

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

REPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE

جامعة باجي مختار – UNIVERSITÉ BADJI MOKHTAR

عنابة ANNABA



FACULTÉ DES SCIENCES  
DÉPARTEMENT DE BIOLOGIE  
LABORATOIRE DE LABORATOIRE DE BIOLOGIE ANIMALE APPLIQUEE

Thèse En vue de l'obtention d'un Diplôme de Doctorat

Domaine : SCIENCE DE LA NATURE ET DE LA VIE

Filière : BIOLOGIE ANIMALE

Spécialité : PHYSIO-TOXOCOLOGIE ANIMALE

**Intitulé**

« Impact de la pollution du sédiment et de l'eau de mer sur la physiologie de modèle de la faune macrobenthique du littoral est d'Algérie : activité alimentaire et stress oxydatif ».

**Presentée par : BELFETMI Naoufel Zouheir**

**Directeur de thèse : DAAS Tarek (Pr, Université Badji Mokhtar - Annaba)**

**Devant un jury composé de :**

|                |              |                                      |
|----------------|--------------|--------------------------------------|
| Pr. SOLTANI. N | Président    | Université Badji Mokhtar – Annaba    |
| Dr. SCAPS. P   | Co-directeur | Université de Lille 1– France        |
| Pr. ACHOU. M   | Examineur    | Université Badji Mokhtar– Annaba     |
| Pr. TINE. S    | Examineur    | Université Larbi Tebessi – Tébessa   |
| Dr. AMIRA. A   | Examinatrice | Université Chadli Bendjedid– El Tarf |

# REMERCIEMENTS

## Remerciements

Avoir eu l'occasion de faire une thèse est sans doute l'expérience professionnelle la plus passionnante, stimulante, enrichissante, dévorante, stressante, et aussi quelques fois éprouvante, que j'ai eu l'occasion d'expérimenter jusqu'à présent. En un mot, j'ai trouvé cela GÉNIAL (et je ne le pense pas sous le coup de la fatigue post-rédaction qui liquéfie le cerveau et fait oublier tous les autres moments, parfois plus difficiles). Néanmoins, la thèse a le désavantage majeur de rendre complètement égocentrique. Pendant cinq ans (voire un peu plus lorsqu'on n'est pas pressé de s'arrêter), on ne pense plus qu'à soi, oubliant un peu le monde autour de soi et en étant un peu (voire beaucoup) insupportable avec les personnes qui nous entourent, que ce soit professionnellement ou personnellement. De ce fait, je suis ravie de l'occasion qui m'est donnée de pouvoir remercier l'ensemble de ces personnes qui, de près ou de loin, ont joué un rôle dans ce travail de thèse.

Tout d'abord, j'adresse mes vifs remerciements à Monsieur **SOLTANI Noureddine**, Professeur au Département de Biologie et Directeur du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée de l'Université Badji Mokhtar - Annaba, pour l'honneur qu'il me fait par l'acception de présider ce jury, pour effectuer ce travail de thèse. Merci également de m'avoir délégué certains de vos TD.

Je tiens à exprimer toute ma reconnaissance envers mon directeur de thèse Monsieur **DAAS Tarek**, Professeur au département de Biologie de l'Université Badji Mokhtar - Annaba pour avoir accepté de me diriger tout au long de ma thèse malgré ses nombreuses responsabilités, je ne sais ainsi comment vous exprimer ma plus profonde gratitude, vous, qui au quotidien, n'avez jamais failli à m'aider, m'encourager, me pousser, me conseiller, me rassurer et j'en passe. Il est difficile de dire quelque chose qui n'a pas déjà été dit par l'un ou l'une de vos précédent(e)s thésard(e)s. Je vais donc répéter ce qui a déjà été dit, mais cela n'enlève rien à la valeur de ces mots : l'étendue de vos qualités humaines et professionnelles est juste impressionnante.

Je remercie, Monsieur **SCAPS Patrick**, Maître de Conférence de rang A à l'Université de Lille 1-France, pour m'avoir fait l'honneur de co-diriger ma thèse, pour son aide précieuse spécialement concernant l'étude du régime alimentaire des annélides.

J'adresse mes remerciements à Monsieur **ACHOU Mohamed**, Professeur à l'Université Badji Mokhtar – Annaba, Monsieur **TINE Samir**, Professeur à l'Université Larbi Tebessi – Tebessa, ainsi que Madame **AMIRA A**, Maître de Conférence de rang A à l'Université Chadli

Bendjedid–El Tarf, d’avoir acceptés d’être les examinateurs de ce travail et ainsi d’en évaluer la qualité et la pertinence scientifique en dépit de leurs nombreuses obligations et responsabilités. Leurs compétences professionnelles et commentaires avisés sont d’un apport considérable à ce travail.

**Pr. MAAMCHA**, merci pour votre confiance sans failles et vos encouragements, votre disponibilité n’a guère d’égaux. Le temps est passé bien plus vite à écouter toutes vos histoires. Merci également pour votre oreille attentive sur à peu près tout et n’importe quoi, quitte à parfois mélanger personnel et professionnel. Enfin, merci d’avoir veillé à mon « bien-être » au cours de ces années, et ce, même si vous vous êtes parfois heurtée à un mur.

Je tiens à remercier ma « Professora » **Lucia GUILHEMINO**, pour avoir, d’une part, pensé le sujet scientifique qui m’a tenu en haleine et animé pendant ma mobilité au sein du laboratoire d’Écotoxicologie de l’université de Porto et, d’autre part, pour m’avoir laissé l’opportunité de faire des choix et modifier quelque peu mes expériences au laboratoire. « Professora », travailler avec vous a été un vrai plaisir. Sur le plan personnel, je vous remercie pour les qualités humaines dont vous avez fait preuve, pour votre gentillesse et votre optimisme sans faille et pour vos encouragements perpétuels lorsque les moments de doute, face à un modèle souvent récalcitrant, pouvaient s’installer. D’un point de vue professionnel, et je l’affirme avec sincérité, vous m’avez appris à adopter un raisonnement et une démarche scientifique, à anticiper, à prendre du recul et à pousser ma réflexion dans ses retranchements. Des qualités très probablement nécessaires pour aspirer à devenir un « bon » chercheur. J’espère pouvoir atteindre un jour le niveau scientifique et la rapidité de pensée qui vous caractérisent et que vous avez tenté de m’inculquer pendant mon séjour chez vous. Merci également pour la patience que vous avez manifestée à mon égard.

J’exprime mes remerciements aux membres de mon équipe du Laboratoire de Biologie Animale Appliquée sur lesquels je pourrai toujours compter, **Mr SEBBIH Abdelhak, Mr Ramdani Mohamed Said** et **Mlle MOUMENI Nahla**.

Mille mercis à mon ami **NEZZAL Salim** qui a toujours été là pour moi, ne cessant de m’encourager et surtout croire en ma personne.

J’adresse également tous mes remerciements à ma sœur. **Anissa**, merci pour ton temps, toutes tes explications « writing a paper » au novice que je suis. Nous avons tellement échangé, les entretiens que nous avons eus ont toujours permis d’éclairer de façon ultra efficace ma lanterne. Merci d’avoir pris le temps de répondre à ma liste longue comme le bras de questions

« rédaction » et surtout pour ton temps. Plus personnellement, merci pour tes conseils avisés et pour avoir répondu honnêtement à mes inquiétudes.

Enfin, je tiens à adresser le plus grand des MERCI à ma fiancée **Yasmine** qui par son soutien indéfectible, sa patience et son amour m'a permis l'accomplissement de l'ensemble de mes projets personnels et professionnels tout au long de ces années. Tu es un modèle de force, de courage et d'enthousiasme, tu es merveilleuse, car tu as pu supporter un thésard en pleine crise existentielle et c'est finalement grâce à toi qu'il m'est donné l'occasion de rédiger ces quelques lignes... merci.

Mes derniers mots iront à **MES PARENTS**. Merci **Papa** de m'avoir encouragé, tu as été là pour moi tout au long de ma vie et je sais que tu en as bavé avec moi, le Non n'existe pas dans ton vocabulaire quand il s'agit de ta famille et surtout moi et crois-moi que j'en suis conscient de tous ses sacrifices. Finalement, rien de ce que je ne saurais écrire ne permettrait d'exprimer à quel point je suis reconnaissant à ma **mère** pour TOUT ce qu'elle a fait pour moi, pour tout son soutien, toujours, malgré tout et surtout malgré moi. Merci pour ta confiance, pour me considérer comme ton égale et pour ton éducation qui pourrait se résumer à ces mots que je n'ai que trop entendu quand j'étais perdu : « Mon fils, tu excelles dans tout ce que tu fais, je crois en toi ». Tout ce que je suis capable de faire maintenant (comme cette thèse), c'est en très grande partie grâce à toi, et j'espère que ces quelques mots te le rappelleront.

# ***DEDICACES***

***Je dédie cette thèse***

***A tous ceux qui me sont très chers***

***Hommages à mes grands-parents.***

***Nedjouta, Jedou et Mohamed qui sont partis trop  
tôt à mes yeux.***

***À***

***Mes chers parents.***

***Ma sœur.***

***Mon beau père.***

***Et***

***À***

***Ma femme.***

***Naoufel***

# SOMMAIRE

## SOMMAIRE

|            |                                                                                                       |           |
|------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1</b>   | <b>INTRODUCTION GENERALE.....</b>                                                                     | <b>1</b>  |
| <b>2</b>   | <b>SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE .....</b>                                                                 | <b>19</b> |
| <b>2.1</b> | <b>Contamination en milieu marin.....</b>                                                             | <b>19</b> |
| 2.1.1      | Le milieu marin en danger.....                                                                        | 19        |
| 2.1.2      | La mer Méditerranée .....                                                                             | 21        |
| <b>2.2</b> | <b>Les hydrocarbures.....</b>                                                                         | <b>27</b> |
| 2.2.1      | Présentation .....                                                                                    | 27        |
| 2.2.2      | Historique des études sur les hydrocarbures.....                                                      | 27        |
| 2.2.3      | Hydrocarbure aromatique polycyclique .....                                                            | 28        |
| <b>2.3</b> | <b>Les métaux lourds .....</b>                                                                        | <b>34</b> |
| 2.3.1      | Définition des éléments métalliques.....                                                              | 34        |
| 2.3.2      | Apports des éléments métalliques dans les zones côtières .....                                        | 35        |
| 2.3.3      | Devenir des éléments métalliques en milieu marin .....                                                | 37        |
| 2.3.4      | Exemple de métaux lourds : Le cadmium .....                                                           | 38        |
| <b>2.4</b> | <b>Les plastiques .....</b>                                                                           | <b>41</b> |
| 2.4.1      | Définition .....                                                                                      | 41        |
| 2.4.2      | Composition .....                                                                                     | 41        |
| 2.4.3      | La matrice : principaux polymères .....                                                               | 42        |
| 2.4.4      | La production .....                                                                                   | 43        |
| 2.4.5      | Les principaux gisements de plastiques .....                                                          | 44        |
| 2.4.6      | Abondance et distribution des plastiques en mer .....                                                 | 45        |
| 2.4.7      | Sources des déchets plastiques .....                                                                  | 48        |
| <b>2.5</b> | <b>Les microplastiques .....</b>                                                                      | <b>50</b> |
| 2.5.1      | Contexte historique de la recherche sur les pollutions par les plastiques et les microplastiques..... | 50        |
| 2.5.2      | Notion de « microplastique » .....                                                                    | 53        |
| 2.5.3      | Synthèse .....                                                                                        | 58        |
| 2.5.4      | Impacts écologiques des microplastiques.....                                                          | 61        |
| <b>3</b>   | <b>MATÉRIEL ET MÉTHODES .....</b>                                                                     | <b>68</b> |
| <b>3.1</b> | <b>Présentation des sites d'étude .....</b>                                                           | <b>68</b> |
| 3.1.1      | Plage El-Morjène (El-Kala).....                                                                       | 68        |
| 3.1.2      | Plage St-Cloud (Annaba) .....                                                                         | 69        |
| 3.1.3      | Plage Bikini (Skikda) : .....                                                                         | 70        |
| <b>3.2</b> | <b>Méthode de récolte .....</b>                                                                       | <b>70</b> |
| <b>3.3</b> | <b>Inventaire et biodiversité.....</b>                                                                | <b>72</b> |
| <b>3.4</b> | <b>Régime alimentaire.....</b>                                                                        | <b>72</b> |
| <b>3.5</b> | <b>Impact de la pollution sur <i>Perinereis cultrifera</i> .....</b>                                  | <b>73</b> |
| 3.5.1      | Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer .....                                                    | 74        |
| <b>3.6</b> | <b>Matériel biologique .....</b>                                                                      | <b>78</b> |
| 3.6.1      | Présentation de <i>Perinereis cultrifera</i> .....                                                    | 78        |
| 3.6.2      | Présentation de <i>Mytilus galloprovincialis</i> .....                                                | 90        |

|            |                                                                                                |            |
|------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|------------|
| <b>3.7</b> | <b>Analyse écotoxicologique de <i>P. cultrifera</i></b>                                        | <b>98</b>  |
| 3.7.1      | Tests de toxicité du cadmium                                                                   | 98         |
| 3.7.2      | Extraction et dosage des hydrocarbures totaux                                                  | 101        |
| 3.7.3      | Protocoles de dosage des biomarqueurs                                                          | 103        |
| <b>3.8</b> | <b>Analyse écotoxicologique de <i>M. galloprovincialis</i></b>                                 | <b>108</b> |
| 3.8.1      | Échantillonnage de <i>M. galloprovincialis</i> et acclimatation aux conditions de laboratoire  | 108        |
| 3.8.2      | Culture des microalgues ( <i>Tetraselmis chuii</i> )                                           | 110        |
| 3.8.3      | Produits chimiques utilisés                                                                    | 113        |
| 3.8.4      | Essai préliminaire sans moules                                                                 | 113        |
| 3.8.5      | Conception expérimentale et conditions d'exposition                                            | 116        |
| 3.8.6      | Paramètres étudiés et activité enzymatique                                                     | 118        |
| 3.8.7      | Détermination des concentrations de microplastiques dans l'eau                                 | 121        |
| <b>3.9</b> | <b>Analyses statistiques</b>                                                                   | <b>123</b> |
| <b>4</b>   | <b>RESULTATS</b>                                                                               | <b>125</b> |
| <b>4.1</b> | <b>Inventaire et biodiversité</b>                                                              | <b>125</b> |
| 4.1.1      | Annélides polychètes                                                                           | 125        |
| 4.1.2      | Faune associée                                                                                 | 131        |
| 4.1.3      | Flore associée                                                                                 | 136        |
| <b>4.2</b> | <b>Régime alimentaire</b>                                                                      | <b>137</b> |
| 4.2.1      | Répartition des sexes et du régime alimentaire au niveau des sites étudiés                     | 137        |
| 4.2.2      | Variations spatiales et saisonnières du régime alimentaire de <i>P. cultrifera</i>             | 141        |
| 4.2.3      | Taille corporelle et effets du sexe sur l'alimentation                                         | 145        |
| <b>4.3</b> | <b>Impact de la pollution sur <i>P. cultrifera</i></b>                                         | <b>146</b> |
| 4.3.1      | Évolution des paramètres physico-chimiques de l'eau                                            | 146        |
| 4.3.2      | Les paramètres morphométriques                                                                 | 151        |
| <b>4.4</b> | <b>Analyse écotoxicologique de <i>P. cultrifera</i></b>                                        | <b>167</b> |
| 4.4.1      | Toxicité aigüe du cadmium                                                                      | 167        |
| 4.4.2      | Dosage des hydrocarbures totaux                                                                | 170        |
| 4.4.3      | Activité enzymatique                                                                           | 177        |
| <b>4.5</b> | <b>Analyse écotoxicologique sur <i>Mytilus galloprovincialis</i></b>                           | <b>200</b> |
| 4.5.1      | Essai préliminaire                                                                             | 200        |
| 4.5.2      | Essai biologique                                                                               | 200        |
| 4.5.3      | Effets des microplastiques seuls et en mélange avec du cadmium sur <i>M. galloprovincialis</i> | 202        |
| <b>5</b>   | <b>DISCUSSION GÉNÉRALE</b>                                                                     | <b>209</b> |
| <b>6</b>   | <b>CONCLUSION ET PERSPECTIVES</b>                                                              | <b>230</b> |
| <b>7</b>   | <b>RÉSUMÉS</b>                                                                                 | <b>235</b> |
| <b>8</b>   | <b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b>                                                             | <b>241</b> |

## LISTE DES FIGURES

|                                                                                                                                                                                         |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| <b>Figure 1.</b> Illustration de Matthias Jacob Schleiden sur la diversité morphologique des annélides. ....                                                                            | 3  |
| <b>Figure 2.</b> Émission et cycle biogéochimique des polluants : dans l'eau, le sol, et l'atmosphère. ....                                                                             | 8  |
| <b>Figure 3.</b> Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxicologiques. ....                                                                              | 11 |
| <b>Figure 4.</b> Points chauds de pollution (cercles rouges pleins) le long des côtes méditerranéennes .....                                                                            | 14 |
| <b>Figure 5.</b> Wilayas côtières .....                                                                                                                                                 | 15 |
| <b>Figure 6.</b> Impacts anthropiques cumulés sur les écosystèmes marins en 2013. ....                                                                                                  | 21 |
| <b>Figure 7.</b> Cartographie du bassin méditerranéen et bathymétrie associée (en mètre). ....                                                                                          | 22 |
| <b>Figure 8.</b> Évolution du développement humain et de l'empreinte écologique des pays méditerranéens.<br>.....                                                                       | 24 |
| <b>Figure 9.</b> La Méditerranée est l'une des zones les plus denses au monde en termes de trafic maritime.<br>.....                                                                    | 27 |
| <b>Figure 10.</b> Formules structurales des 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques définis comme<br>substances prioritaires .....                                                   | 29 |
| <b>Figure 11.</b> Sources naturelles et anthropiques d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)....                                                                                | 32 |
| <b>Figure 12.</b> Déversement d'hydrocarbures comme l'une des sources d'HAP dans le milieu marin. ....                                                                                  | 33 |
| <b>Figure 13.</b> Dispersion des HAP dans l'air, les milieux terrestres et aquatiques. ....                                                                                             | 34 |
| <b>Figure 14.</b> Relation dose-effet d'éléments essentiels. ....                                                                                                                       | 35 |
| <b>Figure 15.</b> Apports et devenir des contaminants métalliques en milieu aquatique.....                                                                                              | 37 |
| <b>Figure 16.</b> Polymère plastique.....                                                                                                                                               | 41 |
| <b>Figure 17.</b> Classification des principaux plastiques. ....                                                                                                                        | 42 |
| <b>Figure 18.</b> L'ajout d'additifs permet de passer d'un polymère natif à un plastique formulé. ....                                                                                  | 43 |
| <b>Figure 19.</b> Augmentation de la production mondiale de plastique en fonction de la croissance de la<br>population de 1956 à 2014 . ....                                            | 44 |
| <b>Figure 20.</b> Les différents types de polymères utilisés dans les segments de l'industrie.....                                                                                      | 45 |
| <b>Figure 21.</b> Répartition, abondance et sources des déchets plastiques dans les océans.. ....                                                                                       | 47 |
| <b>Figure 22.</b> Concentrations de débris plastiques en surface de la mer Méditerranée.....                                                                                            | 48 |
| <b>Figure 23.</b> Production de déchets plastiques et proportion de ces déchets mal gérée .....                                                                                         | 49 |
| <b>Figure 24.</b> Microplastiques issus d'activités anthropiques terrestres. ....                                                                                                       | 50 |
| <b>Figure 25.</b> Contexte historique de l'étude des microplastiques. ....                                                                                                              | 51 |
| <b>Figure 26.</b> Évolution du nombre d'articles scientifiques sur les déchets dans l'environnement marin.....                                                                          | 53 |
| <b>Figure 27.</b> Représentation des tailles maximales d'un « microplastique » en fonction de la limite<br>supérieure choisie dans la littérature. ....                                 | 54 |
| <b>Figure 28.</b> Exemples de microplastique primaires. ....                                                                                                                            | 55 |
| <b>Figure 29.</b> Microplastiques affectés par la photo-dégradation, mécanismes mécaniques et biologiques<br>trouvés près de la décharge côtière abandonnée de Dollemard (France). .... | 57 |
| <b>Figure 30.</b> Synthèse des sources de microplastiques et pourcentage en masse des principales sources.<br>.....                                                                     | 59 |
| <b>Figure 31.</b> Synthèse des vecteurs de transfert et des zones d'accumulation.....                                                                                                   | 60 |
| <b>Figure 32.</b> Schéma regroupant les différents réservoirs de débris plastiques. ....                                                                                                | 61 |
| <b>Figure 33.</b> Types de conséquences des étranglements par les déchets sur les organismes marins.....                                                                                | 63 |
| <b>Figure 34.</b> Microplastiques observés dans l'intestin de <i>Corbicula fluminea</i> .....                                                                                           | 64 |
| <b>Figure 35.</b> Cocktail de polluants associés aux déchets plastiques marins. ....                                                                                                    | 66 |
| <b>Figure 36.</b> Localisation des sites d'échantillonnage sur le littoral est-algérien. ....                                                                                           | 68 |
| <b>Figure 37.</b> Localisation de la plage El-Mordjène (El-Kala). ....                                                                                                                  | 69 |
| <b>Figure 38.</b> Localisation de la plage St-Cloud (Annaba). ....                                                                                                                      | 69 |
| <b>Figure 39.</b> Localisation de la plage Bikini (Skikda). ....                                                                                                                        | 70 |
| <b>Figure 40.</b> Méthode d'échantillonnage.....                                                                                                                                        | 71 |

|                                                                                                                                                                                 |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Figure 41.</b> Produit de la récolte. ....                                                                                                                                   | 72  |
| <b>Figure 42.</b> Dissection d'une femelle avec un régime herbivore. ....                                                                                                       | 73  |
| <b>Figure 43.</b> Présentation du multi-paramètre (Thermo Scientific Orion Star Meter ; 5 Star). ....                                                                           | 74  |
| <b>Figure 44.</b> Distribution mondiale de <i>Perinereis cultrifera</i> basé sur la bibliographie. ....                                                                         | 79  |
| <b>Figure 45.</b> <i>Perinereis cultrifera</i> récolté au niveau du littoral est-algérien. (Vue dorsale ; Taille réelle).<br>.....                                              | 80  |
| <b>Figure 46.</b> Structure générale de <i>Perinereis cultrifera</i> . ....                                                                                                     | 81  |
| <b>Figure 47.</b> Coupe transversale d'un segment moyen du corps de <i>Perinereis cultrifera</i> ; ....                                                                         | 82  |
| <b>Figure 48.</b> Détails de la partie antérieure dorsale de <i>Perinereis cultrifera</i> . ....                                                                                | 83  |
| <b>Figure 49.</b> Tête et trompe extroversée de Néréididae. ....                                                                                                                | 83  |
| <b>Figure 50.</b> Mode de reproduction chez les Néréidiens ....                                                                                                                 | 85  |
| <b>Figure 51.</b> Transformations morphologiques des parapodes chez un mâle mature de <i>Perinereis cultrifera</i> ....                                                         | 86  |
| <b>Figure 52.</b> Cycle de vie de <i>Perinereis cultrifera</i> ....                                                                                                             | 88  |
| <b>Figure 53.</b> Modèle schématique d'un réseau de galeries de <i>P. cultrifera</i> . ....                                                                                     | 89  |
| <b>Figure 54.</b> Distributions mondiale approximative de moules de genre <i>Mytilus</i> ....                                                                                   | 91  |
| <b>Figure 55.</b> L'aire de répartition de <i>Mytilus galloprovincialis</i> . ....                                                                                              | 92  |
| <b>Figure 56.</b> Anatomie interne et externe de la moule <i>Mytilus galloprovincialis</i> . ....                                                                               | 93  |
| <b>Figure 57.</b> Système respiratoire chez la moule ....                                                                                                                       | 94  |
| <b>Figure 58.</b> Schéma des voies génitales. ....                                                                                                                              | 95  |
| <b>Figure 59.</b> Cycle de vie de la moule <i>Mytilus spp.</i> ....                                                                                                             | 97  |
| <b>Figure 60.</b> Récolte du milieu d'essai, des vers et leur acclimatation en laboratoire. ....                                                                                | 99  |
| <b>Figure 61.</b> Individus de <i>P. cultrifera</i> exposés aux différentes concentrations de cadmium dans des conditions contrôlées. ....                                      | 100 |
| <b>Figure 62.</b> Observation et recensement des spécimens morts durant la période de l'essai. ....                                                                             | 100 |
| <b>Figure 63.</b> Différentes étapes de l'échantillonnage. ....                                                                                                                 | 109 |
| <b>Figure 64.</b> Localisation du site d'échantillonnage de <i>M. galloprovincialis</i> (Carreço Portugal). ....                                                                | 110 |
| <b>Figure 65.</b> Culture et stockage de <i>Tetraselmis chuii</i> ....                                                                                                          | 112 |
| <b>Figure 66.</b> Configuration du test préliminaire sans moules. ....                                                                                                          | 114 |
| <b>Figure 67.</b> Solutions mères de microplastique et de cadmium préparées. ....                                                                                               | 115 |
| <b>Figure 68.</b> Lecture des concentrations de microplastiques par spectrofluorimétrie Spectramax® M2, USA). ....                                                              | 116 |
| <b>Figure 69.</b> Déroulement du test de toxicité. ....                                                                                                                         | 117 |
| <b>Figure 70.</b> Test d'inhibition du comportement alimentaire. ....                                                                                                           | 120 |
| <b>Figure 71.</b> Courbe d'étalonnage microplastiques. ....                                                                                                                     | 122 |
| <b>Figure 72.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>P. cultrifera</i> . ....                                                                    | 126 |
| <b>Figure 73.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>P. cultrifera floridana</i> ... ..                                                          | 126 |
| <b>Figure 74.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>P. macropus</i> ....                                                                        | 127 |
| <b>Figure 75.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>P. marionii</i> ....                                                                        | 128 |
| <b>Figure 76.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>Platynereis dumerilli</i> ....                                                              | 128 |
| <b>Figure 77.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>Nereis falsa</i> ....                                                                       | 129 |
| <b>Figure 78.</b> Présentation de <i>Nereis succinea</i> ....                                                                                                                   | 130 |
| <b>Figure 79.</b> Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez <i>Nereis virens</i> ....                                                                      | 131 |
| <b>Figure 80.</b> Espèces identifiées de la faune associée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala, Annaba et Skikda durant la période de janvier 2014 à juillet 2015 ....  | 132 |
| <b>Figure 81.</b> Espèces identifiées de la flore associée au niveau des trois sites d'étude : El- Kala, Annaba et Skikda durant la période de janvier 2014 à juillet 2015 .... | 136 |
| <b>Figure 82.</b> Répartition des sexes au niveau des trois sites d'études ....                                                                                                 | 140 |

