en milieu marin (Galgani & Bocquene, 1998), l'inhibition de l'activité de l'AchE s'est également révélée intéressante dans le cadre d'étude de la qualité des milieux aquatiques continentaux (Payne *et al.*, 1996; Flammarion *et al.*, 1998; Sturm *et al.*, 1999; Barra *et al.*, 2001).

Par conséquent, ces troubles peuvent affecter la locomotion et l'équilibre des organismes exposés (Little *et al.*, 1990; Richmonds & Dutta, 1992; Hart, 1993; Saglio *et al.*, 1996), qui conduisent généralement à la tétanie musculaire et à la mort de l'organisme (Badila, 1995; Bocquene, 1996; Bainy, 2000). Selon certains auteurs, une inhibition de l'AchE peut être un indicateur d'une pollution métallique (Devi & Fingerman, 1995 ; Labrot *et al.*, 1996 ; Amiard-Triquet *et al.*, 1998). L'inhibition de l'activité de l'AchE peut avoir des conséquences sur le comportement des êtres vivant : la recherche de la nourriture, la recherche de partenaire sexuel et soin des jeunes (Little *et al.*, 1990; Richmonds & Dutta, 1992; Hart, 1993; Saglio *et al.*, 1996; Khessiba *et al.*, 2001).

Le suivi mensuel de l'activité enzymatique de l'AchE dans la station d'El Morjane montre une variation très importante entre les mois pendant la période d'étude, avec une activité très faible au mois de Février et de Juin, et une activité plus élevée au mois d'Avril. A la station d'Ain doula la forte

valeur de l'activité de l'AchE a été enregistrée au mois d'Avril, avec une faible activité au mois de Juillet. Dans la station de Saint Cloud la forte valeur moyenne de l'activité enzymatique de l'AchE a été enregistrée au mois d'Avril, avec une faible valeur enregistrée dans le mois de Juin. Quant à la station de Pikini Djedid l'activité la plus élevée de l'AchE a été observée au mois d'Avril, et la plus faible valeur a été enregistrée au mois de Juin. De manière générale, une forte activité de l'AchE a été observée au mois d'Avril dans toutes les stations étudiée, ce qui indique que la période de printemps est très favorable à l'activité de cet enzyme. Les biomarqueurs dépendent également de plusieurs facteurs abiotiques notamment les variations saisonnières (Benson *et al.*, 1988, 1992; Baudrimont *et al.*, 1997; Lagadic *et al.*, 1997), comme l'activité des biomarqueurs l'acétylcholinestérase (AchE) qui diminue significativement quand la salinité augmente chez les larves de *Crossostera gigas* (Damiens *et al.*, 2000).

Les résultats, obtenus montrent une diminution de l'activité de l'AchE au mois Février à El Morjane et qui pourrait être due la diminution de la température. Cette diminution est observée au mois de Juin à El Morjane, à Saint Cloud, et à Pikini Djedid, et au mois de Juillet à Ain doula qu'est due à l'évolution de la température. Moulton *et al.* (1996) ont étudié les effets de température sur la toxicité de deux inhibiteurs du cholinestérase pesticides aldicarbe ([méthylthio] 2-méthyl-2-propionaldéhyde O-oxime[méthylcarbamoyle]) et acéphate (O, S acetylphosphoramido-diméthylthioate) sur les moules d'eau douce *Elliptio complanatus*. Après une exposition de 96 h ces auteurs ont montré que l'augmentation de la température expérimentale de 21 à 30 °C, provoque l'inhibition de l'AchE. Par ailleurs, Scaps et Borot (2000) expliquent que la salinité et la température peut également affecter l'activité de l'acétylcholinestérase dans *N. (H.) diversicolor*.

Une forte inhibition de l'activité enzymatique de l'AchE chez les individus de *P. cultrifera* récoltés de la station de Pikini Djedid, de Saint Cloud, et d'Ain doula par rapport à celle des individus d'El Morjane. Ces résultats correspondent à ceux des teneurs des métaux lourds et des hydrocarbures. La présence des polluants métalliques et organiques dans les stations les plus contaminées (Pikini Djedid, Saint Cloud) provoque une inhibition de l'AchE chez les individus de *P. cultrifera*. Cependant, certaines études ont mis en évidence l'inhibition de l'activité de l'AchE par des contaminants incluant certains agents surfactants, les hydrocarbures combustibles et les métaux lourds (Herbert *et al.*, 1995; Bocquéné *et al.*, 1997; Forget *et al.*, 2003; Kammenga *et al.*, 2000; Dellali *et al.*, 2001). Des études ont montré que les éléments métalliques comme le mercure, le cadmium, le cuivre ou le zinc inhibent l'activité de l'acétylcholinestérase (Frasco *et al.*, 2005; Varo *et al.*, 2012; Tu *et al.*, 2012).

Nos résultats sont cohérents avec d'autres études sur *N. diversicolor*, cette enzyme a été appliquée avec succès en tant que biomarqueur d'exposition aux métaux (zinc et cuivre) (Ait Alla *et al.*, 2006), ainsi qu'aux plusieurs groupes de contaminants présents dans leur milieu de vie (Durou *et al.*, 2007; Douhri & Sayah., 2009; Solé *et al.*, 2009) ainsi que celles sur la même espèce exposé à 1 µM de cadmium et de benzo [a] pyrene (Banni *et al.*, 2009), et sur *Perinereis aubihitensis* exposée à des métaux (cadmium et cuivre) (Sun *et al.*, 2009). Aussi, les travaux sur d'autres organismes marins tels que *D. trunculus* (Aoudane, 2003; Beldi, 2007; Sifi, 2009; Belabed, 2013), *R. decussatus* après 24 h de traitement par le malathion (Amrani., 2009), et *Helix aspersa* exposée aux contaminants métalliques (Larba, 2014). En outre, des études ont été effectuées sur *D. trunculus* au niveau du golfe d'Annaba ont montré une diminution de l'activité de l'AChE en rapport avec la pollution métallique (Abbes *et al.*, 2003; Abdennour *et al.*, 2004; Beldi *et al.*, 2006; Sifi *et al.*, 2007; Amira *et al.*, 2011; Soltani *et al.*, 2012). Hamza-Chaffai *et al.* (1998) ont également constaté que des niveaux élevés de cuivre ou de métaux lourds peuvent également affecter l'acétylcholinestérase chez le bivalve.

#### 4.8.2. Dosage de l'activité enzymatique de la GST

Les Glutathions S-transférases (GST) sont des enzymes de métabolisation, dont la fonction est de conjuguer à une molécule de glutathion (qui possède un groupement nucléophile -SH) une grande variété de substrats (porteurs de groupements électrophiles) pour permettre leur élimination. Ces enzymes sont généralement solubles (cytosoliques) et présentes sous plusieurs isoformes, dont certaines sont inductibles par les contaminants qu'elles rendent moins toxiques. Leur intérêt en tant que biomarqueur de contamination par les contaminants de type HAP, PCB et les pesticides dans le milieu marin (Boryslawskyj *et al.*, 1988; Narbonne *et al.*, 1991).

Le suivi mensuel de l'activité de la GST dans la station d'El Morjane montre une faible différence entre les mois pendant la période d'étude avec une activité plus élevée au mois de Juin, et une faible concentration au mois de Février. A la station d'Ain doula, la forte activité de la GST a été enregistrée au mois de Juin, avec une faible valeur au mois de Mars. Dans la station de Saint Cloud, la forte activité de la GST, a été enregistrée au mois d'Avril, avec une faible valeur au mois de Février. A la station de Pikini Djedid, l'activité la plus élevée de la GST a été observée au mois d'Avril, alors que la plus faible a été enregistrée au mois de Mars.

Les données biochimiques montrent que l'activité de la GST chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées à Pikini Djedid (Skikda), à Saint Cloud (Annaba), et à Ain doula (Collo), est plus élevée d'une manière très hautement significative par rapport aux femelles récoltées à El Morjane (El-Kala) ceci le signe de l'induction de la GST chez les femelles récoltées des stations infectées, mais aucune différence significative n'a été enregistrée entre les mois dans toutes les stations.

De plus, la stimulation de l'activité de la GST a été observée par Won *et al.* (2011) chez l'Annélide polychète *Perinereis nuntia* après exposition au Cd, et aussi chez *Laeonereis acuta* qui a subi le même traitement (Sandrini *et al.*, 2008). Concernant les polluants organiques on note également une induction de la GST avec le flucycloxuron (pesticide) chez *G. affinis* (Zaidi & Soltani, 2011). Autre travail sur la même espèce (*P. cultrifera*) montre une induction de la GST chez les femelles récoltées d'Annaba par rapport à ceux d'El Kala (Tayebi & Malaoui, 2012). Des études similaires ont révélé une induction de la GST chez les Mollusques Bivalves tels que *Ruditapes decussatus* suite à une exposition à différents HAP (Hoarau *et al.*, 2001), Nos résultats sont cohérents avec d'autres études, où l'induction de la GST a eu lieu chez *Montastraea faveolata* exposée au benzo(a)pyrene (Ramos & Garcia, 2007) et chez *Montastraea annularis* (Downs *et al.*, 2005). Des études montrent des résultats similaires et indiquent une augmentation de l'activité de la GST chez *D. trunculus* récolté au niveau d'un site pollué (Amira *et al.*, 2011 ; Soltani *et al.*, 2012).

#### **4.8.3. Dosage de l'activité enzymatique de la CAT**

Le stress oxydatif peut provenir de la production accrue des espèces réactives de l'oxygène (ROS) induites par des métaux lourds et de nombreux contaminants organiques (Livingstone, 2001). Les enzymes antioxydants sont des biomarqueurs du stress oxydatif ; cependant, les réponses à la pollution varient selon les espèces, les enzymes, et les contaminants (Pandey *et al.*, 2003). Le Cd peut diminuer la concentration et/ou l'activité des antioxydants ou conduire à leur augmentation dans les cellules en fonction de l'importance du stress (Ochi *et al.*, 1987; Yang *et al.*, 1997; Dagnino *et al.*, 2007; Cuypers *et al.*, 2010).

La catalase est une enzyme antioxydant impliquée dans la défense de la cellule contre les effets toxiques du peroxyde d'hydrogène en catalysant sa décomposition en eau et oxygène, c'est un biomarqueur de stress oxydatif (Almeida *et al.*, 2007; Jebali *et al.*, 2007). L'induction de l'activité spécifique de la CAT en corrélation avec le SOD constitue la première ligne de défense contre le stress oxydatif (Asagba *et al.*, 2008).

Le suivi mensuel du taux de la CAT dans la station d'El Morjane montre une grande différence entre les mois pendant la période d'étude, avec un taux plus élevé au mois d'Avril et une faible moyenne au mois de Février et de Juillet. A la station d'Ain doula la forte activité a été enregistrée au mois d'Avril, avec une faible valeur au mois de Juillet. Dans la station de Saint Cloud, la plus forte moyenne a été enregistrée au mois d'Avril, et la plus observée au mois de Février et de Juillet. A la station de Pikini Djedid l'activité la plus élevée de la CAT a été observé au mois d'Avril, et la plus faible au mois de Juillet.

Les données montrent que le taux de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera* récoltées à Pikini Djedid (Skikda), à Saint Cloud (Annaba), et à Ain doula (Collo) sont plus élevées d'une manière très hautement significative par rapport aux femelles récoltées à El Morjane (El-Kala) qui traduit bien une perturbation par la présence de pollution par les métaux lourds et les hydrocarbures qui provoquent l'induction de l'activité de la CAT. Une induction de l'activité de la CAT a été enregistré chez *D. trunculus* récolté au niveau d'un site pollué (Amira *et al.*, 2011), de même que chez *Mytilus galloprovincialis* (Box *et al.*, 2007). Les activités de la SOD et de la CAT ont montré une induction chez des bivalves exposés à 0,5 et 5 µg/L d'Aroclor 1254 pendant 18 jours (Cheung *et al.*, 2004) et chez des moules provenant de sites pollués en HAP (entre 450 et 990 ng/g de poids sec) et PCB (entre 490 et 590 ng/g de poids sec) (Rocher *et al.*, 2006).

Il a été également observé une augmentation de l'activité de la SOD chez des invertébrés exposés pendant 14 jours à 0,5 et 2,5 µg Cu/L (Geret *et al.*, 2002) et pendant 7 jours à 25 µg Cu/L (Manduzio *et al.*, 2003), ainsi qu'après 6 semaines d'exposition à une pollution urbaine (Nasci *et al.*, 2002). Une augmentation de l'activité de la CAT a été démontrée en réponse à une exposition pendant 14 et 28 jours à des organochlorés (entre 30 et 40 ng/g de lipide) et des PCB (entre 160 et 440 ng/g de lipide) (De Luca-Abbott *et al.*, 2005). Ces deux enzymes ont été proposées comme biomarqueurs d'exposition dans des programmes de surveillance environnementale (Jena *et al.*, 2009; Richardson *et al.*, 2008).

# CONCLUSION

## 5. CONCLUSION

Cette étude porte sur les populations naturelles locales des espèces clés d'invertébrés benthiques suffisamment abondantes dans l'estuaire et dans la zone témoin, et dont les conditions biologiques et physiologiques sont assez établies. Il s'agira d'une espèce d'Annélide Polychète appartenant à la famille des Néréidiens: *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840).

Notre travail a été réalisé sur huit stations (El Morjane, Vieille calle, Saint Cloud, Pikini Djedid, Ancien port, Embouchure d'Oued Saf Saf, Ain Oum laksab, Ain doula) localisées dans quatre sites (El Kala, Annaba, Skikda, Collo) du littoral Est d'Algérie. Le choix des sites a été établi en fonction de la source de pollution pour permettre l'obtention de certaines informations sur la qualité des milieux étudiés. Cependant, plusieurs points ont marqué notre recherche parmi lesquels on cite la biodiversité, les paramètres morphométriques et le dosage des biomarqueurs chez des individus récoltés à partir de certaines stations ciblées par notre étude telles que : El Morjane, Saint Cloud, Pikini Djedid, et Ain doula, afin de faire le rapprochement entre l'abondance de cette espèce et la technique d'échantillonnage adéquate pour permettre d'évaluer l'impact des polluants sur l'organisme de l'espèce étudiée.

L'inventaire des Annélides Polychètes récoltés et de la faune et de la flore associés a permis de démontrer que la station d'El Morjane est plus riche en diversité biologique par rapport aux autres stations (Saint Cloud, Pikini Djedid, et Ain doula) où il a été révélé l'existence de plusieurs espèces partageant le même biotope de notre matériel biologique telles que: *Perinereis macropus*, *Platynereis dumerilii*, *Nereis falsa*, *Lepidonotus clava*, *Mysta picta*, *Amphitrite gracilis*, *Diodora graeca*, *Eriphia verrucosa*, *Phascolosoma granulatum* ainsi que trois espèces d'algues: *Corallina officinalis*, *Ulva lactuca*, *Enteromorpha linza*.

Le suivi de la différenciation sexuelle présente un retard de la maturité sexuelle chez les individus de la station de Pikini Djedid et de Saint Cloud avec l'enregistrement de valeurs très faibles du poids corporel, de la taille et du nombre de sétigères au niveau des stations de Saint Cloud, de Pikini Djedid, et d'Ain doula contrairement à la station d'El Morjane où l'analyse des moyennes révèlent une différence très hautement significative. Cependant, ces résultats montrent qu'il n'existe pas de relation entre l'augmentation du nombre de sétigères, le poids corporel et la taille.

L'analyse physico-chimique des sédiments détermine un pH neutre pour les deux stations (El Morjane, Vieille calle) de site d'El Kala, alors qu'il est basique pour les stations de Skikda, de Collo et d'Annaba. Concernant la conductivité électrique, les résultats indiquent que les stations de la Vieille calle, de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port et de Saint Cloud sont moins salées que le restant des

stations. Quant au taux de la matière organique, la station d'El Morjane et de la Vieille calle en sont plus riches en comparaison aux autres stations qui sont dépourvues en MO. Le taux de calcaire est très faible dans toutes les stations sauf à la station de Pikini Djedid, ayant ainsi un impact sur la survie de certains espèces d'Annélides Polychètes telles que: *Perinereis macropus* et *Amphitrite gracilis*. La texture des sédiments sablo-limoneuse pour les stations de site de Skikda et sableuse pour les autres stations où la texture est riche en grosses fractions n'influençant pas la disponibilité et l'adsorption des polluants métallique, mais favorisant leur dispersion en empêchant leur adsorption à de fortes concentrations.

L'analyse physico-chimique de l'eau de mer indique l'absence de différence significative entre les huit stations pour la température, le pH, la salinité, et une faible différence entre les moyennes enregistrées pour la DBO<sub>5</sub> mais qui n'est pas significative entre les stations d'étude, où le taux le plus élevé a été relevé dans les stations de Pikini Djedid, de l'Ancien port, de l'E. O. Saf Saf. Par ailleurs, une diminution significative du taux d'O<sub>2</sub> dissous a été enregistrée dans la station de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, de Pikini Djedid, et de Saint Cloud par rapport aux autres stations étudiées.

Le dosage des métaux lourds (Fer, Cu, Pb, Zn, Cd) dans les sédiments a permis d'enregistrer des valeurs non négligeables, où il a été constaté que la station d'El Morjane et d'Ain doula sont les moins contaminées, et que la Vieille calle et Ain Oum laksab le sont moyennement, et enfin les stations de l'E. O. Saf Saf, de l'Ancien port, de Pikini Djedid, de Saint Cloud sont les plus contaminées par les éléments métalliques étudiés dont une différence très hautement significative a été constaté entre les stations et ce pour tous les éléments, en constatant que le Fer est le plus dominant dans les sédiments suivi du Zn, du Pb, du Cu, et du Cd avec une différence très hautement significative entre les éléments et les stations. Le dosage des métaux dans les organismes de l'espèce étudiée (*P. cultrifera*), indique que les teneurs en Zn sont supérieures à celles des sédiments par contre les autres éléments étudiés qui sont inférieurs avec une différence très hautement significative pour certains, où le Zn est le plus abondant suivi du Fer, du Pb, du Cu, et du Cd avec une différence très hautement significative entre les éléments métalliques ainsi qu'entre les stations.

Le dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer présente une forte contamination dans la station de l'E. O. Saf Saf, de Pikini Djedid, et de l'Ancien port, justifiant l'existence d'une avec une corrélation entre les concentrations des hydrocarbures totaux et le taux d'O<sub>2</sub> dissous. La diminution du taux d'O<sub>2</sub> dissous est liée à l'augmentation des concentrations des hydrocarbures et de la DBO<sub>5</sub>, et l'augmentation de la salinité est liée à l'augmentation de la température. Le dosage des hydrocarbures totaux dans les organismes de l'espèce étudiée montre que leurs concentrations dans

les organismes sont inférieures à celles enregistrées dans l'eau de mer avec une différence très hautement significative.

L'analyse biochimique a permis de mettre en évidence une inhibition de l'activité enzymatique de l'AchE et une induction de l'activité de la GST et de la CAT chez les femelles de la station de Saint Cloud, de Pikini Djedid, et d'Ain doula par rapport à la station d'El Morjane avec une différence très hautement significative.

# RESUME:

1. Résumé

2. Abstract

3. ملخص

## 6. RESUME

### 6.1. Résumé

Cette étude a pour but de déterminer le niveau de contamination et les effets de la pollution du milieu marin au niveau de la zone côtière de l'Est Algérien (Collo (station d'Ain doula et Ain Oum laksab), Skikda (Embouchure d'Oued Saf Saf, Ancien port, Pikini Djedid), Annaba (Saint Cloud) et El-Kala (El Morjane, et Vieille calle) et ainsi pour être mieux informé sur sa qualité biologique.

Les données physico-chimiques indiquent une faible contamination des stations étudiées par les métaux lourds (Fer, Zn, Cu, Pb, et Cd) et par les hydrocarbures, dont les plus fortes concentrations des hydrocarbures totaux ont été enregistrées dans le site de Skikda qui est sans doute due à la présence de la plate-forme pétrochimique, alors que celles des métaux lourds ont été enregistrées dans la région d'Annaba à cause de la présence des usines industrielles. Pour ces derniers, ceci explique la biodisponibilité de ces polluants. Qui seraient accompagnée par une bioaccumulation de certains éléments métalliques dans l'organisme de *P. cultrifera*.

L'utilisation des réponses des organismes vivants aux polluants, a permis d'une part de suivre les variations mensuelles de la différenciation sexuelle, des paramètres morphométriques (taille, poids, nombre de sétigères), et d'autre part d'évaluer les variations mensuelles de l'activité enzymatique de l'AchE, de la GST et de la CAT chez les femelles de *P. cultrifera*. En effet les données morphométriques révèlent une diminution du poids corporel, de la taille et du nombre de sétigères, et un retard de la maturité sexuelle d'une manière considérable chez les femelles récoltées à Annaba, à Skikda, et à Collo. Concernant l'aspect biochimique, il y a une induction de l'activité enzymatique de la GST, de la CAT, et une inhibition de l'activité enzymatique de l'AchE enregistrées chez les femelles de *P. cultrifera* au niveau des sites contaminés (Annaba, Skikda, et Collo) par rapport à celles du site d'El-Kala.

Enfin, ces diminutions de taille, de poids et du nombre de sétigères accompagnées du retard de maturité sexuelle, ainsi que l'induction de l'activité de la GST et de la CAT, et l'inhibition de l'activité de l'AchE chez les femelles de *P. cultrifera* du site d'Annaba, Skikda et Collo, confirment le transfert des polluants de milieu abiotique vers le milieu biotique, et leurs effets néfastes sur les organismes aquatiques, en augmentant le risque de contamination de l'homme par plusieurs voies directes et indirectes.

**Mots clés :** *Perinereis cultrifera*, Glutathion S-transférase, Catalase, Acétylcholinestérase, Hydrocarbures, Métaux lourds, Contamination.

## 6.2. ABSTRACT

This study aims to determine the level of contamination and the effects of pollution of the marine environment at the coastal area of eastern Algeria (Collo (Ain doula station and Ain Oum laksab), Skikda (Mouth of Oued Saf Saf), Annaba (Saint Cloud) and El-Kala (El Morjane, and Old calle) and thus to be better informed about its biological quality.

The physico-chemical data indicate low contamination of the stations studied by heavy metals (iron, Zn, Cu, Pb, and Cd) and hydrocarbons, the highest concentrations of total hydrocarbons were recorded in the Skikda site is probably due to the presence of petrochemical platform, while those of heavy metals were recorded in the region of Annaba because of the presence of industrial plants. For the latter, this explains the bioavailability of these pollutants. This would be accompanied by bioaccumulation of some metals in the body of *P. cultrifera*.