|                                                                                                                                                                                                     |     |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Figure 83.</b> Répartition des régimes alimentaires au niveau des trois sites d'études.....                                                                                                      | 140 |
| <b>Figure 84.</b> Les différentes matières ingérées par <i>Perinereis cultrifera</i> dans tous les sites d'études montrant l'ingestion de variété d'aliments entre les sites et durant l'année..... | 143 |
| <b>Figure 85.</b> Principaux contenus du tractus digestif de <i>Perinereis cultrifera</i> (%) dans tous les sites d'études et dans chaque site séparément. ....                                     | 144 |
| <b>Figure 86.</b> Variations mensuelles de la température (°C) au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                                 | 147 |
| <b>Figure 87.</b> Variations mensuelles du pH au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                                                  | 148 |
| <b>Figure 88.</b> Variations mensuelles de la salinité en ppt au niveau des trois sites étudiés .....                                                                                               | 149 |
| <b>Figure 89.</b> Variations mensuelles de l'oxygène dissous au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                                   | 150 |
| <b>Figure 90.</b> Variations mensuelles de la conductivité ms/cm au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                               | 151 |
| <b>Figure 91.</b> Variations mensuelles du poids corporel (g) chez <i>P. cultrifera</i> au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014). ....                                       | 152 |
| <b>Figure 92.</b> Variations mensuelles du poids corporel (g) chez <i>P. cultrifera</i> d'El-Mordjène (El- Kala) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                       | 153 |
| <b>Figure 93.</b> Variations mensuelles du poids corporel (g) chez <i>P. cultrifera</i> dans le site St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                 | 154 |
| <b>Figure 94.</b> Variations mensuelles du poids corporel (g) chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                | 155 |
| <b>Figure 95.</b> Variations mensuelles de la taille (cm) au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014). ....                                                                     | 157 |
| <b>Figure 96.</b> Variations mensuelles de la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site d'El Mordjène en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                              | 158 |
| <b>Figure 97.</b> Variations mensuelles de la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                          | 160 |
| <b>Figure 98.</b> Variations mensuelles de la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                            | 161 |
| <b>Figure 99.</b> Variations mensuelles du nombre de sétigères au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014). ....                                                                | 163 |
| <b>Figure 100.</b> Variations mensuelles du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> dans le site d'El-Mordjène (El-Kala) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....         | 164 |
| <b>Figure 101.</b> Variations mensuelles du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....            | 165 |
| <b>Figure 102.</b> Variations mensuelles du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....              | 166 |
| <b>Figure 103.</b> Courbe d'étalonnage des hydrocarbures totaux (ppm). ....                                                                                                                         | 170 |
| <b>Figure 104.</b> Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/L) dans l'eau de mer des sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015).....                                                             | 172 |
| <b>Figure 105.</b> Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/kg) totaux des organismes prélevés des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015.....                                             | 174 |
| <b>Figure 106.</b> Variation du facteur de bioaccumulation (BAF) chez <i>Perinereis cultrifera</i> durant la période d'étude au niveau des trois sites (2017).....                                  | 176 |
| <b>Figure 107.</b> Variation du quotient de danger écologique (EHQ) des hydrocarbures au niveau des trois sites d'étude (2017). ....                                                                | 177 |
| <b>Figure 108.</b> Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine ( $\mu\text{g}$ ) ( $R^2$ : coefficient de détermination). ....         | 177 |

|                                                                                                                                                                                                                                                       |     |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Figure 109.</b> Variations mensuelles de l'activité de l'acétylcholinestérase (nM/mn/ mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltés dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda au cours de 19 mois .....                                   | 179 |
| <b>Figure 110.</b> Variations mensuelles de l'activité de l'AChE pour le site d'El-Mordjène (El- Kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                             | 180 |
| <b>Figure 111.</b> Variations mensuelles de l'activité de l'AChE dans le site St-Cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                    | 181 |
| <b>Figure 112.</b> Variations mensuelles de l'activité de l'AChE dans le site Bikini (Skikda), (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                     | 182 |
| <b>Figure 113.</b> Variations mensuelles de l'activité de la Glutathion S-transférase ( $\mu$ M/mn/ mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda (janvier 2014, juillet 2015). .....             | 185 |
| <b>Figure 114.</b> Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site El-Mordjène (El-kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                | 186 |
| <b>Figure 115.</b> Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site de St-Cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                 | 187 |
| <b>Figure 116.</b> Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site de Bikini (Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                   | 188 |
| <b>Figure 117.</b> Variations mensuelles de l'activité de la catalase ( $\mu$ M/mn/ mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), ( $m \pm s$ ; $n=5$ ). .....     | 191 |
| <b>Figure 118.</b> Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site d'El-Mordjène (El- Kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) .....                                                         | 192 |
| <b>Figure 119.</b> Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site de St cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                            | 193 |
| <b>Figure 120.</b> Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site de Bikini (Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                              | 194 |
| <b>Figure 121.</b> Variations mensuelles des taux de MDA (mM/mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda) (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$ ; $n=5$ ). ....                             | 196 |
| <b>Figure 122.</b> Variations mensuelles des taux de MDA (mM/mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans le site d'El-Kala (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$ ; $n=5$ ). .....                                                   | 197 |
| <b>Figure 123.</b> Variations mensuelles des taux de MDA (mM/mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans le site d'Annaba (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$ ; $n=5$ ). .....                                                    | 198 |
| <b>Figure 124.</b> Variations mensuelles des taux de MDA (mM/mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> récoltées dans le site de Skikda (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$ ; $n=5$ ). .....                                                   | 199 |
| <b>Figure 125.</b> Effets des microplastiques et du cadmium sur le taux de filtration, l'alimentation, les biomarqueurs de la neurotoxicité et des dommages oxydatifs, et les enzymes liées à l'énergie chez <i>Mytilus galloprovincialis</i> . ..... | 204 |

## LISTE DES TABLEAUX

|                                                                                                                                                                                                                                              |     |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Tableau 1.</b> Classification des eaux d'après leur pH .....                                                                                                                                                                              | 76  |
| <b>Tableau 2.</b> Dosage des protéines : Réalisation de la gamme d'étalonnage. ....                                                                                                                                                          | 108 |
| <b>Tableau 3.</b> Espèces identifiées et recensées au niveau de trois sites d'étude : El-Kala, Annaba et Skikda durant l'année 2014 et 2015. ....                                                                                            | 134 |
| <b>Tableau 4.</b> Nombre d'individus (ni) des différentes espèces du peuplement (janvier 2014- juillet 2015).....                                                                                                                            | 135 |
| <b>Tableau 5.</b> Vue générale sur la répartition des sexes et du régime alimentaire des individus de <i>P. cultrifera</i> au niveau de chaque site d'étude. ....                                                                            | 138 |
| <b>Tableau 6.</b> ANOVA à un facteur contrôlé des variations du nombre total d'individus, males, femelles et indifférenciés ainsi que les herbivores, carnivores et omnivores au niveau (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2014..... | 139 |
| <b>Tableau 7.</b> Contenu digestif de <i>Perinereis cultrifera</i> dans tous les sites d'études. ....                                                                                                                                        | 141 |
| <b>Tableau 8.</b> Comparaison (ANOVA) du contenu digestif de <i>P. cultrifera</i> (%) séparé en différentes classes de taille .....                                                                                                          | 145 |
| <b>Tableau 9.</b> Contenu digestif des mâles et femelles de <i>P. cultrifera</i> (%). ....                                                                                                                                                   | 145 |
| <b>Tableau 10.</b> ANOVA à un facteur contrôlé des variations des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer au niveau (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période d'étude (2014-2015). ....                                             | 146 |
| <b>Tableau 11.</b> Variations mensuelles du poids corporel (g) chez <i>P. cultrifera</i> .. ....                                                                                                                                             | 152 |
| <b>Tableau 12.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification du poids corporel chez <i>P. cultrifera</i> pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) durant l'année 2014.....                                                                    | 153 |
| <b>Tableau 13.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des poids corporels chez <i>P. cultrifera</i> dans le site St-Cloud (Annaba). ....                                                                                                    | 154 |
| <b>Tableau 14.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des poids corporel chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de Skikda. ....                                                                                                             | 155 |
| <b>Tableau 15.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés du poids chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude en 2014. ....                                                                                                     | 156 |
| <b>Tableau 16.</b> Variations mensuelles de la taille (cm) chez <i>P. cultrifera</i> , ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                           | 157 |
| <b>Tableau 17.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) durant l'année 2014. ....                                                                      | 158 |
| <b>Tableau 18.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site de St Cloud (Annaba) durant l'année 2014. ....                                                                         | 159 |
| <b>Tableau 19.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez <i>P. cultrifera</i> pour le site de Bikini (Skikda) durant l'année 2014.....                                                                            | 160 |
| <b>Tableau 20.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de la taille chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude en 2014. ....                                                                                                 | 161 |
| <b>Tableau 21.</b> Variations mensuelles du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> , ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....                       | 162 |
| <b>Tableau 22.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification pour le nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> pour le site d'El Kala durant l'année 2014.....                                                                        | 163 |
| <b>Tableau 23.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé du nombre de sétigère chez <i>P. cultrifera</i> dans le site St-Cloud (Annaba). ....                                                                                                  | 164 |
| <b>Tableau 24.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> dans le site d'Annaba. ....                                                                                                 | 165 |
| <b>Tableau 25.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés du nombre de sétigères chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude en 2014. ....                                                                                       | 166 |

|                                                                                                                                                                                                                                                              |     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Tableau 26.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) administré à différentes concentrations à l'égard de <i>Perinereis cultrifera</i> après 24 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).....                                  | 167 |
| <b>Tableau 27.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) administré à différentes concentrations à l'égard de <i>Perinereis cultrifera</i> après 48 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).....                                  | 167 |
| <b>Tableau 28.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) administré à différentes concentrations à l'égard de <i>Perinereis cultrifera</i> après 72 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).....                                  | 168 |
| <b>Tableau 29.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) administré à différentes concentrations à l'égard de <i>Perinereis cultrifera</i> après 96 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).....                                  | 168 |
| <b>Tableau 30.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) après une exposition de 24 h, 48 h, 72 h et 96 h de <i>Perinereis cultrifera</i> : détermination des CL ( $\mu\text{g/L}$ ) et leurs intervalles de confiance (95 %).....                         | 169 |
| <b>Tableau 31.</b> Toxicité du cadmium ( $\mu\text{g/L}$ ) après une exposition de 24 h, 48 h, 72 h et 96 h de <i>Perinereis cultrifera</i> : détermination des TL (h) et leurs intervalles de confiance (95 %).....                                         | 169 |
| <b>Tableau 32.</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des Hydrocarbures totaux dans l'eau de mer des sites d'étude. ....                                                                                                   | 171 |
| <b>Tableau 33.</b> Concentrations des Hydrocarbures totaux ( $\text{mg/L}$ ) dans l'eau de mer prélevée des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015 .....                                                                                               | 171 |
| <b>Tableau 34.</b> ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT de l'eau de mer au niveau des trois sites durant la période étudiée.....                                                                      | 172 |
| <b>Tableau 35.</b> Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des Hydrocarbures totaux dans le tissu de <i>P. cultrifera</i> des sites d'étude.....                                                                                | 173 |
| <b>Tableau 36.</b> Concentrations des Hydrocarbures totaux ( $\text{mg/kg}$ ) des organismes prélevés des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015 .....                                                                                                 | 173 |
| <b>Tableau 37.</b> L'ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT chez <i>P. cultrifera</i> au niveau des trois sites durant la période étudiée .....                                                         | 174 |
| <b>Tableau 38.</b> Relation entre HT dans l'eau et <i>P.cultrifera</i> .....                                                                                                                                                                                 | 175 |
| <b>Tableau 39.</b> Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage .....                                                                                                                                                                         | 177 |
| <b>Tableau 40.</b> Variations mensuelles de l'activité de l'AChE ( $\text{nM/mn/ mg}$ de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> , ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). ....  | 178 |
| <b>Tableau 41.</b> Analyse ANOVA à un critère de classification des variations mensuelles de l'activité de l'AChE chez <i>P. cultrifera</i> pour le site El-Mordjène (El-Kala).....                                                                          | 180 |
| <b>Tableau 42.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de l'AChE chez <i>P. cultrifera</i> pour le site St-Cloud (Annaba).....                                                                                       | 181 |
| <b>Tableau 43.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de l'AChE chez <i>P. cultrifera</i> pour le site Bikini (Skikda).....                                                                                         | 182 |
| <b>Tableau 44.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de l'AChE chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                                     | 183 |
| <b>Tableau 45.</b> Variations mensuelles de l'activité de la GST ( $\mu\text{M/mn/ mg}$ de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> , ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .... | 184 |
| <b>Tableau 46.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez <i>P. cultrifera</i> dans le site El-Mordjène (El-Kala). ....                                                                                  | 185 |
| <b>Tableau 47.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de St cloud (Annaba). ....                                                                                   | 186 |
| <b>Tableau 48.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez <i>P. cultrifera</i> du site de Bikini (Skikda). ....                                                                                          | 187 |
| <b>Tableau 49.</b> ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la GST chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015). ....                                                                             | 188 |

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               |     |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| <b>Tableau 50.</b> Variations mensuelles de l'activité de la catalase (nM/mn/ mg de protéines) chez <i>P. cultrifera</i> , avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                               | 190 |
| <b>Tableau 51.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'activité de la catalase chez <i>P. cultrifera</i> dans le site d'El-Mordjène (El-Kala). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 191 |
| <b>Tableau 52.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'activité de la catalase chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de St Cloud (Annaba). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 192 |
| <b>Tableau 53.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la catalase chez <i>P. cultrifera</i> pour le site de Bikini (Skikda). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 193 |
| <b>Tableau 54.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la catalase chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                | 194 |
| <b>Tableau 55.</b> Variation des taux de MDA (mM/mg de protéines) de <i>Perinereis cultrifera</i> des trois sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015) avec la classification de Tukey. ....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                  | 195 |
| <b>Tableau 56.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez <i>P. cultrifera</i> dans le site d'El-Mordjène (El-Kala). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                   | 196 |
| <b>Tableau 57.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de St cloud (Annaba). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                      | 197 |
| <b>Tableau 58.</b> Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez <i>P. cultrifera</i> dans le site de Bikini (Skikda). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                        | 198 |
| <b>Tableau 59.</b> Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés des taux de MDA chez <i>P. cultrifera</i> dans les trois sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015). .....                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                         | 199 |
| <b>Tableau 60.</b> Les concentrations réelles de microplastiques ont été estimées à partir des lectures de fluorescence (Fluor.) Sur des milieux d'essai fraîchement préparés en utilisant le modèle linéaire (201                                                                                                                                                                                                                                                                                            |     |
| <b>Tableau 61.</b> Résultats de l'analyse bidirectionnelle de la variance avec interaction étudiant les effets des microplastiques et du cadmium sur plusieurs paramètres biologiques de <i>M. galloprovincialis</i> comparant les effets de la concentration de microplastiques et de la concentration de cadmium sur les critères d'effets à la fin de la période d'exposition (14 jours). Facteurs fixes : concentrations de microplastiques (0,2 mg / L et 0,4 mg / L) et concentrations de cadmium ..... | 206 |

# LISTE DES ABRÉVIATIONS

## Liste des abréviations

ANOVA : Analysis of Variance

ANOVA 1 : Analyse de la Variance à un critère de classification

ANOVA 2 : Analyse de la Variance à deux critères de classification

BaA : Benz(a)Anthracène

BAF : Facteur de bioaccumulation

BaP : Benzo(a)Pyrène

BCF : Facteur de bioconcentration

CTAB : Cetyl trimethylammonium bromide

DBO5 : La demande biochimique en oxygène

ddntp : didésoxyribonucléotide

DMBA : 7, 12-diméthylbenzo anthracène

EDTA : Éthylène Diamine Tétra-Acétique

EEA : European Environmental Agency

EPA : Agence américaine de Protection de l'Environnement

EPA : l'Agence américaine de Protection de l'Environnement

ERMS : le registre européen des espèces marines

ETM : Élément trace métallique

H2O2 : peroxyde d'hydrogène

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

LAB : alkylbenzènes linéaires

MES/TSM : Matière En Suspension / Total Suspended Matter

MP/MPs : Microplastiques / microplastics

NaCl : Chlorure de Sodium

OC : pesticides organochlorés

OMI : Organisation Maritime Internationale

PBT : Polluants Persistants Bioaccumulables et Toxiques

PCB : biphényles polychlorés

PE : Polyéthylène / polyethylene

PE-BD : PE à basse densité

PE-HD : PE à haute densité

PE-MD : PE à moyenne densité

PET : Polytéréphtalates d'éthylène / polyethylene terephthalate

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

PNUED : Programme des Nations Unies pour le Développement.

POP : Polluants Organiques Persistants

RéFEA : Réseau Francophone sur l'Eau et l'Assainissement, analyse physico-chimique

STEP : polluants émergents émis par les stations d'épuration des eaux usées

TBE : Tris, Borate, EDTA

W.H.O : World Health Organization

# INTRODUCTION GENERALE

### 1 INTRODUCTION GENERALE

La croissance démographique de notre planète au cours du siècle dernier est sans précédent. En cent ans, sa population est passée de 1,7 milliard à 7,6 milliards, ce qui affecte drastiquement les modes de production et de consommation de produits chimiques et industriels (Ngô et Régent, 2012). Cette problématique a eu un fort impact sur notre planète, en particulier le milieu marin (Sarker et al., 2018) et la santé humaine (Wang et al., 2017). Ces produits chimiques et industriels englobent des micropolluants organiques (Duodu et al 2017 ; Polidoro et al., 2017) et inorganiques (Ashraf et al., 2018 ; Naifar et al., 2018).

Ces composés inorganiques (métaux lourds) et organiques, répandus dans l'environnement, ont un impact potentiel. Non seulement en raison de leurs modes d'émission, mais aussi de leur persistance et de leur accumulation dans l'environnement. Parmi ces micropolluants organiques, englobent les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les alkylbenzènes linéaires (LAB), les pesticides organochlorés (OC), les biphényles polychlorés (PCB) et les polluants émergents émis par les stations d'épuration des eaux usées (STEP) comme les alkylphénols en tant que matière première dans la fabrication de détergents et enfin les microplastiques. Ils sont intéressants et attirent l'attention de la société scientifique en raison de leurs problèmes environnementaux. La majorité de ces produits sont aujourd'hui employés dans différents secteurs, des usages domestiques aux usages industriels, qui peuvent induire leur accumulation non seulement dans l'environnement (Staniszewska et al., 2015) mais aussi leur potentiel de bioaccumulation aux organismes marins comme l'une des ressources naturelles essentielles pour l'être humain (Ademollo et al., 2017).

Les écosystèmes aquatiques sont fréquemment touchés par la pollution anthropique (Imhof et al., 2017). Au cours des dernières décennies, un grand nombre de polluants ont été largement introduits dans les environnements marins, menaçant la santé et l'intégrité de ces écosystèmes dans le monde (Chaudhry et Malik, 2017). Cependant, l'exposition aux contaminants dans les milieux aquatiques consiste rarement en une seule substance et représente donc un gros problème pour les organismes aquatiques. Actuellement, la compréhension des effets de ces mélanges complexes de contaminants et de leurs interactions possibles est encore très limitée (Kienzler et al., 2016).

La biodiversité est l'un des thèmes centraux des études en écologie. Elle correspond à la variabilité existante parmi les organismes vivants et les systèmes écologiques auxquels ils

appartiennent, et peut être appréhendée à trois niveaux hiérarchiques d'organisation du vivant (Harper & Hawksworth, 1994 ; May, 1994) : la diversité au sein d'une espèce (c.-à-d. diversité génétique), la diversité entre les espèces (c.-à-d. diversité spécifique) et la diversité des communautés (c.-à-d. diversité des écosystèmes). Dans le contexte marin, la biodiversité est définie donc comme la variété des formes de vie dans les océans, les eaux côtières et estuaires et les processus qui la maintiennent (Olsgard et al., 2003).

Différents facteurs, biotiques ou abiotiques, agissant à différentes échelles spatiales et temporelles, jouent un rôle déterminant dans la mise en place et la distribution de la biodiversité. Historiquement, une place importante a été accordée aux interactions biotiques en relation avec les caractéristiques de l'environnement pour expliquer la distribution locale et régionale de la biodiversité. Huston (1999) résume l'effet de l'environnement sur la richesse spécifique des communautés locales en fonction de deux variables : (1) la production qui régule le taux de croissance des peuplements et donc l'intensité de la compétition et (2) la fréquence des perturbations environnementales. Une certaine hétérogénéité des conditions environnementales peut permettre le maintien d'une espèce qui serait exclue par compétition sous des conditions plus stables (Huston, 1999).

Les substrats infralittoraux constituent une zone d'étude particulièrement intéressante grâce à sa grande richesse quantitative et qualitative et à la diversité des phénomènes biologiques qui se développent dans ceux-ci. Les annélides polychètes fréquemment nommées « vers segmentés » constituent avec les mollusques bivalves, les crustacés et les échinodermes les groupes dominant de la macrofaune des substrats meubles. Elles sont utilisées dans la majorité des études écologiques des communautés benthiques étant donné qu'elles apportent des renseignements tout à fait indispensables pour comprendre, dans une première phase, les changements profonds que subissent actuellement les écosystèmes marins, et agir en conséquence pour limiter les dégâts.

Ainsi, les communautés benthiques intègrent les perturbations et répondent par des fluctuations de leurs paramètres de structure, tels que le nombre d'espèces et l'abondance (Occhipinti-Ambrogi et al., 2007). De ce fait, ces organismes sont largement utilisés comme des indicateurs des conditions écologiques des écosystèmes marins et côtiers (Gibson et al., 2000). D'une manière générale, ces organismes relativement sédentaires ont des cycles vitaux longs qui leur permettent d'intégrer les effets des perturbations tant accidentelles que

chroniques (Reiss & Kröncke, 2005) et présentent différents degrés de tolérance au stress (Torres-Gavila, 2008).

Les annélides ou vers annelés constituent un phylum que l'on retrouve dans une grande variété d'environnements sur l'ensemble du globe à l'exception des milieux arides et aériens (Rouse & Pleijel, 2006). De plus, ce phylum, très diversifié en formes et modes de vie (Figure.1), comprend plus de 15 000 espèces décrites. En milieu marin, il constitue la macrofaune benthique dominante depuis la zone intertidale jusqu'aux environnements profonds (Rouse & Pleijel, 2001 ; Struck et al., 2011).



**Figure 1.** Illustration de Matthias Jacob Schleiden sur la diversité morphologique des annélides.

Parmi les invertébrés marins, les annélides polychètes sont l'un des groupes benthiques les plus divers et les plus abondants : plus de 12 000 espèces de polychètes sont signalées dans le monde (Appeltans et al., 2012). Ils colonisent une grande variété d'habitats marins, des substrats mous aux substrats durs, de la zone intertidale à la zone hadale (Serrano Samaniego, 2012). Les polychètes sont l'un des groupes les plus caractéristiques des communautés benthiques (Labruno et al., 2007) et l'un des taxons benthiques les plus riches en termes de richesse spécifique (Arvanitidis et al., 2002). Ce groupe domine souvent la macrofaune

benthique et peut être considéré comme un bon indicateur pour décrire la distribution des communautés macrobenthiques (Olsgard et Somerfield, 2000) quand il est la principale composante de la macrofaune (Mackie et al., 1997). Ainsi, dans la plupart des cas, les assemblages de polychètes présentent des variations similaires dans les schémas de distribution que l'ensemble de la faune benthique (Fauchald, 1973) et peuvent donc être considérés comme des représentants de la biodiversité marine (Olsgard et al., 2003). De plus, les polychètes sont considérés comme des indicateurs appropriés des tendances de la biodiversité dans les études biogéographiques (Gobin et Warwick, 2006), car contrairement à d'autres taxons, leur taxonomie est relativement bien décrite (bien que ce point soit encore débattu en raison de nombreuses synonymies qui rendent encore la systématique des polychètes instable (Rouse et Pleijel, 2001). Ils englobent également plusieurs niveaux trophiques et histoires de vie. Ils sont souvent représentés par un bon nombre d'espèces et de familles dans les échantillons écologiques (Hutchings, 1998 ; Cole et Chapman, 2007).

Les assemblages marins benthiques sont caractérisés par hétérogénéité de la composition et de l'abondance des espèces due à l'interaction de divers processus abiotiques et biotiques opérant à différentes échelles spatiales et profondeurs. L'hétérogénéité spatiale est particulièrement évidente parmi les assemblages benthiques marins associés aux habitats en eau peu profonde, car ils subissent généralement des fluctuations de facteurs environnementaux clés tels que la température, la salinité, l'action des vagues, etc. (Benedetti-Cecchi, 2000).

Ainsi, plusieurs facteurs sont connus pour influencer la distribution et l'abondance des polychètes, notamment la nature du substrat, la quantité de matière organique contenue dans les sédiments, la profondeur, la salinité et la température (Hutchings, 1998).

En raison de niveaux élevés d'adaptation à une grande variété de conditions environnementales, les polychètes jouent un rôle clé dans le fonctionnement des écosystèmes et ils ont été utilisés avec succès comme substituts pour l'estimation de la diversité et de la dynamique des communautés benthiques (Olsgard et al., 2003; Papageorgiou et al., 2006). En fait, l'analyse de la structure d'assemblage polychète s'est avérée être un outil efficace pour évaluer la santé environnementale, et il est couramment utilisé comme critère biologique pour la qualité de l'eau et aussi dans les études de biosurveillance (par exemple Olsgard et al., 2003; Musco et al., 2011; Guemouda et al., 2014 ; Meghlaoui et al., 2015). Plusieurs articles suggèrent que la distribution des polychètes varie naturellement le long du rivage et le long des gradients

de profondeur à la fois sur les fonds mous et durs, avec des variations augmentant avec la diminution de la profondeur et les changements dans la texture des sédiments et la couverture algale comme facteurs contribuant à l'hétérogénéité de l'assemblage (par exemple Musco, 2012 ; Mikac et Musco, 2010).

En ce qui concerne les assemblages d'eau peu profonde, Giangrande (1990) a suggéré que sur les rivages rocheux subtidaux, les facteurs physiques jouent un rôle crucial dans la distribution des polychètes en sélectionnant directement les espèces et en influençant la composition du macrobenthos sessile formant l'habitat polychète. En général, il a été suggéré que les polychètes devraient être abondants là où le substrat fournit des microhabitats appropriés pour la colonisation (Giangrande, 1988). Par exemple, les algues corallines structurellement complexes semblaient être un habitat convenable pour les polychètes (Tena et al., 2000). Cependant, Musco (2012) n'a pas observé de corrélation significative entre les algues corallines et les schémas de distribution des Syllidés.

En Méditerranée, de nombreux inventaires de polychètes ont été réalisés, en particulier dans la zone occidentale, comme, Fauvel (1940), Bellan (1961, 1964), Laubier (1966), Amoureux (1973), Zibrowius (1978) et Castelli et al. (2008). Il existe d'autres études menées dans l'est de la Méditerranée comme Harmlin (1969), Simboura et Nicolaidou (2001), Arvanitidis (2000), Cinar 2005, Ben Eliahu (1995) et Ergen (1976). Ainsi, 1172 espèces de polychètes ont été décrites en Méditerranée (Coll et al., 2010) dans les zones côtières et profondes, elles représentent entre 40 % et 80 % de l'endofaune (Sanders et al., 1965).

Les moules marines sont des mollusques bivalves fréquemment trouvés sur le littoral en zone intertidale. À leur intérêt économique s'ajoute leur utilisation scientifique depuis de nombreuses années dans des programmes de surveillance environnementale en tant qu'espèces bio-indicatrices. À titre d'exemple, il convient de citer le programme Mussel Watch aux États-Unis ou encore le Réseau d'Observation de la Contamination CHimique du littoral (ROCCH) (Beliaeff et al., 2002). Ces organismes filtreurs sont en effet exposés à une multitude de contaminants biologiques et chimiques qu'ils sont capables de bioaccumuler (Sánchez-Marín et al., 2016 ; Williams et al., 1997), voire de bioconcentrer (Gilroy et al., 2014 ; Ricciardi et al., 2016).

Les moules sont considérées parmi les espèces les plus résistantes aux contaminants. Contrairement aux autres bivalves comme les huîtres ou les palourdes, les animaux du genre

*Mytilus* ne sont pas affectés par les maladies infectieuses ni dans le milieu naturel ni dans les élevages (Travers et al., 2016). De plus, malgré leur exposition chronique aux xénobiotiques dans certaines régions à haute pollution, les mortalités sont en général faibles. Néanmoins, différentes réponses biologiques sont engendrées notamment sur le plan des fonctions immunitaires et sont utilisées comme biomarqueurs d'exposition ou d'effet (Taleb et al., 2007).

Les moules du genre *Mytilus spp* constituent un modèle d'intérêt en toxicologie environnementale (Rittschof & McClellan-Green, 2005 ; Taleb et al., 2007). Elles sont largement utilisées dans les programmes de biosurveillance (Wade et al., 1998). Outre leur importance écologique et économique, ce genre a acquis un rôle important comme bio-indicateur en raison de leur mode de vie sessile et filtreur ce qui leur permet de filtrer la nourriture et donc accumuler les contaminants (Pruell et al., 1986). De plus, ces espèces sont généralement euryhalines, très abondantes et à large répartition géographique. En outre, la possibilité de travailler sur différentes classes d'âge (Naciri, 1998), ainsi que l'augmentation des connaissances sur sa biochimie et sa physiologie, permet maintenant d'interpréter raisonnablement les réponses des biomarqueurs afin d'estimer les menaces sur des organismes (Depledge & Fossi, 1994). Tout cela rend les moules *Mytilus* particulièrement intéressantes pour la biosurveillance (Serafim et al., 2011 ; Marigómez et al., 2013) et pour l'examen des liens entre les changements dans les facteurs abiotiques, en particulier la température, et les changements dans les modes de distribution sur différentes échelles temporelles et spatiales. Ce groupe contient deux espèces importantes dont la répartition de chacune est fonction de la température.

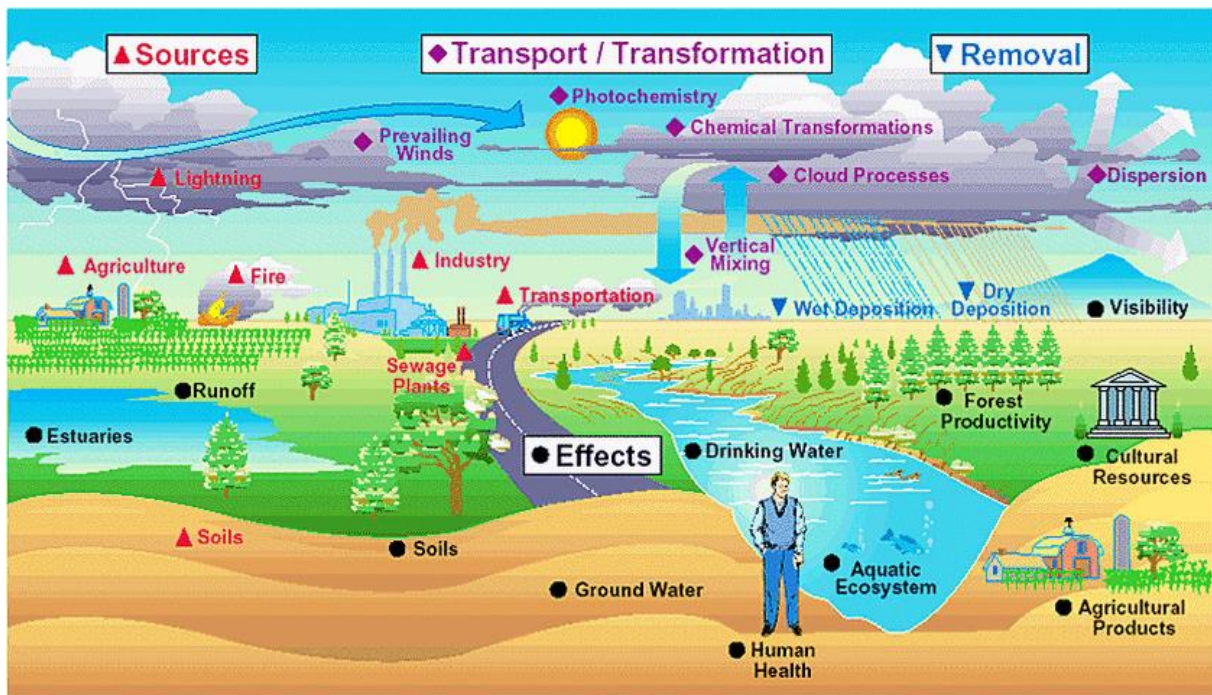
La moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819), qui est une espèce d'eau chaude et occupe principalement les habitats côtiers en Méditerranée et dans l'Atlantique dans le golfe de Gascogne jusqu'au Royaume-Uni (Skibinski et al., 1983 ; McDonald et al., 1991).

Les écosystèmes marins sont continuellement menacés par les problèmes de pollution, incluant l'eutrophisation des eaux, l'apport de substances toxiques telles que les pesticides, les polluants organiques persistants (p. ex. les polychlorobiphényles ou PCB), les hydrocarbures, les huiles, les radionucléides ou encore les métaux lourds et les déchets solides (Adams, 2005; Shahidul Islam and Tanaka, 2004; Williams, 1996). La pollution des milieux marins résulte donc de l'introduction par l'humain, directement ou indirectement, de substances ou d'énergies

conduisant à un ensemble d'effets délétères à la vie marine, à la productivité des écosystèmes, à la diversité biologique et/ou à l'intégrité des habitats (Lepom et al., 2009 ; Romero et al., 2007 ; Tiquio et al., 2017 ; Williams, 1996).

80 % des pollutions en mer proviendraient des activités terrestres, industrielles, agricoles, urbaines ou rurales. Les plastiques, des polymères organiques synthétiques, font partie des pollutions les plus visibles et font l'objet d'une attention particulière ces dernières années (Derraik, 2002 ; Eriksen et al., 2014 ; Worm et al., 2017). Entre 4,8 et 12,7 millions de tonnes de micro ou macro plastiques s'accumuleraient dans les océans chaque année et cette quantité devrait être décuplée d'ici à 2025 (Jambeck et al., 2015 ; Worm et al., 2017). Au-delà des effets directs induits par ingestion ou enchevêtrement (e.g. Wilcox et al., 2015), les plastiques s'accumulent (bioaccumulation) dans les organismes et les sédiments et peuvent être transférés par les interactions trophiques, entre proies et prédateurs, humains inclus, avec des effets potentiellement toxiques (Seltenrich, 2015 ; Worm et al., 2017).

Dans l'environnement, tous les compartiments se lient. La figure.2 présente l'émission et le cycle biogéochimique des polluants dans l'environnement. L'air, les cours d'eau, les rivières, et les fleuves sont les vecteurs de transport efficaces et les mers et les océans sont les réceptacles ultimes des rejets. Ainsi les polluants peuvent être dispersés partout dans l'environnement et ils peuvent menacer à la fois les ressources en eau potable, perturber le fonctionnement des écosystèmes aquatiques et la santé humaine via une exposition directe ou via la ressource en eau ou encore via la chaîne alimentaire. Il a par ailleurs été démontré que les eaux continentales, eaux marines, eaux souterraines et les eaux de boisson contiennent une multitude de contaminants organiques parmi lesquels on trouve des HAP, des phtalates, des bisphénols, des pesticides, des hormones issues des traitements contraceptifs, des anticancéreux, des opioïdes, des anti-inflammatoires, et des antibiotiques (Tlili et al., 2016 ; Ben Sghaier et al., 2016 ; Merhaby et al., 2015, 2016 ; Net et al., 2014 ; 2015).



**Figure 2.** Émission et cycle biogéochimique des polluants : dans l'eau, le sol, et l'atmosphère.

Source de schéma : [HTTP : //worldpollution.weebly.com/air-pollution.html](http://worldpollution.weebly.com/air-pollution.html)

L'ensemble des changements physico-chimiques induits par le changement climatique et l'activité humaine conduit à une évolution des aires de distribution, de la phénologie, des mouvements migratoires, de l'abondance et des interactions interspécifiques pour de nombreuses espèces marines, dulcicoles et terrestres (e.g Albouy et al., 2013; Marzloff et al., 2018; Sivaperuman et al., 2018). Ainsi ses changements au niveau de l'eau ou du sédiment peuvent avoir plusieurs conséquences sur les espèces macro-benthiques au niveau comportemental, physiologiques ou même anatomiques. De ce fait, il est primordial que ses paramètres sous constante observation.

Pour répondre aux questionnements croissants quant aux effets des polluants dans le milieu aquatique, l'écotoxicologie s'est munie de différents outils. Les bioessais et la mesure de biomarqueurs biologiques permettent d'évaluer les effets d'une exposition à la contamination au niveau sub-individuel et individuel. L'évaluation des effets à des niveaux d'organisation biologiques plus intégrés est quant à elle possible via la modélisation (extrapolation des effets au niveau individuel et sub-individuel au niveau de la population et de la communauté), ou par mesure directe via l'étude des populations et de la composition des communautés. Ils peuvent être utilisés au laboratoire dans une démarche d'écotoxicologie

prédictive visant à évaluer a priori l'effet écotoxicologique de substances, et/ou in situ dans une démarche d'écotoxicologie rétrospective afin d'évaluer les niveaux de contamination et l'impact réel de ces substances dans les écosystèmes, mais aussi de diagnostiquer la contamination d'un milieu donné et ses effets dans une approche de biomonitoring (Vigneron, 2016).

Les bioessais classiquement utilisés en écotoxicologie prédictive sont réalisés au laboratoire dans des conditions standardisées et faisant intervenir des organismes élevés en laboratoire appartenant à des espèces modèles clones de daphnies (*Daphnia magna*), chironomes (*Chironomus riparius*), poisson medaka japonais (*Oryzias latipes*), poisson-zèbre (*Danio rerio*) et pour des durées d'exposition généralement relativement courtes (jusqu'à 21 jours avec *D. magna* pour un test d'inhibition de la reproduction, et jusqu'à 60 jours chez le poisson pour un test de toxicité sur le développement sexuel. Ces tests ont été développés dans un souci nécessaire de reproductibilité mais au détriment de leur représentativité pour les espèces rencontrées *in situ* et pour l'ensemble des populations de ces espèces (Breitholtz et al., 2006, Berthet et al., 2011), qui constituent pourtant les niveaux cibles de protection dans l'évaluation du risque (Forbes et Calow, 2002 ; Ramade, 2007; Forbes et al., 2010; Hommen et al., 2010). C'est pourquoi des facteurs de sécurité (aussi appelés facteurs d'extrapolation ou d'incertitude) sont appliqués, notamment pour tenir compte de la variabilité potentielle de la sensibilité écotoxicologique entre populations et entre espèces, pour prédire les effets des stress chimiques sur les populations naturelles à partir des résultats de ces tests standardisés et pour déterminer les concentrations considérées comme protectrices pour l'environnement (Chapman et al., 1998; Forbes et Calow, 2002; Berthet et al., 2011).

Développer des recherches sur la variabilité de la sensibilité des marqueurs biologiques utilisés pour évaluer les effets écotoxicologiques des substances chimiques (i) entre populations naturelles et populations d'expérimentation (ii) entre populations naturelles entre elles (iii) ainsi qu'entre espèces du milieu et espèces de laboratoire s'avère donc nécessaire dans ce contexte d'évaluation du risque afin d'évaluer et d'améliorer la pertinence des facteurs de sécurité appliqués. Il est en effet essentiel que ces derniers, puisqu'ils jouent un rôle crucial dans les extrapolations et donc dans le processus d'évaluation des risques, ne conduisent ni à sous-estimer ni à surestimer les risques liés aux produits chimiques potentiellement dangereux afin de protéger l'environnement de façon appropriée (Forbes et Calow, 2002). En outre, si l'établissement de ces dernières relève du domaine réglementaire, les gestionnaires et

décisionnaires se basent sur des résultats relevant de la recherche scientifique comme source d'indications sur l'ampleur de l'incertitude (Chapman et al., 1998).

Les approches de biomonitoring passif et actif, mises en place dans les démarches d'écotoxicologie rétrospective, se confrontent également à cette question de la variabilité des marqueurs biologiques suivis pour l'évaluation écotoxicologique d'un milieu.

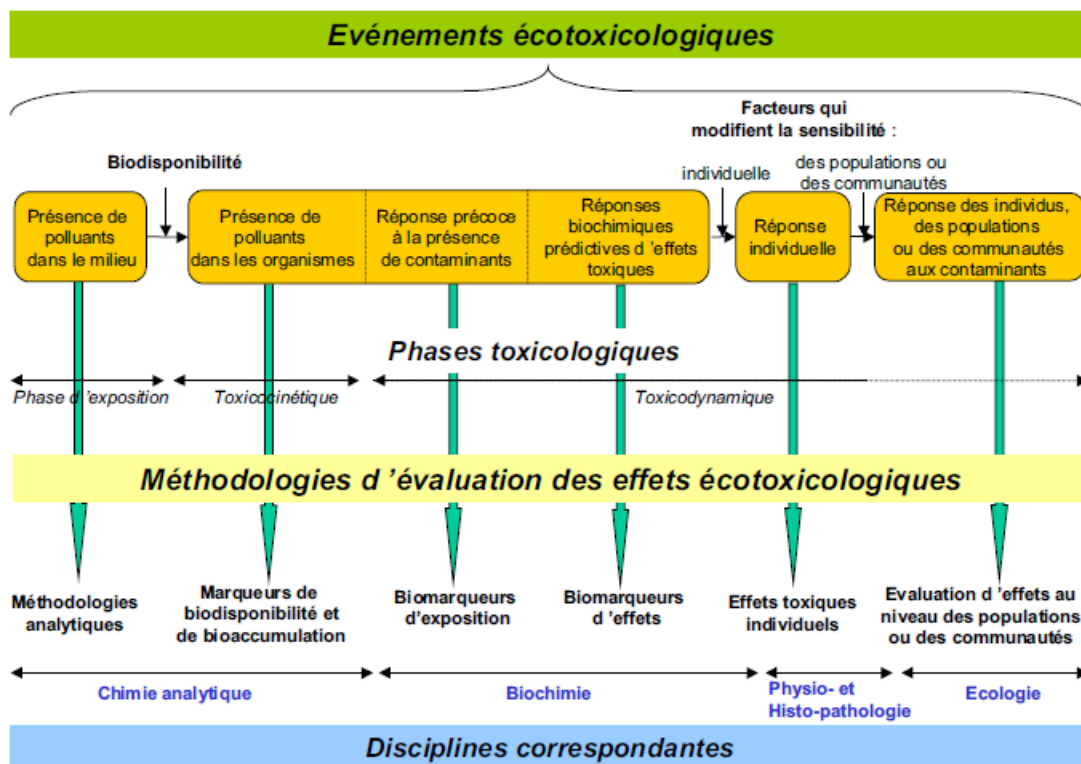
En effet, dans le cas du biomonitoring passif, la mesure des marqueurs est réalisée sur des organismes autochtones. L'interprétation des mesures faites sur ces organismes ne peut s'affranchir de la caractérisation de la variabilité des niveaux de base et de la sensibilité aux contaminants de ces marqueurs entre populations et entre espèces. De même, les approches de biomonitoring actif et les bioessais réalisés *in situ* (encagement d'individus transplantés), ne s'affranchissent pas de la question de la variabilité des marqueurs, la représentativité de la population et de l'espèce choisie comme source d'organismes vis-à-vis des populations et des espèces des milieux à diagnostiquer pouvant être questionnée.

La notion de biomarqueur a été définie par plusieurs auteurs (Lagadic et al., 1997 ; Van der Oost et al., 2003) comme étant un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, de l'organisme, de la population ou de l'écosystème qui peut être relié à une exposition ou à des effets toxiques de polluants chimiques environnementaux.

L'étude de la réponse biologique des organismes vivants aux polluants chimiques présents dans l'environnement marin représente un outil de diagnostic qui n'est pas destiné à dupliquer ou remplacer la surveillance chimique, mais qui doit être intégré dans les programmes de surveillance de l'environnement. Complémentaires des analyses chimiques, ces indicateurs biologiques peuvent jouer le rôle de systèmes d'alarme précoces d'une contamination dont les effets sont réversibles. Par exemple, la spécificité d'un biomarqueur pour certaines familles de molécules chimiques (hydrocarbures aromatiques polycycliques, polychlorobiphényles, métaux lourds, produits phytosanitaires...) permet d'une part de révéler la présence de ces polluants, et d'autre part de renseigner sur la biodisponibilité de ces polluants ainsi que sur les effets biologiques précoces sur les organismes (Kramer et Botterweg, 1991 ; Amiard et al., 1998).

Aucun biomarqueur ne peut à lui seul prendre en compte la diversité des contaminants et la multiplicité de leurs effets sur les organismes. Ainsi, la mise en œuvre d'un ensemble

cohérent de biomarqueurs s'est rapidement imposée afin d'établir un diagnostic complet de l'état de perturbation des organismes au sein de leur environnement (Van der Oost et al., 1996; Minier et al., 2000; Flammarion et al., 2002). Chaque biomarqueur apporte alors une information en rapport avec sa spécificité et sa sensibilité. Ainsi seule une approche multiparamétrique, combinant la mesure de différents biomarqueurs, les analyses chimiques et les mesures au niveau des populations et des communautés, permettra de prendre en considération la multiplicité des effets de la contamination sur les différents niveaux d'organisation (Figure.3). En effet, les polluants agissent à tous les niveaux d'organisation biologique, de la molécule à l'individu avant même d'avoir des effets visibles aux niveaux supérieurs (à l'échelle des populations et des communautés). Ces réponses s'observent sur une échelle temporelle croissante à mesure que l'on monte dans les niveaux d'organisation biologique (Peakall et Shugart, 1993).



**Figure 3.** Représentation des méthodologies permettant d'évaluer les risques écotoxiques. (modifié d'après Lagadic et al., 1997).

Les organismes vivants (plantes, microbes et animaux) qui fournissent des informations sur la qualité de l'environnement (par exemple le milieu marin) sont appelés « bioindicateurs » (Burger, 2006). Leur utilisation repose sur leur capacité à accumuler les polluants existant dans leur environnement (Bartell, 2016; Zukal et al., 2015). De nombreuses espèces ont été utilisées

comme bioindicateurs pour divers polluants marins : mollusques (Cunha et al., 2017; Dirrigl et al., 2018; Viñas et al., 2018), tortues (Santos et al., 2018), éponges (Orani et al., 2018), les poissons (Smalling et al., 2016) et les polychètes (Guemouda et al., 2014 ; Meghlaoui et al., 2015; Gasmi et al., 2016 ; Ramdani et al., 2020). Des organismes appropriés reflétant la contamination de leur environnement doivent être choisis. Pour qu'une espèce soit considérée comme une espèce sentinelle pour les contaminants chimiques, elle doit remplir plusieurs critères :

- Une large abondance géographique pour qu'il soit présent dans toute la zone d'étude (pour les comparaisons intersites).
- La capacité à accumuler des contaminants sans être affecté par les concentrations rencontrées ni par le stress environnemental.
- La quantité suffisante de tissu pour les analyses de laboratoire.
- Être facile à échantillonner in situ et à manipuler en laboratoire.
- La capacité à intégrer les fluctuations temporelles d'un environnement spécifique qui ne peuvent être suivies dans la colonne d'eau.

Il existe deux types de biosurveillance : passive et active. La première consiste à choisir des organismes indigènes comme représentants de la pollution d'une zone spécifique. Les moules sont des animaux sédentaires capables d'accumuler des polluants et ont été largement utilisés comme indicateurs de contamination par les métaux dans différents programmes de biosurveillance (Beyer et al., 2017). Le programme « Mussel Watch » a été introduit pour la première fois en 1976 et visait à être un outil de surveillance des eaux marines (Goldberg, 1975). Cette approche s'est avérée valable pour surveiller les métaux et divers contaminants organiques en les comparant à un site propre «de référence ». De plus, les annélides ont une importance structurelle et fonctionnelle importante dans la chaîne trophique aquatique et ont été considérés comme des indicateurs de polluants chimiques (Daas et al., 2011).

La surveillance passive est confrontée à plusieurs facteurs tels que les différences génétiques des espèces, l'âge, la taille, la croissance, l'état nutritionnel, le sexe, la maturité sexuelle et le frai. Dans certains cas, le site de référence n'est pas présent ou n'est pas dans les mêmes conditions environnementales que les sites étudiés.