Using the responses of organisms to pollutants, allowed one hand to track monthly changes in sexual differentiation, morphometric parameters (height, weight, number of sétigères), and secondly to assess changes monthly for the enzymatic activity of AchE of the GST and CAT females *P. cultrifera*. Indeed morphometric data show a decrease in body weight, size and number of sétigères, and delayed sexual maturity in a huge way in females harvested Annaba to Skikda and Collo. Concerning the biochemical aspect, there is induction of the enzymatic activity of GST, CAT, and inhibition of the enzyme activity of AchE recorded in female *P. cultrifera* at contaminated sites (Annaba, Skikda and Collo) compared to the site of El-Kala.

Finally, the size decreases, weight and number of sétigères accompanied by sexual maturity delay, and the induction of GST activity and CAT, and the inhibition of AchE activity females of *P. cultrifera* site Annaba, Skikda and Collo, confirm the transfer of pollutants from abiotic to biotic environment, and its adverse effects on aquatic organisms, increasing the risk of human contamination several direct and indirect channels.

**Keys words:** *Perinereis cultrifera*, Glutathion S-transferase, Catalase, Acetylcholinesterase, Hydrocarbons, Heavy Metals, Contamination.

### 3.6. ملخص

هذه الدراسة تهدف إلى تحديد مستوى التلوث و تأثيره على الوسط البحري في المنطقة الساحلية لشرق الجزائر (محنة عين دولا، و محنة عين أم لقصب)، سكيكدة (مصب واد الصفصاف، الميناء القديم، بيكيني جديد)، عنابة (سانكلو)، القالة (المرجان، والقالة القديمة)، لنصبح أكثر اطلاعا و علما بجودته البيولوجية.

البيانات الفيزيوكيميائية بينت هناك تلوث منخفض في المحطات المدروسة، بالمعادن الثقيلة (الحديد، الزنك، النحاس، الرصاص، والكادميوم) والهيدروكربونات، حيث أن التراكيز المرتفعة للهيدروكربونات سجلت في الموقع سكيكدة الذي يرجع بدون شك لوجود منصة البتروكيمياويات، في حين أن التراكيز المرتفعة للمعادن الثقيلة سجلت في منطقة عنابة بسبب وجود المنشآت الصناعية. موضحين القابلية الأحيائية (biodisponibilité) لهاته الملوثات التي بإمكانها أن تكون مصحوبة بالتراكم الأحيائي (bioaccumulation) لبعض المعادن في جسم *P. cultrifer*.

إن استخدام معايير الاستجابة الجسمية للملوثات، سمح بتتبع التغيرات الشهرية في التمايز الجنسي، والمعالم المورفولوجيا (الطول، الوزن، وعدد الحلقات) من جهة، و بتقييم التغيرات الشهرية للنشاط الأنزيمية للأسيتيل كولين إستيراز (AChE) و القلبياتيون أس- ترنسفيراز (GST) و الكاتالاز (CAT) عند إناث *P. cultrifera* من جهة أخرى. حيث أن البيانات المورفولوجيا أظهرت انخفاض في وزن الجسم، و الطول و عدد الحلقات، وتأخر النضج الجنسي بطريقة معتبرة عند الإناث المتواجدة بعنابة و سكيكدة، و القل. وفيما يتعلق بالجانب الكيمياء الحيوية، هناك تحريض في النشاط الأنزيمي للقلبياتيون أس- ترنسفيراز (GST) و الكاتالاز (CAT)، و تثبيط للنشاط الأنزيمي للأسيتيل كولين إستيراز (AChE) عند إناث *P. cultrifera* في المواقع الملوثة (عنابة، سكيكدة، والقل) مقارنة بإناث موقع القالة.

و أخيرا، إن النقصان في الطول، والوزن و عدد الحلقات المرفق بتأخر النضج الجنسي، و تحريض نشاط القلبياتيون أس- ترنسفيراز (GST) و الكاتالاز (CAT)، و تثبيط نشاط الأسيتيل كولين إستيراز (AChE) عند إناث *P. cultrifera* موقع عنابة، سكيكدة والقل، يؤكد انتقال الملوثات من الوسط اللاحي إلى الوسط الحي، و آثاره السلبية على أجسام الكائنات الحية المائية، و بالتالي زيادة خطر إصابة الكائن البشري بطرق مباشرة و غير مباشرة.

**الكلمات المفتاحية:** *P. cultrifera*، القلبياتيون أس- ترنسفيراز (GST)، الكاتالاز (CAT)، الأسيتيل كولين إستيراز (AChE)، الهيدروكربونات، التلوث.

REFERENCE  
BIBLIOGRAPHIQUES

## 7. Référence bibliographiques

- Abarnou A. & Loizeau V., 1984.** La bioaccumulation : l'exemple des PCB. *Océanis*, **20** : 29-45.
- Abbes A., Chouahda S. & Soltani N., 2003.** *Bult. Inst. Nat. Sc. Tec. Mer.* Actes des 6<sup>ème</sup> journées de l'INSTM N° 8. Tunisie, 2003.
- Abdenmour C., Khelili K., Boulakoud M. S. & Rainbow P. S., 2004.** Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from north-east Algeria. *Hydrobiologia*, **432**: 217-227
- Abousamra, 2005.** <http://www.algerie-dz.com/>
- Adami G., Barbieri P., Fabiani M., Piselli S., Predonzani S. & Reisenhofer E., 2002.** Levels of Cadmium and Zinc in hepatopancreas of reared *Mytilus galloprovincialis* from the Gulf of Trieste (Italy). *Chemosphere.*, **48** : 671-677.
- Adams S. M., Crumby M. D., Greeley M. S., Jr., Shugart L. R. & Saylor C. F., 1992.** Responses of fish populations and communities to pulp mill effluents : a holistic assessment. *Ecotoxicology and Environment Safety.*, **24** : 347-360.
- AEE, 2002.** Europe's biodiversity-biogeographical regions and seas (la biodiversité en Europe-régions et mers biogéographiques). Rapport sur des problèmes environnementaux publié par l'AEE (Agence européenne pour l'environnement). *Copenhague*, 2002.
- Afli A., Ben Mustapha K., Jarboui O., Bradai M. N., Hattour A., Langar H. & Sadok S. 2005.** La biodiversité marine en tunis. Ministère de l'environnement et du développement durable, ministère de la recherche scientifique, de la technologie et du développement des compétences, *Amsterdam* **12** : 173-177.
- AFNOR., 1994.** *Recueil des normes françaises*, Qualité des sols, AFNOR Edition, (1994), 250 p.
- Afri-Mehennaoui F. Z., 1998.** Contribution à l'étude physico-chimique et biologique de l'oued Kebir-Rhumel et de ses principaux affluents. *Mémoire de magister en écologie. Université de Constantine*, 237p.
- Afri-Mehennaoui F. Z., Salhi L., Zerief N. & Mehennaoui S., 2009.** Niveau de contamination par les éléments traces métalliques (ETM), des sédiments des Oued Rhumel et Sakiet Rouma, dans la zone industrielle et à Constantine (Algérie). *Colloque international Environnement et transport dans des contextes différents, Ghardaïa, Algérie, 16-18 fév. 2009. Actes, ENP ed., Alger.*, 181-187.
- Ahn I. Y., Kang Y. C. & Choi J. W., 1995.** The influence of industrialeffluents on intertidal benthic communities in Panweol, KyeonggiBay (Yellow Sea) on the west coast of Korea. *Mar. Poll. Bull.*, **30** :200-206.

- Ait-Alla A., Mouneyrac C., Durou C., Moukrim A. & Pellerin J., 2006.** Tolerance and biomarkers as useful tools for assessing environmental Quality in the Oued Souss estuary (Bay of Agadir, Morocco). *Comp. Biochem. Physiol.*, **143 C** : 23-29.
- Alami M., 1991.** Toxicité des pesticides organochlorés chez les organismes aquatiques : aspects environnementaux et expérimentaux. *Thèse de 3<sup>ème</sup> cycle. Rabat, Fac, Sci.*, 173 P.
- Allouti N., 2011.** Etude biologique de deux néreidés : *Pernereis cultrifera* et *Nereis falsa* (Annélides, Polychètes) dans l'est algérien (El-kala): cycle de reproduction, activité biochimique et enzymatique. *Mémoire de magister. Option : Ecotoxicologie. Université d'Annaba.* 87p.
- Al-Mallah M., 1988.** Biodégradation des hydrocarbures dans les milieux sursalés. Thèse de
- Almeida E.A., DiasBainy A.C., MeloLoureiro A.P., MartinezRegina R., Miyamoto S., Onuki J., FujitaBarbosa L., MachadoGarcia C.C., MansoPrado F., Eliza Ronsein G., Sigolo C.A., Barbosa Brochini C., Gracioso Martins A.M., Gennari de Medeiros M.H., Di Mascio P., 2007.** Oxidative stress in *Perna perna* and other bivalves as indicators of environmental stress in the Brazilian marine environment: antioxidants, lipid peroxidation and DNA damage. *Comp. Biochem. Physiol.*, **146(A)**: 588-600.
- Altindag A., Kaya M., Ergonul M. B. & Yigit S., 2005.** Six Rotifer species new for the Turkish fauna. *Zool. Middle East*, **36**: 99-104.
- Amiard J. C., Caquet T. & Lagadic L., 1998.** Les biomarqueurs parmi les méthodes d'évaluation de la qualité de l'environnement. Lavoisier Tec & Doc, Paris, 21-31.
- Amiard-Triquet C. 1989.** Bioaccumulation et nocivité relatives de quelques polluants métalliques à l'égard des espèces marines. *Bull. Ecol.*, **20(2)**: 129-151.
- Amiard-Triquet C., Altamann S., Amiard J. C., Ballan-Dufvancais C., Baumard P., Budzinski H., Crouzet C., Guarrigue J. P., His E., Jeautet A. Y., Menasira R., Mouneyrac C., Narboume J. F. & Pavillon J. F., 1998.** Fate and effects of micropolluants in the Girond estuary, France: a multixiplinary approach. *Hydrobiol.*, **374**: 259-279.
- Amiard-Triquet C., Amiard-Triquet J. C. & Metayer C., 1982.** Distribution de quelques métaux (Cd, Pb, Cu, Zn) chez les organismes vivants de l'estuaire de la Loire et zones côtières adjacentes. *Bull. Soc. Sc. Nat. Ouest de la France*, **4** : 153-168.
- Amiard-Triquet C., Jeantet A. Y. & Berthet B., 1993.** Metal transfer in marine food chains : bioaccumulation and toxicity. *Acta. Biologica Hungarica*, **44(4)** :387-409.
- Amira A., Sifi K. & Soltani N., 2011.** Measure of environmental stress biomarkers in *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba (Algeria). *European Journal of Experimental Biology*, **1(2)**:7-16.
- Amrani A., 2009.** Effet de la pollution industrielle sur la biologie de la palourde *Ruditapes decussatus* pêche au niveau du lac El-Mallah. *Thèse de Magister en Biologie et Physiologie Animale, Option : Toxicologie fondamentale et appliquée. Université d'Annaba.* 73p.

- Anderson D. T., 1973.** Embryology and phylogeny in annelids and arthropods. International series of monographs in pure and applied biology., 50 New York, Pargamon Press.
- Andreis J. C., 2001.** Endocrine and environmental control of reproduction in Polychaeta. *Can. J. Zool.*, **79**: 254-270.
- Ankley G. T., Daston G. P., Degitz S. J., Denslow N. D., Hoke R. A., Kennedy S. W., Miracle A. L., Perkins E. J., Snape J., Tillitt D. E., Tyler C. R. & Versteeg D., 2006.** Toxicogenomics in regulatory ecotoxicology. *Environmental Science & Technology*, **40**: 4055-4065.
- Anne P., 1945.** Dosage rapide du carbone organique des sols. *Ann. agron.*, **2** :161-172.
- Annweiler E., Richnow H.H., Antranikian G., Hebenbrock S., Garms C., Franke S., Francke W. & Michaelis W., 2000.** Naphthalene degradation and incorporation of naphthalene derived carbon into biomass by the thermophile *Bacillus thermoleovorans*. *Applied and Environmental Microbiology*, **66**: 518-523.
- Aouadene A., 2003.** Evaluation spatio-temporelle de quelques paramètres biométriques et biochimique chez *D. trunculus* (mollusca, Bivalvia) dans un environnement pollué (golfe d'Annaba). *Thèse de Magistère en Biologie Animale option Ecologie Animale Appliquée Université d'Annaba*, 88p.
- Arias A. M. & Darke P., 1995.** Distribution and production of the polychaete *Nereis diversicolor* in a shallow coastal lagoon in the Bay of Cadiz (SW Spain). *Cahiers de Biologie Marine.*, **36** : 201-210.
- Asagba S. O., Eriyamremu G. E. & Igberaese M. E., 2008.** Bioaccumulation of Cadmium and its biochemical effect on selected tissues of the catfish (*Clarias gariepinus*). *Fish Physiol. Biochem.*, **34**: 61-69.
- Asia L., 2012.** Analyse des hydrocarbures dans des sédiments superficiels de zones côtières Méditerranéennes (Golfe de Fos, Rade de Marseille et Massif des Calanques). *Thèse de Doctorat en Sciences de l'Université d'Aix-Marseille en Chimie Analytique*. 175 p.
- Assonye C. C., Okoline N. P., Okenwa E. E. & Iwuanyanwu U. G., 2007.** Some physicochemic characteristics and heavy metal profiles of Nigerian rivers, streams and waterways, *African Journal of Biotechnology*, **6 (5)**: 617-624.
- ASTM, 1992.** Standard guide for Conducting 10-Day Static Sediment Toxicity Tests with Marine and Estuarine Amphipods. E-1367-92. *American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa.*
- Astruc M., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, 366p.
- Atlas R. M. & Bartha R., 1972.** Biodegradation and mineralization of petroleum in seawater at low temperature. *Canadian Journal of Microbiology*, **18**: 1851-1855.
- Atlas R. M., 1975.** Effect of the temperature and crude oil composition on petroleum biodegradation. *Applied Microbiology*, **30**: 396-403.

- Atlas R. M., 1981.** Microbial degradation of petroleum hydrocarbons: an environmental perspective. *Microbial Reviews*, **45**: 180-209.
- ATSDR, 1990.** Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, atlanta, GA : US department of Health and Human Services, Public Health Services..
- Audouin J.V. & Milne Edwards H., 1833.** Classification des Annélides, et description de celles qui habitent les côtes de la France. *Annales des Sciences Naturelles*, **29**: 195-269.
- Ayari R. & Afli A., 2003.** Bionomie benthique du petit golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer de Salammbô.*, **30**: 79-87.
- Ayari R. & Afli A., 2008.** Functional groups to establish the ecological quality of soft benthic fauna within Tunis Bay (Western Mediterranean). *Vie et Milieu*, **58**: 67-75.
- Ayari R., Muir A., Aissa P., Paterson G. & Afli A., 2009.** An updated list of Polychaetous annelids from Tunisian coasts (Western Mediterranean Sea). *Cahier de Biologie Marine*, **50**: 1–13.
- Babut M., Breuzin C., Lascombe C. & Pereira-Ramos L., 1999.** Sediment quality assessment of three rivers and streams in France : the Moselle, the Rhône and the Seine. *International Symposium Sediment Quality Assessment*, 20-22 April, Berlin, 1999.
- Bachari-Houma F., 2011.** Monitoring et étude de la pollution dans les eaux marines et les sédiments superficiels de la côte algéroise: modélisation et impact sur l'environnement. *Ecole Nationale Supérieure des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral*, 23p.
- Badila S., 1995.** Regulation and research issues related to cholinesterase inhibition. *Toxicol.*, **102**: 105.
- Bainy A. C. D., 2000.** Biochemical responses in peneids caused by contaminants. *Aquaculture*, **191**: 163-168.
- Baize D., 1990.** Guide des analyses courante en pédologie : choix, expression, présentation, interprétation, INRA., 173 p.
- Baize D., 1997.** *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols(France)*. INRA Editions, Paris, 408p.
- Bakalem A., 2004.** Sédimentologie sous marine. *In Grimes et al., 2004. Biodiversité marine et littorale Algérienne. Ed. Sonatrach., Algérie.* 19-22.
- Balhaouari B., Rouane-Hacene O., Bouhadiba S. & Boutiba Z., 2011.** Utilisation d'un Gastéropode marin *Osilinus turbinatus* en biosurveillance marine : application aux métaux lourds du littoral Algérien occidental. *J. Sci. Hal. Aquat.*, **(3)**: 89-96.
- Balistrieri L. S. & Murray J. W., 1984.** Marine Scavenging-Trace-Metal Adsorption by Interfacial Sediment from Manop Site-H: *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **48(5)**: 921-929.
- Ballerini D., 1999.** Traitements biologiques des sols. *Technique de l'ingénieur, traité Environnement*, **620(G2)**: 01- 06.

- Ballesteros E., 2003.** The coralligenous in the Mediterranean. RAC-SPA editor, Tunisia, 104p. (*under press*).
- Banni M., Bouraoui Z., Clerandeu C., Narbone J. F. & Boussetta H., 2009.** Mixture toxicity assesment of Cadmium and benzo[a]pyrene in the sea worm *Hediste diversicolor*. *Chemosphere.*, 5pp.
- Barbe J., 1997.** Impacts des dragages sur le milieu aquatique. Lyon, 1997.
- Barra R., Notarianni V. & Gentili G., 2001.** Biochemical biomarker responses and chlorinate compounds in the fish *Leuciscus cephalus* along a contaminant gradient in a polluted river. *Bulletin of Environ.contam. and Toxicol.*, **66**: 582-590.
- Basta N. T. & Tabatabai M. A., 1992a.** Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: I. Single metal adsorption, *Soil Sci.*, **153(2)**: 108-114.
- Basta N. T. & Tabatabai M. A., 1992b.** Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II. Effect of pH, *Soil Sci.*, **153(3)**: 195-204.
- Batista F. M., Fidalgo e Costa P., Ramos A., Passos A. M., Pousão Ferreira P. & Cancela da Fonseca L., 2003.** Production of the ragworm *Nereis diversicolor* (O. F. Müller, 1776), fed with a diet for gilthead seabream *Sparus auratus* L., 1758: survival, growth, feed utilization and oogenesis. *Bol. Inst. Esp.Oceanogr.*, **19 (1-4)**: 447-451.
- Battaglia A. Ghidini S., Campanini G. & Spaggiari R., 2005.** Heavy metal contamination in little owl (*Athena noctua*) and common buzzard (*buteo buteo*) from northern Italy. *Ecotoxicol. Environ. Saf*, **60** : 61-69.
- Baturo W., 1995.** Etude des effets écotoxicologiques de l'atrazine et de l'hexachlorobenzène sur *Lymnaea palustris* (Gastropoda : Pulmonata) maintenue en mésocosmes : identification et validation expérimentale de biomarqueurs. *Rapport de Thèse N° 3865, Université Paris-Sud, Paris.*
- Bauchot-Boutin M. L. & Bobin G., 1954.** Modifications hétéronériennes des parapodes, des soies et des Bulbes sétigères chez *Périnereis cultrifera* (Grube) (Annélide Polychètes). *Arch. Anat. Micr. Morph. EXP.*, **43** :137-162.
- Baudrimont, M., Lemaire-Gony, S., Ribeyre, F., Metivaud, J., Boudou, A., 1997.** Seasonal variations of metallothionein concentrations in the Asiatic Clam (*Corbicula fluminea*). *Comp. Biochem. Physiol. C, Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.*, **118** : 361-367.
- Baumard P., Budzinski H., Garrigues P., Dizer H. & Hansen P. D., 1999.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent sediments and mussels (*Mytilus edulis*) from the Western Baltic Sea: occurrence, bioavailability and seasonal variations. *Marine Environmental Research*, **47** : 17-47.
- Baumard P., Budzinski H., Garrigues P., Sorbe J. C., Burgeot T. & Bellocq J., 1998.** Concentrations of PAHs (polycyclic aromatic hydrocarbons) in various marine organisms in relation to those in sediments and to trophic level. *Marine Pollution Bulletin*, **36** : 951-960.

- Becker D. S., Bilyard G. R. & Ginn T. C., 1990.** Comparaison between sediment bioassays and alterations of benthic macroinvertebrate assemblage at a marine Superfund site : Commencement Bay, Washington. *Environ Toxicol Chem.*, **9**: 669-685.
- Beckett, G.J., Hayes, J.D., Herbert, E.S., 1993.** Glutathione S-transferases: biomedical applications. *In: Advances in Clinical Chemistry*, vol. 30. Elsevier, pp. 281-380.
- Belabed S., 2013.** Toxicité aigüe du Cadmium à l'égard de *Donax trunculus* en condition de laboratoire: paramètres de létalité, pharmacocinétique et mesure de biomarqueurs durant l'exposition et la restauration. *Thèse en vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat, Université Badji Mokhtar- Annaba-*, 120p.
- Belan T. A., 2003.** Benthos abundance patterns and species composition in conditions of pollution in Amursky Bay (the Peter the Great Bay, the Sea of Japan). *Mar. Pollut. Bull.*, **46**: 1111-1119.
- Beldi H., 2007.** Etude de *Gambusia affinis* (Poisson, Téléostéen) et *Donax trunculus* (Mollusque, Pélécy-pode): Ecologie, physiologie et impacts de quelques altérage-nés. *Thèse de Doctorat d'état en science de la mer, option: Biologie et écologie marine. Université d'Annaba*, 105p.
- Beldi H., Gimbert F., Maas S., Scheifler R. & Soltani N., 2006.** Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusk *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algéria. *Afric. J. Agric. Res.*, **1(4)**: 85-90.
- Belhouari B., Rouane-Hacene O., Bouhadiba S. & Boutiba Z., 2011.** Utilisation d'un Gastéropode marin *Osilinus turbinatus* en biosurveillance marine : application aux métaux lourds du littoral Algérien occidental. *J. Sci. Hal. Aquat.*, **3** : 89-96.
- Belkadi N. & Kharaaf S., 2004.** Traitement des eaux usées industrielles. *Mémoire d'ingénieur d'état en Chimie Analytique. Université de Skikda.*, 66p.
- Bellan G., 1961.** Contribution à l'étude des Annélides Polychètes de la région de Luc-surmer. *Bulletin de la Société Linnéenne de Normandie*, **10**: 87-100.
- Bellan G., 1984.** Indicateurs et indices biologiques dans le domaine marin. *Bull. Ecol.*, **15**: 13-20.
- Bellan G., 1985.** Indicateurs biologiques dans deux zones méditerranéennes perturbées l'une par des pollutions domestiques et l'autre par des pollutions industrielles. *Actes du colloque "Indices biotiques"*, Ministère de l'Environnement. Paris, 15-17 Novembre 1983, 99-110.
- Ben Bouih H., 2000.** Contribution à l'évaluation de la pollution métallique des zones humides de la région du Gharb, cas du lac Fouarat, *Thèse de Doctorat, Université Ibn Tofail, kénitra*, 200p.
- Ben Bouih H., Nassali H., Leblans M. & Srhiri A., 2005.** Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc), *Afrique. Science*, **01(1)**:109-125.
- Benamirouche S. & Bacha F., 2000.** Contribution à l'étude de la pollution dans la baie de Bou-ismail par les métaux lourds (Cu, Zn, Mn, Pb, Cd et Hg). *Mém. D.E.U.A. ISMAL*, 64 p + annexes.