Alors que les approches actives consistent en des expériences de mise en cage. Les individus sélectionnés sont acclimatés pendant un certain temps avant d'être mis dans des cages et

transplantés dans les sites d'étude (Beyer et al., 2017 ; Oikari, 2006). L'avantage de la technique de mise en cage est la possibilité d'utiliser des organismes pour surveiller un environnement environnant et peut également être utilisé dans des études d'écotoxicologie et de biologie des populations (Henry et Jenkins, 1995).

L'annélide polychètes est considéré comme une espèce clé dans le fonctionnement de l'écosystème en raison de son comportement alimentaire, des activités de remaniement des sédiments et comme un maillon majeur des réseaux trophiques avec les poissons et les oiseaux (Philippart et al., 2007 ; Vinagre et al., 2012 ; Bocher et al., 2014).

Les polychètes jouent un rôle clé dans la bioturbation et l'alimentation des dépôts, ce qui augmente l'érodabilité des sédiments et la consommation de certaines graines et plantes de marais salé (Paramor et Hughes, 2004., 2005., 2007). Certains polychètes comme *Perinereis cultrifera* peuvent basculer entre une alimentation filtrante et une alimentation détritique (Dean., 2008). *Hediste diversicolor* peut se nourrir de trois façons (Scaps., 2002 ; Durou et al., 2007) avec un dépôt de surface se nourrissant en sortant partiellement de son terrier et en consommant des sédiments, du microphytobenthos, des macroalgues, des détritiques et du matériel végétal à l'aide de sa trompe réversible (Aberson et al., 2016).

Les Néréides peuvent également être un prédateur de petits invertébrés (Hiddink et al., 2002; Fidalgo e Costa et al., 2006), et peuvent suspendre leur alimentation en sécrétant une poche muqueuse près de l'entrée de son terrier, aspirant les particules de nourriture en suspension en ondulant son corps, les emprisonnant dans le sac qui est ensuite mangé (Riisgård, 1991). Les méthodes d'alimentation et les régimes alimentaires des polychètes varient dans l'espace et dans le temps, en fonction de la disponibilité des différents aliments (Galván et al., 2008, 2011 ; Vinagre et al., 2012). Jusqu'à présent, il n'y a pas eu de recherche complète sur l'écologie alimentaire de *Periniereis cultrifera*.

La Méditerranée est l'une des régions les plus riches d'Europe en termes de diversité d'espèces marines avec un taux d'endémisme élevé (Bianchi et Morri, 2000). En Méditerranée, les écosystèmes côtiers sont dominés par les macrophytes (magnoliophytes et algues) (Boudouresque, 2004), un système autotrophique globalement net présentant de nombreux avantages écologiques (par exemple production primaire, habitats, source de nourriture et d'oxygène, puits de carbone, stabilisation des sédiments, etc.) (Levin et al., 2006). Malgré leur importance environnementale, économique et sociale, un nombre croissant de rapports

documentent la régression et/ou les changements éco-fonctionnels de ces écosystèmes (par exemple Occhipinti-Ambrogi et Savini, 2003).

Les pressions subies par la Méditerranée (ex : points chauds de pollution, Figure. 4) en font une unité écologique vulnérable (Turley, 1999). Cette mer est de dimensions trop petites pour s'auto-contrebalancer écologiquement. Le point de saturation des polluants rejetés en Méditerranée, dont la superficie est la 35<sup>e</sup> de celle de l'Atlantique, sera atteint plus rapidement que dans les océans. De plus, l'absence quasi totale de marée ne permet pas la dilution des polluants et prévient les phénomènes naturels de dépuración rencontrés dans les grandes étendues d'eau (c'est-à-dire dans les océans). La Méditerranée présente également une carence dans le mouvement de ses masses d'eau profonde, et de ses courants de surface qui « tournent en rond » dans ce bassin presque fermé. De plus, la réponse de la Méditerranée aux perturbations environnementales est plus rapide que dans les grands océans (Augier, 2010). Ces spécificités font donc de la Méditerranée un site d'étude privilégié des pressions et des changements opérés par les hommes sur l'environnement, et annoncent les scénarios sur lesquels nous pourrions vivre à l'avenir dans tous les océans du monde (Bethoux et al., 1999).



**Figure 4.** Points chauds de pollution (cercles rouges pleins) le long des côtes méditerranéennes (EEA, 2006).

Le littoral algérien est d'une longueur de 1622 km. Il occupe une bonne partie du bassin méditerranéen, l'un des 34 points chauds de biodiversité de la planète. La population algérienne estimée à 41 millions d'habitants est concentrée à près de 40 % dans les 14 wilayas côtières (Figure.5). Bien que la loi relative à la protection et à la valorisation du littoral n° 02-02 du 5 février 2002 interdit de porter atteinte à l'état naturel du littoral, le déversement des polluants chimiques et organiques dans les eaux littorales est toujours d'actualité. La côte algérienne est fortement anthropisée. L'homme est la première victime de son insouciance, la santé des baigneurs et des consommateurs des produits de la pêche est sérieusement menacée. Quant à la biodiversité, elle encourt un grand risque de mal-adaptation (Benkhedda et al., 2018).



**Figure 5.** Wilayas côtières

L'État algérien est signataire de plusieurs accords internationaux comportant d'importantes obligations relatives à la protection de ces milieux naturels contre la pollution, notamment la convention pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution signée à Barcelone en 1976 et amendée le 9 juin 1995 (PNUE, 2007). À l'instar des pays européens, l'Algérie, à travers les institutions nationales, doit faire évoluer son système de monitoring des eaux littorales. Au cours des deux dernières décennies, de nouvelles techniques d'évaluation de la pollution marine ont été employées en Algérie (Belhaouari et al., 2011 ; 2014), mais beaucoup reste à faire. Les enjeux liés à la pollution des eaux littorales sont importants. D'une part, il faut vérifier l'absence des polluants chimiques les plus toxiques dans l'eau ; d'autre part, il faut favoriser l'approche écosystémique pour garantir la conservation et l'utilisation durable des eaux littorales. Pour ces raisons, il est capital de faire évoluer les méthodes et les outils de surveillance de l'état des eaux côtières et de transition en Algérie.

Le biotope du Nord-est algérien est caractérisé par une flore et une faune très riche, principalement au niveau du parc national d'El-Kala (Benyacou et Chabi, 2000). Les efforts réalisés en matière d'inventaire des ressources naturelles en Algérie ont conduit à la découverte d'une riche faune de mollusques terrestres dans quelques biotopes : de l'Ouest (Tlemcem) Damerdjil et al., 2005 ; Damerdjil, 2008, 2010, 2012, 2013 ; Damerdjil et Amara, 2013) à l'Est (Boudechiche, 2007 ; Larba et Soltani, 2013).

Toutes les caractéristiques précédemment décrites ont contribué aux choix de ce sujet d'étude auxquelles s'ajoute l'importance des sites étudiés vu leurs localisations géographiques ainsi que le niveau de pollution. Les principaux objectifs de ce travail sont :

- L'établissement d'un inventaire faunistique des espèces d'annélides polychètes présentes au niveau du littoral est algérien ainsi que la flore et la faune associée.
- L'étude du régime alimentaire et le comportement alimentaire de *P. cultrifera* vivant sur la côte-Est de l'Algérie, avec une analyse de la variation mensuelle et saisonnière du contenu du tube digestif de l'individu pour évaluer ses habitudes alimentaires et donc sa position trophique à l'état sauvage.
- La détermination des concentrations lésales et temps lésaux du cadmium sur *P. cultrifera*.
- Présenter un bilan de la qualité du milieu marin en étudiant des paramètres physico-chimiques des eaux côtières des trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda), des indices biologiques (biométrie), suivi d'un dosage des hydrocarbures totaux, et estimer le niveau de pollution en évaluant l'activité enzymatique de la GST, la Catalase, l'activité spécifique de l'AChE et taux de MDA chez l'annélide polychète *P. cultrifera*.
- Les effets de l'exposition de *Mytilus galloprovincialis* au cadmium et aux microplastiques seuls ou mélangés.

Ce manuscrit de thèse est organisé en 5 parties principales :

La première partie représente une synthèse bibliographique sur l'état des connaissances dans lequel s'inscrit ce travail de thèse en présentant l'état et la sensibilité des zones côtières, la pollution marine et ses effets sur les réponses écologiques et démographiques des espèces, les modèles biologiques et leur sensibilité dans un contexte de contamination du milieu aux polluants tel que les hydrocarbures, le cadmium et les microplastiques et en situation de multi stress.

La deuxième partie est consacrée à la description détaillée de l'ensemble des méthodes expérimentale et analytique utilisées au cours de ce travail de thèse.

La troisième partie s'intéresse à la présentation des résultats obtenus durant la période d'études.

La quatrième partie est consacrée à une discussion générale des résultats présentés au regard des objectifs et hypothèse de ce travail de thèse.

Enfin, une conclusion générale qui synthétise les principaux résultats obtenus et propose une ouverture vers de nouvelles perspectives d'étude.

# SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

## 2 SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

Dans les environnements naturels, deux catégories de contaminants peuvent être considérées, à savoir les contaminants inorganiques tels que les métaux et les contaminants organiques.

La pluridisciplinarité des travaux effectués durant cette thèse requiert des connaissances générales et spécifiques en importance des zones côtières, en scénarios présents et futurs sur la présence de différents contaminants et en vulnérabilité des espèces macro-benthiques.

Ainsi, ce chapitre vise à faire l'état des connaissances nécessaires à la bonne compréhension des travaux menés. Une synthèse des notions essentielles sur les zones du littoral méditerranéen, les différents contaminants étudiés (hydrocarbures, métaux lourds et microplastiques), l'importance des espèces macro-benthiques utilisées pendant cette thèse et leurs vulnérabilités dans un contexte de contaminations, à la sensibilité des organismes aquatiques et sur le contexte scientifique de l'étude menée sur les modèles biologiques : les annélides polychètes *Perinereis cultrifera* et les moules *Mytilus galloprovincialis*.

### 2.1 Contamination en milieu marin

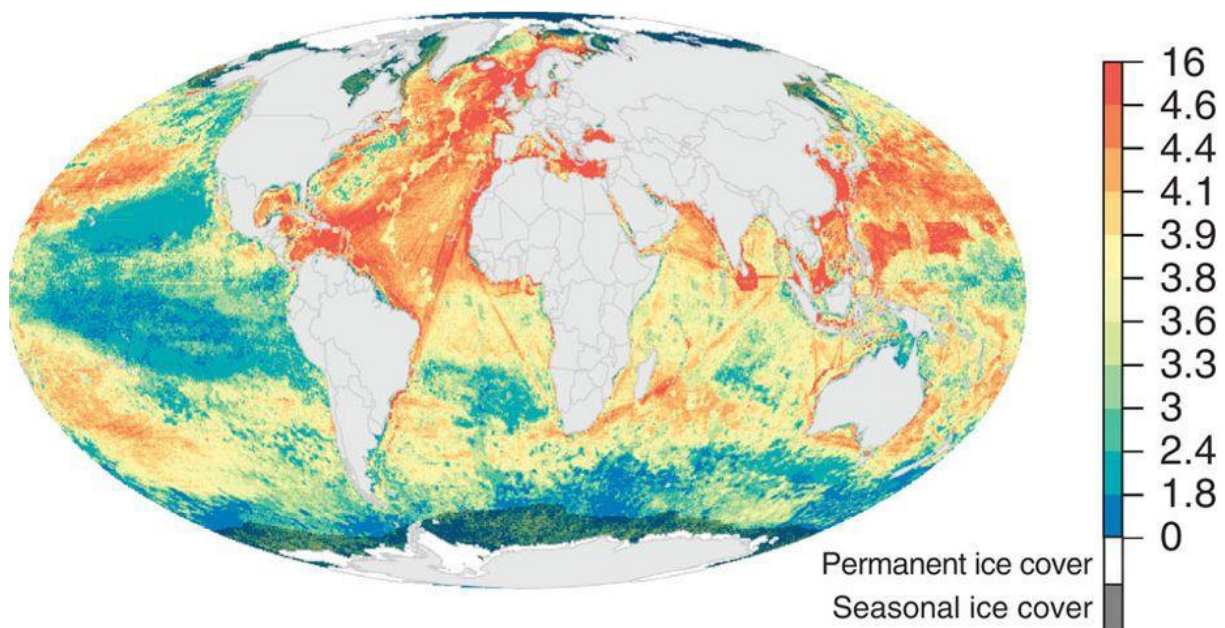
#### 2.1.1 Le milieu marin en danger

En 2050, la population mondiale devrait s'établir à 9,7 milliards d'habitants, nous étions 2,6 milliards en 1950, nous serons 11,2 milliards d'ici à 2100 (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2017). Plus de 40 % de la population mondiale vit actuellement sur une bande côtière de moins de 100 km et ce pourcentage continue à progresser (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). À mesure que la pression démographique et l'activité économique augmentent dans les zones côtières, les pressions anthropiques sur les écosystèmes marins s'accroissent et se cumulent (Butchart et al., 2010 ; Halpern et al., 2015 ; Minin et al., 2019). Nos activités affectent directement ou indirectement la quasi-totalité des océans et la biodiversité qui les occupent. Seuls 13,2 % de l'océan mondial peut aujourd'hui encore être considéré comme à l'état "sauvage" (Jones et al., 2018). Pour autant, Halpern et al. (2015) ont calculé que 97,7 % des océans faisaient l'objet de multiples perturbations. Le changement global, à travers le changement climatique et des phénomènes massifs de pollution, d'invasion biologique, d'eutrophisation, de perte, de dégradation et/ou de fragmentation d'habitats, de surexploitation des ressources vivantes, tend à altérer le fonctionnement des écosystèmes et réduire les biens et services qu'ils fournissent (Hammerschlag et al., 2019). Les activités humaines sont en passe de mener à la 6e grande crise d'extinction, et ce à un rythme encore jamais observé au cours des 550 millions d'années passées (Davis et al., 2018). Le taux d'extinction des espèces est en effet aujourd'hui 100 à

1000 fois plus élevé qu'il ne l'était avant l'ère préhumaine (Pimm et al., 1995). À titre d'exemple, Lotze & Worm (2009) ont calculé que les populations marines exploitées auraient décliné de 89 % par rapport à leurs niveaux d'abondance historiques. Au cours des 40 dernières années, l'abondance des poissons marins et de certaines espèces de baleine a respectivement diminué de 38 % et 80-90 % (McCauley et al., 2015). Toujours au cours des 40 dernières années, les vertébrés marins (poissons, oiseaux marins, tortues de mer, mammifères marins) ont, en moyenne, décliné en abondance de 22 % (McCauley et al., 2015). À une échelle davantage locale, Roff et al. (2018) ont montré qu'au cours des 55 dernières années, les captures par unité d'effort (CPUE) de trois espèces de requin (requin marteau, requin-baleine et requin-tigre) ont diminué de 74 à 92 % le long des côtes australiennes. Il s'agit bien sûr, pour les espèces marines, d'extinction le plus souvent d'origine commerciale (McCauley et al., 2015). Néanmoins, ces extinctions commerciales peuvent amener à des extinctions écologiques, l'abondance des espèces devenant insuffisante pour assurer leur rôle fonctionnel au sein des écosystèmes. Au cours des 150-300 dernières années, en zones côtières et estuariennes, les activités humaines, exploitation et dégradation d'habitats en tête, ont entraîné un épuisement rapide de plus de 90 % des espèces autrefois abondantes, ont détruit plus de 65 % des herbiers et des zones humides (35 % des zones humides ont été perdues entre 1970 et 2015), ont dégradé la qualité des eaux et ont accéléré les invasions biologiques (Lotze et al., 2006 ; Ramsar Convention on Wetlands, 2018). Au regard des zones humides, dont les services rendus bénéficient à plus d'un milliard d'êtres humains, leur disparition est 3 fois plus rapide que celle des forêts (Ramsar Convention on Wetlands, 2018). Dans 45 et 42 % des cas d'épuisement et d'extinction, les facteurs responsables n'agissent pas en isolation, mais davantage en synergie où, très souvent, exploitation et perte d'habitats sont partie intégrante du cocktail érosif de la biodiversité (Lotze et al., 2006).

En 1950, date à laquelle, un changement abrupt d'un ensemble d'indicateurs socio-économiques et écologiques est observé (p. ex. population mondiale, utilisation de fertilisants, transport, urbanisation, tourisme ou encore dioxyde de carbone, acidification, captures de pêche, domestication des terres) (Steffen et al., 2015). Néanmoins, Yasuhara et al. (2012) estiment que la dégradation écologique des systèmes marins aurait commencé bien plus tôt, dès le 18<sup>e</sup> siècle en Europe et en Amérique du Nord et dès le 19<sup>e</sup> siècle en Asie. Selon ces auteurs, le 20<sup>e</sup> siècle marque une accélération des processus de dégradation, ceci principalement après la Seconde Guerre mondiale, période de reprise et de croissance économique importante.

Aucune zone de la planète ne semble échapper aux évolutions en cours et aux impacts anthropiques parfois cumulatifs (Stock et al., 2018). Entre 2008 et 2013, Halpern et al. (2015) ont ainsi mis en évidence une augmentation de 66 % des impacts humains sur les océans, la plupart de ces impacts étant majoritairement liés aux effets du changement climatique. Selon ces mêmes auteurs, 5 % de l'océan mondial est fortement impacté par les activités humaines croissantes tandis que 10 %, seulement, semblent peu impactés et bénéficie d'une réduction des pressions anthropiques (Figure. 6).



**Figure 6.** Impacts anthropiques cumulés sur les écosystèmes marins en 2013.

*Les scores d'impact sont basés sur 19 pressions anthropiques. Les couleurs représentent les quantiles 10 %, exceptée la couleur rouge représentant 5 % des plus hauts scores. Les régions où il existe une couverture glaciaire permanente ou saisonnière sont grisées en raison de l'incertitude associée au score. D'après Halpern et al. (2015).*

Parmi les pressions anthropiques majeures menaçant les écosystèmes marins, l'exploitation des ressources vivantes et le changement climatique et ses effets associés arrivent en tête. La pollution, l'eutrophisation des eaux et les invasions biologiques en second (Halpern et al., 2015).

### 2.1.2 La mer Méditerranée

#### 2.1.2.1 Biodiversité : Origines et caractéristiques

La mer Méditerranée, du latin Mare Mediterraneum (littéralement : "la mer au milieu des terres"), est un vestige de l'océan Téthys. Formée il y a de cela 50 à 60 millions d'années par

la convergence des plaques continentales africaine et eurasienne, elle est le fruit d'une histoire géologique complexe. Avec une surface de près de 2,5 millions de km<sup>2</sup> et une profondeur moyenne de 1460 m (profondeur maximale de 5267 m en mer Ionienne), la Méditerranée représente la mer fermée, ou plutôt semi-fermée, la plus large et la plus profonde de notre planète. Elle est connectée à l'océan Atlantique via le détroit de Gibraltar, à la mer Noire par le détroit des Dardanelles puis du Bosphore et sur la mer Rouge par le canal de Suez. Le détroit de Sicile, caractérisé par la présence d'un haut-fond (environ 460 m de profondeur) issu du prolongement du plateau continental tunisien, sépare le bassin en 2 entités relativement distinctes d'un point de vue hydrodynamique et biologique, les bassins occidental ( $\approx$  0,85 million de km<sup>2</sup>) et oriental ( $\approx$  1,65 million de km<sup>2</sup>). Le plateau continental méditerranéen se caractérise quant à lui par son étroitesse. Il ne représente que 20 % seulement de la surface totale du bassin, le reste appartenant à la haute mer (Figure.7).



**Figure 7.** Cartographie du bassin méditerranéen et bathymétrie associée (en mètre).

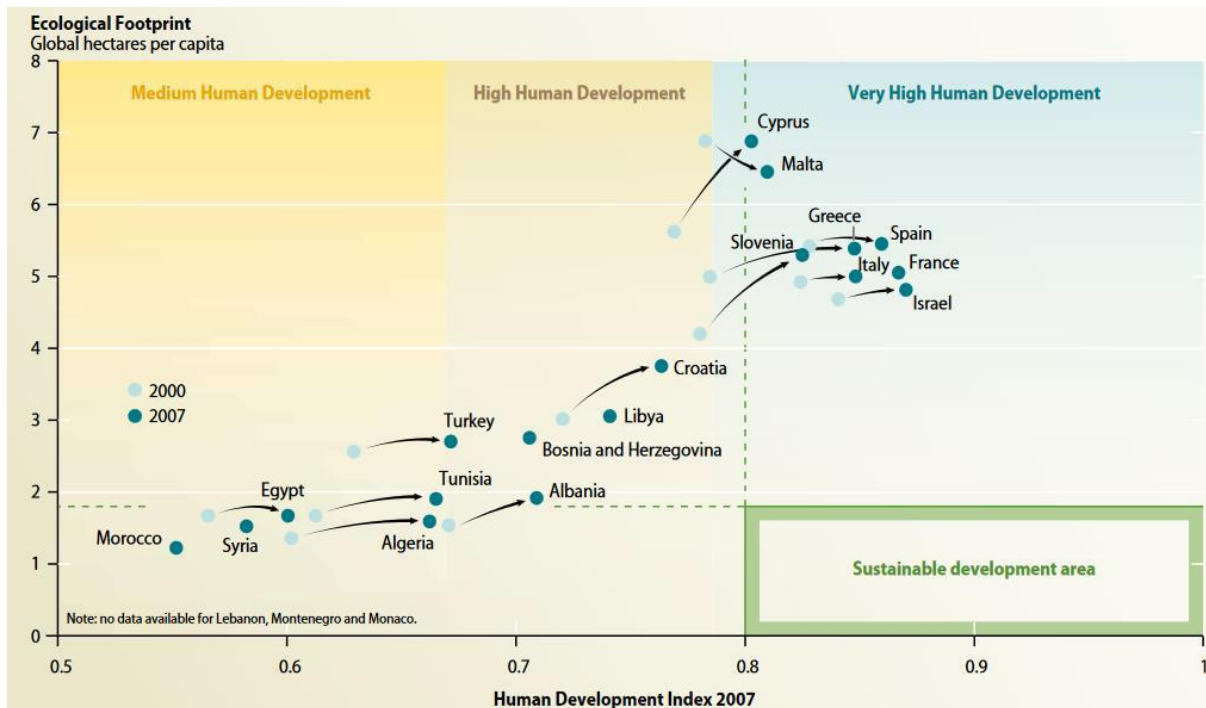
En dépit de son statut oligotrophe, la mer Méditerranée est un point chaud de la biodiversité marine mondiale (Costello et al., 2010). Considérée comme un haut lieu d'endémisme, son histoire géologique tourmentée, associée à une importante diversité climatique et hydrologique a conduit à la coexistence d'espèces issues de milieux tempérés et subtropicaux (Lejeusne et al., 2010). Cet océan miniature abrite plus de 17 000 espèces marines et contribue de l'ordre de 7 % à la biodiversité mondiale, ce qui est considérable sachant que la Méditerranée ne représente que 0,82 % en surface et 0,3 % en volume de l'océan mondial (Coll et al., 2010 ; de la Hoz et al., 2018). Le taux d'endémisme avoisine quant à lui les 25 % (Coll et al., 2010). 67 % des espèces connues sont recensées dans l'ouest de la Méditerranée, 38 % en mer Adriatique, 35 % en Méditerranée centrale, 44 % en mer Égée et 28 % au cœur du bassin Levantin. En lien

avec les gradients de productions primaire et secondaire, il existe un gradient de diversité décroissant entre les régions nord et sud d'une part, ouest et est d'autre part (Coll et al., 2010). Ce grand écosystème marin (LME, Large Marine Ecosystem en anglais) est le siège d'une diversité emblématique et abrite de nombreuses espèces menacées comme la tortue *Caretta caretta*, le phoque moine *Monachus monachus* ou encore le rorqual commun *Balaenoptera physalus*. Autre espèce emblématique et caractéristique du bassin, le thon rouge *Thunnus thynnus*, pour lequel la Méditerranée constitue l'un des principaux lieux de reproduction à la fin du printemps. La présence d'habitats marins essentiels tels que l'herbier à *Posidonia oceanica* ou d'habitats sensibles comme les bancs de Maërl et autres récifs coralligènes participent à cette formidable diversité biologique.

### 2.1.2.2 Le constat démographique

On ne peut pas aborder le sujet des pressions anthropiques sur les milieux naturels sans proposer auparavant un constat démographique. La population totale des pays méditerranéens (21 pays) est passée de 276 millions d'habitants au début des années 1970 à plus de 412 millions dans les années 2000. Soit une augmentation d'environ 1,35 % par an (UNEP/MAP, 2012). La population méditerranéenne devrait atteindre 529 millions d'habitants d'ici à 2025. Plus de la moitié de la population vit actuellement dans les pays du sud de la Méditerranée, 75 % y vivront en 2025 (UNEP/MAP/BP/RAC, 2005). Près d'un tiers de la population se répartit sur la bordure côtière, bordure représentant moins de 12 % de la surface des pays méditerranéens. La population côtière est quant à elle passée de 95 millions d'habitants en 1979 à 143 millions d'habitants en 2000. Elle devrait s'établir autour de 174 millions d'habitants en 2025 (UNEP/MAP/BP/RAC, 2005). La pression démographique côtière est donc particulièrement importante avec une densité d'habitants pouvant atteindre jusqu'à 1000 habitants/km<sup>2</sup> dans certaines villes du sud comme Le Caire. La croissance démographique s'accompagne d'une urbanisation galopante. Le taux d'urbanisation a ainsi progressé de 54 à 66 % entre 1970 et 2010. Fait marquant, le sud et l'est de la Méditerranée s'urbanisent plus rapidement que le reste du monde. À la pression démographique constante des habitants s'ajoute celle imposée par le tourisme. La Méditerranée est en effet une des premières destinations touristiques mondiales. La région a ainsi accueilli 270 millions de touristes en 2010 et les projections indiquent qu'en 2020, 346 millions de touristes pourraient venir séjourner sur le pourtour méditerranéen (Tosun, 2011). Cette pression démographique croissante, associée à une intensification des activités anthropiques, a conduit, et continuera à conduire à une altération de l'environnement. Il existe

donc un véritable enjeu de "croissance bleue" et de développement durable en Méditerranée. Néanmoins, à l'heure actuelle, aucun des 21 pays bordants ne parvient à concilier développement humain (HDI, Human Development Index) et protection de l'environnement (Figure.8).



**Figure 8.** Évolution du développement humain et de l'empreinte écologique des pays méditerranéens.

*L'empreinte écologique est une mesure des besoins humains vis-à-vis des écosystèmes. Elle représente entre autres la quantité de zones terrestres et maritimes biologiquement productives nécessaire pour répondre à la consommation humaine. D'après UNEP/MAP (2012) et Ecological Footprint network.*

### 2.1.2.3 Le constat écologique

Depuis plus de 100 000 ans, la Méditerranée est fréquentée et depuis environ 50 000 ans l'homme moderne influence par ses activités cette espace maritime (Lotze et al., 2011). Plus qu'un point chaud de la biodiversité, la Méditerranée est donc désormais un point chaud du changement global. L'influence millénaire des activités humaines a conduit à de profonds changements des écosystèmes marins. Si l'on devait établir une liste décroissante des menaces pesant sur la biodiversité marine en Méditerranée, la perte et/ou la dégradation d'habitats arriverait en tête, suivie de l'exploitation, de la pollution, du changement climatique, de l'eutrophisation et des invasions biologiques (Coll et al., 2010). Selon Micheli et al. (2013),

20 % de la totalité du bassin et 60 à 99 % des eaux territoriales des états membres de l'UE sont fortement impactés par les forçages directement liés aux activités humaines, parmi lesquelles les émissions de gaz à effet de serre (température et UV en hausse, acidification), la pêche, le transport maritime et la pollution en zone côtière. Selon le dernier rapport d'évaluation des habitats marins de l'UE, sur 47 habitats marins évalués, 83 % sont dans une situation de conservation préoccupante et 63 % sont, dans une certaine mesure, menacés. Le dernier rapport régional de l'IPBES, paru en 2018, fait également état de populations marines d'invertébrés et de poissons décimés au cours des dernières années (IPBES, 2018). Sur 519 espèces de poisson, plus de 8 % sont classées dans les catégories menacées (c.-à-d. en danger critique, en danger ou vulnérable) et parmi les 15 espèces considérées en danger critique, 14 sont des espèces de requins et raies. L'IUCN rappelle que 151 espèces, souvent rares, font l'objet de données insuffisantes pour être évaluées. La proportion réelle d'espèces menacées pourrait donc être beaucoup plus élevée (Abdul Malak et al., 2011). En moins de deux siècles, des espèces comme le requin marteau (*Sphyrna spp*), le requin peau bleue (*Prionace glauca*), le requin-taupe (*Isurus oxyrinchus*) et le requin-renard (*Alopias vulpinus*) auraient ainsi vu décliner l'abondance de leurs populations de 96 à 99,99 % (Ferretti et al., 2008).

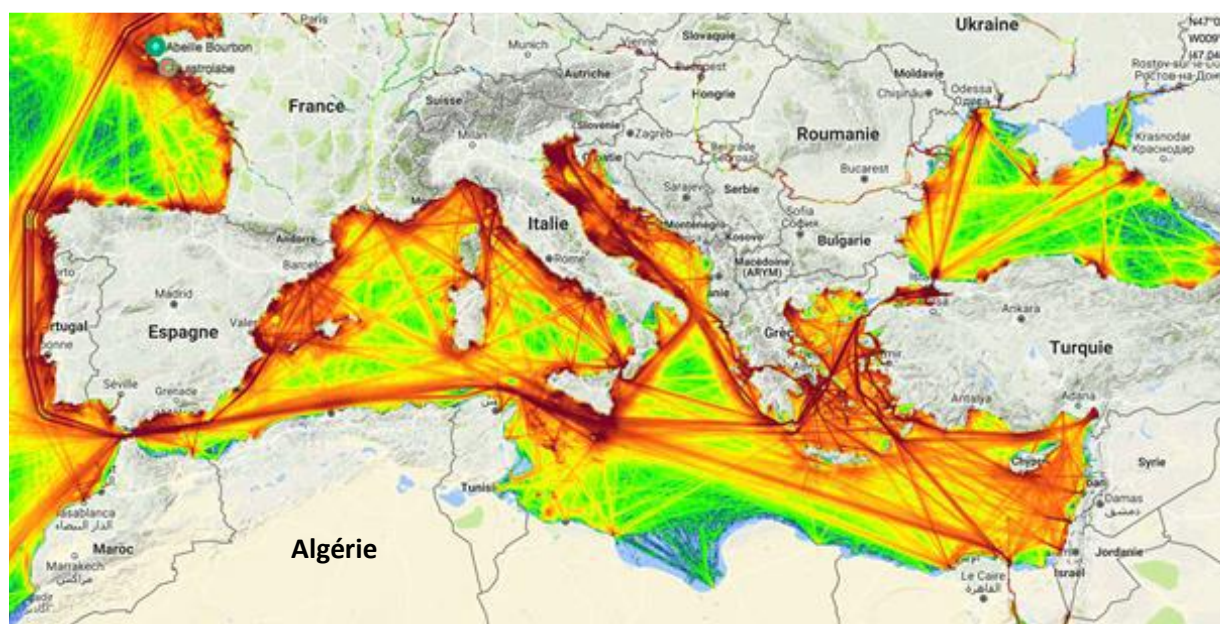
La pression d'exploitation exercée sur ces espèces est la principale cause de leur déclin. La situation des populations exploitées en Méditerranée est catastrophique : près de 90 % des stocks évalués sont en situation de surexploitation, la pression de pêche est estimée en moyenne plus de deux fois supérieure à l'objectif de rendement maximum durable et la situation générale ne semble pas s'améliorer significativement ces dernières années (Vasilakopoulos et al., 2014).

La perte ou la dégradation d'habitats représente actuellement l'une des menaces les plus vastes à l'échelle du bassin : plus de 40 % des côtes sont construites, l'aquaculture côtière est en croissance continue et la concentration en nitrate en Méditerranée occidentale a augmenté de 0,5 % par an entre 1975 et 1995 (Benoit and Comeau, 2005). Dans ce contexte, 13 à 38 % de couverture d'herbiers à *Posidonia oceanica*, un habitat marin essentiel, ont été perdus depuis 1960 et il est estimé que la biomasse totale des herbiers de posidonie décline de 6,9 % par an (Marbà et al., 2014). Les herbiers, les bancs de Maërl, les champs de macroalgues ou encore les récifs naturels d'huîtres constituent pourtant des habitats essentiels pour de nombreux organismes et toutes pertes ou dégradations ont des implications majeures pour la conservation de la diversité marine (Coll et al., 2010, 2012 ; Turley, 1999).

La mer Méditerranée compte parmi les régions océaniques se réchauffant le plus vite : 2 à 3 fois plus vite que l'océan global (Cramer et al., 2018 ; Marbà et al., 2015). Les observations d'impacts du réchauffement s'accumulent depuis maintenant deux à trois décennies et sont marquées par un biais "d'effort de recherche" nord-sud et ouest-est. Plus de 450 articles scientifiques font état d'impacts du réchauffement climatique sur la faune et la flore marine du bassin, principalement en relation aux "vagues de chaleur marines", véritables canicules sous-marines (Marbà et al., 2015). Ces impacts sont de natures diverses et opèrent à des échelles spatio-temporelles et des niveaux d'organisation écologique variés. Citons, par exemple, des impacts sur la croissance, la survie, la fertilité, les schémas de migration, la distribution spatiale et la phénologie des organismes pélagiques et benthiques, du phytoplancton à la végétation marine, des invertébrés aux vertébrés (Marbà et al., 2015).

#### 2.1.2.4 Le trafic maritime

Le trafic maritime est considéré comme un important contributeur de pollution marine (Figure. 9). Dans les années 1970, la marine de pêche commerciale s'est débarrassée de près de 23 000 tonnes d'emballages plastiques (Cole et al., 2011). C'est à la même époque que la principale législation permettant de limiter l'abandon de déchets en mer est votée : la convention internationale MARPOL (MARine POLLution). Elle fut élaborée dans le cadre de l'Organisation Maritime Internationale (OMI) en 1978 et reconnaît le fait que les flottes de navires sont des sources importantes de pollution de l'environnement marin, mais contrôlable (Derraik, 2002). L'annexe V de MARPOL, entrée en application en 1988, permet en particulier de contrôler les navires sources de pollution. Cet accord limite le rejet en mer de déchets et interdit l'abandon de plastiques et autres matériaux synthétiques tels que des cordes, des filets de pêche, et des sacs à ordures en plastique (Derraik, 2002). Cependant, malgré l'accord international MARPOL, le manque de contrôle et d'éducation (Cole et al., 2011) et les réticences vis-à-vis de changements de pratiques, qui ne sont pas sans coût économique, font encore aujourd'hui du trafic maritime une des principales sources de pollution d'origine marine (Derraik, 2002).



**Figure 9.** La Méditerranée est l'une des zones les plus denses au monde en termes de trafic maritime. *Source : site Marine Trafic.com*

## 2.2 Les hydrocarbures

### 2.2.1 Présentation

Les hydrocarbures, comme leur nom l'indique, sont des composés de carbone et d'hydrogène. En tant que tels, ils représentent l'une des classes les plus importantes de composés organiques sur terre. Dans le méthane ( $\text{CH}_4$ , l'alcane saturé le plus simple, un atome de carbone unique est lié à quatre atomes d'hydrogène. Dans les homologues supérieurs du méthane (de formule générale  $\text{C}_n\text{H}_{2n+2}$ ), tous les atomes sont liés les uns aux autres par un seul (sigma ( $\sigma$ ) à deux électrons à deux centres) avec le carbone affichant sa tendance à former des liaisons  $\text{C} - \text{C}$ . alors que, dans  $\text{CH}_4$ , le rapport  $\text{H} : \text{C}$  est de 4, dans  $\text{C}_2\text{H}_6$  (éthane), il a diminué à 3 : dans  $\text{C}_3\text{H}_8$  (propane), à 2,67 ; et ainsi de suite. L'alcane peut être à chaîne droite (avec chaque carbone lié à pas plus de deux autres atomes de carbone) ou ramifié (dans lequel au moins un des carbones est lié à trois ou quatre autres atomes de carbone) les atomes de carbone peuvent être alignés en chaînes ouvertes (hydrocarbures acycliques) ou peuvent former des cycles (hydrocarbures cycliques) (Olah et Molnar, 2003).

### 2.2.2 Historique des études sur les hydrocarbures

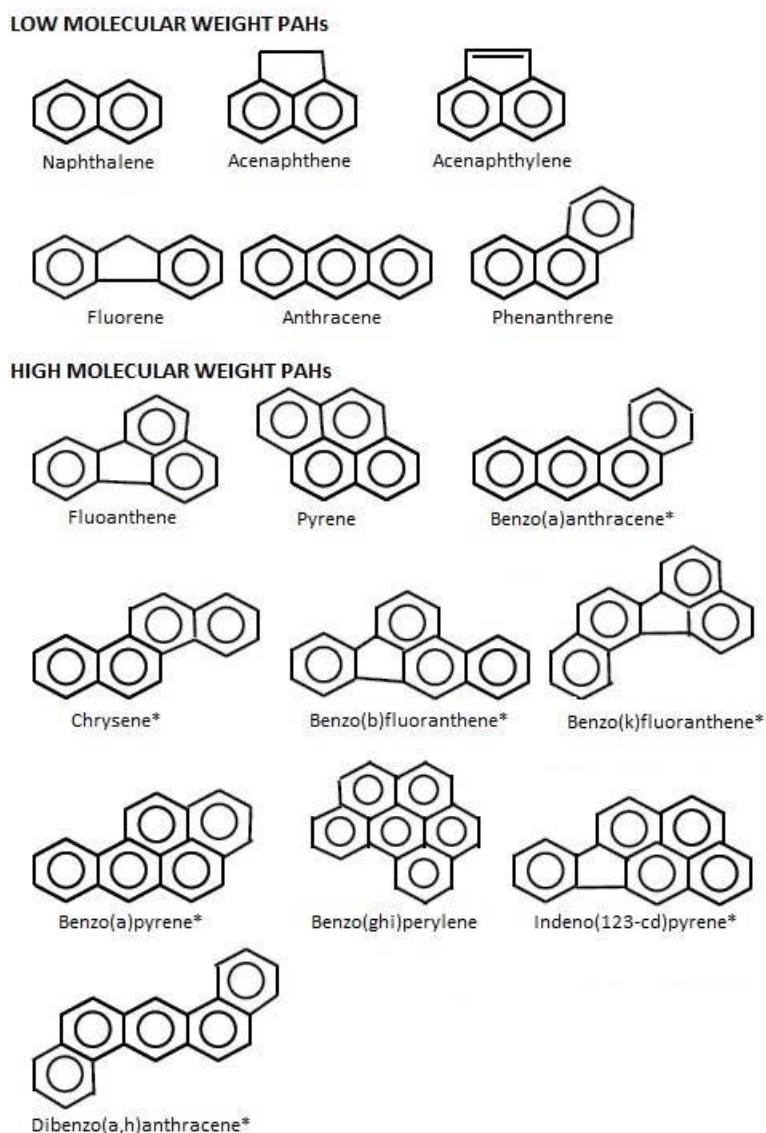
Les hydrocarbures sont présents dans diverses matrices environnementales comme dans le sol (Sun et al., 2017), les sédiments (Ni et al., 2020), eau (Bhattacharyya et al., 2011 ; Akhbarizadeh et al., 2017), biote (de Mora et al., 2016) et aussi la nourriture (Zhang et al., 2018). De plus, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) représentent le plus grand risque pour

l'environnement et la santé humaine. Certains individus de ces composés trouvés dans les matrices environnementales suggèrent un potentiel cancérogène comme l'ont récemment révélé certains auteurs à travers le monde (Abdur Rehman et al., 2017; Tarafdar et Sinha, 2018).

### **2.2.3 Hydrocarbure aromatique polycyclique**

#### **2.2.3.1 Présentation**

Le terme «HAP» fait référence à des composés constitués uniquement d'atomes de carbone et d'hydrogène, comme nous l'avons mentionné précédemment. Chimiquement, les HAP sont constituées d'au moins deux cycles benzéniques liés selon des arrangements linéaires, groupés ou angulaires (Abdel-Shafy et Mansour, 2016). Bien qu'il existe de nombreux HAP, la plupart des réglementations, analyses et rapports de données se concentrent sur un nombre limité de HAP, généralement entre 14 et 20 composés HAP individuels. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques ont deux ou plusieurs cycles aromatiques simples ou condensés avec une paire d'atomes de carbone partagés entre les cycles dans leurs molécules. Les HAP contenant jusqu'à six cycles aromatiques fusionnés sont souvent appelés « petits » HAP, et ceux contenant plus de six cycles aromatiques sont appelés « grands » HAP. La majorité des recherches sur les HAP ont été menées sur de petits HAP en raison de la disponibilité d'échantillons de divers petits HAP. Les HAP les plus simples, tels que définis par le Centre international de recherche sur le cancer (IARC, 2010), sont le phénanthrène et l'anthracène, qui contiennent tous deux trois cycles aromatiques fusionnés. En revanche, les molécules plus petites, comme le benzène, ne sont pas des HAP. Le naphthalène, qui se compose de deux cycles coplanaires à six chaînons partageant un bord, est un autre hydrocarbure aromatique. Par conséquent, ce n'est pas un vrai HAP, bien qu'il soit appelé un hydrocarbure aromatique bicyclique. Les HAP les plus étudiés sont le 7, 12-diméthylbenzo anthracène (DMBA) et le benzo (a) pyrène (BaP) (CCME 2010). Les HAP les plus couramment analysés sont donnés dans (Figure.10).



**Figure 10.** Formules structurales des 16 hydrocarbures aromatiques polycycliques définis comme substances comme potentiellement cancérigènes (*modifiées à partir du CCME, 2010*). par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA).

#### 2.2.3.2 Propriétés physiques et chimiques

En général, les caractéristiques de ces produits chimiques sont des points de fusion et d'ébullition élevés ; ils sont donc solides, à faible pression de vapeur et à très faible solubilité aqueuse (Masih et al., 2012). Les deux dernières propriétés ont tendance à diminuer avec l'augmentation du poids moléculaire ; à l'inverse, l'oxydation et la réduction de la résistance augmentent (Masih et al., 2012).

La solubilité aqueuse des HAP diminue pour chaque anneau supplémentaire (Masih et al., 2010). Pendant ce temps, les HAP sont très solubles dans les solvants organiques, car ils sont hautement lipophiles. Les HAP manifestent également diverses fonctions telles que la

sensibilité à la lumière, la résistance à la chaleur, la conductivité ; émettre, résistance à la corrosion et action physiologique (Akyüz et Cabuk, 2010).

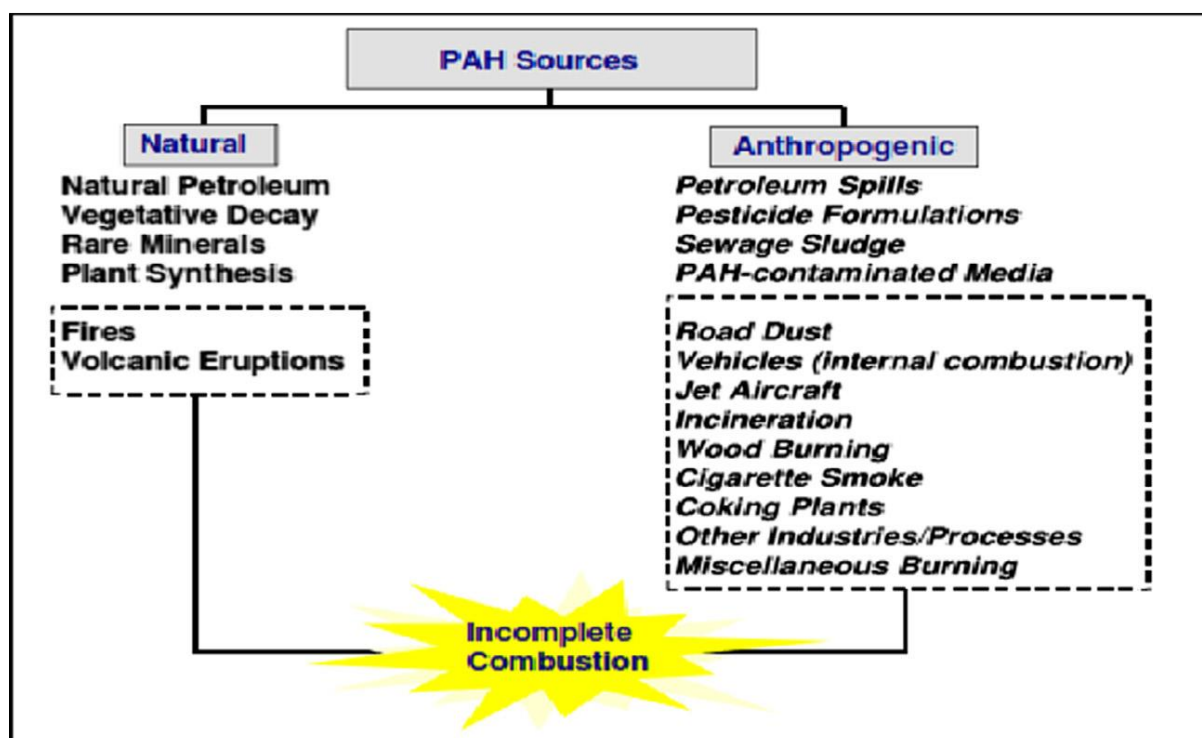
De plus, tous les HAP sont des liquides ou des solides à température ambiante, aucun n'est gazeux. Ils sont insolubles dans l'eau. Le benzène était autrefois largement utilisé comme solvant, mais preuve de son remplacement par des solvants moins dangereux. Cependant, les propriétés physiques et chimiques des HAP varient en fonction de leur poids moléculaire et de leur structure. Leur solubilité dans l'eau est faible et leur coefficient de partage octanol/eau ( $K_{ow}$ ) est relativement élevé ( $3,37 < \log K_{ow} < 7,64$ ). Ceci leur confère proprement un potentiel d'absorption important sur les particules en suspension dans l'air ou dans l'eau. Ils sont chimiquement stables, mais photosensibles. La demi-vie de ces hydrocarbures varie fortement en fonction des HAP ; de quelques mois à plusieurs années. Dans des conditions expérimentales, les demi-vies des composés individuels ont été diversifiées. Dans les échantillons biotiques, la demi-vie des hydrocarbures était comprise entre 17 et 126 jours. La demi-vie des HAP dans les boues d'épuration abiotiques était de l'ordre de 32 à 2048 jours. Les plus persistants étaient le benzo (a) pyrène et le benzo (b) fluoranthène, respectivement. Un important une diminution de la dépendance des HAP à la présence de micro-organismes dans les boues d'épuration après 10 semaines de stockage a été constaté (Włodarczyk-Makula, 2012). Plusieurs animaux marins comme les poissons métabolisent les HAP avec une enzyme du cytochrome P450 (Xue et Warshawsky 2005). Cependant, elles ont été classées comme substances toxiques persistantes par le PNUE (PNUE, 2002).

L'un des principaux facteurs en termes d'écotoxicité est le facteur de bioconcentration (BCF), qui est le critère important dans la réglementation des produits chimiques. Cela donne une indication que dans la chaîne alimentaire, des concentrations plus élevées d'un composé peuvent devenir nocives. Les données sur les HAP individuelles, y compris les données sur la bioaccumulation, sont utilisées dans l'évaluation des risques des (mélanges de) composés dans lesquels les HAP sont des composants majeurs, par exemple huile et composés pétroliers. Comme mesure de l'accumulation, le facteur de bioconcentration (BCF d'un composé est utilisé. Ceci est défini comme le rapport entre le taux d'absorption d'un composé de l'eau dans l'organisme et son taux d'élimination dans l'eau. Dans la législation européenne REACH, les composés sont divisés en trois catégories de BCF : non bioaccumulable (le BCF est inférieur à 2000), bioaccumulable (le BCF est compris entre 2000 et 5000) et très bioaccumulable (le BCF est supérieur à 5000). Les poissons sont capables de transformer les HAP en composés mieux

solubles dans l'eau, ce qui facilite leur élimination. Il en résulte des valeurs de BCF mesurées plus faibles chez les poissons. Les moules et autres invertébrés sont beaucoup moins capables de transformation des HAP, ce qui entraîne une accumulation plus élevée de HAP dans ces organismes (Bleeker et Verbruggen, 2009).