- Benchikh N., 2009.** Etude de la croissance et cycle de reproduction de la moule *Perna perna* dans le golf d'Annaba et le littoral d'El Kala. *Thèse de Magister, Université Badji Mokhtar-Annaba-*, 99p.
- Bengueddah-Rahal W., 2012.** Contribution à l'étude de la bioaccumulation métallique dans les sédiments et différents maillons de la chaîne trophique du littoral extrême ouest algérien. *Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Ecologie et Environnement, Université de Tlemcen*, 149p.
- Bennasser L.M., Fekhaoui M. & Mameli O. 2000.** Assessment of the metallic contamination of the low Sebou sediments. *Ann. Chimica*, **90** : 637-644.
- Benoit C., 2005.** Biogéochimie et enregistrements des composés organostanniques dans les sédiments du bassin d'Arcachon. *Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux*, 208p.
- Benson W. H. & Di Giulio R. T., 1992.** Biomarkers in hazard assessments of contaminated sediments. *In Sediment toxicity assessment. Edited by GA Burton Jr. Lewis Publishers, Chelsea, Mitch.*, pp. 241-266.
- Benson W. H., Waston C. F., Baer K. N., & Stackhouse R. A., 1988.** Response of Hematological and Biochemical Parameters to Heavy Metal Exposure: Implications in Environmental Monitoring. *Mar. Environ. Res.*, **24**: 219-222.
- Bentayeb I. & Mechtouf M., 2007.** Evaluation du niveau de pollution des effluents du complexe de raffinage de Skikda (RA1K). *Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie et Environnement. Université de Constantine.*, 125p.
- Bentis S. & Bouziani F., 2006.** Contribution de l'étude physico-chimique et bactériologique des eaux de rejet au niveau du plateau de Mostaganem. *Mémoire d'ingénieur, Université de Mostaganem*, 112p.
- Benzohra M., 1993.** Les structures hydrodynamiques le long des côtes Algérienne. Dans circulation des eaux et pollution des côtes méditerranéennes des pays du Maghreb, Rabat.
- Bermond A. & Malenfant C., 1990.** Estimation des cations métalliques liés à la matière organique à l'aide de réactifs chimiques : approche cinétique. *Science du sol*, **28**: 43-51.
- Bermond R. & Vuichaard R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Documentation Française, Paris, 179p.
- Bernard, 1970. in Zeghdoudi, 2006.** Modélisation bioéconomique des pêcheries méditerranéennes. Application aux petits pélagiques de la baie de Bouismail.
- Bernes C., 2000.** Persistent Organic Polluants. A Swedish view Of An International Problem. Swedish Environmental Protection Agency. *Stockholm, Sweden*, 152 p.
- Bertrand J. C. & Mille G., 1989.** Devenir de la matière organique exogène. Un modèle: les hydrocarbures. In: Bianchi, M., Marty, D., Bertrand, J.C., Caumette, P. et Gauthier, M.J. (Eds.), *Microorganismes dans les écosystèmes océaniques. Masson (Paris), Chapitre 13*, pp. 343-385.

- Bertrand J. C., Al Mallah M., Acquaviva M. & Mille., 1990.** Biodegradation of hydrocarbons by an extremely halophilic archaeobacterium. *Letters in Applied Microbiology*, **11**: 260-263.
- Bertrand J. C., Bianchi M., Al Mallah M., Acquaviva M. & Mille G., 1993.** Hydrocarbon Biodegradation and hydrocarbonoclastic bacterial communities composition grown in seawater as a function of sodium chloride concentration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **168**: 125-138.
- Bertrand J. C., Esteves J. L., Mulyono M. & Mille G., 1986.** Use of continuous flow through systems to determine petroleum hydrocarbon evolution in superficial marine sediments. *Chemosphere*, **15**: 205-210.
- Bigot L. & Amoureux J. M., 2008.** Définition de l'état de référence et contrôle de surveillance des masses d'eau de transition (MET)-Directive Cadre sur l'Eau-Martinique 2008. *Analyse de la macrofaune de substrat meuble. Rapport Equilibre/LOBB pour le compte d'Impact –Mer*, 22p.
- Binelli A. & Provini A., 2003.** POPs in edible clams from different Italian and European markets and possible human health risk. *Mar. Pollut. Bull.*, **46(7)**: 879-886.
- Blanchette B. N. & Singh B. R., 1999.** Purification and characterization of the glutathion S-transferases from the northern quahog *Mercinaria mercinaria*. *Marine Biotechnology*, **1** : 74-80.
- Blandin P., 1986.** Bio-indicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, **17**: 211-307.
- Blumer M., Guillard R. R. L. & Chase T., 1971.** Hydrocarbons of Marine Phytoplankton. *Marine Biology*, **8**: 183-189.
- Board P. G., Baker R. T., Chelvanayagam G. & Jermiin L. S., 1997.** Zeta, a novel class of glutathione transferases in a range of species from plants to humans. *Biochem. J.*, **328**: 929-935.
- Board P. G., Coggan M., Chelvanayagam G., Easteal S., Jermiin L. S., Schulte G. K., Danley D. E., Hoth L. R., Griffor M. C., Kamath A. V., Rosner M. H., Chrnyk B. A., Perregaux D. E., Gabel C. A., Geoghegan K. F. & Pandit J., 2000.** Identification, characterization, and crystal structure of the Omega class glutathione transferases. *J. Biol. Chem.*, **275** : 24798-24806.
- Bocquené G., 1996.** L'acétylcholinestérase, marqueur de neurotoxicité. Application à la surveillance des effets biologiques des polluants chez les organismes marins. *Thèse Doct., Ecole Pratique des Hautes Etudes* :250p.
- Bocquené G., Chantereau S., Clérendeau C., Beausir E., Ménard D., Raffin B., Minier C., Burgeot T., Pfohl-Leskowicz A. & Narbonne J. F., 2004.** Biological effects of the « Erika » oil spill on the common mussel (*Mytilus edulis*). *Aquat. Living. Resour.*, **17** :309-316.
- Bocquené G., Galgani F. & Walker C. H., 1997.** Les cholinesterases, biomarqueurs de neurotoxicité'. In: Biomarqueurs en Ecotoxicologie: *Aspects Fondamentaux*. Masson, Paris, pp. 209-240.
- Boening D. W., 1999.** An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environ.*

- Boisseau J., 1962.** Contribution à la faune du bassin d'Arcachon. I. Annélides Polychètes. *Société Linnéenne de Bordeaux*, **99**: 113-126.
- Boisson F., Cotret O. & Fowler S. W., 1998.** Bioaccumulation and retention of lead in the mussel *Mytilus galloprovincialis* following uptake from seawater. *The Science of the Total Environment*, **222** : 55-61.
- Bolton R. M. & Ahokas J. T., 1997.** Purification and characterization of hepatic glutathione transferases from an insectivorous marsupial, the brown antechinus (*Antechinus stuartii*). *Xenobiotica*, **27(6)**: 573-586.
- Bonnet C., 2000.** Développement de bioessais sur sédiments et applications à l'étude, en laboratoire, de la toxicité de sédiments dulçaquicoles contaminés. Thèse, Université de Metz, France, 309pp.
- Borchardt T., 1983.** Influence of food quantity on the kinetics of Cadmium uptake and loss via food and seawater in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol*, **76** : 67-76.
- Borchardt T., 1985.** Relationship between carbon and Cadmium uptake in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol*, **85** : 233-244.
- Bordjiba O., Bekhouche F., Hassaine A. & Djenidi R., 2009.** Impact de la Pollution Par Les Hydrocarbures Sur la Qualité des Eaux Usées Dans la Région de Skikda (Nord-Est Algérien). *European Journal of Scientific Research ISSN 1450-216X*, **26(1)**: 87-97.
- Borgeraas J., Nilsen K. & Stenersen J., 1996.** Methods for purification of glutathione transferases in the earthworm genus *Eisenia*, and their characterization. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **114C(2)**: 129-140.
- Borgmann U., 2000.** Methods for assessing the toxicological significance of metals in aquatic ecosystems: bio-accumulation-toxicity relationships, water concentrations and sediment spiking approaches. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**: 277-289.
- Borgmann U., Norwood W. P. & Clarke B. C., 1993.** Accumulation, regulation and toxicity of copper, zinc, lead and mercury in *Hyalella azteca*. *Hydrobiologia*, **259**: 79-89.
- Boryslawskij M., Garrood A. C., Pearson J. T., & Woodhead D., 1988.** Elevation of glutathione-S-transferase activity as a stress response to organochlorine compounds, in the freshwater mussel, *Sphaerium corneum*. *Marine Environmental Research*, **24**: 101-104.
- Bossard I. & Bartha R., 1984.** The fat of petroleum in soil ecosystems. In: Atlas R. M. (Ed.), *Petroleum Microbiology*. Macmillan, New York, pp. 440-445.
- Boucenna N., 2011.** Effet du stress environnemental sur le système de détoxification chez *Perinereis cultrifera* (Annélides, Polychètes). *Mémoire de master. Département de Biologie. Université Badji-Mokhtar-Annaba*, 32pp.
- Bouchez M., Blanchet D. & Vandecasteele J. P., 1995.** Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by pure strains and defined strain associations: inhibition phenomena and cometabolism. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, **43**: 156-164.

- Bouchez M., Blanchet D., Haeseler F. & Vandecasteele J. P., 1996.** Les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'environnement – Propriétés, origines, devenir. *Revue de l'Institut Français du Pétrole*, Vol. 51, N° 3.
- Boudouresque C. F., 1996.** Impact de l'homme et conservation du milieu marin en Méditerranée. *GIS Posidonie publ., 2<sup>ème</sup> édit., Marseille* : 1-243.
- Boudouresque C. F., 1997.** Situation de la biodiversité marine et lagunaire en Tunisie (Partie 2). In La diversité biologique marine et lagunaire en Tunisie. Etat des connaissances actuelles, recommandations pour une stratégie nationale de conservation et de gestion durable. *Rapport Ministère de l'Environnement et de l'Aménagement du Territoire (Tunisie), UNEP (RAC/SPA)*, 154 pp.
- Boué H. & chanton R., 1974.** Zoologie I. Invertébrés. 4<sup>ème</sup> Edition, *Revue et Mise à Jour. Paris*, Xp.
- Bouillon V., 2003.** Impact environnemental des corps gras et de leurs derives formulés ou non: biodégradabilité et écotoxicité, Oléagineux, Corps Gras, Lipides. Vol10,6.
- Boukir A., Aries E., Guiliano M., Asia L., Doumenq P. & Mille G., 2001.** Subfractionation, characterization and photooxidation of crude oil resins. *Chemosphere*, **43(3)**: 279-286.
- Boulvain F., 2007.** Une introduction aux processus sédimentaires.
- Bouras D. & Boutiba Z., 2004.** Ecologie discipline d'impact, Ed. 3 pommes, Oran, Algérie : 117p.
- Bourg A. C. M., 1988.** Metals in Aquatic and Terrestrial Systems: Sorption, Speciation and Mobilization. In: W. Salomons and U. Förstner. *Chemistry and Biology of Solid Waste: Dredged Material Mine Tailings*. Berlin: Springer-Verlag, pp. 3-32.
- Bousquet J. C., 2003.** Avis du Conseil Economique et Social Régional sur « les risques de pollution par hydrocarbure en méditerranée ». Séance plénière du 1<sup>er</sup> décembre 2003.
- Boutiba Z., 1992.** Les mammifères marins d'Algérie. Statut, Réparation, Biologie et Ecologie. *Thèse Doct. Etat* : 575p.
- Boutiba Z., Taleb Z. & Abi-Ayad S. M. E. A., 2003.** Etat de la pollution marine de la côte Oranaise. *Edit : Dar El Gharb*. Algérie, pp.69.
- Boutron C. F. & Patterson C. C., 1983.** The occurrence of lead in Antarctic recent snow firns deposited over the last two centuries and prehistoric ice. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **47** :1355-1368.
- Bouzeraa N., Abbas A. & Soltani N., 2004.** Analyse des protéines chez trois espèces de bivalves vivant dans des milieux différents, la lagune El Mellah et le Golfe d'Annaba. *Bult. Inst. Nat. Sc. Tec. Mer. Actes des 7ème journées de l'INSTM N° 9. Tunisie, 2004*, **9**: 97-100.
- Box A., Sureda A., Galgani F., Pons A. & Deudero S., 2007.** Assessment of environmental pollution at Balearic Islands applying oxidative stress biomarkers in the mussel *Mytilus galloprovincialis*. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C*, **146**: 531-539.

- Boyd T. J., Montgomery M. T., Spargo B. J., Smith D. C., Coffin R. B., Kelley C. A. & Mueller J. G., 2001.** Effects of oxygenation on hydrocarbon biodegradation in a hypoxic environment. *Bioremediation Journal*, **5**: 145-157.
- Bradford M. M., 1976.** A rapid and sensitive methods for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principe of protein-dye binding. *Anal.Biochem.*, **72**: 278-254.
- Bremond R. & Vuichard R., 1973.** Paramètres de la qualité des eaux, Ministère de la protection de la nature et de l'environnement, SPEPE, Paris, 179 p.
- Bretzel & Calderisi, 2006.** Bretzel F., & Calderisi M., 2006. Metal contamination in urban soils of Coastal Tuscany (Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, **118**: 319-335.
- Brune A., Frenzel P. & Cypionka H., 2000.** Life at the oxic-anoxic interface : microbial activities and adaptations. *FEMS Microbiology Ecology*, **24** : 691-710.
- Bryan G.W. & Langoston W.J. 1992.** Bioavaibility, accumulation and effects heavy metals in sediments with special reference to united estuary. *Environ. Pollution*, **76** : 89-131.
- Budzinski H., Mazéas O., Tronczynski J., Désaunay Y., Bocquené G. & Claireaux G., 2004.** Link between exposure of fish (*Solea solea*) to PAHs and metabolites: application to the "Erika" oil spill. *Aquatic Living Resources*, **17**: 329-334.
- Burgess R. M. & Morrison G. E., 1994.** A short-term exposure, sublethal, sediment toxicity test using the marine bivalve *Mulinia lateralis* : statistical design and comparative sensitivity. *Environ Toxicol Chem.*, **13**: 571-580.
- Burton G. A., 1992.** Sediment Collection and Processing: Factors Affecting. In Burton G.A.J. (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA. 37-54.
- Cabioch L., L'Hardy J. P. & Rullier F., 1968.** Inventaire de la faune marine de Roscoff- Annélides. *Editions de la Station Biologique de Roscoff*. 98 pp.
- Caillere S., Henin S. & Rautureau M., 1982.** Mineralogie des argiles. I. Structure et proprietes physico-chimique. *2e edition*, Masson, Paris; *INRA, Actualites Scientifiques et Agronomiques*, **8**: 184p.
- Cajaraville M. P., Bebianno M. J., Blasco J., Porte C., Sarasquete C. & Viageno A., 2000.** The use of biomarkers to assess the impact of pollution in coastal environment of the Iberian Peninsula: a practical approach. *Sct Total Environ.*, **247** :201-12.
- Calvet R. & Masaky J. J., 1990.** Facteurs influençant la determination expérimentale des quantités de cations métalliques traces adsorbées par un matériau terreux. *Sci. Du Sol.*, **28(1)**: 1-14.
- Campbell P. G. C., 1995.** Interactions between trace metals and organisms : critique of the free-ion activity model. Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Tessier A. et Tuner D. R. Wiley J. & Sons, *Chichester, UK* : 45-97.
- Campy M. & Meybeck M., 1995.** Les sédiments lacustres. Pouriot, R. et Meybeck, M. (Eds). *Limnologie générale*. Masson. Paris: 185-226.

- Canvan R. W., Van Cappellen P., Zwolsman J. J. G., Van Denberg G. A. & Slomp C. P., 2007.** Geochemistry of trace metals in a fresh water sediment : Field results and diagenetic modelling, *Science of The Total Environment*, 381, Issues, **31** : 263-271.
- Caplat C., Texier H., Barillier D. & Lelievre C., 2005.** Heavy metal mobility in harbour contaminated sediments : the case of port-en-bassin. *Marine Pollution Bulletin.*, **50** : 504-510.
- Cappuyns V., Swennen R. & Verhulst J., 2004.** Assessment of acid neutralizing and potential mobilisation of trace metals from land-disposed dredged sediments. *Science of the Total Environment*, **333** : 233-247.
- Carlson E. A., Li Y. & Zelikoff J. T., 2002.** Exposure of Japanese medaka (*Oryzias latipes*) to benzo[a]pyrene suppresses immune function and host resistance against bacterial challenge. *Aquatic Toxicology*, **56** : 289-301.
- Carpene E. & George S. G., 1981.** Absorption of cadmium by gills of *Mytilus edulis*. *Molecular Physiology*, **1**: 23-34.
- Carpentier S., Moilleron R., Thévenot D., Beltran C. & Hervé D., 2001.** Impact environnemental de la mise en dépôt en eau de matériaux de dragage (cas du bassin de la Seine). *La houille blanche*, **8**: 82-86.
- Carr R. S., Williams J. W. & Fragata C. T. B., 1989.** Development and evaluation of a Novel Marine Sediment Pore Water Toxicity Test with the Polychaeta *Dinophilus gyrocilatus*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **8**: 533-543.
- Casas S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. *Thèse de Doctorat de l'université du sud Toulon Var*, 276p.
- Castelli A., Bianchi C. N., Cantone G., Çinar M. E., Gambi M. C., 2008.** Annelida Polychaeta. *Biologia Marina Mediterranea*, **15 (1)**: 323-373.
- Cazaux C., 1965.** Evolution de *Perinereis cultrifera* (Grube) au cours d'un cycle annuel à Arcachon. *Société Linnéenne de Bordeaux.*, **101**: 1-18.
- Chafik A., Cheggour M., Cossa D., Benbrahim S. & Sifeddine M., 2001.** Quality of Moroccan Atlantic coastal Water monitoring and mussel watching. *Aquat. Living Resour.*, **14**: 239-249.
- Chale F.M.M., 2002.** Trace metal concentrations in water, sediments and fish tissue from Lake Tanganyika, Tanzania. Elsevier. *The Science of the Total Environment*, **299**: 115-121.
- Chamley H., 1987.** Sédimentologie, Dunod, Bordas; Collection Geosciences: 175p.
- Chaoui A., Mazhoudi S., Ghorbal M. H. & El Ferjani., 1997.** Cadmium and Zinc induction of lipid peroxydation and effects on antioxydant enzyme activities in bean (*Phaseolus vulgaris L.*). *Plant Sci.*, **127**: 139-147.

- Chapman D., Kimstach V., 1996.** Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126.
- Chapman P. M. & Morgan J. D., 1983.** Sediment bioassays with oyster larvae. *Bull Environm Contam Toxicol*, **31**: 438-444.
- Chapman P. M. & Wang F., 2001.** Assessing sediment contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.*, **20 (1)**: 3-22.
- Chapman P. M., Wang F., Janssen C., Persoone G. & Allen H. E., 1998.** Ecotoxicology of metals in aquatic sediments : binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, **55** : 2212-2243.
- Cheftel J. C., 1977.** Introduction à la Biochimie et la technologie des aliments. Vol II. Ed *Entrepris moderne* : 137-160.
- Chen C. Y., Stemberger R. S., Klaue B., Blum J. D., Pickhardt C. & Folt C. L., 2000.** Accumulation of heavy metals in food web components across a gradient of lakes. *Limnol. Oceanogr.*, **45 (7)**: 1525-1536.
- Cheung C. C. C., Siu W. H. L., Richardson B. J., De Luca-Abbott S. B. & Lam P. K. S., 2004.** Antioxidant responses to benzo[a]pyrene and Aroclor 1254 exposure in the green-lipped mussel, *Perna viridis*. *Environ. Pollut.*, **128** : 393-403.
- Cheung P. Y. & Kinkle B. K., 2001.** *Mycobacterium* diversity and pyrene mineralization in petroleum-contaminated soils. *Appl. Environ. Microbiol.*, **67**: 2222-2229.
- Chiffolleau J. F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Ganzalez J. L., Guyot T., Michel P., Miramand P., Oger C. & Petit F., 2001.** La contamination métallique, *Ifremer*, 39p.
- Chong K. & Wang W. X., 2001.** Comparative studies on the biokinetics of Cd, Cr and Zn in the green mussel *Perna viridis* and the Manila clam *Ruditapes philippinarum*. *Environ. Pollut.*, **115(1)** : 107-121.
- Çinar M. E. & Altun C., 2007.** A Preliminary Study on the Population Characteristics of the Lessepsian Species *Pseudonereis anomala* (Polychaeta : Nereididae) in Skenderun Bay (Levantine Sea, Eastern Mediterranean). *Turk. J. Zool.*, **31**: 403-410.
- Çinar M. E. & Ergen Z., 2005.** Lessepsian migrants expanding their distributional ranges ; *Pseudonereis anomala* (Polychaeta : Nereididae) in Izmir Bay (Aegean Sea). *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, **85**: 313-321.
- Clairborne A., 1985.** Catalase activity. In: Greenwald R.A. (Ed.), Handbook of Methods for Oxygen Radical Research. CRC press, Boca Raton, Florida, pp. 283-284.
- Claisse D., Joanny M. & Quintion D. Y., 1992.** Le réseau national de l'observation de la qualité du milieu marin (RNO), *Anal. Magaz.*, **20** : 19-22.