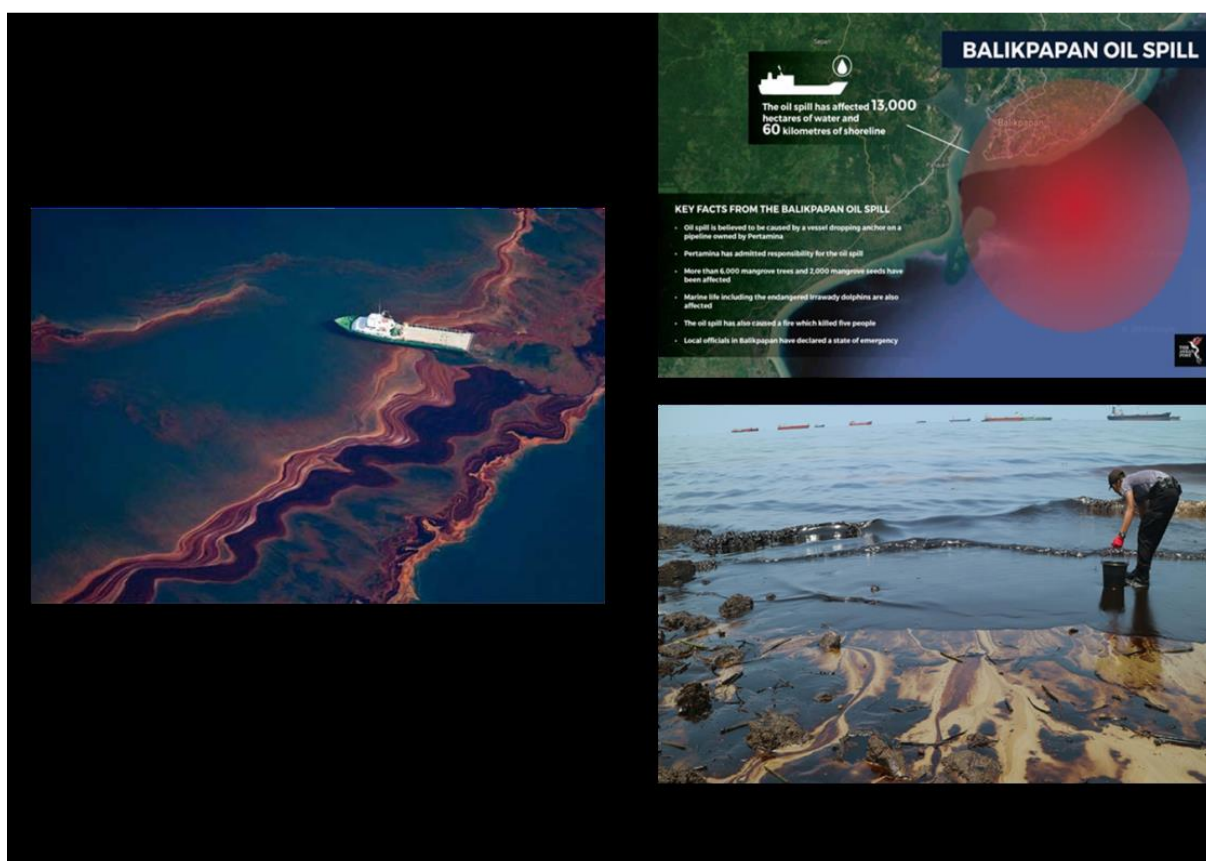
### 2.2.3.3 . Source d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

La plupart du temps, les sources de ces substances qui sont émises dans l'environnement se composaient de trois catégories à savoir ; pyrogène, pétrogénique (Gupta, 2018) et biologique (Meade et al., 2016) (Figure.11). Dans un processus bien connu sous le nom de pyrolyse, les HAP pyrogènes sont composées chaque fois que des composés organiques sont exposés à des températures élevées dans des conditions de faible teneur en oxygène ou anoxiques. La distillation destructive du charbon en coke et en goudron de houille, le démantèlement des déchets électroniques, la combustion des déchets de cartes de circuits imprimés ou le craquage thermique des résidus de pétrole en hydrocarbures plus légers sont des processus pyrolytiques (Cai et al 2018) qui se produisent intentionnellement. Pendant ce temps, d'autres processus se produisent involontairement pendant la combustion incomplète des carburants dans les voitures et les camions, la combustion incomplète du bois dans les incendies de forêt et les cheminées, et la combustion incomplète du mazout dans les systèmes de chauffage. Les températures auxquelles les processus pyrogéniques se produisent vont d'environ 350 °C à plus de 1 200 °C. Les HAP pyrogènes se trouvent généralement à des concentrations plus élevées dans les zones urbaines et à proximité des principales sources de HAP. De plus, les HAP peuvent également être formées à des températures plus basses. Il convient de mentionner que les pétroles bruts contiennent des HAP qui se sont formées pendant des millions d'années à des températures aussi basses que 100 °C — 150 °C.



**Figure 11.** Sources naturelles et anthropiques d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). (Abdel-Shafy et Mansour, 2016).

À cet égard, ces substances composées pendant la maturation du pétrole brut et des processus similaires sont connues comme pétrogéniques. Ce type pétrogénique de ces composés est courant en raison du transport, du stockage et de l'utilisation généralisée de pétrole brut et de produits pétroliers bruts. La plupart des sources de ces HAP pétrogéniques comprennent les déversements d'hydrocarbures océaniques (Chen et al., 2018) et d'eau douce (Jernelöv, 2018) (Figure.12), les fuites des réservoirs de stockage souterrains et au-dessus du sol et les l'accumulation d'un grand nombre de petits rejets d'essence, d'huile motrice et de substances connexes associées au transport (Gope et al., 2018).

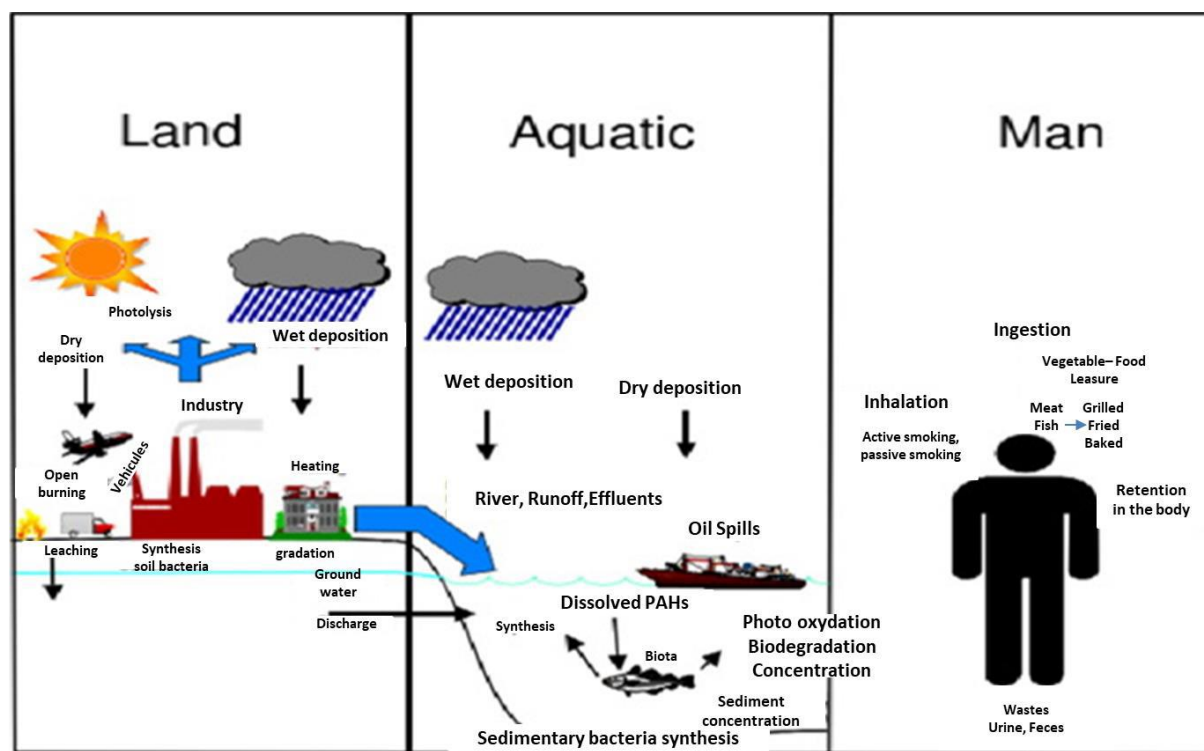


**Figure 12.** Déversement d'hydrocarbures comme l'une des sources d'HAP dans le milieu marin.

La formation des HAP dérivées de sources naturelles comprend les feux de forêt et de broussailles, les volcans, la synthèse bactérienne et algale, les suintements de pétrole, l'érosion des roches sédimentaires contenant des hydrocarbures pétroliers et les processus de décomposition de la chute végétative. D'autre part, les sources anthropiques de ces substances comprennent la combustion incomplète comme les incinérateurs et certains procédés industriels, les sources dispersées telles que les émissions automobiles (Rabhi et al., 2018), la fumée issue de la combustion de la biomasse (Zhang et al., 2016), les gaz d'échappement des véhicules, le charbon, la combustion de la fumée de cigarette et de cigare (Neal et al., 2008) et les barbecues d'arrière-cour. Les autres sources anthropiques d'HAP comprennent les déversements de produits pétroliers (Duan et al., 2016) les boues d'épuration (Liu et al., 2018) et les déchets de goudron ou de créosote (Christopher et al., 2016).

### 2.2.3.4 Transport et devenir des HAP dans l'environnement

Cette figure (13) décrit comment les HAP sont transférées des sources à l'exposition humaine telles que l'inhalation, l'ingestion directe par contact cutané via l'air et se déplacent vers les environnements terrestres et aquatiques en raison des processus des plongeurs.



**Figure 13.** Dispersion des HAP dans l'air, les milieux terrestres et aquatiques (Suess, 1976).

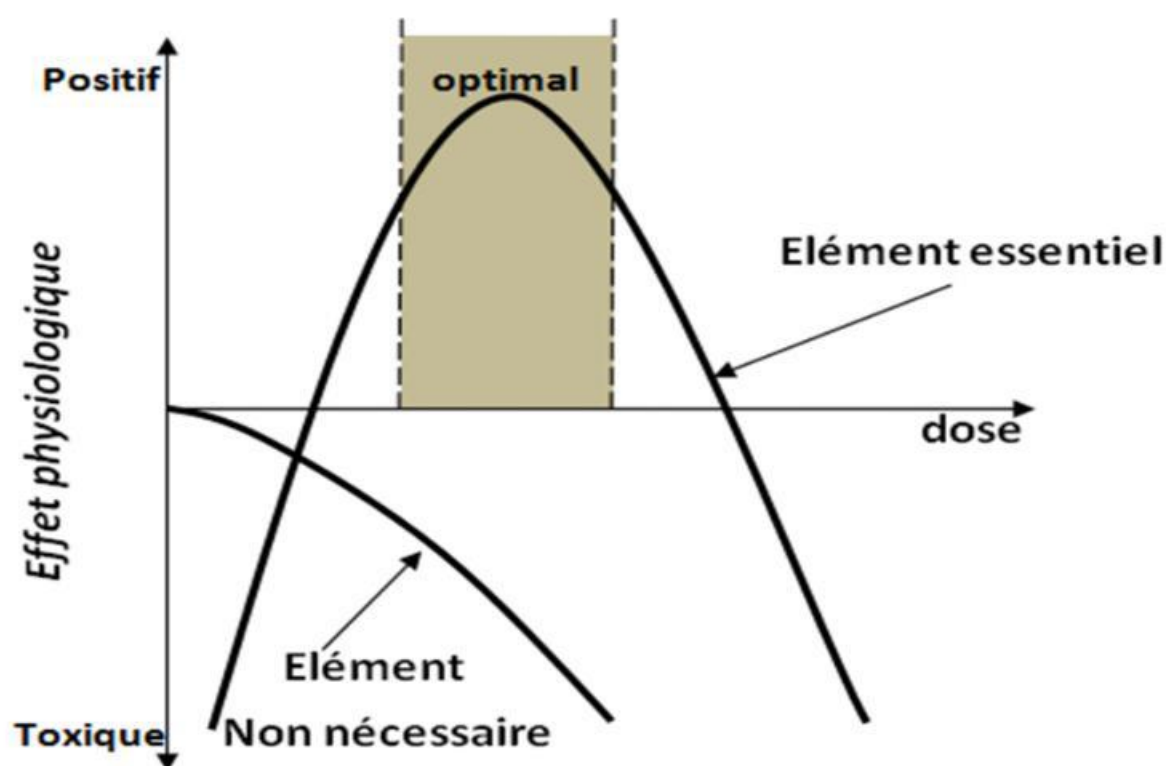
## 2.3 Les métaux lourds

### 2.3.1 Définition des éléments métalliques

Les éléments métalliques sont des éléments chimiques naturellement présents dans la croûte terrestre. Ces substances ne sont ni créées ni détruites par les activités humaines. Certains métaux sont des éléments dits majeurs (Al, Fe ou Mn), c.-à-d. ils font partie des 12 éléments chimiques constituant 99,4 % de la masse de la croûte terrestre (par ordre décroissant d'abondance, O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti, H, P et Mn). Néanmoins, la plupart des métaux sont classifiés en tant qu'éléments traces métalliques (ETM, anciennement « métaux lourds ») et définis comme des éléments chimiques dont la concentration dans la croûte terrestre est inférieure à 1 ppm. Il existe 68 ETM qui contribuent seulement à ça. 0,6 % de la masse de la croûte terrestre. Un certain nombre d'éléments métalliques sont essentiels pour les organismes vivants, intervenant notamment comme co-facteurs enzymatiques (Cu, Mn, Co, Cr, Se ou

encore Zn) (Forstner and Wittmann, 1981). Néanmoins, à fortes concentrations ces substances peuvent s'avérer toxiques pour les organismes vivants. À l'inverse certains ETM n'ont pas de fonctions biologiques connues (Cd, Hg, Pb); leur toxicité dépend également de leur concentration et de leur spéciation (Forstner and Wittmann, 1981) (Figure.14).

Les métaux lourds sont présents dans l'eau de mer sous différentes formes chimiques. Ils peuvent être sous forme ionique ou adsorbée sur les particules minérales ou organiques. Leur disponibilité change très fortement avec les paramètres environnementaux tels que la température, la salinité et le pH. La spéciation d'un métal dans le milieu marin représente un problème fondamental, car sa biodisponibilité et par conséquent sa toxicité dépendent de sa forme chimique. Ainsi à une salinité de 35 ppt la majeure partie du chlorure de cadmium se transforme en un complexe neutre  $[CdCl_2]^0$  (Viarengo, 1989).

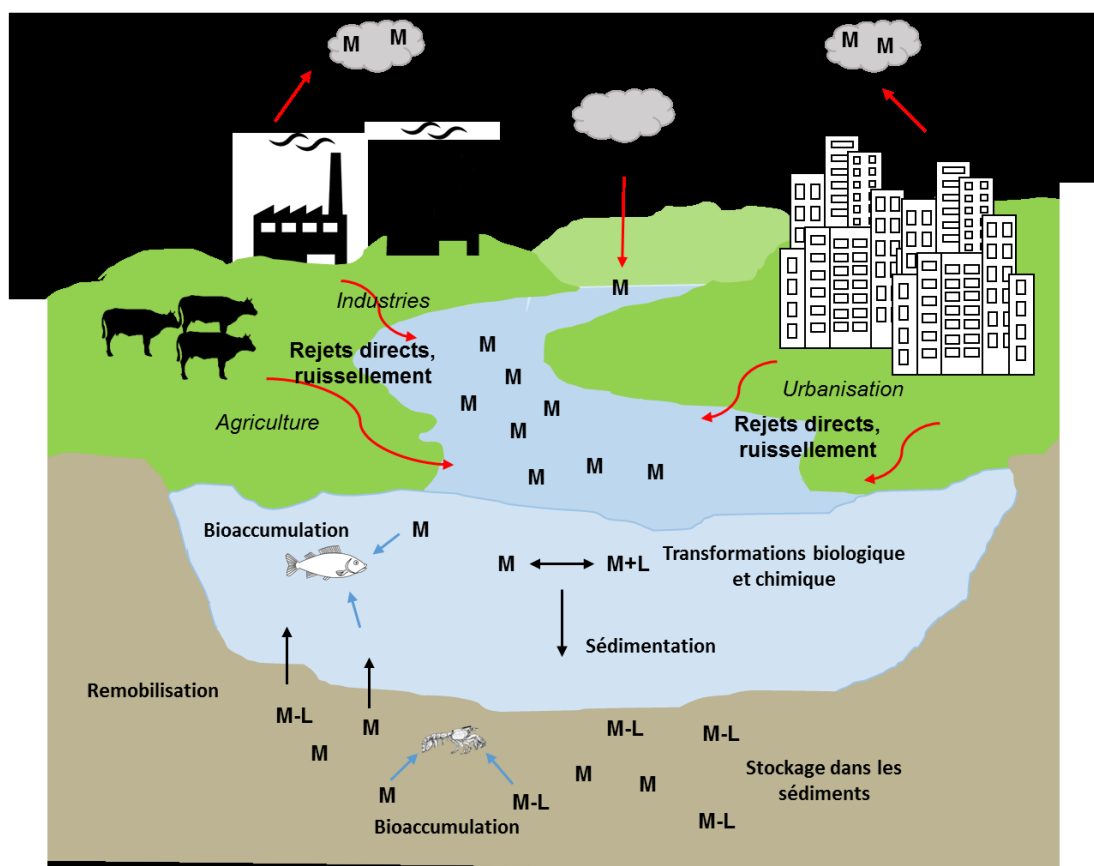


**Figure 14.** Relation dose-effet d'éléments essentiels (par exemple Zn, Cu) et non essentiels (par exemple Cd, Pb) (Bliefert et Perraud, 2009).

### 2.3.2 Apports des éléments métalliques dans les zones côtières

Les éléments métalliques peuvent se retrouver de façon naturelle en milieu aquatique du fait des processus d'érosion des roches, du lessivage des sols, des éruptions volcaniques ou du fonctionnement des sources hydrothermales (Forstner and Wittmann, 1981; Mason, 2013;

Bjerregaard and Andersen, 2014). Néanmoins, les activités anthropiques peuvent aussi contribuer de façon significative à leur enrichissement dans les écosystèmes (contamination) et ce, particulièrement, au niveau des zones côtières industrialisées et urbanisées (Figure.15) (Pan and Wang, 2012). De nombreuses activités anthropiques (incinération des déchets ménagers par exemple) et notamment industrielles (en particulier l'extraction et la combustion de produits pétroliers) peuvent émettre des métaux dans l'atmosphère (Pacyna and Pacyna, 2001). Une fois dans l'atmosphère, ces éléments métalliques peuvent être transportés sur de longues distances et contamineront les milieux aquatiques par précipitation. Ces particules peuvent également se déposer en milieu terrestre. Les sols peuvent être également directement contaminés par le biais des activités agricoles (Nicholson et al., 2003) et par l'urbanisation (Pan and Wang, 2012). Les processus de ruissellement permettront à ces éléments d'atteindre les cours d'eau, et finalement les écosystèmes côtiers (Ribolzi et al., 2002). Enfin, les écosystèmes aquatiques constituent le réceptacle d'eaux usées, traitées ou non, qui peuvent transporter des contaminants métalliques. En effet, même lors de la mise en place de processus d'épuration, les éléments métalliques ne sont que très variablement éliminés (de 15 à 95 % selon les procédures mises en œuvre) (Pomiès et al., 2009), et il y a donc un relargage d'éléments métalliques dans les écosystèmes aquatiques (Figure.15).



**Figure 15.** Apports et devenir des contaminants métalliques en milieu aquatique. (*M* : contaminants métalliques. *L* : ligands). (Dairain, 2018).

### 2.3.3 Devenir des éléments métalliques en milieu marin

Les éléments métalliques parviennent dans les zones côtières sous forme dissoute et/ou associés aux particules en suspension. Leur devenir dépend alors des propriétés physico-chimiques propres à chaque élément ainsi que de l'ensemble des variables physico-chimiques du milieu (salinité, pH, concentration en matières en suspension, etc.) qui modulent les spéciations physique et chimique des éléments métalliques. La spéciation physique distingue les différentes formes d'un métal selon leurs tailles : formes particulaires ( $> 220$  nm), colloïdales (10–220 nm) ou dissoutes « vraies » ( $< 10$  nm) (ces limites étant arbitraires). La spéciation chimique caractérise quant à elle la distribution des éléments métalliques parmi les différentes espèces chimiques (Figure.15). Les espèces métalliques dissoutes peuvent ainsi être retrouvées sous une forme libre ou complexée avec des composés inorganiques ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ , etc.) ou organiques (substances humiques, acides aminés, etc.) (Figure.15) Les éléments métalliques peuvent également être associés à de la matière organique particulaire (restes d'organismes, pelotes fécales, etc.) et avec différentes fractions minérales (argiles, oxydes et hydroxydes de Fe, etc.), formant la fraction particulaire (Gonzalez and Chiffolleau, 1999; Bjerregaard and

Andersen, 2014). Il existe un équilibre dynamique entre les différentes formes prises par les éléments métalliques dans les environnements aquatiques, plusieurs types de réactions permettant le passage de l'une à l'autre de ces formes (réactions de complexation-dissociation, d'adsorption-désorption, d'oxydoréduction ou encore biologique).

### **2.3.4 Exemple de métaux lourds : Le cadmium**

#### **2.3.4.1 Présentation du cadmium**

Le cadmium (Cd) est un Élément Trace Métallique (ETM) de numéro atomique 48. Son minéral, la greenockite (CdS) est trop rare pour être exploité. Néanmoins, il est présent (0,01 à 0,05 %) dans tous les minerais de zinc (Zn), mais également dans les minerais de plomb (Pb), et de cuivre (Cu) et les phosphates naturels. Il est utilisé dans la composition des accumulateurs électriques (piles nickel-cadmium), de certains alliages ou encore comme stabilisant du PVC. Il est toxique pour de nombreuses espèces animales et végétales, aquatiques et terrestres, et pour l'homme (Brignon et Malherbe, 2005), et ce, même à faibles doses puisqu'on ne lui reconnaît aucune fonction dans le corps humain ou chez l'animal.

#### **2.3.4.2 Sources et transports du cadmium**

Le cadmium est naturellement présent dans l'environnement. Ses concentrations dépendent de processus tels que l'altération des sols et des roches. L'érosion constitue la principale source et moyen de transport naturel dans les milieux aquatiques fluviaux (Meybeck, 1987).

L'altération est l'ensemble des processus qui vont déstructurer une roche et rendre sa matière mobilisable par l'érosion. Elle résulte de (i) la dissolution des ETM les plus solubles (Cd) qui se retrouvent sous forme dissoute dans l'eau et (ii) une action mécanique qui a pour effet d'éroder la roche et de la fragmenter. Les résidus de cette altération rejoignent le système hydrologique (principalement transportés par l'agent hydrique : p. ex. eau de ruissellement ; Figure. 15) sous forme particulaire (MES) à laquelle est associé Cd. L'abondance relative des ETM dans un système sera alors fonction de la nature des roches du bassin versant, des processus pédogénétiques, de l'ampleur des agents de transport et de la mise en solution ou mobilité des ETM. Dans les rivières mondiales, le cadmium dissous (CDD) se trouve à des concentrations variant de 1 à 100 ng/L (Gaillardet et al., 2003) et entre 0,1 et 1,6 mg/kg pour le cadmium particulaire (Cdp) associé aux MES (Viers et al., 2009).

Aux sources naturelles s'ajoutent les apports anthropiques qui peuvent être liés :

- aux apports atmosphériques, avec un relargage de Cd au niveau mondial représentant environ 7600 t/an, dont 790 t/an sont apportés par la production d'énergie, environ 5400 t/an par le

raffinage, 600 t/an par les procédés de fabrication ou encore 750 t/an par les incinérations (Nriagu et Pacyna, 1988).

- au lessivage des déchets engendrés par les activités minières et aux anciennes zones d'extraction et de traitement de minerais (p. ex. bassin versant du Massif Central et dans une moindre mesure des Pyrénées ; Schäfer et al., 2002).

- aux remises en suspension anthropique de sédiments anciens, pouvant être contaminés en ETM (p. ex. dragage de sédiments pollués de la rivière Lot en 2000 pour la construction d'écluses, libérant 2 à 6 t de Cd. Cette source ponctuelle additionnelle de Cd aurait représenté 15 à 43 % des flux entrants bruts dans l'estuaire de la Gironde ; Audry et al., 2004).

- au lessivage des sols agricoles. En effet, Cd est contenu dans certains engrais comme des fertilisants à base de phosphate. Une partie de Cd se retrouve dans le sol après la fertilisation des terres agricoles (Qualité du Milieu Marin Littoral Bulletin de la surveillance 2013 — Ifremer), puis le lessivage des sols l'entraîne vers les affluents des fleuves (Blanc, 2016 ).

- aux rejets des activités industrielles, qui l'utilisent en électricité, électronique, métallurgie et dans l'industrie des matières plastiques.

- aux rejets domestiques liquides et solides. Les boues des deux principales STEU (Station de Traitement des Eaux Polluées) de l'agglomération bordelaise peuvent représenter un enrichissement de 20 à 25 des teneurs en Cd par rapport au niveau naturel (Deycard et al., 2014). Ces boues peuvent être vendues pour de l'épandage agricole, contribuant ainsi à de la pollution diffuse.

### 2.3.4.3 Écotoxicologie du cadmium

Le cadmium ne présente aucune fonction biologique reconnue. Cependant, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Martin-Garin, 2004). Il est par conséquent considéré comme particulièrement dangereux et toxique pour les écosystèmes, ainsi que pour l'homme, dernier maillon de la chaîne trophique.

Chez l'homme, l'intoxication aiguë sévère s'accompagne d'irritations pulmonaires sévères, de cyanose et conduit à une pneumonie chimique pouvant être mortelle dans 15-20 % des cas. Dans le cas d'une intoxication chronique, le rein est la principale cible : néphropathie irréversible, pouvant conduire à une insuffisance rénale et des risques de cancers (pulmonaires,

prostate). Des atteintes de la fertilité ou de la fonction endocrinienne sont suspectées, mais ne sont pas clairement démontrées.

Aux concentrations susceptibles d'être rencontrées dans le milieu naturel, les organismes aquatiques ne présentent pas de signes de toxicité aiguë. Au niveau subléthal (qui ne provoque pas la mort des individus), des concentrations de 0,05 à 1,2 µg/L peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire chez les mollusques et les bivalves) et des inhibitions de croissance (Chiffolleau et al., 2001). La pollution chronique des poissons se traduit par la perturbation du système nerveux, la nécrose des gonades mâles au-delà d'un taux de 25 µg/g et la nécrose des lamelles branchiales (Augier, 2008).

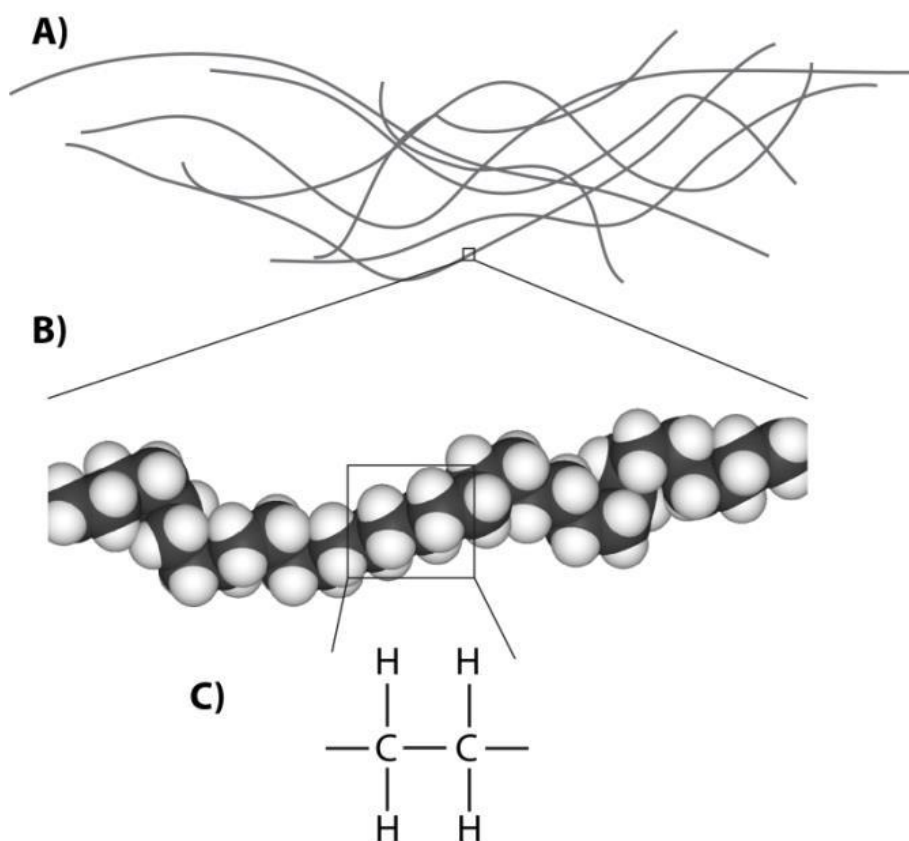
#### 2.3.4.4 Le Cd chez les organismes marins

La bioaccumulation du Cd chez les organismes marins a été étudiée en laboratoire et en milieu naturel. Chez les poissons, le foie représente un lieu préférentiel de stockage de Cd comparé aux muscles et aux gonades (Machreki-Ajmi et al., 2008). Chez les mollusques bivalves, l'accumulation de Cd dépend du temps d'exposition et varie selon l'organe étudié. Barka et ses collaborateurs (2001) ont mis en évidence la toxicité du Cd, par les tests de CL 50, chez l'espèce *Trigriopus brevicornis* (crustacé copépode). Mouneyrac et ses collaborateurs (2001) ont montré que le Cd s'accumule préférentiellement dans l'hépatopancréas des crabes *Pachygrapus marmoratus*. Chez le bivalve *Pyganodon grandis* l'accumulation du Cd au niveau de la glande digestive suit le gradient de la contamination métallique (Bonneris et al. 2005). Company et ses collaborateurs (2005), ont observé une accumulation de Cd au niveau des branchies de *Bathymodiolus azoricus*, cette accumulation est plus importante que celle observée au niveau du manteau. Chez les moules *Mytilus edulis*, les concentrations en Cd augmentaient proportionnellement à la période d'exposition (Amiard-Triquet et al. 1986). Chez les huîtres *Crassostrea gigas*, Mouneyrac et ses collaborateurs (1998) ont observé que les concentrations du métal dans la glande digestive étaient plus élevées que celles enregistrées dans les branchies. Chez *Ruditapes decussatus*, les études de contamination en Cd effectuées au laboratoire (Géret et al. 2002), ainsi que les études menées *in situ* (Hamza-Chaffai et al. 1998) ont montré d'une part, que les concentrations en Cd augmentaient avec sa teneur dans le milieu environnemental et d'autre part que l'ordre d'accumulation était : glande digestive > branchies > reste (Bebianno et Serafim, 2003).

## 2.4 Les plastiques

### 2.4.1 Définition

Les polymères organiques synthétiques sont appelés matières plastiques dès lors qu'ils sont additivés par certains adjuvants destinés à moduler leurs caractéristiques. Un polymère est généralement défini comme un « produit constitué de macromolécules caractérisées par un grand nombre de répétitions d'une ou de plusieurs espèces d'atomes ou de groupes d'atomes (motifs constitutionnels), reliées en quantité suffisante pour conduire à un ensemble de propriétés qui ne varient pratiquement pas avec l'addition ou l'élimination d'un seul ou d'un petit nombre de motifs constitutionnels » (ISO 472) (Figure.16). La plupart des polymères sont dérivés de la polymérisation de molécules extraites du pétrole ou du gaz naturel.



**Figure 16.** Polymère plastique. (Kedzierski, 2017)

*A) Un polymère plastique est constitué de longues chaînes macromoléculaires. B) Chacune d'entre elles est constituée d'un grand nombre de motifs constitutionnels comme ici pour le polyéthylène (modifié d'après Wikimedia Commons). C) Un motif constitutionnel est constitué de plusieurs espèces d'atomes ou de groupes d'atomes comme ici un motif  $\text{C}_2\text{H}_4$ .*

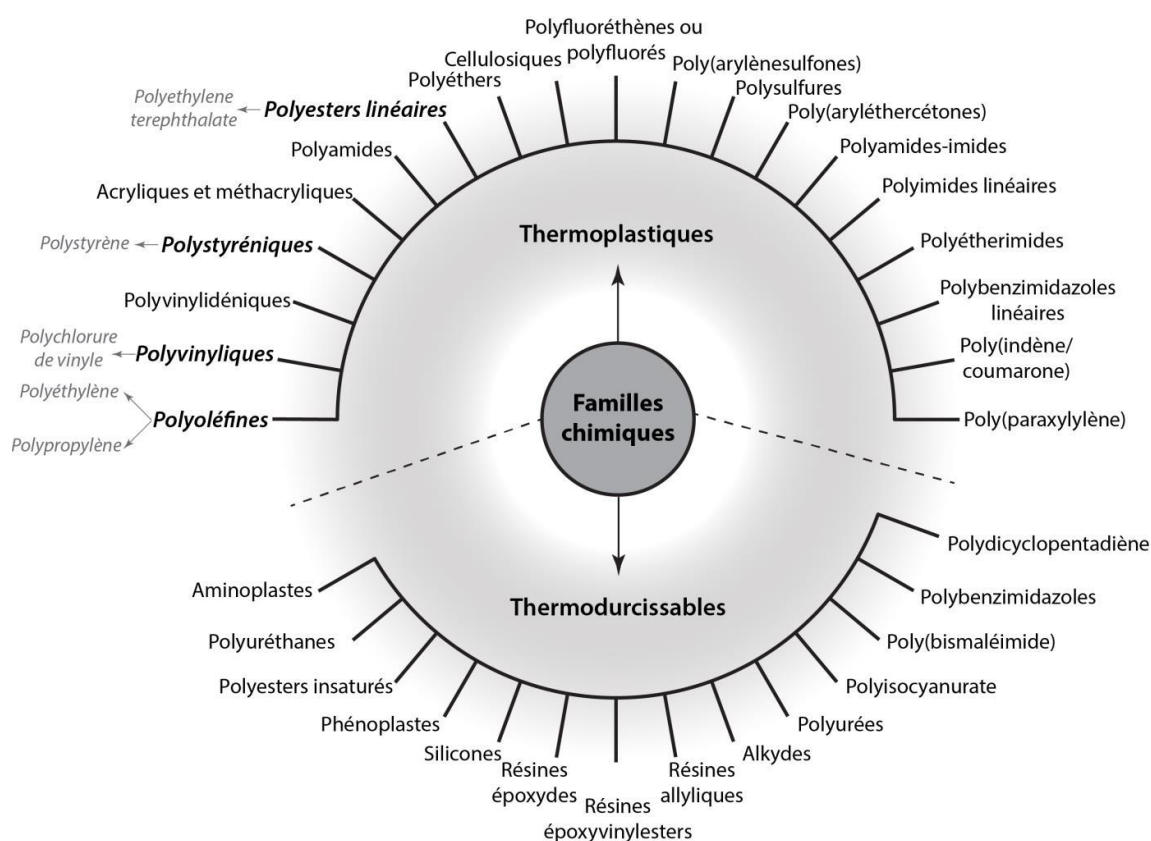
### 2.4.2 Composition

Un matériau plastique est généralement constitué d'une matrice polymère qui est responsable des principales propriétés du matériau (mécaniques, thermiques, barrière, etc.) dans lequel peuvent être ajoutés différents additifs ou adjuvants pour ajuster les propriétés (des pigments

pour apporter de la couleur, des stabilisants pour améliorer la tenue au vieillissement, des plastifiants pour jouer sur la ductilité, des charges pour abaisser le coût, des renforts pour moduler les propriétés mécaniques...). Un plastique est donc souvent composé d'un « cocktail » d'additifs variés dont la nature et la proportion sont rarement connues.

### 2.4.3 La matrice : principaux polymères

La matrice d'un plastique est constituée d'un polymère. Dans le cas des plastiques, la matrice est réalisée par polymérisation de produits intermédiaires issus principalement de l'industrie pétrochimique. En fonction des monomères utilisés (ex. éthylène, propylène, styrène), différentes familles de plastiques peuvent être définies. La figure (17) présente les principales familles de plastiques.

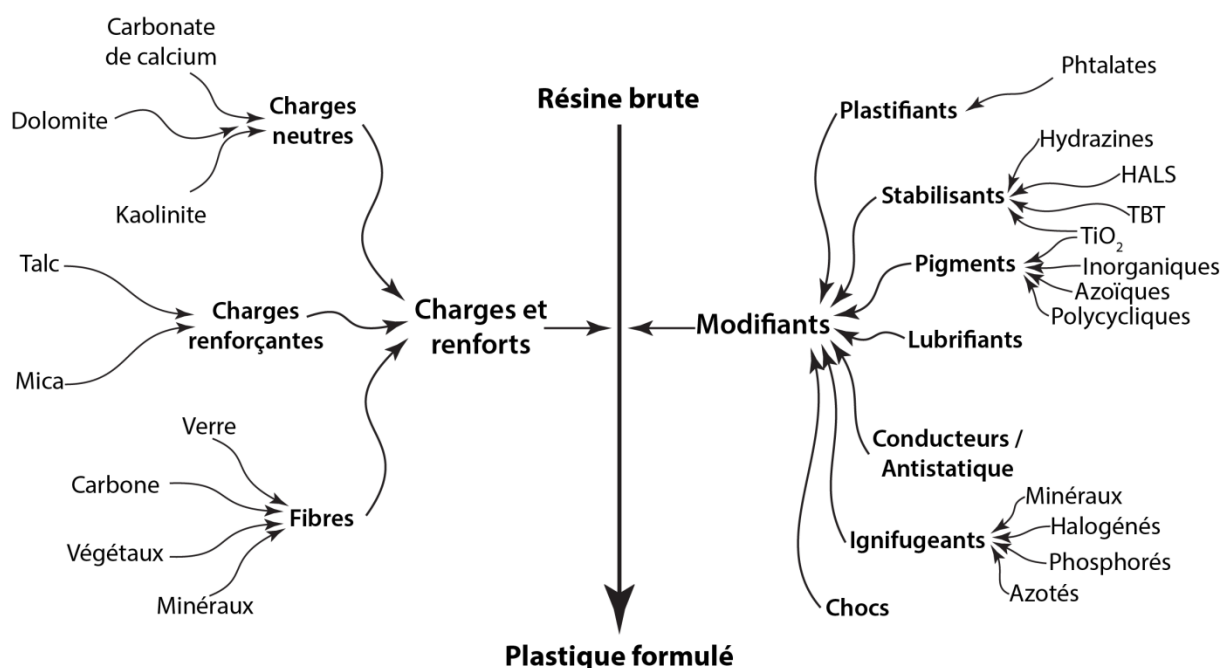


**Figure 17.** Classification des principaux plastiques. (Kedzierski, 2017)

Six principaux polymères plastiques sont produits dans le monde. Tous sont des thermoplastiques. Ce sont tout d'abord les polyéthylènes (PE) et les polypropylènes (PP), appartenant à la famille des polyoléfiniques. Ces deux types de polymères sont synthétisés à partir d'une oléfine telle que l'éthylène pour le premier et le propylène pour le second. Les polyéthylènes sont généralement divisés en trois grandes catégories en fonction de leur taux de

cristallinité lié à la taille et au nombre de ramifications que contient la chaîne principale : le polyéthylène basse densité (PEBD), le polyéthylène haute densité (PEHD) et le polyéthylène basse densité linéaire (PEBDL). La poly (chlorure de vinyle) (PVC) est un polymère obtenu par polymérisation du chlorure de vinyle. Les polystyrènes (PS) appartiennent à la famille des polystyroléniques existant sous différentes formes (cristal, expansé, etc.) et sont obtenus par polymérisation du styrène. Enfin, la poly (éthylène téréphtalate) (PET) appartient à la famille des polyesters linéaires. Il est obtenu par polycondensation de deux monomères : l'éthylène glycol et l'acide téréphtalique.

Les propriétés d'un polymère peuvent également être modifiées par l'ajout d'additifs. Deux grandes catégories peuvent être définies, ce sont les charges et renforts d'une part et les modifiants d'autre part (Figure.18).



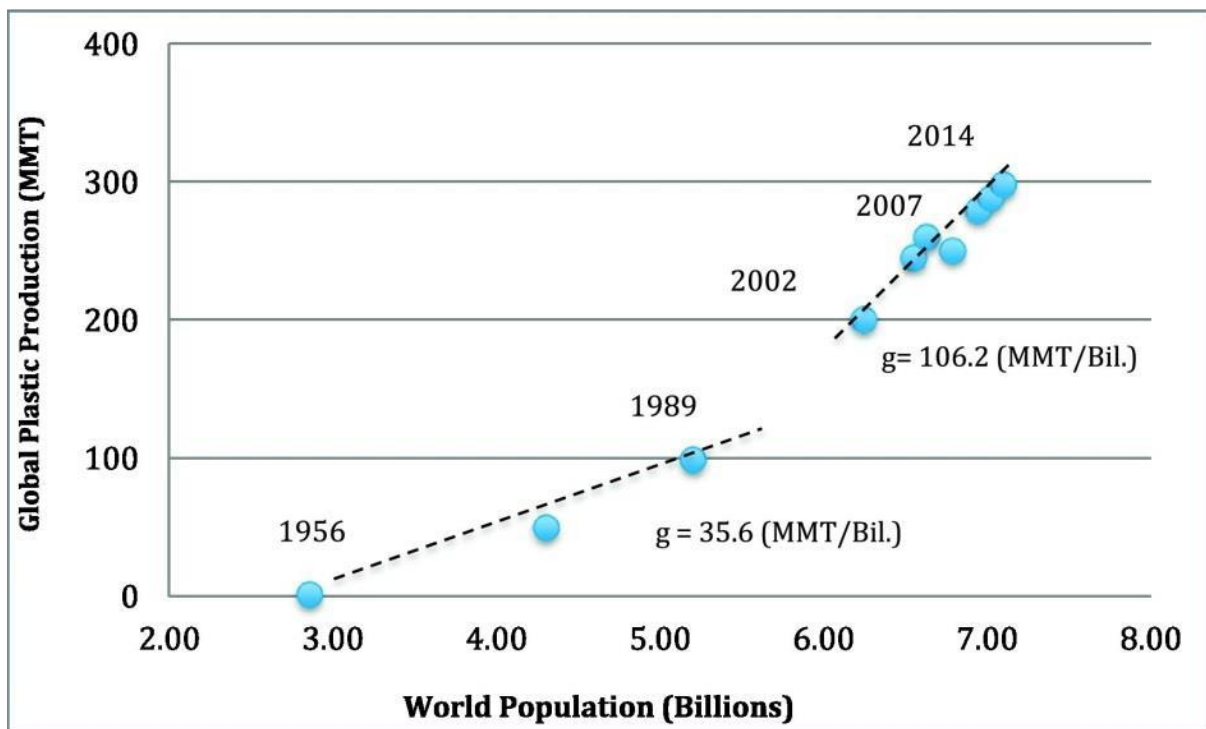
**Figure 18.** L'ajout d'additifs permet de passer d'un polymère natif à un plastique formulé. (Kedzierski, 2017)

#### 2.4.4 La production

La production des plastiques débute en 1907 avec la Bakélite. À partir des années 1940, ils commencent à être produits en masse. Depuis la fin de la Seconde Guerre mondiale, la production de plastiques n'a cessé d'augmenter. Entre 1950 et 2015, la production mondiale de matières plastiques hors fibres plastiques est passée de 1,5 MT à 340 MT (PlasticsEurope,

2016), ce qui correspond approximativement à la biomasse humaine sur terre (Walpole et al., 2012). Actuellement, le polyéthylène est le plastique le plus couramment produit (30 % de la production totale) devant le polypropylène (19 %), le PVC (10 %), le PET (7 %) et les PS (7 %) (Plastics Europe, 2013, 2016). Le premier producteur mondial est La Chine suivie de l'Amérique du Nord et de l'Europe.

On a remarqué une relation très importante entre la croissance démographique et la production mondiale de plastiques (Figure.19).

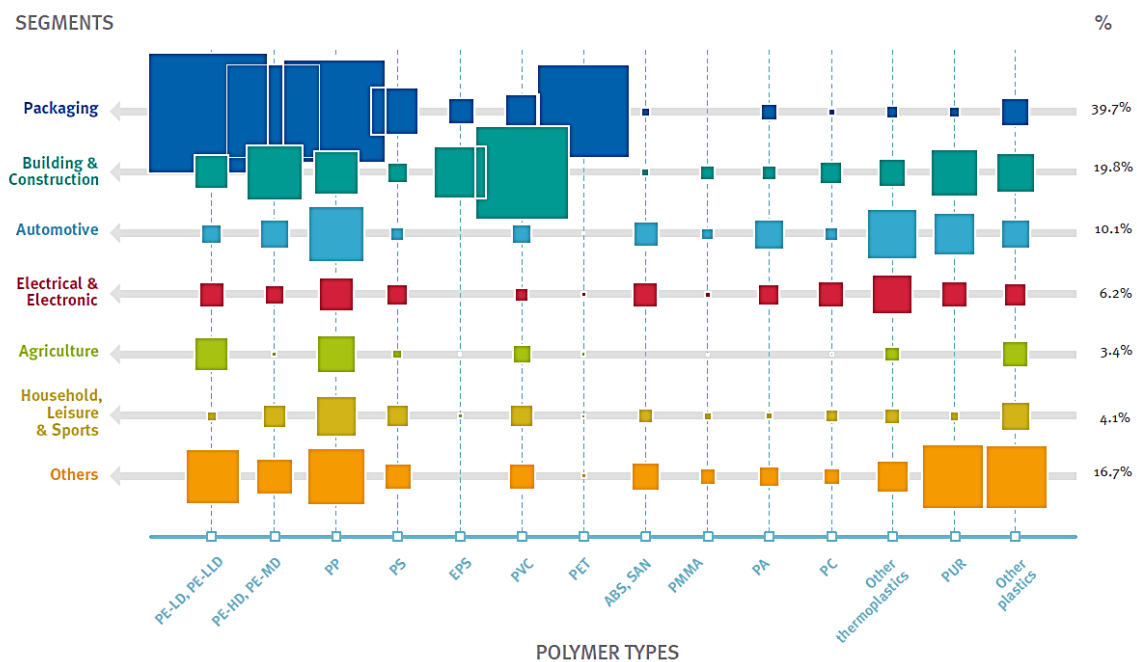


**Figure 19.** Augmentation de la production mondiale de plastique en fonction de la croissance de la population de 1956 à 2014 ; (Andrady, 2017).

#### 2.4.5 Les principaux gisements de plastiques

Les plastiques sont utilisés dans un grand nombre de secteurs industriels et commerciaux (Figure.20). Ces gisements de plastiques sont particulièrement importants dans cinq principaux secteurs (Plastics Europe, 2018) :

- les emballages (39,7 %) ;
- le secteur du bâtiment et de la construction (19,8 %) ;
- les composants de véhicules (10,1 %) ;
- les composants électriques ou électroniques (6,2 %) ;
- l'agriculture (3,4 %).



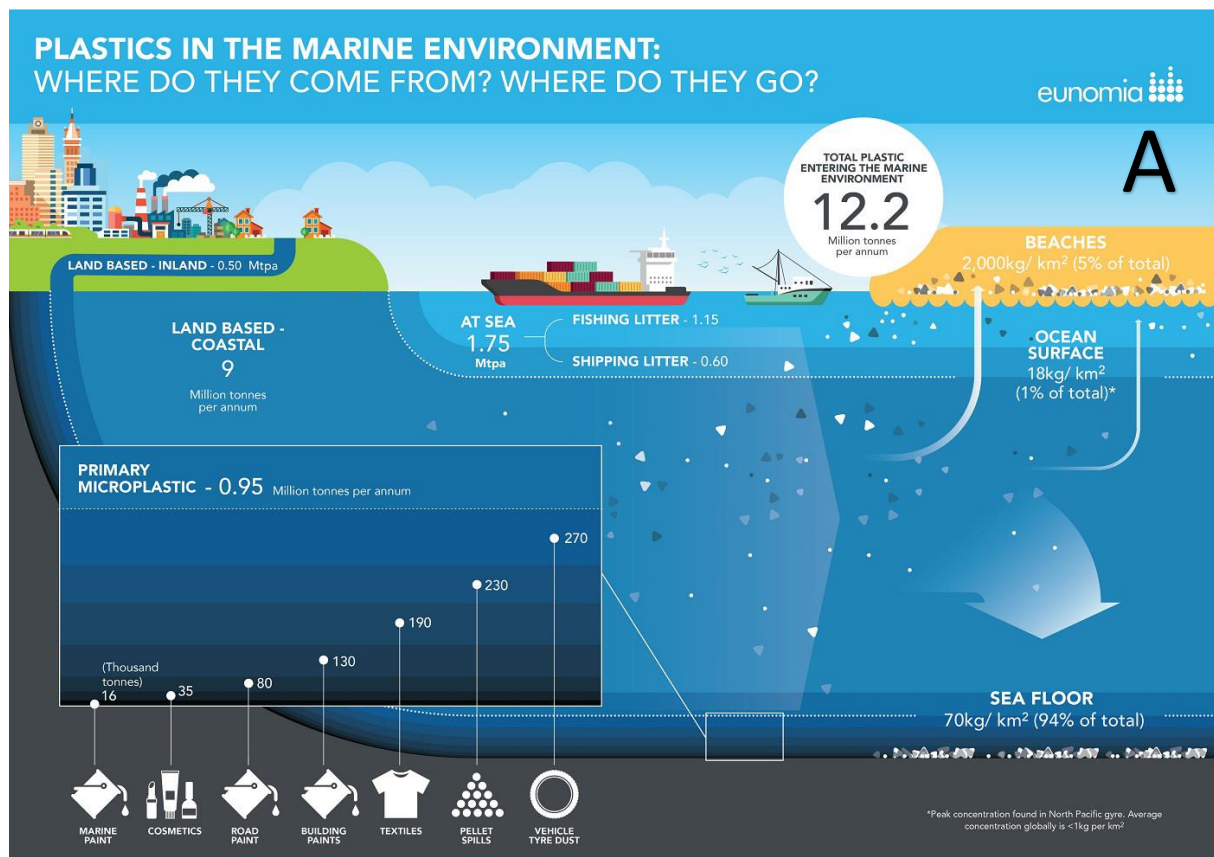
**Figure 20.** Les différents types de polymères utilisés dans les segments de l'industrie (*Plastics Europe, 2018*).