- Claparède E., 1870.** Les annelides chétopodes du Golfe de Naples 1re partie. *Mémoires de la Société de Physique et d'Histoire Naturelle de Genève*, **20**: XX1-225.
- Clark R. C. Jr. & Blumer M., 1967.** Distribution of *n*-paraffins in marine organisms and sediment. *Limnol. Oceanogr*, **12**: 79-87.
- Coourdassier M., 2001.** Utilisation de mollusques gastéropodes pulmonés terrestres (*Helix aspersa*) et aquatiques (*Lymnia stagnalis* et *Lymnia palustris*) comme indicateurs de pollution par les éléments métalliques et les xénobiotiques. *Thèse de doctorat, Université de Franche comté, France*, 281p.
- Cojan I. & Renard M., 2006.** Sédimentologie. 2<sup>ème</sup> Edition. Paris, Dunod: 444p.
- Consultants Associés, 2006.** ETUDE DE MARCHE : PROJET D'EXPLOITATION DES ALGUES MARINES, ADF (African Development Fondation), République du Sénégal, 36p.
- Coombs T. L. & George S. G., 1978.** Mechanisms of immobilisation and detoxification of metals in marine organisms. Physiology and behaviour of marine organisms. McLusky D. S., Berry A. J., Oxford, Pergamon Press : 179-187.
- Cossa D. & Lassus P., 1989.** Le cadmium en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, Editions Ifremer, Plouzané, France, 16: 111.
- Cossa D., Elbaz-Poulichet F., Gnassia-Barelli M. & Roméo M., 1993.** Le plomb en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie, Edition Ifremer, Plouzané, France. 77p. 106.
- Cossu C., Doyotte A., Jacquin M. C. & Vasseur P., 1997.** Mécanismes de formation et effets des espèces réactives de l'oxygène. In : Ramade F. (Ed), Biomarqueurs en Ecotoxicologie : Aspects fondamentaux. Masson, Paris, 125-147.
- CSESN, 2000.** Les causes et les conséquences du naufrage du pétrolier ERIKA. *Rapport du Conseil Economique et Social National*. Mars 2000.
- Cuypers A., Plusquin M., Remans T., Jozefczak M., Keunen E., Gielen H., Opdenakker K., Nair A. R., Munters E., Artois T.J., Nawrot T., Vangronsveld J. & Smeets K., 2010.** Cadmium stress: An oxidative challenge. *Bio Metals*, **23**: 927-940.
- D'Adamo R., Di Stasio M. & Fabbrochini A., 2008.** Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. *Environmental monitoring and assessment*, **143** : 15-24.
- Daby D., 2006.** Coastal pollution and potential biomonitors of metals in Mauritius. *Water, Air and soil pollution*, **174** :63-91.
- Dachs J., Lohmann R., Ockenden W. A., Méjanelle L., Eisenreich S. J. & Jones K. C., 2002.** Oceanic biogeochemical controls on global dynamics of persistent organic pollutants. *Environ. Sci. Technol.*, **36(20)**: 4229-4237.
- D'Adamo R., Pelosi S., Trotta P. & Sansone G., 1997.** Bioaccumulation and biomagnification of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. *Marine Chemistry*, **56** : 45-49.

- Dagnino A., Allen J. I., Moore M. N., Broeg K., Canesi L. & Viarengo A., 2007.** Development of an expert system for the integration of biomarker responses in mussels into an animal health index. *Biomarkers*, 12 :155-172
- Dakki M., 2004.** Programme d'Aménagement Côtière en Méditerranée marocaine: Etude de faisabilité. Ministère de l'Aménagement du Territoire, de l'Eau et de l'Environnement. Royaume du Maroc, 85 pp.
- Dameron C. & Howe P. D., 1998.** Copper Environmental Health criteria n°200. Geneva, *World Health Organization*.
- Damiens G., His E., Gnassia-Barelli M., Quiniou F. & Roméo M., 2000.** Influence de la température et de la salinité sur la mesure de biomarqueurs chez des bivalves de *Crassostrea gigas*.
- Darmendrail D., 1987.** Filtration géochimique de métaux lourds lors de leur transfert d'une rivière vers une nappe alluviale ; applications à la nappe des alluvions du Rhône (69) et de la Deûle (59). Thèse de Doctorat de l'Université de Bordeaux III, 450p.
- Dauvin J. C., Bachelet G. & Bellan G., 2006.** Biodiversity and biogeographic relationships of the polychaete fauna in the Atlantic and Mediterranean French waters., *Scientia Marina*, **70(S3)**: 259-267.
- Dauvin J.-C., Dewarumez J.-M. & Gentil F., 2003.** Liste actualisée des espèces d'Annélides Polychètes présentes en Manche. *Cah. Biol. Mar.*, **44**: 67-95.
- Davis J. M. & Svendsgaard D. J., 1987.** Lead and child development. *Nature, Lond*, **329** : 297-307.
- Davis J. W. & Madsen S., 1996.** Factors affecting the biodegradation of toluene in soil. *Chemosphere*, **33**: 107-130.
- Davis W. R., 1993.** The role of bioturbation in sediment resuspension and its interaction with physical shearing. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **171**: 187-200.
- Davoodi F. & Claireaux G., 2007.** Effects of exposure to petroleum hydrocarbons upon the metabolism of the common sole *Solea solea*. *Marine Pollution Bulletin*, **54**: 928-934.
- De Luca-Abbott S. B., Richardson B. J., McClellan K. E., Zheng G. J., Martin M. & Lam P. K. S., 2005.** Field validation of antioxidant enzyme biomarkers in mussels (*Perna viridis*) and clams (*Ruditapes philippinarum*) transplanted in Hong Kong coastal waters. *Mar. Pollut. Bull.*, **51** : 694-707.
- De Mora , 1999.** The oceanic environment. *In*: Harrison, R.M. (Ed), *Understanding Our Environment, Royal society of chemistry, Combridge.*, 139-198.
- Dellali M., Gnassla-Barelli M., Rome O. M. & Aissa P., 2001.** The use of achetylcholinesterase activity in *Ruditapes decussatus* and *Mytillus galloprovincialis* in the biomonitoring of Bizerta lagoon. *Comp. Biochem. Physiol.*, **130(C)**: 227-235.

- Dembélé K., Haubruge E. & Gaspar C., 2000.** Concentration Effects of Selected Insecticides on Brain acetylcholinesterase in the Common Carp ( *Cyprinus Carpio L.*) *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **45** : 49-54.
- Demirezen D. & Aksoy A., 2004.** Accumulation of heavy metals in *Typha angustifolia* (L.) and *Potamogeton pectinatus* (L.) living in Sultan Marsh (Kayseri, Turkey) (M.) *Chemosphere*, **56** : 685-696.
- Demuyck S., Bocquet-Muchembled B., Deloffre L., Grumiaux F. & Leprêtre A., 2004.** Stimulation by cadmium of myohemerythrin-like cells in the gut of the annelid *Nereis diversicolor*. *The Journal of Experimental Biology*, **207**: 1101-1111.
- Denison R. A. & Silbergeld E. K., 1988.** Risks of municipal solid waste incineration: an environmental perspective. *Risk analysis*, **8**: 343-355.
- Derache R., 1986.** Toxicologie et sécurité des aliments. Technique et documentation Lavoisier. 344p.
- Dermeche S., Chahrour F. M. & Boutiba Z., 2006.** Contribution à l'étude des variations des Indices physiologiques (indice de réplétion-indice gonadique et sex-ration) chez la copulation d'oursins comestibles *Paracentrotus lividus* (Lamarck 1816) du littoral occidental Algérien. *European Journal of Scientific Research*, ISSN : 1450-216X Vol.30 No.1(2009), pp. 153-163.
- Dethier M. & Dumoulin C., 2004.** Estimation de la dérive faunistique dans le milieu sous terrain, exemple de la grotte Monceau, *Bulletin des chercheurs de la Wallonie*, **6(3)** : 91-100.
- Devi M. & Fingerman M., 1995.** Inhibition of Acetylcholinesterase Activity in the Central Nervous System of the Red Swam Crayfish, *Procambarus clarkii*, by Mercury, Cadmium, and Lead. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **55**:746-750.
- Deyme R., 2011.** Transport vertical des particules dans l'océan, étude des contaminants organiques et des biomarqueurs du phytoplancton en mer Ligure (NW Méditerranée). Thèse de Doctorat. Université Pierre et Marie Curie. xxxp.
- Dhillon S. K., Dhillon K. S. & Sinha M. K., 1985.** Copper adsorption characteristics of selected alkaline. *Soils Intern. J. Trop. Agri.*, **111(1)**: 28-34.
- Di Giulio R.T., Weashburn P. C., Wenning R. J., Winston G. W. & Jewell C. S., 1989.** Biochemical responses in aquatic animals : a review of determinants of oxidative stress. *Environ. Toxicol. Chem.*, **8**:1103-1123.
- Di Giulio R. T., Habig C. & Gallagher E. P., 1993.** Effects of Black Rock Harbor sediments on indices of biotransformation, oxidative stress and DNA integrity in channel catfish. *Aquat. Toxicol.*, **26**: 01-22.
- Dibble J. T. & Bartha R., 1979.** Effect of environmental parameters on the biodegradation of oil sludge. *Applied and Environmental Microbiology*, **37**: 729-739.
- Dix T. L., Karlen D. J., Grabe S. A., Goetting B. K., Holden C. M. & Markahm S. E., 2005.** Spionid polychaetes as environmental indicators: an example from Tampa Bay, Florida, p. 277-295. In S.A. Bortone (ed.). *Estuarine Indicators*. CRC, Boca Raton, Florida, USA.

- Donard O. F. X., Lespes G., Amouroux D. & Morabito R., 2001.** Organotin compound in the environment: Still a most critical issue. *Trace Element Speciation for Environment, Food and Health*: 142-175.
- Dotan Y., Lichtenberg D. & Pinchuk I., 2004.** Lipid peroxidation cannot be used as a universal criterion of oxidative stress. *Progress in Lipid Research.*, **43**: 200-227.
- Douhri H. & Sayah F., 2009.** The use of enzymatic biomarkers in two marine invertebrates *Nereis diversicolor* and *Patella vulgata* for biomonitoring of Tangier's bay (Morocco). *Ecotoxicology and Environmental Safety.*, **72** : 394-399.
- Downs C. A., Fauth J. E., Robinson C. E., Curry R., Lazendorf B., Halas J. C., Halas J. & Woodley C. M., 2005.** Cellular diagnostics and coral health : declining coral health in the Florida keys. *Mar. Pollut. Bull.*, **51**: 558-569.
- Duchauffour P. H., 1970.** *Précis de Pédologie. Eds, Masson, Paris.*
- Duchauffour P., 2001.** Introduction à la science du sol (Sol, végétation, environnement). Paris, Dunod: 331p.
- Duelli P., 1997.** Biodiversity evaluation in agricultural landscapes : an approach at two different scales. *Agriculture, Ecosystem & Environment*, **62** : 81-91.
- Durand C. M., 2003.** Caractérisation physico-chimique des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. *Thèse, Université de Poitiers*, pp 248.
- Durchon M., 1951.** Les modalités de l'essaimage de *Perinereis cultrifera* Grube (Annélide, Polychète) à Luc-sur-mer (Calvados). *Archives de Zoologie Expérimentale et Générale.*, **88** : 1-6.
- Durchon M., 1957.** Problèmes posés par le comportement des néreidiens au moment de leur reproduction. *Année Biologique.*, **33** : 31-42.
- Durchon M., 1967.** L'endocrinologie des Vers et Mollusques. Ed. Masson, Paris.
- Drou C., Mouneyrac C. & Amiard-Triquet C., 2008.** Environmental quality assessment in estuarine ecosystems : Use of biometric measurements and fecundity of the ragworm *Nereis diversicolor* (Polychaeta, Nereididae). *Water Research.*, **42** : 2157-2165.
- Drou C., Poirier L., Amiard J. C., Budzinski H., Gnassia-Barelli M. & Lemenach K., 2007.** Biomonitoring in a clean and multi-contaminated estuary based on biomarkers and chemical analyses in the endobenthic worm *Nereis diversicolor*. *Environ. Pollut.*, **148** : 445-458.
- Drou C., Smith B. D., Roméo M., Rainbow P. S., Mouneyrac C., Mouloud M., Gnassia-Barelli M., Gillet P., Deutch B. & Amiard-Triquet C., 2006.** From biomarkers to population responses in *Nereis diversicolor*: assessment of stress in estuarine ecosystems. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **66** : 402-411.
- Dussart B.H., 1966.** Limnologie : L'étude des eaux continentales. Paris: Gauthier-Villars, Ed; 1966. p. 678.

- Dutrieux E., Martin F. & Guéloret O., 1989.** Oil pollution and Polychaeta in an estuarine mangrove community. *Oil Chem. Pollut.*, **5**: 239-262.
- Dutta H. M. & Arends D. A., 2003.** Effects of endosulfan on brain acetylcholinesterase activity in juvenile blue gill sun fish. *Environmental Research*, **91**:157-162.
- Dutta T. K. & Harayama S., 2001.** Biodegradation of *n*-alkylcycloalkanes and *n*-alkylbenzenes via new pathway in *Alcanivorax* sp. Strain MBIC 4326. *Applied and Environmental Microbiology*, **64**: 1970-1974.
- Eckelbarger K. J., 2005.** Oogenesis and oocytes, *Hydrobiologia* 535-536 : 179-198.
- Eckelbarger K. J., 2006.** Oogenesis. In : Rouse G & Pleijel F., 2006. Reproductive Biology and Phylogeny of Annelida. *Science Publishers, Enfield, NH, USA.*, V4 :688pp.
- Eckenfelder W.W.; 1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles. Techniques et documentation, Lavoisier, Paris, 503p.
- Ecotox Centre, 2012.** Surveillance de la qualité des sédiments en Suisse : État actuel des méthodes disponibles et mise en place de recommandations. Centre Suisse d'écotoxicologie appliquée, 34 p.
- Eertman R. H. M., Groenink-van Emstede M. & Sandde B., 1993.** The effects of the polycyclic aromatic hydrocarbons fluoranthene and benzo(a)pyrene on the mussel *Mytilus edulis*, the amphipod *Bathyporeia sarsi* and larva of the oyster, *Crassostrea gigas*. BEON-Efecten, DGW-NIOO, 50p.
- Eglinton G., Gonzalez A. G., Hamilton R. J. & Raphael R. A., 1962.** Hydrocarbon constituents of the wax coating of plant leaves: a taxonomic survey. *Phytochemistry*, **1**: 86-102.
- Ehrhardt M. & Petrick G., 1985.** The sensitized photo-oxidation of *n*-pentadecane as a model for abiotic decomposition of aliphatic hydrocarbons in seawater. *Mar. Chem.*, **16**: 227-238.
- El Blidi S. & Fekhaoui M. 2003.** Hydrologie et dynamique marégraphique de l'estuaire du Sebou (Gharb, Maroc), *Bull. Inst. Sci. Rabat, section Sciences de la Vie*, **25** : 57-65.
- El Hatimi I., Achab M. & El Mounni B., 2002.** Impact des émissaires et canalisation sur l'environnement de la baie de Tanger (Maroc): approche géochimique. *Bull. Institut. Sci. Sci. Terre.*, **24**: 49-58.
- El-Kadi A. I., 2001.** Modeling hydrocarbon biodegradation in tidal aquifers with water-saturation and heat inhibition effects. *Journal of Contaminant hydrology*, **51**: 97-125.
- Ellman G. L., Courtney K. D., Andres V. & Featherstone R. M., 1961.** *Biochem. Pharm.*, **7**: 88-95.
- Eriksson M., Sodersten E., Yu Z., Dalhammar G. & Mohn W. W., 2003.** Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons at Low Temperature under Aerobic and Nitrate-Reducing Conditions in Enrichment Cultures from Northern Soils. *Applied and Environmental Microbiology*, **69(1)**: 275-284.

- Ermosele C. O., Ermosele I. C., Muktar S. A. & Birdling S. A., 1995.** Metals in fish from the upper Benue River and Lakes Geryo and Njuwa in Northern Nigeria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **54**: 8-14.
- Ezzaouaq M. 1991.** Caractérisation hydrodynamique, physicochimique et bactériologique des eaux superficielles de l'estuaire du Bouregreg (Maroc) soumis aux rejets des villes de Rabat-Salé. *Thèse D.E.S. Univ. Mohammed V, Fac. Sci. Rabat*, 140 p.
- Fage L. & Legendre R., 1927.** Pêches planctoniques à la lumière effectuées à Banuyls-sur-Mer et à Concarneau. *Arch. Zool. Exp. Gen.*, **67**: 213-222.
- Fairbrother A., Wenstel R., Sappington K. & Wood W., 2007.** Framework for metals risk assessment. *Ecotoxicol Environ Saf*, **68**: 145-227.
- FAO/Fishstat, 2002.** Problématique de la pêche en Méditerranée.
- Fauchald K & Bellan G., 2009.** *Perinereis cultrifera* (Grube, 1840). In : Fauchald, K. (Ed) (2009). World Polychaeta database. Accessed through : Costollo, M.J., Bouchets, P., Boxshall, G Arvantidis, C & Appeltans w., 2009. *European Register of Marine Species*.
- Fauchald K. & Jumars P. A., 1979.** The diet of worms : a stud of polychaete feeding guilds. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, **1** : 193-284.
- Fauchald K., 1977.** The polychaete worms ; definitions and keys to the orders, families and genera. Natural history museum of los angeles county in conjunction with the allan hancock foundation university of southern california. *Science Series.*, **28** : 187p.
- Fauvel P., 1923.** Polychètes errantes. In : Faune de France 4. *Lechevaliers, Paris* ; 488 pp.
- Fauvel P., 1927.** Polychètes sédentaires. Faune de France, **16** :1-412.
- Fernandez-Vega C., Sancho E., Ferando M. D. & Andreu-Mliner E., 1999.** Thiobencarb toxicity and plasma AchE inhibition in the euppen eel. *Jour. Environ. Sci. Health.* B34, 64.
- Fidalgo E. & Costa P., 1999.** Reproduction and growth in captivity of the Polychaeta *Nereis diversicolor* (O. F. Müller, 1776), using two different kinds of sediment: Preliminary assays. *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.*, **15 (1-4)**: 351-355.
- Fischer A. & Dorresteijn A., 2004.** The polychaete *Platynereis dumerilii* (Annelida): a laboratory animal with spiralian cleavage, lifelong segment proliferation and a mixed benthic/pelagic life cycle, *Bio Essays*, **26** : 314-325.
- Fischesser B. & Dupuis-Tate M. F., 2007.** *Le guide illustré de l'écologie*. Éditions de la Martinière & CEMAGREF-Paris.
- Fisher N. S. & Reinfelder J. R., 1995.** The trophic transfer of metals in marine systems. In Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Tessier A., Turner D. R., *Wiley*, 363-396.
- Fitzpatrick P. J. & Sheehan D., 1993.** Separation of multiple forms of glutathione S-transferases from the blue mussel. *Mytilus edulis.*, *Xenobiotic.*, **23**: 851-861.

- Fitzpatrick P. J., Krag T. O. B., Hojrup P. & Sheehan D., 1995.** Characterization of a glutathione S-transferases and a related glutathione-binding protein from gill of the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Biochemical Journal.*, **305**: 145-150.
- Flammarion P., Garric J. & Monod G., 1998.** Utilisation de l'activité enzymatique EROD chez les poissons des hydrosystèmes continentaux. *In* : Lagadic L., Caquet T., Amiard J. C. & Ramade F., Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. *Tec & Doc Lavoisier, Paris*, 57-75.
- Foley V. & Sheehan D., 1998.** Glutathione S-transferases of the yeast *Yarrowia lipolytica* have unusually large molecular mass. *Biochemical Journal.*, **333** : 839-845.
- Fontaine M., 1976.** La pollution des eaux marines. Édition Bordais, Paris.
- Forget J., Beliaeff B. & Bocquené G., 2003.** Acetylcholinesterase activity in copepods (*Tigriopus brevicornis*) from the Vilaine River estuary, France, as a biomarker of neurotoxic contaminants. *Aquatic Toxicology.*, **62(3)**: 195-204.
- Förstner U. & Wittmann G. T. W., 1979.** Metal pollution in the aquatic environment. *Springer-Verlag. New-York*, 475p.
- Förstner U., 1989.** Contaminated sediments. Berlin, Springer-Verlag: 157p.
- Fossi M. C., 2000.** *Biomarkers: Strumenti Di Diagnosi E Prognosi Ambientale.*, ed. Press, R.E., Florence, Italy. 135 pp.
- Fossi M. C., Minutoli R. & Guglielmo L., 2001.** Preliminary results on biomarker responses in zooplankton of brakish environments. *Mar. Pollut. Bull.*, **42**: 745-748.
- Fox R. G., Dennis-Flager D., Cowgill D. C., Garbaciak Jr. St., Tuchman M. L., Creucelius E. A., Ingresoll C. & Burton G. A., 1993.** Integrated sediment assessment approach of U. S. assessment and remediation of contaminated sediments (ARCS) program. CAST II congress-Antwerp, 15-17 November session 2 : 211-214.
- Franennec J. P., Leprince P., Trembouze P. & Favennec J. P., (1998).** Le raffinage de pétrole : Pétrole brut-produits pétrolier-schéma de fabrication, Tome 1. *Technip*.
- Frasco et al., 2005.** Frasco M.F., Fournier D., Carvalho F. & Guilhermino L., 2005. Do metals inhibit acetylcholinesterase (AChE), Implementation of assay conditions for the use of AChE activity as a biomarker of metal toxicity. *Biomarkers*, 10 (5): 360–375.
- Fredj & Menardi M., 2001.** Manuel de description des données MEDIFAUNE.
- Fresi E., Scardi M. & Penna M. 2005.** Assessing environmental quality in benthic ecosystems : the role of community structure models. Indicators of stress in the marine benthos, IOC workshop report No. 195, p. 45.
- Fulton M. & Key P. B., 2001.** Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticides exposure and effects. *Environ. Toxicol. Chem.*, **20** : 37-45.

- Futuyama D. J., 1986.** Evolutionary Biology. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts : xxx-590.
- Gagnon C & Fisher N. S., 1997.** The bioavailability of sediment-bound Cd, Co, and Ag to the mussel *Mytilus edulis*. *Can. J.Fish. Aquat.Sci.*, **54** :174-156.
- Galgani F. & Bocquené G., 1990.** In vitro inhibition of acetylcholinesterase from for marine species by organophosphates and carbamates. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **45** : 243-249.
- Galgani F. & Bocquené G., 1998.** Biomarqueurs moléculaires d'exposition des organismes marins aux pesticides organo-phosphorés et carbamates. In : Lagadic G. L., Caquet T., Amiard J. C. & Ramade F. (Eds.). Utilisation des biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement. Paris, Tec & Doc, 111-134.
- Gallego S. M., Benavides M. P. & Tomaro M. L., 1996.** Effect of heavy metal ion excess on sunflower leaves: evidence for involvement of oxidative stress. *Plant Sci.*, **121**: 151-159.
- Galloway T. S. & Depledge M. H., 2001.** Immunotoxicity in invertebrates: measurement and ecotoxicological relevance. *Ecotoxicology*, **10**: 5-23.
- Gamble S. C., Goldfarb P. S., Porte C. & Livingstone D. R., 1995.** Glutathione peroxidase and other antioxidant enzyme function in marine invertebrates (*Mytilus edulis*, *Pecten maximus*, *Carcinus maenas* and *Asterias rubens*). *Marine Environmental Research*, **39**: 191-195.
- Garrec J. P. & Van Haluwyn C., 2002.** Biosurveillance végétale de la qualité de l'air. Tec & Doc, Paris. 117p.
- Gasmi H., 2010.** Effet du stress environnemental sur la biodiversité et la physiologie d'un bioindicateur de pollution *Perinereis cultrifera* (Annélide, Polychète) : Aspects biologie, morphométrique, et biochimique. *Thèse de Magistère en biologie et physiologie animale option Ecotoxicologie Université d'Annaba.*, 99p.
- Gaston K. J., 1996.** Biodiversity : a biology of number and difference. Blackwell Science.
- Gaujous D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques : 2<sup>ème</sup> édition, aide mémorielle : technique et documentation, *Lavoisier*, 220p.
- Gayral, 1975. GAYRAL P., 1975** : Les algues : morphologie, cytologie, reproduction, écologie. Ed Doin 41p.
- Geffard O., 2001.** Toxicité potentielle des sédiments marins et estuariens contaminés: évaluation chimique et biologique, biodisponibilité des contaminants sédimentaires. *Thèse de doctorat, Université de Bordeaux I, Bordeaux*: 351p.
- Geffard O., Budzinski H. & LeMenach K., 2004.** Chemical and ecotoxicological characterization of the "Erika" petroleum: Bio-tests applied to petroleum water-accommodated fractions and natural contaminated samples. *Aquatic Living Resources*, **17**: 289-296.
- Gelpi E., Schneider H. J., Mann J. & Oro J., 1970.** Hydrocarbons of geochemical significance in microscopic algae. *Phytochemistry*, **9**: 603-612.

- George S. G. & Young P., 1988.** Purification and properties of plaice liver cytosolic glutathione-S-transferases. *Marine Environmental Research.*, **24**:93-96.
- George S. G. Carpenne E. & Coombs T. L., 1978.** The effect of salinity on the uptake of Cadmium by the common mussel, *Mytilus edulis* (L). physiology and behaviour of marine organisms. McLusky D. S. & Bary A. J., *Oxford, Pergamon Press* : 189-193.
- George S. G., 1994.** Enzymology and molecular biology of phase II xenobiotic-conjugating enzymes in fish. In: Malins D. C. & Ostrander G. K. *Aquatic Toxicology. Lewis, Boca Raton FL, USA*, 37-85.
- Geret F., Serafim A., Barreira L. & Joao Bebianno M., 2002.** Response of antioxidant systems to copper in the gills of the clam *Ruditapes decussatus*. *Mar. Environ. Res.*, **54** : 413-417.
- Ghodbani T., 2001.** Extension urbanistique dans le littoral d'Oran et ses effets sur l'environnement. *Thèse de Magister. Université d'Oran. Département de géographie et de l'aménagement du territoire.* 387p.
- Giangrande A., Licciano M. & Musco L., 2005.** Polychaeta as environmental indicators revisited. *Mar. Pollut. Bull.*, **50**: 1153-1162.
- Gillet P., Mouloud M., Durou C. & Deutsch B., 2008.** Response of *Nereis diversicolor* population (Polychaeta: Nereididae) to the pollution impact, Authie and Seine estuaries (France). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **76**: 201-210.
- GIMP, 1973.** Rapport du Groupe d'études des Problèmes de pollution des Mers (Interministériel), pour une politique de lutte contre la pollution des mers 1973. *Cahier Option Medit.*
- Glasby C. J., Glasby S. P. & Pleijel F., 2008.** Worms by number. *The Royal Society B.*, 1-6.
- Glemarec M. & Hily C., 1981.** Perturbations apportées à la macrofaune benthique de la baie de Concarneau par les effluents urbains et portuaires. *Acta Œcol., Œcol. Applic.*, **2**: 139-150.
- Glemarec M., 1985.** Utilisation des indicateurs biologiques en milieu sédimentaire. Indicateurs de surcharge en matière organique. *Actes du colloque "Indices biologiques", Ministère de l'Environnement, Paris*, 15-17 Novembre 1983, 87-95.
- Godin M., Feinbert M. H. & Ducauze C. J., 1985.** Modeling of soil contamination by air - borne lead and cadmium around several emission sources. *Environmental Pollution*, **10**: 97-114.
- Gonzalez J. L., Chiffolleau J. F., Miramand P. & Thouvenin B., 1999.** Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, *Editions Ifremer, Plouzané, France*: 31.
- Goswani P. & Singh D. H., 1991.** Different modes of hydrocarbons up-take by two *Pseudomonas* species. *Biotechnology and Bioengineering*, **37**: 01-11.
- Goudard A., 2007.** Fonctionnement des écosystèmes et invasions biologiques : importance de la biodiversité et des interactions interspécifiques. Thèse de Doctorat de l'Université Paris VI, 216p.

- Gözler A. M., Agirbas E. & Sahin C., 2009.** Spatial And Temporal Distribution Of Nereididae (Polychaeta: Annelida) along the coast of the Turkish Eastern Black Sea in the Upper-Infralittoral Zone. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, **8 (2)**: 229-234.
- Grimanis A. P., Zafiroopoulos D., Vassilaki R. & Grimanis M., 1978.** Trace Elements in the Flesh and Liver of Two Fish Species From Polluted and Unpolluted Areas in the Aegean Sea. *Environmental Science and Technology*, **12**: 723-726.
- Grimes S., 2003.** Bilan et Diagnostic National de la pollution marine de la côte algérienne liée à des activités menées à terre. Programme d'actions stratégie (PAS) destiné à combattre la pollution due à des activités menées à terre et de sa stratégie opérationnelle. *Rapport PAM/PAS MED/MEDPOL*.
- Grimes S., 2005.** Plan de gestion de l'aire marine du parc national d'El Kala, Projet MedMPA, PNUE, PAM, CAR-ASP.
- Grimes S., Boutiba Z., Bakalem A., Bouderbala M., Boudjilal B., Boumaza S., Boutiba M., Guedioura A., Hafferssas A., Hemida F., Kaidi N., Khelifi H., Kerzabi F., Merzoug A., Nouara A., Sellali B., Sellali M. H., Samroud R., Seridi H., Taleb M. Z. & Touahria T., 2004.** Biodiversité Marine et littorale Algérienne. *Sonatrach-LRSE. Eds. Sonatrach, Alger*, 400p.
- Grimes S., Ruellet T., Dauvin J. D. & Boutiba Z., 2010.** Ecological Quality Status of the soft-bottom communities on the Algerian Coast : General patterns and diagnosis. *Mar. Pollut. Bull.*, **60**: 1969-1977.
- Griscom S. B., Fiher N. S. & Luoma S. N., 2000.** Geochemical influences on assimilation of sediment-bound metals in clams and mussels. *Environ. Sci. Technol.*, **34**: 91-99.
- Grübe E., 1840.** Actinien Echinodermen und Würmer des Adriatischen und Mittelmeers. *J. H. Bon, königsberg*, 92 p.
- Gueddah D. & Djebbar A. B., 2006.** Pollution par les métaux lourds du sédiment marin dans la region de Skikda (Algérie). *N° Spécial: 2<sup>ème</sup> Colloque euro-méditerranéen de biologie de l'environnement*.
- Gueddah D., 2003.** Evaluation de la pollution industrielle et urbaine dans la region de Skikda: impact sur l'écosystème marin côtier. *Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Magister en Sciences de la Mer, Université Badji Mokhtar-Annaba-*, 145p.
- Guerra-Garcia J. M. & Garcia-Gómez J. C., 2004.** Polychaete assemblages and sediment pollution in a harbour with two opposing entrances. *Helgoland marine research*, **58**: 183-191.
- Guevara-Riban A., Sahuquillo A., Rubio R. & Rauret G., 2004.** Assessment of mobility in dredged harbour sediments from Barcelona, Spain. *Science of the Total Environment*, **321**: 241-255.
- Gunnar F. Nodberg B. A., Nodberf F. W. & Friberg L., 2007.** *Handbook on the toxicologie of metals*. 3eme edition. Academic Press, 25 juin 2007. 1024 p.
- Habig C. & Di Giulio R. T., 1988.** The anticholinesterase effects of the cotton defoliant S,S,S-tri-n-butyl phosphorotrithioate(DEF) on channel catfish. *Mar. Environ. Res.*, **24** : 193-197.

- Habig W. H., Pabst M. J. & Jakoby W. B., 1974.** The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry*. **249**: 7130-7139.
- Halliwell B. & Gutteridge J. M., 1999.** Free radicals in medicine and biology. Oxford University press.
- Hamani Z., 1997.** Etat de la pollution engendrée par les activités de la direction régionale du transport des hydrocarbures. Rapport de travail. Direction régionale du transport des hydrocarbures, SONATRACH. Skikda, 27p.
- Hambrick G. A., Delaune R. D. & Patrick W. H. J. R., 1980.** Effect of estuarine sediment pH and oxidation-reduction potential on microbial hydrocarbon degradation. *Applied Environmental Microbiology*, **40**: 365-369.
- Hamel L. & Fekir A., 2011.** Evaluation du niveau de pollution des eaux de baignade du littoral oranais. *Actes du 2<sup>nd</sup> Colloque International sur « la biodiversité et écosystèmes littoraux », 28-30 Novembre 2010 Oran, Algérie ;* ISBN : 978-975-7895-10, INOC-LRSE 2011.
- Hamon R. E., McLaughlin M. J., Naidu R. & Correll A., 1998.** Long-term changes in cadmium bioavailability in soil. *Environmental Sciences and Technology*, **32**: 3699-3703.
- Hamza-Chaffai A., Roméo M., Gnassia-Barelli M. & El abed A., 1998.** Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *B. Environ. Contam. Tox.*, **61**: 397-404.
- Han J. & Calvin M., 1969.** Hydrocarbon distribution of algae and bacteria and microbiological activity in sediments. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, **64**: 436-443.
- Harach-Rass A., El Kharrim K. & Belghyti D., 2012.** Analyses physico-chimiques des eaux du site Ramsar Sidi Boughaba (Maroc). *Science Lib Editions Mersenne*, **4** : 2111-4706.
- Hardege J. D., Bartels-Hardege H. D., Zeeck E., & Grimm F. T., 1990.** Introduction of swarming of *Nereis succinea*. *Marine Biology*, **104**: 291-295.
- Harford A. J., O'Halloran K. & Wright P. F. A., 2006.** Flow cytometric analysis and optimization for measuring phagocytosis in three Australian freshwater fish. *Fish & Shellfish Immunology*, **20**: 562-573.
- Harlan K. Dean, 2008.** The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 56 (Suppl. 4): 11-38.
- Hart A. D. M., 1993.** Relationship between behaviour and the inhibition of acetylcholinesterase in birds exposed to organophosphorus pesticides. *Environ. Toxicol. Chem.*, **12** : 321-336.
- Harte J., Holdren C., Schneider R. & Shirley C., 1991.** Toxics A to Z, A Guide to Everyday Pollution Hazards. *University of California Press*, Oxford, England, p. 478.
- Hceflcd (Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification), 2006.** Etude sur la pisciculture au barrage Almassira, CR dar CHAFAAI, Cercle d'ELBROUGE, Province de Settat, 201p.

- Hecfcd (Haut Commissariat Aux Eaux et Forêt et la Lutte Contre la Désertification), 2007.** Etude diagnostique de la zone humide AL Massira- Faija, cercle d'EL Brouj et Cercle de Settat (Maroc), 242p.
- Hébert S. & Légaré S., 2000.** *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau.* Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, envirodoq no ENV-2000-0487, rapport n° QE-121, 24 p. + 3 annexes.
- Hébert-Chatelain E., Breton S., Lemieux H. & Blier P. U., 2008.** Epitoky in *Nereis (Neanthes) virens* (Polychaeta : Nereididae): A story about sex and death. *Comparative Biochemistry and Physiology.*, **149(B)**: 202-208.
- Herbert A., Guilhermino L., Assis H. C. S & Hansen P. D., 1995.** Acetylcholinesterase activity in aquatic organisms as pollution biomarker. *Zeitschrift Angewandte Zoologie*, **3**: 1-5.
- Herpin R., 1925.** Recherches biologiques sur la reproduction et le développement de quelques annélides polychètes. *Bull. Soc. Sc. Nat. Ouest. Fr.*, **4**: xxx-250.
- Himmi N., Fekhaoui M., Foutlane A., Bouchich H., El Maroufy M., Benazzou T. & Hasnaoui M. 2003.** Relation planctondescripteurs physique et chimique dans un bassin de maturation (Lagunage Mixte Ben Slimane - Maroc), *Riv. Idrobiol., Perugia*, **42(1-3)** : 107-129.
- Hinck J. E., Blazer V. S., Deuslow N. D., Echols E. R., Gross T. S., May T. W., Anderson P. J., Coyle J. J. & Tillitt D. E., 2007.** Chemical contaminants, health indicators and reproductive biomarker responses in fish from the Colorado River and its tributaries. *Science of the Total Environment.*, **378**: 376-402.
- Hinson J. A. & Kadlubar F. F., 1988.** Glutathione and glutathione transferases in the detoxification of drug and carcinogen metabolites. In *Glutathione Conjugation, Mechanisms and Biological Significance*, edited by B. Ketterer and H. Sies (London: Academic Press), pp. 235-280.
- Hoarau P., Gnassia-Barelli M., Roméo M. & Girard J. P., 2001.** Differential induction of Glutathione -S-Transferases in the clam *Ruditapes decussatus* exposed to organic compounds. *Environ. Toxicol. Chem.*, **20**: 523-529.
- Hoeger U., Rebscher N & Geier G., 1999.** Metabolite supply in oocytes of *Nereis virens* : Role of nucleosides. *Hydrobiologia.*, **402** :163-174.
- Holsbeek Ludo J., Claude R., Debacker V., Ali I. B., Roose Patrick N., Gobert J. P. S., Bouquegneau J. M. & Bossicart M., 1999.** Heavy metals, organochlorines and polycyclic aromatic hydrocarbons in sperm whales stranded in the southern North Sea during the 1994/1995 winter. *Mar. Pollut. Bull.*, **38(4)**:304-313.
- Hong S. H., Park H. J. & Kong K. H., 1999.** Purification and biochemical properties of glutathione S-transferase from *Oryza sativa*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **122**: 21-27.
- Hongwei Y. Ramirez N., Cutright T. J. & Ju L. K., 2003.** Anaerobic biodegradability of aliphatic compounds and their quantitative structure biodegradability relationship, Tsinghua University, Beijing, PR China.

- Hubiche J. L., 2002.** Cahier INDICATEURS. Edition Loire Estuaire Cellule de mesures et de Bilans.  
Crédits photo: © 1997 Photodisc. Inc.
- Hurst C. J., Sims R. C., Sims J., Sorensen D. L., McLean J. E. & Huling S., 1996.** Polycyclic aromatic hydrocarbon degradation as a function of oxygen tension in contaminated soils. *Journal of Hazardous materials*, **51**: 193-208.
- Hursthouse A. S., 2001.** The relevance of speciation in the remediation of soils and sediments contaminated by metallic elements an overview and examples from Central Scotland, UK. *Journal of Environmental Monitoring*, **3**: 49-60.
- Huston M. A., 1994.** Biological diversity : the coexistence of species on changing landscapes. Cambridge University Press, New York, USA.
- Hutching P. A., Wilson R. S., Glasby C. J., Paxton H. & Watson- Russell C., 2000.** Appendix 1. In : Bessly P.L., Ross G.J.B 1 Glasby C.J.(Eds), Polychaetes and Allies : the Southern Synthesis Meelbourn : CSIRO Publishing : 242-243.
- Hutchings P., 1998.** Biodiversity and functioning of Polychaeta in benthic sediments. *Biodiversity and Conservation.*, **7**: 1133-1145.
- Hylland K., Kaland T. & Andersen T., 1994.** Subcellular Cd accumulation and Cd-binding proteins in the netted dog whelk, *Nassarius reticulatus* L. *Mar Environ Res.*, **38**: 169-193.
- ITOPF, 1987.** The international tanker owners pollution. Federation limited: ITOPF handbook: 1987.
- Jacquot F., Guiliano M., Doumenq P., Munoz D. & Mille G., 1996.** In vitro photooxidation of crude oil maltenic fractions: Evolution of fossil biomarkers and polycyclic aromatic hydrocarbons, *Chemosphere*, **33 (4)**: 671-681.
- Jakanovic M., 2001.** Biotransformation of organophosphorus compounds. *Toxicology*, **166**: 139-160.
- Jebali et al., 2007. Jebali J., Banni M., De Almeida E.A., Boussetta H., 2007.** Oxidative DNA damage levels and catalase activity in the clam *Ruditapes decussatus* as pollution biomarkers of Tunisian marine environment. *Environ. Monit. Assess.*, **124**: 195–200.
- Jena K. B., Verlecar X. N. & Chainy G. B. N., 2009.** Application of oxidative stress indices in natural populations of *Perna viridis* as biomarker of environmental pollution. *Mar. Pollut. Bull.*, **58** : 107-113.
- JO, 2002.** Journal Officiel de la Republique Algerienne. Réglementation Algérienne sur les rejets d'effluents liquides.
- Jones C. G. & Lawton J. H., 1995.** Linking species and ecosystems. Chapman & Hall, New-York.
- Jørgensen A., Giessing A. M. B., Rasmussen L. J. & Andersen O., 2005.** Biotransformation of the polycyclic aromatic hydrocarbon pyrene in the marine polychaete *Nereis virens*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **24**: 2796-2805.

- Jurczuk M., Brzóška M., Moniuszko-Jakoniuk M., Gałczyń-Sidorczuk J., Kulikowska-Karpińska M. E., 2004.** Antioxidant enzymes activity and lipid peroxidation in liver and kidney of rats exposed to cadmium and ethanol. *Food Chem. Toxicol.*, **42**: 429-438.
- Kamisaka K., Habig W. H., Ketley J. N., Arias M. & Jakoby W. B., 1975.** Multiple forms of human glutathione S-transferase and their affinity for bilirubin. *European Journal of Biochemistry.*, **60(1)** :153-161.
- Kammenga J. E, Dllinger R., Donker H. M., Koheler H. R., Smonsen V., Triebkorm R. & Weeks M. J., 2000.** Biomarkers in terrestrial invertebrates for ecotoxicological soil risk assesement. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, **164**: 93-147.
- Kara L., 2007.** Contribution à l'étude de l'évaluation de la quantité physico-chimique des eaux de baignade de la côte LARBI BEN M'HIDI (W. SKIKDA). *Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en écologie, Université de Constantine*, 97p.
- Kavitha P. & Venkateswara Rao J., 2007.** Poxidative stress and locomotor behaviour reponse as biomarkers for assessing recovery status of mosquito fish, *Gambusia affinis* after lethal effect of an organophosphate pesticide, monocrotophos. *Pesticide Biochemistry and Physiology.*, **87**:182-188.
- Keeran W. S. & Lee R. F., 1987.** The purification and characterization of glutathione S-transferase from the hepatopancreas of the blue crab, *Callinectes sapidus*. *Arch. Biochem. Biophys.*, **255**: 233-243.
- Ketntner N., Krone O., Altenkamp R. & Ttaruch F., 2003.** Environmental contaminants in liver and kidney of free-ranging northern goshawks (*Accipiter gentilis*) from the region if Germany. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **45**:128-135.
- Ketterer B. & Meyer D.J., 1989.** Glutathione transferases: a possible role in the detoxication and repair of DNA and lipid hydroperoxides. *Mutation Research*, **214**: 33-40.
- Khammar H., 2007.** Caractères chimiques des effluents urbains introduits au littoral d'Annaba. *Mémoire de Magister. Université d'Annaba*, 49p.
- Khélifi-Touhami M., Ounissi M., Saker I., Haridi A., Djorfi S. & Abdenour C., 2006.** The hydrology of the Mafrag estuary (Algeria): Transport of inorganic nitrogen and phosphorus to the adjacent coast. *Journal of food, agriculture and environment*, **4(2)**: 340-346.
- Khessiba U. N., Hoarau P., Magnassia B., Aissa P., & Roméo M., 2001.** Reponse biochimique de la moule *Mytilus galloprovincialis* de Binzerte (Tunisie) à exposition du polluant chimique. *Environ. Toxicol. Chem.*, **40**: 222-229.
- Kirby M. F., Morris S., Hurst M., Kirby S. J., Neall P., Tylor T. & Fagg A., 2000.** The use of cholinesterase activity in flounder (*Platichthys flesus*) muscle tissue as a biomarker of neurotoxic contamination in UK estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, **40**: 780-791.

- Kiyohara H., Hatta T., Ogawa Y., Kakuda T., Yokoyama H. & Takizawa N., 1992.** Isolation of *Pseudomonas pickettii* strains that degrade 2,4,6-trichlorophenol and their dechlorination of chlorophenols. *Applied Environ. Microbiol.*, **58**: 1276-1283.
- Kohler K. & Riisgard H. U., 1982.** Formation of metallothioneins in relation to accumulation of Cadmium in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **66**: 53-58.
- Kolasa J. & Rollo C. D., 1991.** Introduction : the heterogeneity of heterogeneity, a glossary, p. 1-23, In J. Kolassa and S. T. A. Pickett, eds. *Ecological heterogeneity*. Springer-Verlag, New York.
- Kolattukudy P. E., 1976.** *Chemistry and biochemistry of natural waxes*. Edited by Kolattukudy, P.E. Elsevier.
- Labrot F., Ribera D., Saint-Denis M. & Narbonne J. F., 1996.** In vitro and in vivo studies of potential biomarkers of lead and uranium contamination: lipid peroxydation, acetylcholinesterase and glutathione peroxydase activities in three non-mammalian species. *Biomarkers*, **1**: 21-28.
- Lacaze J. C., 1993. (Eds.),** *La Dégradation de l'Environnement Côtier. Conséquences Écologiques. Collection Sciences de l'Environnement 8, Masson, Paris, 149 p.*
- Lagadic L., Caquet T. & Amiard J. C., 1997.** Intérêt d'une approche multiparamétrique pour le suivi de la qualité de l'environnement. In : Lagadic L., Caquet T., Amiard J. C. & Ramade F. (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects Fondamentaux. Masson, Paris, p. 393-401.*
- Lamont B. B., 1995.** Testing the effects of ecosystem composition/structure on its functioning. *Oikos*, **74**: 283-295.
- Lamotte M., 1971.** *Ecologie animale organismes et milieu. Doin Editeurs, sixième édition française.*
- Landrum P. F. & Robbins J. A., 1990.** Bioavailability of sediment-associated contaminants to benthic invertebrates. In *Sediments : chemistry and toxicity of in-place pollutants*. Eds Baudo R, Giesy JP, Muntau H. *Lewis publishers, Michigan*, **8**: 237-263.
- Lane T. W., & Morel F. M. M., 2000.** A biological function for cadmium in marine diatoms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA Etats-Unis*, **97(9)**: 4627-4631.
- Larba R., 2014.** Biosurveillance de l'environnement dans la région Est: mesure de biomarqueurs chez *Helix aspersa* et corrélation avec les caractéristiques physico-chimiques des sols. *Thèse en vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat (LMD), Université Badji Mokhtar-Annaba-*, 118p.
- Larbi Bouguerra M., 1985.** *Les poisons du tiers monde. Édition la découverte. Paris, 265p.*
- Laroche J., Quiniou L., Juhel G., Auffret M. & Moraga D., 2002.** Genetic and physiological responses of flounder (*Platichthys flesus*) populations to chemical contamination in estuaries. *Environ. Toxicol. Chem.*, **21**:2705-2712.
- Larson R. A., Bott T. L., Hunt L. L. & Rogenmuser K., 1979.** Photooxidation products of a fuel oil and their antimicrobial activity. *Environmental Science and Technology* **13**: 965-969.

- Lauenstein G.G. & Dolvin S.S. 1992.** Mollusk monitoring of united state coastal and estuary environments. *Analusis*, 20, 06, pages M23-M26.
- Lavorel S., Mc Intyre S., Landsberg J. & Forbes T. D. A., 1997.** Plant functional classifications :from general groups to specific groups based on response disturbance. *Trends in Ecology and Evolution*, 12: 474-478.
- Lawrence A. J. & Soame J. M., 2010.** The endocrine control of reproduction in Nereidae : a new role in a changing environment multi-hormonal model with implication for their functional. *Phil.Trans. R. Soc.*, 364(B): 3363-3376.
- Lawrence A. J., Arukwe A., Moore M., Sayer M. & Thain J., 2003.** Molecular/cellular processes and the physiological response to pollution. In : *Effects of pollution on fish, molecular effects and population responses* (eds. Lawrence A. J. & Hemingway K. L.), pp : 83-133. Blackwell Sciences.
- Le Gal Y., Lagadic L., Le Bras S. & Caquet T., 1997.** Charge énergétique en adénylates (CEA) et autres biomarqueurs associés au métabolisme énergétique. In : Lagadic L., Caquet T., Amiard J. C., Ramade F (Eds). Biomarqueurs en écotoxicologie : aspects fondamentaux. *Paris, Masson*, 241-286.
- Le Lourd P., 1976.** La pollution des eaux marines « La lutte contre la pollution des eaux marines ». Ed: Gauthier- Villars, Paris, 231 p.
- Le référence pédologique (AFES), 1995.** D. Baize et M.C. Girard coord. INRA Éditions, Paris. 332pp.
- Le Solé M., Porte C. & Albaigés J., 2001.** Hydrocarbons, PCBs and DDT in the NW Mediterranean deep-sea fish *Mora moro*. *Deep Sea Res Part I Oceanogr Res Pap*, 48(2): 495-513.
- Leahy J. G. & Colwell R. R., 1990.** Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological Reviews*, 54: 305-315.
- Leblanc G. A. & Cochrane B. J., 1987.** Identification of multiple glutathione S-transferases from *Daphnia magna*. *Comp. Biochem and Physiol.*, 88B(1): 39-45.
- Leclaire L., 1972.** La sédimentation holocène sur le versant méridional du bassin Algéro-Baléares (pré continent algérien), *Mém. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France*, 391p.
- Legret M., Le Marc C., Demare D. & Colandini V., 1995.** Pollution par les métaux lourds dans un bassin de décantation recevant des eaux de ruissellement d'origine routière. *Environmental Technology*. 16 : 1049-1060.
- Lejon D. P. H., Pascault N. & Ranjard L., 2010.** Differential copper impact on density, diversity and resistance of adapted culturable bacterial populations according to soil organic status. *European Journal of Soil Biology*, 46: 168-174.
- Lejon D. P. H., Sebastia J., Lamy I., Chaussod R. & Ranjard L., 2007.** Relationships between Soil Organic Status and Microbial Community Density and Genetic Structure in Two Agricultural Soils Submitted to Various Types of Organic Management. *Microbial Ecology*, 53: 650-663.

- Lemaire P. & Livingstone D. R., 1993.** Pro oxidant/antioxidant processes and organic xenobiotic interactions in marine organisms, in particular the flounder *Platichthys flesus* and the mussel *Mytilus edulis*. *Trends in Comparative Biochemistry and Physiology*, **1**: 1119-1149.
- Liehr G. A., Zettler M. L., Leipe T. & Wilt G. 2005.** The ocean quahog *Arctica islandica* L. : a bioindicator for contaminated sediments. *Marine biology*, **147**: 671-679.
- Lindén O., Sharp J. R., Laughlin J. R. & Neff J. M., 1979.** Interactive effects of salinity, temperature and chronic exposure to oil on the survival and developmental rate of embryos of the estuarine killifish *Fundulus heteroclitus*. *Marine Biology*, **51** : 101-109.
- Little E. E., Archeski R. D., & Koslovskay V. I., 1990.** Behavioural indicators of sublethal toxicity in the aquatic environment. *Arch, Environ, Contam, Toxicol*, **19**: 380-385.
- Livingstone D. R., 1993.** Biotechnology and pollution monitoring: use of molecular biomarker in the aquatic environment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, **57**: 195-211.
- Livingstone D. R., 1998.** The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comp. Biochem. Physiol.*, **120(A)**: 43-49.
- Livingstone D. R., 2001.** Contaminant-stimulated reactive oxygen species production and oxidative damage in aquatic organisms. *Mar. Pollut. Bull.*, **42**: 656-666.
- Livingstone D., Lips F., Garcia Martinez P. & Pipe R., 1992.** Antioxidant enzymes in the digestive gland of the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **122** : 265-276.
- Long E. R. & Wilson C. J., 1997.** On the identification of toxic hot spots using measures of the sediment quality triad. *Environ Toxicol Chem.*, **34(6)**: 373-374.
- Long E. R., Buchman M. F., Bay S. M., Bretler D. J., Chapman P. M., Hose J. E., Lissner A. L., Scott J. & Wolte D. A., 1990.** Comparative evaluation of five toxicity tests with sediment from San Francisco Bay and Tomales Bay, California. *Environ Toxicol Chem.*, **9**: 1193-1214.
- Lotti M., 1995.** Cholinesterase inhibition: complexities in interpretation. *Clinical Chemistry*, **41(12)**: 1814-1818.
- Lowe D. M. & Pipe R. K., 1986.** Hydrocarbon exposure in mussels: A quantitative study of the responses in the reproductive and nutrient storage cell systems. *Aquatic Toxicology*, **8** : 265-272.
- Lowe D. M. & Pipe R. K., 1987.** Mortality and quantitative aspects of storage cell utilization in mussels, *Mytilus edulis*, following exposure to diesel oil hydrocarbons. *Marine Environmental Research*, **22** : 243-251.
- Lurot F., 1995.** Photodégradation des hydrocarbures et des organoétains en milieu marin. Identification des photoproduits et mécanismes. Thèse de Doctorat, Aix-Marseille III.

- Maas et al., 2010. Maas, S., Scheifler, R., Benslama, M., Crini, N., Lucot, E., & Brahmis, Z., 2010.** Spatial distribution of heavy metal concentrations in urban, suburban and agricultural soils in a Mediterranean city of Algeria. *Environmental Pollution*, 158, 2294–2301.
- Mackie G. L. & Schloesser D. W., 1996.** Comparative biology of zebra mussels in Europe and North America: An overview. *Am. Zool.*, **36** : 244-258.
- Magdaliniuk S., Pisano C., Vermersch M., Imbert T. & Allard V., 2002.** Enlèvement des sédiments- guide méthodologique-Evaluation détaillée des risques liés à la gestion des sédiments de curage, 148 p.
- Maki H., Sasaki T. S. & Harayama S., 2001.** Photo-oxidation of biodegraded crude oil and toxicity of the photo-oxidized products. *Chemosphere* **44**: 1145-1151.
- Malmogren Anders J., 1865.** Nordiska Hafs-Annulater. Förh. öfv. Kongl. Vet. Akad. *Stockholm*, Nos. 1-2, 5, pp. 51-110, 181-192, 355-410, *pis.* 8-15, 18-29.
- Manduzio H., Monsinjon T., Rocher B., Leboulenger F. & Galap C., 2003.** Characterization of an inducible isoform of the Cu/Zn superoxide dismutase in the blue mussel *Mytilus edulis*. *Aquat. Toxicol.*, **64** : 73-83.
- Mannervik B., Alin P., Guthenberg C., Jensson H., Tahir M. K., Warholm M., Jornvall H., 1985.** Identification of three classes of cytosolic glutathione transferase common to several mammalian species: correlation between structural data and enzymatic properties. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **82(21)**: 7202-7206.
- Marcel R., 1962.** Cycle annuel de *Perinereis cultrifera* Grube (Annélide Polychète) à Alger. *Mémoires de la Société des Sciences Naturelles et Mathématiques de Cherbourg.*, **19**: 39-54.
- Marchand J., Tanguy A., Laroche J., Quiniou L. & Moraga D., 2003.** Responses of European flounder *Plastichthys flesus* populations to contamination in different estuaries along the Atlantic coast of France. *Marine Ecology Progress Series.*, **260**: 273-284.
- Marchand M. & Kantin R., 1997.** Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis*, **23(4)**: 595-629.
- Marin M., Pedregosa A., Rios S. & Laborda F., 1996.** Study of factors influencing the degradation of heating oil by *Acinetobacter calcoaceticus* MM5. *International Biodeterioration and Biodegradation*, **27**: 69-75.
- Marot F., 1997.** Caractérisation et traitement de sédiments de dragage contenant des polluants métalliques. *Thèse de doctorat spécialité Génie civil et environnement université du Havre*, 330 p.
- Marot F., 1998.** Caractérisation et traitement des sédiments de dragage contenant des polluants métalliques. Paris : BRGM, 330p.
- Marseille F., Tiffreau C., Laboudigue A. & Lecomte P., 2000.** *Impact on the mobility and bioavailability of trace elements in a dredged sediment deposit: two scales of investigation, the pilot deposit and the greenhouse.* Seventh International Conference on Contaminated Soil, 18-22 Sept. 2000, Leipzig. Thomas Telford, 2000, pp. 697-704.

- Martínez-Lara E., George S. G., López-Barea J. & Bárcena J. A., 1997.** Purification and characterization of multiple glutathione transferase isoenzymes from grey mullet liver. *Cell. Mol. Life Sci.* **53** : 759-768.
- Mason A. Z. & Jenkins K. D., 1995.** Metal detoxication in aquatic organisms. In Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Eds Tessier A, Turner DR, *Vol 3. Wiley & Sons, Chichester*, p. 469-608.
- Massoulié J., Anselmet A., Bon S., Krejci E., Legay C., Morel N. & Simon S., 1999.** The polymorphism of acetylcholinesterase: post-translational processing, quaternary associations and localization. *Chemico-Biological Interactions*, **119/120** : 29-42.
- Massoulié J., Bon S., 1993.** L'acétylcholinestérase: une structure originale pour une fonction vitale. *Annales de l'Institut Pasteur / Actualités*, **4(1)** : 35-49.
- Massoulié J., Pezzementi L., Bon S., Krejci E. & Valette F. M., 1993.** Molecular and cellular biology of cholinesterase. *Prog Neurobiol*, **41**: 31-91.
- Matthiessen P., Bifield S., Jarrett F., Kirby M. F., Law R. J., McMinn W. R., Sheahan D. A., Thain J. E. & Whale G. F., 1998.** An assessment of sediment toxicity in the River Tyne Estuary, UK by means of bioassays. *Mar Environ Res.*, **45(1)**: 1-15.
- MBA (Marine Biological Association), 1957.** Plymouth Marine Fauna (3rd Edition). Plymouth, 457p.
- Mbonigaba J. J. M., Nzeyimana I., Bucagu C. & Culot M., 2009.** Caracterisation physique, chimique et microbiologique de trois sols acides tropicaux du Rwanda sous jacheres naturelles et contraintes a leur productivite. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 2009, **13(4)**: 545-558.
- Mc Henery J. G., Linley-Adams G. E., Moore D. C., Rodger G. K., Davies I. M., 1997.** Experimental field studies of effects of dichlorvos exposure on acetylcholinesterase activity in the gills of the mussel, *Mytilus edulis* L. *Aquat. Toxicol.*, **38** : 125-143.
- Mc Loughlin N., Yin D., Maltby L., Wood R.M. & Yu H., 2000.** Evaluation of sensitivity and specificity of two crustacean biochemical biomarkers. *Environmental Toxicology and Chemistry.*, **19** : 2085-2092.
- McBride M. B., 1995.** Toxic metal accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective, *Journal of Environmental Quality*, **24**: 5-18.
- Meador J. P., Stein J. E., Reichert W. L. & Varanasi U., 1995.** Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons by marine organisms, in: Ware, G.W., *Reviews of environmental contamination and toxicology*, 79-166.
- Méndez N., Flos J. & Romero J., 1998.** Littoral softbottom polychaetes communities in a pollution gradient in front of Barcelona (Western Mediterranean, Spain). *B. Mar. Sci.*, **63**: 167-178.
- Merian E., Anke M., Ihnat M., & Stoepler M., 2004.** Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. 2<sup>nd</sup>Edition, VCH Publishers, Weinheim, New York, USA, 1806.

- Meybeck M., 2001.** Transport et qualité des sédiments fluviaux : de la variabilité spatio-temporelle à la gestion. *La houille blanche*, **6/7**: 39-43.
- Meybeck M., Friedrich G., Thomas R. & Chapman D., 1996.** Rivers. Water quality assessments : a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, pp. 59-126.
- Meyer D. J. & Thomas M., 1995.** Characterization of rat spleen prostaglandin H Disomerase as a sigma-class GSH transferase. *Biochem. J.*, **311**: 739-742.
- Meyer J. N. & De Giulio R. T., 2003.** Heritable adaptation and fitness costs in killifish (*Fundus heteroclitus*) inhabiting a polluted estuary. *Ecol. Appl.*, **13**: 490-503.
- Meyer W., Kretschmer M., Hoffmann A. & Harisch G., 1991.** Biochemical and histochemical observations on effects of low-level heavy metal load (lead, Cadmium) in different organ systems of the freshwater crayfish, *Astacus astacus L.*(crustacea : Decapoda). *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **21**: 137-156.
- Michel P., 1976.** (Eds.), La pollution des eaux marine «Pollution par les hydrocarbures: interaction avec les biocénoses ». *Gauthier-Villars, Paris*, 231 p.
- Mikac N., Kwokal Z., Martincic D. & Branica M., 1996.** Uptake of mercury species by transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis* under estuarine conditions (Krka river estuary). *Sci. Total Environment.*, **184(3)**: 173-182.
- Millot C., 1985.** Some features of the Algerian current. *J.geophy. res.*,**90(C4)**: 7169-7176.
- Millot C., 1987.** Circulation in the western Mediterranean Sea. *Oceanog. Acta.*, **10(2)**: 144-149.
- Minier L., Eufemia N. & Epel D., 1999.**The multi-xenobiotic resistance phenotype as a tool to biomonitor the environment. *Biomarkers*, **4**:77-93.
- Miquel G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques (Dir.). Rapport Sénat n°261: 360.
- Mirza F. B. & Gray J.S., 1981.** The fauna of benthic sediments from the organically enriched Oslofjord, Norway. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **54**: 181-207.
- Modassir y. & Ansari A., 2000.** Effect of petroleum hydrocarbon on physiological and biochemical parameters in an estuarine clam (*Paphia malabarica*). *Fishery Technology*. **37**: 40-45.
- Modrzewska & Wyszowski, 2014.** Modrzewska B., & Wyszowski M., 2014. Trace metals content in soils along the state road 51(northeastern Poland). *Environ Monit Assess*, **186**, 2589–2597. doi : 10.1007/s10661-013-3562-z.
- Mohn W. W. & Stewart G. R., 2000.** Limiting factors for hydrocarbons at low temperature in Arctic soils. *Soil Biology and Biochemistry*, **32**: 1161-1172.

- Monod G., Devaux A. & Riviere J. L., 1988.** Effects of chemical pollution on the activities of hepatic xenobiotic metabolizing enzymes in fish from the river Rhône. *The Science of the Total Environment.*, **73**: 189-201.
- Montagu G., 1808.** Description of several marine animals found on the south coast of Devonshire. *Trans. Linn. Soc. London*, vol. 9, pp. 81-114, pis. 2-8.
- Moore P. A., Joern B. C., Edwards D. R., Wood C. W. & Daniel T.C., 2006.** Effects of manure amendments on environmental and production problems. American Society of Agricultural and Biological Engineers, St. Joseph, Michigan, USA.759-776.
- Morgan R. K. & Taylor E., 2004.** Copper Accumulation in Vineyard Soils in New Zealand. *Environmental Sciences*, **1**: 139-167.
- Morgenstern R. & DePierre J. W., 1983.** Microsomal glutathione transferase. Purification in unactivated form and further characterization of the activation process, substrate specificity and amino acid composition. *European Journal of Biochemistry*, **134**: 591-597.
- Mouneyrac C., Durou C., Gillet P., Hummel H. & Amiard-Triquet C., 2009.** Linking Energy Metabolism, Reproduction, Abundance, and Structure of *Nereis diversicolor* Populations. In : Amiard-Triquet, C& Rainbow, P. S., 2009. Environmental Assessment of Estuarine Ecosystems A case Study., Taylor & Francis Group, LLC CRC Press., 370p.
- Mulligan C. N., Yong R. N. & Gibbs B. F., 2001.** Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater : an evaluation. *Engineering Geology*, **6(1-4)**: 193-207.
- Murozumi M., Chow T. J. & Patterson C. C., 1969.** Chemical concentration of pollutant lead aerosols, terrestrial dust and sea salts in Greenland and Arctic snow strata. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **33**: 1247-1294.
- Narbonne J. F., Garrigues P., Ribera D., Raoux C., Mathieu A., Lemaire P., Salaun, J. P. & Lafaurie M., 1991.** Mixed function oxygenase enzymes as tools for pollution monitoring: Field studies on the French coast of the Mediterranean Sea. *Comparative Biochemistry and Physiology.*, **100(C)**: 37-42.
- Nas/Nrc, 1989.** Recommended dietary allowances, National Academy of Science/National Research Council, Washington.
- Nasci C., Nesto N., Monteduro R. A. & Da Ros L., 2002.** Field application of biochemical markers and a physiological index in the mussel, *Mytilus galloprovincialis*: transplantation and biomonitoring studies in the lagoon of Venice (NE Italy). *Mar. Environ. Res.*, **54**: 811-816.
- Neff J. M., 1979.** Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment - Sources, Fates and Biological Effects. Editor: Applied Science Publishers LTD.
- Nestel P. & Davidsson L.** *Anémie carence en fer et anémie ferriprive*. Etat Unis d'Amérique, 2003.
- Neveu A., Riou C., Bonhomme., Chassin P. & Papy F., 2001.** L'eau dans l'espace rurale, vie et milieux aquatiques. Cedex. Paris., pp : 3,15,24,61,62. NODC : Taxonomic Code, database (version8.0) 1996.

- Niyogi S., Biswas S., Sarker S. & Datta A. G., 2001.** Antioxidant enzymes in brackishwater oyster, *Saccostrea cucullata* as potential biomarkers of polyaromatic hydrocarbon pollution in Hooghly Estuary (India): seasonality and its consequences. *The Science of The Total Environment.*, **281**: 237-246.
- Norme AFNOR NT F 90-103., 1975.** Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO).
- Noss R. F., 1990.** Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation Biology*, **4** : 355-364.
- Nriagu J. O., 1983.** Saturnine gout among the aristocrats of the Roman Empire. *New Engl. J. Med.*, **308**: 660-663.
- Occhipinti-Ambrogi A., Forni G. & Marchini A. 2005.** Testing different approaches for quality assessment using the benthic community : examples from the northern adriatic sea. Indicators of stress in the marine benthos, IOC Workshop Report No. 195, pp. 23-26.
- Ochi T., Takahashi K. & Ohsawa M., 1987.** Indirect evidence for the induction of a prooxidant state by cadmium chloride in cultured mammalian cells and a possible mechanism for the induction. *Mutation Research*, **180**: 257-266.
- Okwonko J. O. & Mothiba M, 2005.** Physico-chemical characteristics and pollution levels of heavy metals in the rivers in Thohoyandou, South Africa, *Journal of Hydrology*, **308**: 122-127.
- Olive P. J. W., 1999.** Polychaeta aquaculture and Polychaeta science: A mutual synergism. *Hydrobiologia*, **402**: 175-183.
- Olive P. J. W., Fletcher J., Rees S. & Desrosiers G., 1997.** Interactions of environmental temperature with photoperiod in determining age at maturity in a semelparous polychaete nereis (*Neanthes*) *virens* sars. *J. Therm. Biol.*, **22(6)** : 4x9-497.
- Olive P. J. W., Rees S. W & Djunaedi A., 1998.** Influence of photoperiod and temperature on oocyte growth in the semelparous Polychaete *Nereis (Neanthe) virens*. *Marine Ecology Progress Series.*, **172**: 169-183.
- Olsgard F., Brattegard T. & Holthe T., 2003.** Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodivers. Conserv.*, **12**: 1033-1049.
- Omena E. P. & Amaral A. C. Z., 2001.** Morphometric study of the Nereidid *Laeonereis acuta* (Annelida : Polychaeta). *J. Mar. Biol. Ass. U. K.* **81** : 423-426.
- OMS, 1978.** Organisation Mondiale de la Santé. Critères d'hygiène de l'environnement. 3. Plomb. OMS, Suisse, Genève.
- OMS-IPCS., 1998.** Environmental Health Criteria n°200: copper. World Health Organisation International Programme on chemical Safety.
- Orbea A., Fahimi H. D. & Cajaraville M. P., 2000.** Immunolocalization of four antioxidant enzymes in digestive glands of mollusks and crustaceans and fish liver. *Histochemistry and cell biology.*, **114**: 393-404.

- Oro J., Tornabene T. G., Nooner D. W. & Gelpi, 1967.** Aliphatic hydrocarbons and fatty acids of some marine and freshwater microorganisms. *Journal of Bacteriology*, **93**: 1811-1818.
- Ounissi M., 2007.** Devenir et incidences des flux de matières continentales enrichissantes et polluantes dans le littoral d'Annaba. Bilan final du projet de recherche ONEDD/MATE/05/04: 11p.
- Ozman M., Sener S., Mete A. & Kucukbay H., 1999.** In vitro and in vivo acetylcholinesterase inhibition effects of new classes of organophosphorus compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18** : 241-246.
- Pai I., 2007.** Ecology of Andaman Sea: past, present and future. *J. Cell Anim. Biol.* **1(1)** : 011-014.
- Pandey S., Parvez S., Sayeed I., Haque R., Bin-Hafeez B. & Raisuddin S., 2003.** Biomarkers of oxidative stress: a comparative study of river Yamuna fish Wallago attu (Bl. & Schn.). *Sci. Total Environ.*, 309: 105–115.
- Papageorgiou N., Arvanitidis C. & Eleftheriou A., 2006.** Multicausal environmental severity: a flexible framework for microtidal sandy beaches and the role of polychaetes as an indicator taxon. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, **70**: 643-653.
- Parant M., 1998.** Le métabolisme des xénobiotiques chez les Bivalves. *Sci. Life.*, **321**:485-494.
- Pascal S., Debrauwer L., Ferte M-P., Anglade P., Rouimi P. & Scalla R., 1998.** Analysis and characterization of glutathione S-transferase subunits from wheat (*Triticum aestivum* L.). *Plant Science*, **134**: 217-226.
- Payne J. R. & Philipps C. R., 1985.** Photochemistry of petroleum in water: Photooxidation causes changes in oil and enhances dissolution of its oxidized products. *Environmental Science and Technology*, **19**: 569-579.
- Payne J., Mathieu A., Melvin W. & Fancey L. L., 1996.** Acetylcholinesterase, an old biomarker with a new future. Field trials in association with two urban rivers and a paper mill in Newfoundland. *Mar. Pollut. Bull.*, **32** : 225-231.
- Pearson T. H. & Rosenberg R., 1978.** Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanog. Mar. Biol.*, **16**: 229-311.
- Pellerin-Massicotte J., 1994.** Oxidative processes as indicators of chemical stress in marine bivalves. *J. Aquat. Ecosyst. Health*, **3**: 101-111.
- Pemble S. E., Wardle A. F. & Taylor J. B., 1996.** Glutathione S-transferase class Kappa: characterization by the cloning of rat mitochondrial GST and identification of a human homologue. *Biochem. J.*, **319**: 749-754.
- Pérez-Lopez M., Anglade P., Bec-Ferté M. P., Debrauwer L., Perdu E., Cravedi J. P. & Rouimi P., 2000.** Characterization of hepatic and extrahepatic Glutathione S-transferases in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and their induction by 3,3',4,4'-tetrachlorobiphenyl. *Fish Physiology and Biochemistry*, **22**: 21-32.

- Peteiro L. G., Babarro J. M. F., Labarta U. & Fernandez-Reiriz M. J., 2006.** Growth of *Mytilus galloprovincialis* after the Prestige oil spill. *ICES Journal of Marine Science*. **63**: 1005-1013.
- Philips D. J. H & Rainbow P. S., 1994.** Biomonitoring of trace aquatic contaminants Chapman and Hall. London.
- Pomerol C., Lagabrielle Y. & Renard M., 2000.** *Eléments de Géologie - 12 ème Edition*, Dunod: 746p.
- Pook C., Lewis C. & Galloway T., 2009.** The metabolic and fitness costs associated with metal resistance in *Nereis diversicolor*. *Marine Pollution Bulletin.*, **58** : 1063-1071.
- Poulsen E., Riisgard H. U. & Mohlenberg F., 1982.** Accumulation of Cadmium and bioenergetics in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **68**: 25-29.
- Power E. A. & Chapman P. M. 1992.** Assessing sediment quality. In Burton G. A. J. (Eds). *Sediment Toxicity Assessment*, Lewis, Chelsea, MI, USA., 1-18.
- Prapantadara L. A., Koottathep S., Promtet N., Hemingway J. & Ketterman A. J., 1996.** Purification and characterization of a major glutathione S-transferase from the mosquito *Anopheles dirus* (species B). *insect Biochemistry and Molecular Biology.*, **26(3)**: 277-285.
- Prevedelli D & Simonini R., 2003.** Life cycles in brackish habitats : adaptative strategies of some polychaetes from the venice lagoon. *Oceanologica Acta.*, **26**:77-84.
- Price N. M. & Morel F. M. M., 1990.** Cadmium and Cobalt substitution for Zinc in a marine diatom. *Nature*, **344**: 658-660.
- Quatrefages Abmand D. B., 1865.** Histoire naturelle des annelés marins et d'eau douce. Annélides et géphyriens, *Paris, Libr. Encycl. de Rôret, vol. 1*, pp. 1-688.
- Ramade F., 1992.** *Precis d'ecotoxicologie*, Collection d'ecologie 22, Masson.
- Ramade F., 1993.** Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'environnement. *Ediscience. Paris*, 822 pp.
- Ramade F., 2000.** (Eds.), Dictionnaire encyclopédique des pollutions. *Ediscience internationale, Paris*, 690p.
- Ramade F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'Écologie et des Sciences de l'environnement. Paris, Dunod Science.
- Ramessur T. & Ramjeawon T., 2002.** Determination of lead, chromium and zinc in sediments from an urbanized river in Mauritius *Environment International*, **(28)**: 315-324.
- Ramos R. & Garcia E., 2007.** Induction of mixed-function oxygenase system and antioxidant enzymatiques in the coral *Montastraea faveolata* on acute exposure to benzo(a)pyrene. *Comparative Biochemistry and Physiology*. **144(C)**: 348-355.
- Ramos-Espla A. & Sanchez-Lizaso J. L., 2002.** Impacto del arrastre sobre comunidades circalitorales de fondos blandos dominadas por coralinaceas. ACTAS, Septima Reunion del Foro Cientifico Para la Pesca Espanola en el Mediterraneo. pp: 103.

- Rao J. V., Kavitha P., Srikanth K., Usman P. K. & Rao T. G., 2007.** Environmental contamination using accumulation of metals in marine sponges, *Sigmadocia fibulata* inhabiting the coastal waters of Gulf of Mannar, India. *Toxicological and Environmental Chemistry*, **89**: 487-498.
- Rapport SPE 1/RM/29, 1994.** Document d'orientation sur le prélèvement et la préparation de sédiments en vue de leur caractérisation physicochimique et d'essais biologiques. Ottawa, 115 p.
- Rashed M. N., 2001.** Monitoring of Environmental heavy metals in fish from Nasser Lake, Egypt. *Environment International*, **27**: 27-33.
- Rayms-Keller A., Olson K. E., Mcgaw M., Oray C., Carlson J. O. & Beaty B. J., 1998.** Effect of Heavy Metals on *Aedes aegypti* (Diptera: Culicidae) Larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **39**: 41-47.
- Reish D. J. & Gerlinger T. V., 1997.** A review of the toxicological studies with polychaetous annelids. *Bull. Mar. Sci.*, **60**: 584-607.
- Retière C., 1979.** Contribution à l'étude des peuplements benthiques du golfe normano-breton. *Thèse Doctorat Etat, Sciences Naturelles, Université de Rennes*, 370pp.
- Rewitz K.F., Kjellerup C, Jørgensen A, Petersen C, Andersen O., 2004.** Identification of two *Nereis virens* (Annelida: Polychaeta) cytochromes P450 and induction by xenobiotics. *Comparative Biochemistry and Physiology*, **138 (C)**: 89-96.
- Rhee J-S., Lee Y-M., Hwang D-S., Won E-J., Raisuddin S., Shin K-H. & Lee J-S., 2007.** Molecular cloning, expression, biochemical characteristics, and biomarker potential of theta class glutathione S-transferase (GST-T) from the polychaete *Neanthes succinea*. *Aquatic Toxicology*, **83**: 104-115.
- Richardson B. J., Mak E., De Luca-Abbott S. B., Martin M., McClellan K., Lam P. K. S., 2008.** Antioxidant responses to polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in green-lipped mussels (*Perna viridis*): Do mussels "integrate" biomarker responses, *Mar. Pollut. Bull.*, **57**: 503-514.
- Richmonds C., & Dutta H. M., 1992.** Effect of malathion on optomotor behaviour of bluegill sunfish. *Lepomis macrochirus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, **102**: 523-526.
- Rickwood C. J. & Galloway T. S., 2004.** Acetylcholinesterase inhibition as a biomarker of adverse effect. A study of *Mytilus edulis* exposed to the priority pollutant chorfenvinphos. *Aquat. Toxicol.*, **67** :45-56.
- Riget F., Johansen P. & Asmund G., 1997.** Uptake and release of lead and Zinc by blue mussels (*Mytilus edulis*). Experience from transplanted experiments in Greenland. *Mar. Pollut. Bull.*, **34**: 805-815.
- Riisgard H. U. & Hansen S., 1990.** Biomagnification of Mercury in a marine grazing food-chain : Algal cell *Phaeodactylum tricorutum*, Mussels *Mytilus edulis* and Flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **62**: 259-270.

- Riisgard H. U., Bjornestad E. & Mohlenberg F., 1987.** Accumulation of Cadmium in the mussel *Mytilus edulis* : kinetics and importance of uptake via food and seawater. *Mar. Biol.*, **96**: 349-353.
- Rike A. G., Haugen K. B., Borrensen M., Engene B. & Kolstad P., 2003.** In situ biodegradation of petroleum hydrocarbons in frozen arctic soils. *Cold Region Science and technology*, **907**: 01-24.
- Robert M. & Juste C., 1999.** Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. In: Spéciation des métaux dans le sol. *Les Cahiers du Club Crin*, Paris, 15-37.
- Roche A. L., 2001.** Influence du séchage et de l'humidification sur le comportement des sédiments déposés sur le sol, 61 p.
- Roche H., Buet A. & Ramade F., 2003.** Mise en évidence et validation de biomarqueurs écotoxicologiques dans la population d'anguilles d'un étang de la réserve naturelle nationale de Camargue, le vaccares exposée a des polluants organiques persistants. *Rev. Ecol.*, **58** : 127-141.
- Rocher B., Le Goff J., Peluhet L., Briand M., Manduzio H., Gallois J., Devier M. H., Geffard O., Gricourt L., Augagneur S., Budzinski H., Pottier D., André V., Lebailly P. & Cachot J., 2006.** Genotoxicant accumulation and cellular defence activation in bivalves chronically exposed to waterborne contaminants from the Seine River. *Aquat. Toxicol.*, **79**: 65-77.
- Rodier J., 1984.** Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer, *Paris : 7ème édition, Dunod*, 700p
- Rodier J., 1996.** L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer. *Chimie, physico-chimie, bactériologie, biologie. 8<sup>ème</sup> Ed. Dunod Bordas, Paris*, 1135p.
- Rodier J., 1998.** L'analyse de l'eau. 8e édition, Dunod, Paris.
- Rodriguez-Ariza A., Martinez-Lara E., Pascual P., Pedrajas J.R, Abril N. & Dorado G., 1993.** Biochemical and genetic indices of marine pollution in Spanish littoral. *Sci Total Environ Suppl.*, **93**: 109-113.
- Rofes G., 1994.** Un intégrateur physico-chimique: le sédiment. In: D. d. E. A. S. e. t. d. l'environnement. Gestion intégrée des milieux aquatiques, 19-20 mai 1994, Paris, pp. 89-101.
- Rontani J. F. & Giusti G., 1987.** Photosensitized oxidation of pristine in sea water: effect of photochemical reactions on tertiary carbons. *Journal of Photochemistry and Photobiology*, **40(A)**: 107-120.
- Rossjohn J., Polekhina G., Feil S. C., Allocati N., Masulli M., De Illio C., Parker M. W., 1998.** A mixed disulfide bond in bacterial glutathione transferase: functional and evolutionary implications. *Structure. Journal Article/Research Support, Non-U.S. Gov't /Comparative Study*, **6(6)**:721-34
- Rouabah A & Scaps P., 2003.** Lefe Cycle and Population Dynamics of the Polychaete *Perinereis cultrifera* from the Algerian Mediteranean Coast. P.S.Z.N. : *Marine Ecology.*, **24(2)** : 85-99.

- Rouabah A. & Rouabah L., 2007.** Biodiversite et complex d'espèces *Perinereis cultrifera* : Un exemple de spéciation. *Science et technologie*, **25(C)**: 79-87.
- Rouabah A., 2003.** Comparaison au plan biochimiques et génétique de population de l'annélide polychète *Perenereis cultrifera* du littoral francais et algerien : pr'cision des liens de parenté. *Thèse de doctorat, Université de Mentouri Constantine*.
- Rouabah A., Rouabah L., Tahar A., Scaps P., 2009.** Variation in paragraph Number of the Different Morphs of the Polychaete *Perinereis* of. *Cultrifera* in Relation to Geographical Location and Type of Reproduction. *American Journal of Scientific Research.*, **29**: 81-87.
- Rouabah L., Rouabah A., Ferroudj S. & Scaps P., 2008.** Comparaison of the life cycles of two populations of the polychaete *Perinereis* of. *cultrifera* from the Bay of Algiers (Mediterranean Sea). *Scientia Marina.*, **72(4)** : 769-778.
- Rouane-Hacene O., 2013.** Biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien, par le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*. *Thèse présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Biologie, Université d'Oran*, 295p.
- Rouhi A. Sifi J. Gillet P. & Deutsch B., 2008.** Reproduction and population dynamics of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta : Nereididae) of the Atlantic coast, El Jadida, Marocco. *Cah. Biol. Mar.*, **49**: 151-160.
- Rouhi A., Sifi J., Ferssiwi A. & Chemaa A., 2007.** Bioaccumulation de quelques éléments métalliques par deux espèces d' Annelides Polychètes du littoral de Jorf Lasfar (région d'El Jadida, Maroc). *Bulletin de l'institut scientifique, Rabat, section science de la vie.* **29** : 81-87.
- Rouimi P., Anglade P., Debrauwer L. & Tulliez J., 1996.** Characterization of pig liver glutathione S-transferases using HPLC-electrospray-ionization mass spectrometry. *Biochemical Journal.*, **317**: 879-884.
- Rousse G. W. & Pleijel F., 2006.** Annelid Polylogeny and Systematics. *In* :Rousse, G., Pleigel, F., Reproductive Biology and Phylogeny of Annelida. Csiense Publishers, *Enfield*, NH, USA.4 :688 PP.
- Rousseau B. & Suaudeau R., 2008.** Contamination des sédiments «une pollution cachée». *France Nature Environnement, la lettre eau n(41)*: 10-13.
- Rudolph A. & Rudolph M. I. 1999.** Activity of Benzo(a)pyrene Hydroxylase in Three Marine Species. *Bulletin of environmental contamination and toxicology*, **63**: 639-645.
- Ruibah M., Boulahdid M., Boudjellal B., Eddalia N. & Ounadi F., 2005.** Etude de la pollution du littoral Algérois et du lac de Reghaia. *Par l'APPL, ISMAL*, 73p.
- Ruidi S., 2002.** Cartographie de la pollution par les hydrocarbures totaux au niveau de la plate-forme industrielle de Skikda. *Thèse de magistère en Ecologie. Université de Constantine.*, 112 pp.

- Ruidi S., 2014.** Evaluation de la contamination par les hydrocarbures des sédiments superficiels (fluviaux et marins) de la région de Skikda (nord-est algérien). Analyse statistiques. *Thèse en vue de l'obtention du Diplôme de Doctorat, Université Badji Mokhtar-Annaba-, 208p.*
- Rumohr H. 2005.** A 5-7 successions model for the Baltic a future management tool, Indicators of stress in the marine benthos. IOC workshop report No. 195, pp. 12-14.
- Rust A. J., Burgess R. M., Brownawell B. J. & McElroy A. E., 2004.** Relationship between metabolism and bioaccumulation of benzo[*a*]pyrene in benthic invertebrates. *Environ. Toxicol. Chem.*, **23**: 2587-2593.
- Saada M., 1997.** Présentation générale du littoral et aménagement des zones de baignade. *Séminaire, Ain Témouchent. (23-25/02/1997).*
- Saadallah M., 1991.** Contribution à l'étude de la pollution métallique des sédiments des cours d'eau Marocains : cas de l'oued Boufekrane, *Thèse de troisième cycle, Université Moulay Ismail, Méknés, 181 p.*
- Saglio P., Trijasse S., & Azam D., 1996.** Behavioural effects of water-born carbofuron in goldfish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, **31**: 232-238.
- Sahli L., 2012.** Etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. *Thèse présentée pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Sciences, Université Mentouri de Constantine, 262p.*
- Saker H., 2006.** Analyse et dosage des hydrocarbures présents dans les eaux de mer du littoral de Skikda. *Mémoire de magister, Université du 20 - août 1955-Skikda, XXXp.*
- Saker I. E., 2007.** Pollution chimiques par les effluents industriels directs introduits au littoral d'Annaba. *Mémoire de Magister. Université d'Annaba, 34p.*
- Saliot A., 1981.** Natural hydrocarbons in sea water. In: Duursma, E.K. and Dawson, R. (Eds.), *Marine organic chemistry*. Elsevier, Amsterdam, pp. 327-374.
- Salvat B., 1967.** La macrofaune carcinologique endogée des sédiments intertidaux (Tanaïdacs, Isopodes, Amipodes), Ethologie, Bionomie et cycle biologique, *Thèse de Doctortat en sciences naturelles. Faculté des sciences. Université de Paris : 275p.*
- Samuels C. L., & Drake J. A., 1997.** Divergent perspectives on community convergence. *Trends in Ecology and Evolution*, **12** : 427-432.
- Sandalio L. M., Dalurzo H. C., Gómez M., Romero-Puertas M. C. & Del Rio., 2001.** Cadmium-induced changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *J. Exp. Bot.*, **52 (364)**: 2115-2126.
- Sandrini J. Z., Ventura Lima J., Regoli F., Fattorinic D., Nottic A., Marinsa L. F. & Monserrat J. M., 2008.** Antioxidant responses in the nereidid *Laeonereis acuta* (Annelida, Polychaeta) after cadmium exposure. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, **70**: 115–120.

- Sandvik S., Lode A. & Pederson T. A., 1986.** Biodegradation of oily sludge in Norwegian soils. *Applied Microbiology Biotechnology*, **23**: 297-301.
- Sarkar A. & Everaarts ,1998.** Riverine input of chlorinated hydrocarbons in the coastal pollution. In: Majumdar S. K., Miller E. W. & Brenmen P. J. (Eds.) Ecology of wetlands, river and associated habitats. The Pennsylvania Academy of Science, PA, p. 400-422.
- Sarkar A., 1994.** Occurrence and distribution of persistent chlorinated hydrocarbons in the seas around India. In: Majumdar S. K., Miller E. W., Forbes G. S., Schmalz R. F. & Assad A. Panah (Eds.) The oceans: physico-chemical dynamics and resources. *The Pennsylvania Academy of Science*, PA, p. 445-459.
- Sarkar A., Holkar P. K. R. & Patil S. S., 2010.** Application of Acetylcholinesterase Activity in Marine Organisms as a Biomarker of Coastal Pollution. National Conference on Emerging Trends in Engineering, *Technology and Management, MS2K.*, **10** : 383-386.
- Sarkar A., Nagarajan R., Singbal S. Y. S., Chhapadkar S. & Pal S., 1997.** Contamination of organochlorine pesticides in sediments from the Arabian Sea along the west coast of India. *Wat. Res.*, **31(2)**: 195-200.
- Scaps P. & Borot O., 2000.** Acetylcholinesterase activity of the polychaete *Nereis diversicolor*: effects of temperature and salinity. *Comp. Biochem. Physiol.*, **125(C)**: 377-383.
- Scaps P., Descamps M. & Demuyne S., 2002.** Biochemical and physiological responses induced by toxics in Annelida: Utilisation as biomarkers. *Comp. Biochem. Physiol.*, **9**: 165-173.
- Schaule B. K. & Patterson C. C., 1983.** Perturbations of natural lead profile in the Sargasso sea by industrial lead, p487-503. In : Trace Metals in Sea Water. Wong C. S., Boyle E., Bruland K. W., Burton J. D. & Goldberg E. D. (eds.) NATO Conf. Series IV : *Marine Sciences, Vol.9. Plenum Press, New-York.*
- Scheiner S. M., 1992.** Measuring pattern diversity. *Ecology*, **73**: 1860-1867.
- Schulz-Baldes M., 1974.** Lead uptake from seawater and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, **25** :177-193.
- Schulze E. D., & Mooney H. A., 1994.** Biodiversity and ecosystem function. Springer Verlag, NewYork.
- Schutz-Baldes M., 1977.** Lead transport in the common mussel *Mytilus edulis*. Proc. Int. Conf., Heavy metals in the Environment, *Natl. Res. Council can.*
- Schuermann G. & Markert B., 1998.** Ecotoxicology, Ecological Fundamentals, Chemical Exposure, and Biological Effects. John Wiley & Sons Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, 900p.
- Schwarz J. R., Walker J. D. & Colwell R. R., 1974.** Hydrocarbon degradation at ambient and *in situ* Pressure. *Applied Microbiology*, **28**: 982-986.
- Schwarz J. R., Walker J. D. & Colwell R. R., 1975.** Deep-sea bacteria: growth and utilization of *n*hexadecane at *in situ* temperature and pressure. *Canadian Journal of Microbiology*, **21**: 682-687.

- Scow K. M., 2003.** Rate of biodegradation, in: W. J. Lyman, W. F. Rosenblatt, (Eds. Handbook of chemical Property Estimation Methods, McGraw-Hill, New York.
- Sea WiFS Project, 2006.** NASA/Goddard Space Flight Center, & ORBIMAGE.
- Sellali B., Lourguoui H., Benchikh S. & Azzouz M., 2007.** sources et origines des hydrocarbures dans les sediments superficiels du littoral ouest algerien. *Rapp. Comm. int. Mer Medit.*, **38**, 2007.
- Serafim M. A., Company R. M., Bebiano M. J. & Langston W. J., 2002.** Effect of temperature and size on metallothionein synthesis in the gill of *Mytilus galloprovincialis* exposed to Cadmium. *Mar. Environ. Res.*, **54(3-5)**: 361-365.
- Sheehan D. & Power A., 1999.** Effects of seasonality on xenobiotic and antioxidant defence mechanisms of bivalve molluscs. *Comp. Biochem. Physiol. C, Pharmacol. Toxicol. Endocrinol.*, **123** : 193-199.
- Sibly R. M. & Calow P., 1989.** A life-cycle theory of responses to stress. *Biol. J. Linn. Soc.*, **37** :101-116.
- Sifi K., Chouahda S. & Soltani N., 2007.** **Biosurveillance de l'environnement** par la mesure de biomarqueurs chez *Donax trunculus* dans le golfe d'Annaba (Algérie). *Mésogée*, **63**: 11-18.
- Sifi K., 2009.** Biosurveillance de la qualité des eaux du golfe d'Annaba: croissance, composition biochimique et dosage de biomarqueurs du stress environnemental chez *Donax trunculus* (Mollusque, Bivalve). *These de Doctorat en Ecotoxicologie. Université d'Annaba*, 140pp.
- Simkiss K. & Taylor M. G., 1995.** Transport of Metals across Membranes. In « Metal speciation and bioavailability in aquatic systems ». Tessier A. & Turner D. R., Wiley, 32-39.
- Smolders R., Bervoets L., Wepener V. & Blust R., 2003.** A conceptual framework for using mussels as biomonitors in whole effluent toxicity. *Human and ecological risk assessment*, **9**: 741-760.
- Solé M., Kopecka-Pilarezyk J. & Blasco J., 2009.** Pollution biomarkers in two estuarine invertebrates, *Nereis diversicolor* and *Scrobicularia plana*, from a marsh ecosystem in SW Spain. *Environment International.*, **35**: 523-531.
- Solodov N. I., Aleksand V. Z., Aleksand P. M., Aleksand D. K. & Boris R. T., 1998.** Geochemistry of naturel and contaminated subsurface waters in the lake Karacai, Southern Urals, Russia, *Applied geochemistry*, **13**: 921-939.
- Soltani N., Amira A, Sifi K. & Beldi H., 2012.** Environmental monitoring of the Annaba gulf (Algeria): measurement of biomarkers in *Donax trunculus* and metallic pollution. *Bull. Soc. Zool.*, **137** (1-4): 47-56.
- Soltani M., 2004.** Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. *Thèse de doctorat de l'université Paris 6, spécialité chimie analytique*, p. 284.
- Song H. G., Wang X. & Bartha R., 1990.** Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. *Applied and Environmental Microbiology*, **56**: 652-656.

- Soto M., Ireland M. P. & Marigómez I., 2000.** Changes in mussel biometry on exposure to metals: implications in estimation of metal bioavailability in "Mussel-Watch" programmes. *Science of the Total Environment*, **247**: 175-187.
- Soucek D. J., 2007.** Sodium sulfate impacts feeding specific dynamic action, and growth rate in the fresh water bivalve *Corbicula fluminea*. *Aquatic Toxicology*, **83**: 315-322.
- Souissi M., Ouali K., Hadj Moussa W., Rouachdia R., Djabourabi A & Bensouilah M., 2008.** Proportioning of Biomarkers (GSH, GST, AChE, Catalase) Indicator of pollution at *Gambusia affinis* (Teleostei Fish) Exposed to Cadmium. *Environmental Research Journal*, **2(4)**: 177-181.
- Standard Pancanadien, 2008.** Hydrocarbures pétroliers dans le sol : Supplément technique. Le Conseil canadien des ministres de l'environnement, 36p.
- Stegeman J. J., Brouwer M., Di Giulio R. T., Förlin L., Fowler B. A., Sanders B. M. & Van Veld P. A., 1992.** Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect, In : *Biomarkers Biochemical Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress*. Huggett R.J., Kimerle R.A., Mehrle P.M. and Bergman H.L. Eds., 6: 235.
- Stenersen J., Guthenberg C. & Mannervik B., 1979.** Glutathione S-transferases in earthworms (Lumbricidae). *Biochemical Journal*., **181**: 47-50.
- Stenersen J., Kobro S., Bjerke M. & Arend U., 1987.** Glutathione transferases in aquatic and terrestrial animals from nine phyla. *Comp. Biochem and Physiol.*, **86C(1)** :73-82.
- Stephens G. C., 1975.** Uptake of naturally occurring primary amines by marine annelids. *Biol. Bull.*, **149**: 397-407.
- Stien X., Percic P., Gnassia-Barelli M., Romeo M. & Lafaurie M., 1998.** Evaluation of biomarkers in caged fishes and mussels to assess the quality of waters in a bay of the NW Mediterranean Sea. *Environmental Pollution*, **99**: 339-345.
- Sturge W. D., 1991.** Pollution of the arctic atmosphere, *New York*: Elsevier, 289pp.
- Sturm A., Wogram J., Hansen P. D. & Liess M., 1999.** Potential use of cholinesterase in monitoring (*Gasterosteus aculeatus*) and relation to pollution. *Environmental Toxicology and Chemistry*., **18**: 194-200.
- Sturm A., Wogram J., Segner H. & Liess M., 2000.** Different sensitivity to organophosphate of acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase from three-spined stickleback (*Gasterosteus vaculeatus*): application on biomonitoring. *Environmental Toxicology and chemistry*., **19** : 1607-1617.
- Sun F., Zhou Q., Wang M. & An J., 2009.** Joint stress of copper and petroleum hydrocarbons on the polychaete *Perinereis aibuhitensis* at biochemical levels. *Ecotoxicology and Environmental Safety*., **72**: 1887-1892.

- Suna Y., Zhoua Q., Xiea X., & Liua R., 2010.** Spatial, sources and risk assessment of heavy metal contamination of urban soils in typical regions of Shenyang, China. *Journal of Hazardous Materials*, 174, 455–462.
- Sunda W. G. & Huntsman S. A., 1998.** Processes regulating cellular metal accumulation and physiological effects : Phytoplankton as model systems. *The Science of the Total Environment*, 219: 165-181.
- Swartz R. C., Deben W. A. & Cole E. A., 1979.** A bioassay for the toxicity of sediment to marine macrobenthos. *J. Water. Pollut. Control. Fed.*, 54: 944-950.
- Swartz R. C., Deben W. A., Sercu K. A. & Lamberson J. O., 1982.** Sediment toxicity and distribution of Amphipods in Commencement Bay, Washington, USA *Mar Pollut Bull.*, 13: 359-364.
- Swartz R. C., Ditsworth G. R., Schults D. W. & Lamberson J.O., 1985.** Sediment toxicity to a marine infaunal amphipod: cadmium and its interaction with sewage sludge. *Mar. Environ. Res.*, 18: 133-153.
- Swartz R. C., Kemp P. F., Schults D. W. & Lamberson J. O., 1988.** Effects of mixtures of sediment contaminants on the marine infaunal amphipod, *Rhepoxynius abronius*. *Environ Toxicol Chem.*, 7: 1013-1020.
- Swartz R. C., Kemp P. F., Schults D. W., Ditsworth G. R. & Ozretich R. J., 1989.** Acute toxicity of sediment from Eagle Harbor, Washington, to the infaunal amphipod *Rhepoxynius abronius*. *Environ. Toxicol. Chem.*, 8: 215-222.
- Swartz R. C., Schults D. W., Dewitt T. H., Ditsworth G. R. & Lamberson J. O., 1990.** Toxicity of fluoranthene in sediment to marine amphopods: a test of the equilibrium partitioning approach to sediment quality criteria. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9: 1071-1080.
- Tack F. M., Callewaert O. W. J. J. & Verloo M. G., 1996.** Metal solubility as a function of pH in a contaminated dredged sediment affected by oxidation. *Environmental Pollution*, 91(2) : 199-208.
- Tada F. & Suzuki S., 1982.** Adsoption and desorption of heavy metals in bottom mud of urban rivers. *Water Res.*, 16: 1489-1494.
- Tagger S., Deveze L. & LePetit J., 1976.** The conditions for biodegradation of petroleum hydrocarbons at sea. *Marine Pollution Bulletin*, 7: 172-174.
- Tarsila M. A., João M. & de Matos N., 2006.** Two new *Terebellid polychaetes* (Polychaeta : Terebellidae) from the state of Sao Paulo, southeastern Brazil. *Zootaxa*, 1205: 31-54.
- Taupier-Letage & Millot, 1988.** Surfac circulation in the Algerian Basin DURING 1984. *Oceanologica Acta*, 5:79-85.
- Taurquin M. J. & Crague G., 1994.** Impact de la gestion des eaux usées sur la biocénose cavernicoles de la zone noyée et de la source du système Karstique de la nappe Neuville s/Ain, France, *Bull.Mens.Soc.Lin* (Lyon), 63(9): 337-348.

- Tayebi A. & Malaoui M., 2012.** Impact de la pollution marine chez *Perinereis cultrifera* (Annélides, Polychètes) dans le littoral Est Algérien: Aspects morphométriques et activité enzymatique de la glutathion S-transférase. *Mémoire de Master en Ecotoxicologie. Université Annaba.*, 25p.
- Tessier A. Carignan R., Dubreuil B. & Rapin F., 1989.** Partitioning of zinc between water column and the oxic sediments in lakes. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **53**: 1511-1522.
- Tiebskorn R., Kähler H. R., Honnen W., Schramm M., Adams S. M. & Mäller E., 1997.** Induction of heat shock proteins, changes in live ultrastructure and alterations of fish behaviour: are these biomarkers related and are they useful to elect the state of pollution in the field, *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, **6**: 57-73.
- Tissot B. P. & Welte D. H., 1984.** Petroleum formation and occurrence. Springer, Berlin.
- Tran D., Boudou A. & Massabuau J., 2001.** How water oxygenation level influences cadmium accumulation pattern in the asiatic clam *Corbicula fluminea*: a laboratory and field study. *Environ Toxicol Chem*, **20**: 2073-2080.
- Tran D., Boudou A. & Massabuau J., 2002.** Relationship between feeding-induced ventilatory activity and bioaccumulation of dissolved and algal-bound cadmium in the asiatic clam *Corbicula fluminea*. *Environ Toxicol Chem*, **21**: 327-333.
- Trigui El-Menif N., Jaafar Kefi F., Ramdani M., Flower R. & Boumaiza M., 2007.** Habitat and associated fauna of *Lithophaga lithophaga* (Linné, 1758) in the Bay of Bizerta (Tunisia). *Journal of Shellfish Research*, **26(2)**: 569-574.
- Tronczynski J., Munsch C., Héas-Moisan K., Guiot N., Truquet I., Olivier N., Men S. & Furaut A., 2004.** Contamination of Bay of Biscay by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) following the T/V « Erika » oil spill. *Aquat. Living. Resour.*, **17**: 243-259.
- Trundle D. & Marcial G., 1988.** Detection of cholinesterase inhibition. The significance of cholinesterase measurements. *Annals of Clinical and Laboratory Science*, **18(5)**: 345-352.
- Tu T. H., Silvestre F., Meulder D. B., Thome J. P., Phuong N. T. & Kestemont P., 2012.** Combined effects of deltamethrin, temperature and salinity on oxidative stress biomarkers and acetylcholinesterase activity in the black tiger shrimp (*Penaeus monodon*). *Chemosphere*, **86**: 83-91.
- Unlu E. & Gumgum B., 1993.** Concentrations of copper and zinc in fish and sediments from the Tigris river in Turkey. *Chemosphere*, **26 (11)**: 2055-2061.
- Van Bladeren P. J., 1988.** Formation of toxic metabolites from drugs and other xenobiotics by glutathione conjugation. *Trends in Pharmacological Sciences*, **9**: 295-299.
- Van der Oost R., Beyer J. & Vermeulen N. P. E., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, **13** : 57-149.
- Vandecasteele B., De Vos B. & Tack F. M. G., 2002.** Heavy metal contents in surface soils along the Upper Scheldt river (Belgium) affected by historical upland disposal of dredged materials. *The Science of the Total Environment*, **290**: 01-14.

- Vandecasteele J. P., 2005.** Microbiologie pétrolière : Concepts, implications environnementales, Applications industrielles. *IFP Publications*, Paris, France.
- Varanasi U., Stein J. E., Nishimoto M., Reichert W. L. & Collier T. K., 1987.** Chemical carcinogenesis in feral fish: uptake, activation, and detoxication of organic xenobiotics. *Environmental Health Perspectives*, **71**: 155-170.
- Varo I., Pastor A., Ramo J. & Torreblanca A., 2012.** Long-term effect of temperature on bioaccumulation of dietary metals and metallothionein induction in *Sparus aurata*. *Chemosphere*, **87**: 1215–1221.
- Varo I., Navarro J. C., Amat F. & Guilhermino L., 2001.** Characterization of cholinesterase and evaluation of the inhibitory potential of Chlorpyrifos and dichlorvos to *Artemia salina* and *Artemia parthenogenetica*. *Chemosphere.*, **8** : 563-569.
- Viarengo A., Canesi L., Pertica M., Poli G., Moore M. N. & Orunesu M., 1990.** Heavy Metal Effects On Lipid Peroxidation In The Tissues Of *Mytilus Galloprovincialis* Lam. *Comp. Biochem. Physiol.*, **97(C)**: 37-42.
- Viarengo A., Lafaurie M., Gabrielides G. P., Fabbri R., Marro A. & Roméo M., 2000.** Critical evaluation of an intercalibration exercise undertaken in the framework of the MED POL biomonitoring program. *Mar. Environ. Res.*, **49** :1-18.
- Viaroli P., Bartoli M., Giordani G., Austoni M. & Zaldivar J. M., 2005.** Biochemical processes in coastal lagoons: from chemical reactions to ecosystem functions and properties. Indicators of stress in the marine benthos. *IOC workshop report No.*, **195**: 27-30.
- Vincke J. F., 1982.** Projet regional de développement de l'aquaculture en Méditerranée.
- Vogel T. & Ballerini D., 2001.** Biorestauration des sols et des aquifères contaminés par des hydrocarbures et des composés halogénés. *Bull.Soc.Fr.Microbiol.*, **16(3)** : 204- 209.
- Voirin ; 1987.** Guide de lutte contre les pollutions par hydrocarbures en méditerranée. ROCC- PAM, 100 p.
- Volkman J. K., Farrington J. W., Gagosian R. P. & Wakeham S. G., 1981.** Microbial composition of coastal marine sediments from the Perru upwelling region. *Advances in Organic Geochemistry*, 228-240.
- Volkman J. K., Johns R. B., Gillan F. T., Perry G. J. & Bavor H. J. Jr., 1980.** Microbial lipids of an intertidal sediment-I. Fatty acids and hydrocarbons. *Geochemica et Cosmochemica Acta*, **44**: 1133-1143.
- Vos R. M. E. & Van Bladeren P. J., 1990.** Glutathione S-transferases in relation to their role in the biotransformation of xenobiotics. *Chem. Biol. Interact.*, **75**: 241-265.
- W.H.O., 1994.** Humain Exposure to lead. Human Exposure assessment series. Report on the human exposure assessment location (H. E. A. L.). *Programme meeting held in Bangkok, Thailand*, 16-19 November 1992, 216p.

- Walworth J. L., Woolard C. R. & Harris K. C., 2003.** Nutrient amendments for contaminated periglacial soils: use of cod bone meal as a controlled release nutrient source. *Cold Region Science and Technology*, **430**: 01-08.
- Walworth J., Braddock J. & Woolard C. R., 2001.** Nutrient and temperature interactions in bioremediation of cryic soil. *Cold Region Science and Technology* **32**, 85-91.
- Wang W. X. & Fisher N. S., 1997.** Modeling metal bioavailability for marine mussels. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.*, **151**: 39-65.
- Wang W.-X., Ke C., Yu K. N. & Lam P. K. S., 2000.** Modeling radiocesium bioaccumulation in a marine food chain. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, **208**: 41-50.
- Ward D. M. & Brock T. D., 1978.** Hydrocarbon biodegradation in hypersaline environments. *Applied and Environmental Microbiology*, **35**: 353-359.
- Warwick R., 2005.** Taxonomic distinctness as an indicator of stress in the marine macrobenthos. Indicators of stress in the marine benthos, *IOC workshop report No.*, **195** :10-11.
- Weisshappel J. B. F. & Svavarsson J., 1998.** Benthic amphipods (Crustacea: Malacostraca) in Icelandic waters: diversity in relation to faunal patterns from shallow to intermediate deep Arctic and North Atlantic Oceans. *Mar. Biol.*, **131**: 133-143.
- Wen X. & Allen, H. E., 1999.** Mobilization of heavy metals from Le An River sediment. *Science of the Total Environment*, **227(2-3)**: 101-108.
- Who/IPCS., 1993.** Environmental Health Criteria 155. Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. *IPCS, World Health Organization, Geneva.*
- Wilce M. C. J. & Parker M. W., 1994.** Structure and function of glutathione S-transferases. *Biochim. Biophys. Acta*, **1205** : 1-18.
- Wilson R. S., 2000.** Family Nereididae. In Beesley P.L., Ross G. J. B. & Glasby C. J. (Eds.), *Polychaeta and Allies: the Southern Synthesis* Melbourne: CSIRO Publishing, p. 138-141.
- Winston G. W. & Di Giulio R. T., 1991.** Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.*, **19**: 137-161.
- Winzinger G., Weltje L., Gerchen J., & Sordyl H., 2007.** Genotoxic damage in field-collected three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.): A suitable biomonitoring tool? *Mutation Research/ Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, **628**:19-30.
- Wirgin I. & Waldman J. R., 2004.** Resistance to contamination in North American fish populations. *Mutat. Res.*, **552** :73-100.
- Won E. J., Kim R. O., Rhee J. S., Park G. S., Lee J., Shin K. H., Lee Y. M. & Lee J. S., 2011.** Response of glutathione S-transferase (GST) genes to cadmium exposure in the marine pollution indicator worm, *Perinereis nuntia*. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, **154**: 82-92.

- Wu B. L., Sun R. P. & Yang D. J., 1985.** *Nereididae* (Polychaetous Annelids) of the Chinese coast. *China Ocean press Beijing Springer Verlag Berlin*. 234 pp.
- Xie L. & Klerks P. L., 2003.** Responses to selection for Cadmium resistance in the least killifish, *Heterandria formosa*. *Environ. Toxicol. Chem.*, **22** :313-320.
- Yang C. F., Shen H. M., Shen Y., Zhuang Z. X. & Ong C. N., 1997.** Cadmium-induced oxidative cellular damage in human fetal lung fibroblasts (MRC-5 cells). *Environmental Health Perspectives*, 105: 712-716.
- Youngblood W. W., Blumer M., Guillard R. L. & Fiore F., 1971.** Saturated and unsaturated hydrocarbons in marine benthic algae. *Marine Biology*, 8: 190-201.
- Younsi M., 2006.** Contribution à l'étude de la position taxonomique de *Perinereis cultrifera* au niveau du bassin méditerranéen -Littoral Nord Est Algérien-. *Mémoire en vue de l'obtention du diplôme: Magistère en Biologie Moléculaire et Cellulaire Université Mentouri Constantine*. p139.
- Younsi M., 2014.** Etude biologique de deux espèces de Polychètes Nereididae du littoral Est Algérien et analyse comparative: biogéographique, morphométrique et biochimique. *Thèse présentée pour l'obtention du grade de doctorat en biologie, Université Badji Mokhtar-Annaba-*, 171p. +annexes.
- Younsi M., Daas T., Daas-Maamcha O. & Scaps P., 2010.** Polychaets of commercial interest from the Mediterranean East Coast of Algeria. *Medit. Mar. Sci.*, **11(1)**: 185-188.
- Zaabi S. & Afli A., 2005.** Structure générale des peuplements d'Annélides Polychètes dans le secteur N-E du golfe de Tunis. *Bulletin de l'Institut Nationale des Sciences et Technologie de la Mer, Salammbô.*, **32** :53-58.
- Zaabi S., Gillet P., Chambers S., Afli A. & Boumaiza M., 2012.** Inventory and new records of polychaete species from the Cap Bon peninsula, north-east coast of Tunisia, Western Mediterranean sea. *Mediterranean Marine Science*, 13 (1), 36-48.
- Zaabi-Sendi S., 2013.** Etude faunistique et écologique des Annélides Polychètes de la côte nord-est de la Tunisie (Peninsule du Cap Bon, Méditerranée Ouest). *Thèse de doctorat, Université de Carthage, Faculté des Sciences de Bizerte*, 493p.
- Zafri A. & Kara L., 2007.** Contribution à l'étude de l'évaluation de la qualité physico-chimique des eaux de baignade de la côte Larbi Ben M'hidi (W. Skikda). *Mémoire d'ingénieur d'état en Ecologie. Université de Constantine.*, 97p.
- Zaidi N. & Soltani N., 2011.** Environmental risks of two chitin synthesis inhibitors on *Gambusia affinis*: Chronic effects on growth and recovery of biological responses. *Biological Control.*, **59**: 106-113.
- Zaranko D. T., Griffiths R. W. & Kaushik K., 1997.** Biomagnification of polychlorinated biphenyls through a riverine food web. *Environ. Toxicol. Chem.*, **16(7)**: 1463-1471.
- Zeghdoudi E., 2006.** Modélisation bioéconomique des pêcheries méditerranéennes. Application aux petits pélagiques de la baie de Boulsmail.

- Zhenpeng J., Hongwei Y., Lixin S. & Shaqqi S., 2002.** Integrated assessment for aerobic biodégradability of organic substances Tsinghua University, Beijing, China.
- Zhu B. & Alva A. K., 1993.** Differential adsorption of metals by soils as influenced by exchangeable cations and ionic strength, *Soil Science*, **155(1)**: 61-66.
- Zinkl J. G., Lockhart W. L., Kenny S. A., & Ward F. J., 1991.** The effects of cholinesterase inhibiting insecticides on fish. In "Chemicals in Agriculture" (P. Mineau, Ed), **2** : 233-253.
- Zobell C. E., 1969.** Microbial modification of crude oil in the sea. In: Proceedings of joint conferences on prevention and control of oil spills. *American. Petroleum. Institute. Washington, D.C.*, pp. 317-326.
- Zoumis T. Schmidt A., Grigorova L. & Calmano W., 2001.** Contamination in sediments : remobilisation and demobilisation. *The Science of the total Environment*. **266**: 195-202.
- Zribi S., Zghal F. & Tekaya S., 2007.** Ovogenèse de *Perinereis macropus* Claparède 1870 (Annélide, Polychète) dans le golfe de Gabès (Tunisie). *C. R. Biologies*, **330** :199-204.