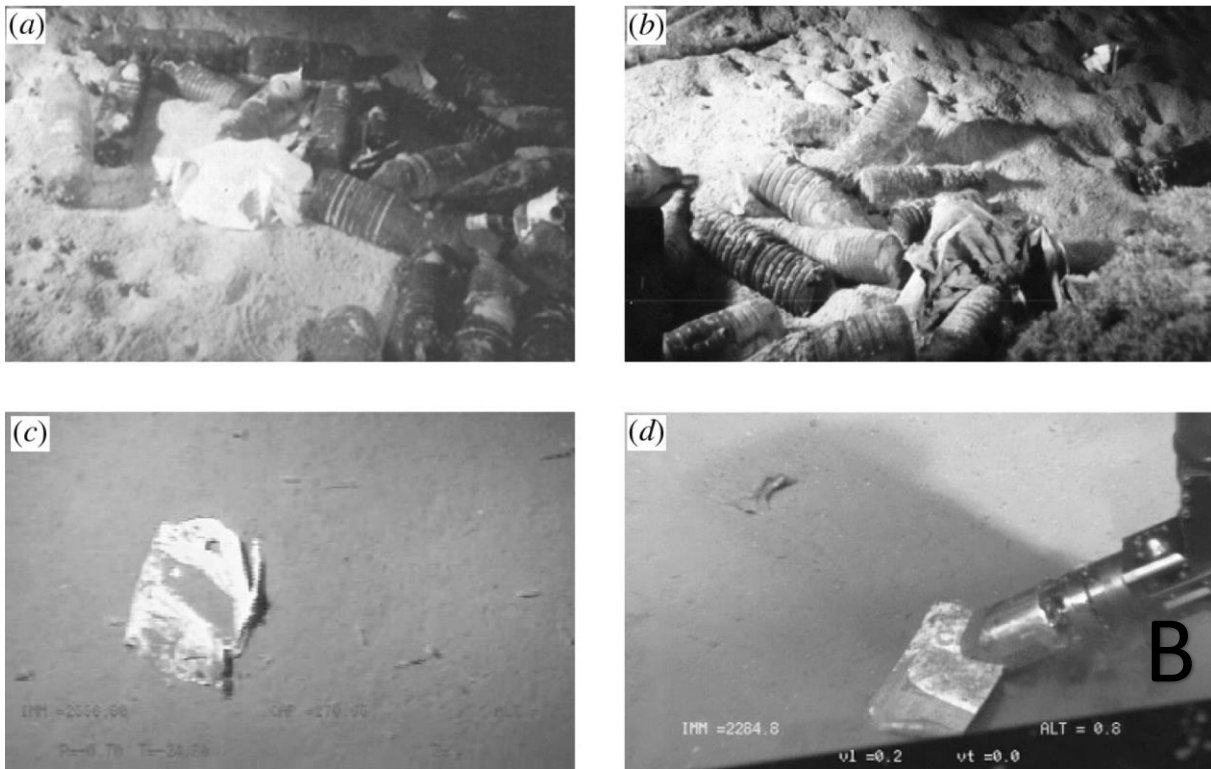
#### 2.4.6 Abondance et distribution des plastiques en mer

12,2 Millions de tonnes de plastiques arrivent en mer chaque année. Au gré des courants et selon leur densité, les macro- et microdéchets plastiques vont être transportés horizontalement et verticalement à travers les océans. L'impressionnante quantité de fragments récemment évaluée en surface n'est en fait que « la partie émergée de l'iceberg », puisque 94 % du poids total de déchets plastiques se trouvent sur le fond des océans. On estime à 70 kg/km<sup>2</sup> le poids de plastique détritique et à 18 kg/km<sup>2</sup> celui de plastique pélagique (Figure.21).

Ces six dernières années, de nombreuses campagnes océanographiques ont été organisées pour évaluer l'abondance et le poids des déchets plastiques en surface (Reisser et al., 2014) et dans les sédiments (Van Cauwenberghe et al., 2015). Les quantités annoncées sont très variables et souvent difficiles à comparer. En effet, les méthodes d'échantillonnage et les unités ne sont pas standardisées et il y a souvent des confusions dans les termes employés (la définition du terme « microplastique » par exemple reste un sujet de débat récurrent) (Ryan et al., 2009). La dernière estimation réalisée en 2014 à l'échelle mondiale évalue à 5,25 .10<sup>12</sup> le nombre de fragments plastiques à la surface des océans (Eriksen et al., 2014). Les plus grosses concentrations seraient retrouvées au niveau des gyres océaniques où les courants circulaires concentrent les déchets flottant dans ces zones spécifiques. Cinq gyres sont décrits : Océan Atlantique Nord et

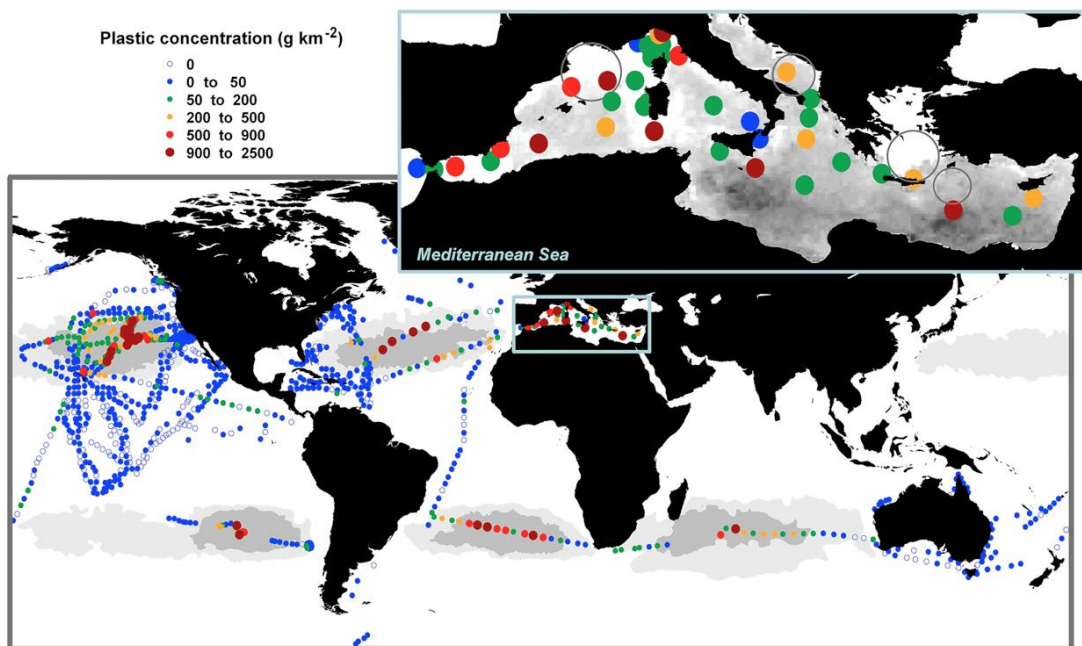
Atlantique Sud, océan Indien, Océan Pacifique Sud et Pacifique Nord (la plus polluée). La zone d'accumulation du gyre du Pacifique Nord, découverte en 1997 par le capitaine Charles Moore, est appelée le « 7<sup>e</sup> continent » à cause de l'étendue qu'elle représente (3,5 millions de km<sup>2</sup>, soit 1/3 de la surface de l'Europe ou 6 fois celle de la France) et non du fait que l'homme puisse marcher dessus comme l'imaginent beaucoup de personnes. Ce « 7<sup>e</sup> continent » ressemble plus à un bouillon de plastiques piégés en d'énormes tourbillons (50 à 2500 g plastiques/km<sup>2</sup> (Eriksen et al., 2014).





**Figure 21.** Répartition, abondance et sources des déchets plastiques dans les océans. (A) *Répartition, abondance et sources des déchets plastiques dans les océans (Eunomia Reports).* (B) *Photographies montrant l'accumulation de déchets plastiques dans un canyon de Méditerranée à 1000m de profondeur (Barnes et al., 2009).*

La mer Méditerranée rivalise malheureusement en termes de pollution avec les gyres océaniques puisque la concentration en plastique retrouvée avoisine les  $423 \text{ g/km}^2$  en moyenne (Cozar et al., 2015) (Figure.22). L'accumulation de déchets plastiques dans cette zone est expliquée par plusieurs paramètres. Premièrement, la Méditerranée est une zone avec une forte densité de population (plus de 100 millions d'habitants sur une bande littorale de 10km, source CIESIN) et d'activités commerciales et touristiques. La pollution plastique engendrée par cette zone est donc conséquente et estimée à 23 150 tonnes de plastique en surface (Eriksen et al., 2014). Deuxièmement, c'est une mer semi-fermée avec un hydrodynamisme particulier : les courants de surface entrent dans le bassin Méditerranéen via le détroit de Gibraltar et les courants profonds (plus salés donc plus denses) sortent en direction de l'océan Atlantique. De plus, le taux de renouvellement des eaux de 70 ans est relativement court par rapport à ceux des océans (200 à 1000 ans) (Durrieu de Madron et al., 2011). Les déchets plastiques flottants sont piégés dans le bassin et sont transportés via les courants à travers la Méditerranée en circuit fermé. Ces différentes raisons expliquent une concentration de débris plastiques comparable à celle des gyres les plus pollués (Pedrotti et al., 2016).

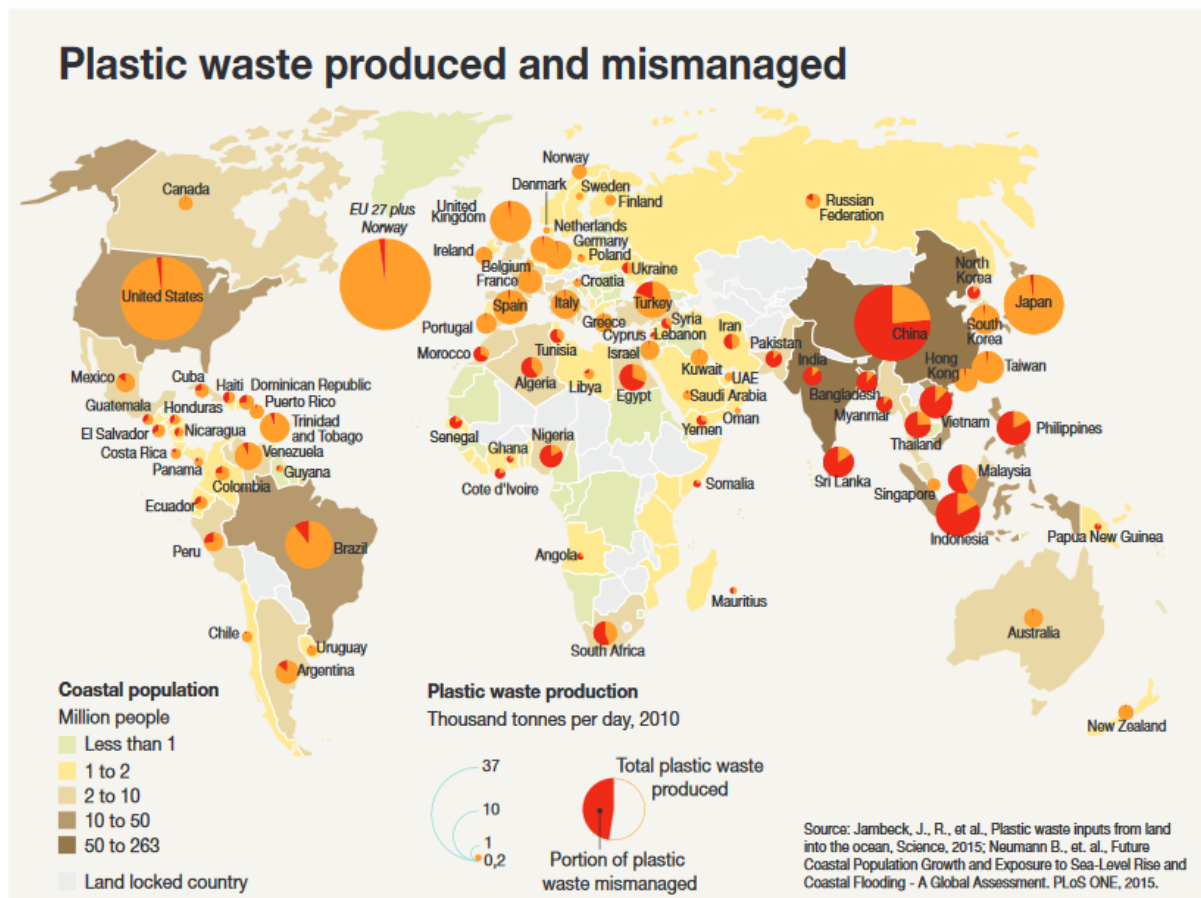


**Figure 22.** Concentrations de débris plastiques en surface de la mer Méditerranée (carte dans le coin supérieur droit) comparées à celles rapportées pour l'océan mondial suite à différentes missions océanographiques (Eriksen et al., 2014). Les nuances de gris montrent les concentrations plastiques superficielles prévues par le modèle, avec les zones les plus sombres correspondant aux zones les plus concentrées. Les zones océaniques blanches représentent des zones sans accumulation (Cózar et al., 2015).

## 2.4.7 Sources des déchets plastiques

### 2.4.7.1 Les origines terrestres

Un quart environ de la population mondiale vit à moins de 100 km des côtes (Small & Nicholls, 2003). C'est donc dans cet espace que se concentre une grande partie des utilisations de plastiques. Or, à l'échelle de la planète, cet espace manque souvent d'infrastructures de récupération des déchets plastiques. Ces faiblesses infrastructurelles favorisent la génération de déchets plastiques (Figure.23). Néanmoins, les sources terrestres sont nombreuses et même les nations dites « industrialisées » génèrent une quantité importante de déchets plastiques en dépit de leurs infrastructures.



**Figure 23.** Production de déchets plastiques et proportion de ces déchets mal gérée

*L'Inde et la Chine sont les deux pays présentant les plus importantes populations littorales. L'Europe (EU27+Norvège), les États-Unis, la Chine et le Japon sont quant à eux les pays produisant le plus de déchets. Les pays d'Afrique et d'Asie sont ceux qui souffrent le plus d'un manque d'infrastructures de récupération et de gestion des déchets plastiques (UNEP & GRID-Arendal, 2016).*

Au quotidien, de nombreux déchets liés à l'emballage sont générés (Figure 24). Ainsi, parmi les déchets plastiques observés sur les fonds marins de la Méditerranée, les sacs représentent entre 13 et 54 % et les bouteilles entre 7 et 17 % (Ioakeimidis et al., 2014). Des activités humaines saisonnières telles que le tourisme peut générer sur un laps de temps de quelques mois beaucoup de macrodéchets (Cole et al., 2011). Parmi ceux-ci, une partie importante est constituée de plastiques. Ce sont par exemple, les mégots de cigarette (1012 filtres pour 50 m de transect sur une plage de Slovénie) (Laglbauer et al., 2014), les restes de vêtements synthétiques, les bouteilles ou les emballages qui sont souvent abandonnés ou perdus par les

estivants. Du fait des conditions particulières qui règnent sur les plages, des microplastiques secondaires peuvent rapidement être générés à partir de ces déchets.



**Figure 24.** Microplastiques issus d'activités anthropiques terrestres.

En se dégradant, ces plastiques génèrent des microplastiques. Ici, l'acétate de cellulose des filtres de cigarette et les blocs de polystyrène expansé se fragmentent très rapidement (en quelques marées). La fragmentation de la bouteille de lait demande beaucoup plus de temps, entre quelques années et quelques décennies.

#### 2.4.7.2 Les origines marines

Une partie des plastiques a pour origine les activités anthropiques marines. Le matériel de pêche est l'une des catégories d'objets la plus couramment rencontrée en ce qui concerne les macroplastiques d'origine marine (Andrady, 2011). Ce matériel est bien souvent perdu ou abandonné par les pêcheurs. C'est par exemple le cas des lignes et filets de nylon.

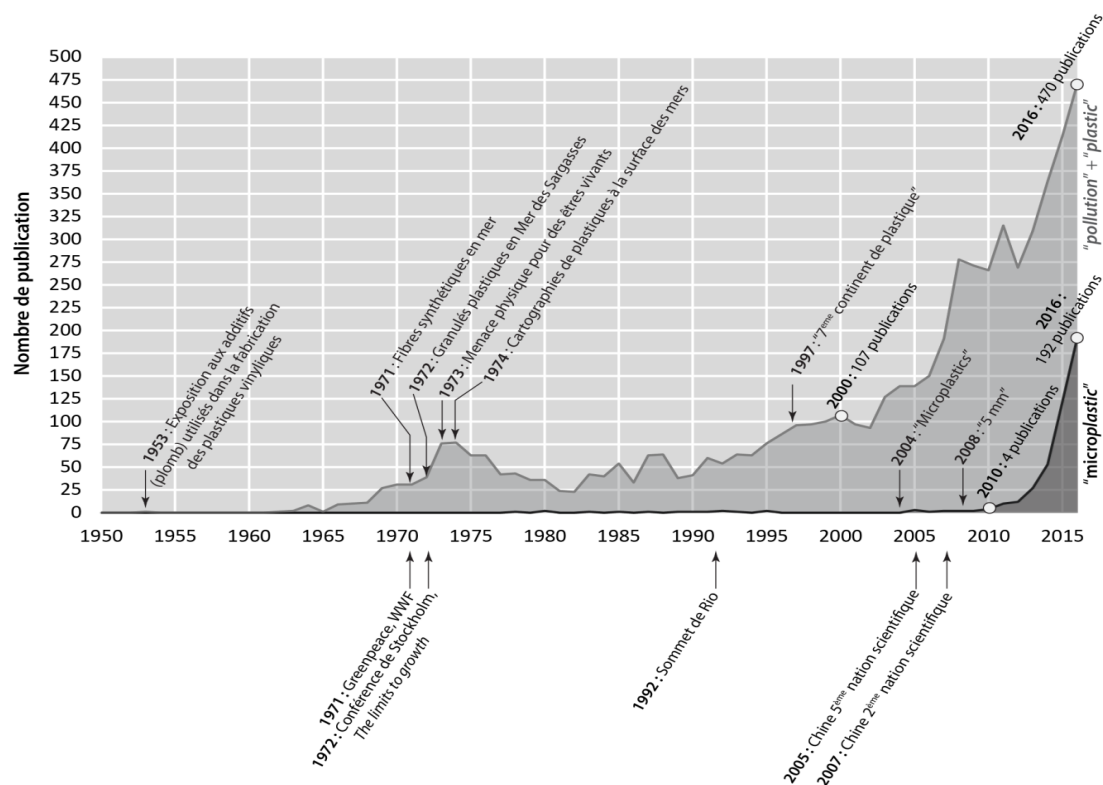
### 2.5 Les microplastiques

#### 2.5.1 Contexte historique de la recherche sur les pollutions par les plastiques et les microplastiques

##### 2.5.1.1 Pollutions par les plastiques

Les études sur les risques associés aux plastiques se développent dès les années 1950 (Figure.25). En effet, en 1953, une publication paraît sur le contrôle de la poussière de plomb dans une usine de fabrication de plastiques vinyliques (Colton et al., 1974). C'est donc au plus près du travailleur ouvrier, premier exposé à certains additifs toxiques lors de la fabrication du

plastique, que sont mis en évidence les premiers risques associés aux plastiques. Le tournant des années 1970 est marqué par une prise de conscience progressive de l'importance des questions environnementales. En 1971, Greenpeace et le *World Wide Fund (WWF)*, deux organismes non gouvernementaux s'impliquant dans la protection de l'environnement, sont créées. En juin 1972, a lieu la première conférence des Nations Unies consacrée aux questions environnementales : la conférence de Stockholm. La même année, le rapport *The limits to growth*, évoquant pour la première fois la finitude des ressources terrestres, est publié par le Club de Rome (Meadows et al., 1972). Ainsi, à partir de 1973, le nombre de publications sur les déchets plastiques, les risques (Peakall, 1975) et les impacts associés aux plastiques (Sittig, 1975) augmentent jusqu'à 77 publications en 1974. Les menaces physiques que représentent les plastiques pour les oiseaux marins sont mises en évidence dès 1973 (Gochfeld, 1973).



**Figure 25.** Contexte historique de l'étude des microplastiques.

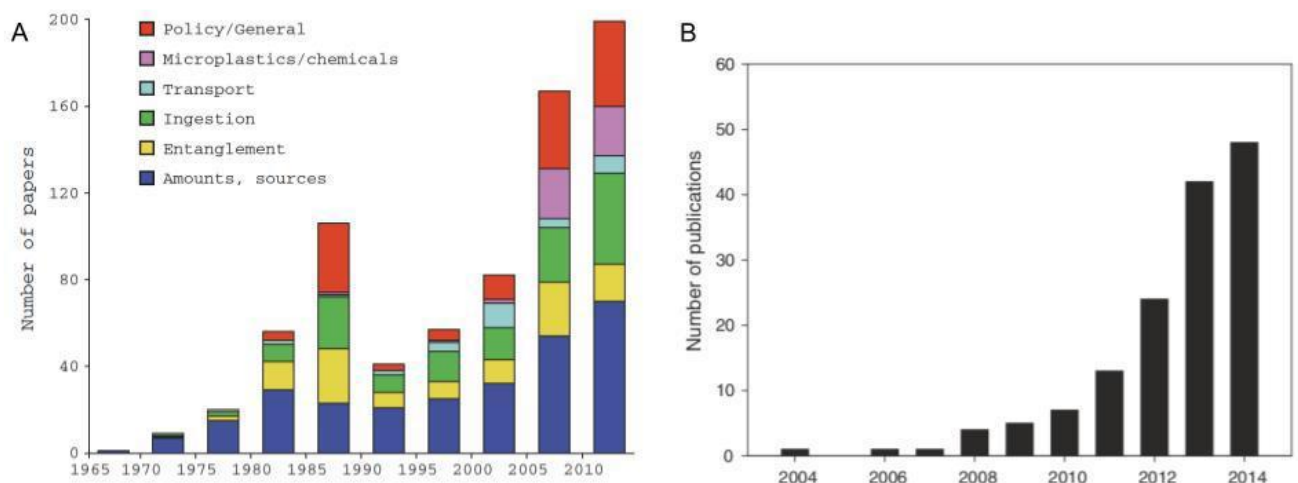
Le nombre de publications a été obtenu grâce à la base de données SCOPUS (Elsevier) en rentrant les mots clés « pollution » et « plastic » d'une part et « microplastic » d'autre part.

Si de 1977 à 1992, le nombre de publications sur les pollutions associées aux plastiques a eu tendance à se stabiliser autour de 30 à 100 publications par an, ce chiffre augmente de nouveau très fortement sur la période 1990 à 2000 (base de données Scopus). En 1992, le sommet de la Terre de Rio au Brésil et l'adoption de la Déclaration de Rio sur l'environnement et le

développement, qui affirme notamment le principe de précaution en matière d'environnement et le principe du pollueur payeur, ont impulsé un nouvel élan à l'étude des pollutions par les plastiques. Cependant, c'est probablement l'arrivée de la Chine parmi les grandes nations scientifiques au cours des années 2000 (OECD, 2014) qui a permis d'augmenter significativement le nombre de publications sur cette période. Ainsi, sur près de 275 publications qui sont référencées sur la base de données SCOPUS sous les termes « *plastic* » et « *pollution* » pour la seule année 2010, 20,0 % sont des publications chinoises contre seulement 5,6 % en l'an 2000. De la même manière, le développement de la recherche scientifique indienne a permis à cette nation de passer en troisième position dans ce domaine de recherche après les États-Unis et la Chine sur la période 2010-2017. Enfin, le nombre de publications parues chaque année augmente encore depuis 2010, en lien avec l'accroissement très important du nombre de publications scientifiques sur les pollutions par les « microplastiques ».

#### 2.5.1.2 Pollution par les microplastiques

Les premières mises en évidence de l'existence de particules de plastique d'une taille inférieure à quelques millimètres sont réalisées dès le début des années 1970. En 1971, des fibres synthétiques sont pour la première fois identifiées dans des prélèvements d'eau réalisés à proximité des côtes anglaises (Buchanan, 1971). En 1972, ce sont des granulés de préproduction industrielle compris entre 0,25 et 0,5 mm qui sont identifiés en mer des Sargasses (Carpenter & Smith, 1972). En 1974, les premières cartographies de l'état de pollution de surface par des plastiques de l'ordre de quelques millimètres sont publiées pour l'Atlantique nord-ouest (Colton et al., 1974) et le Pacifique (Wong et al., 1974). En 1997, la situation est telle que le navigateur Charles Moore traversant le gyre Pacifique Nord développe l'expression de « *Great Pacific Garbage Patch* » (« grande poubelle du Pacifique ») qui sera médiatisée plus tard sous la forme du « 7e continent de plastique ». Ce n'est cependant qu'à partir de 2004 que le terme de « microplastique » est pour la première fois utilisé pour parler de ces particules de plastique inférieures à quelques millimètres et retrouvées dans l'environnement (Thompson et al., 2004). Ainsi à partir de l'année 2010 que les recherches ont explosé concernant la pollution des milieux par les microplastiques (Figure.26).



**Figure 26.** Évolution du nombre d'articles scientifiques sur les déchets dans l'environnement marin.

A) *Par domaine scientifique (Ryan, 2015).* B) *Spécifiquement centré sur les microplastiques (Thompson, 2015).*

## 2.5.2 Notion de « microplastique »

### 2.5.2.1 Limite de taille

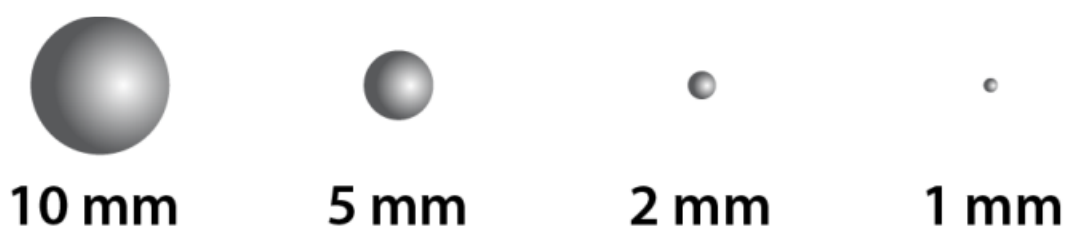
Les particules de plastique dans le milieu marin sont principalement décrites et classées en fonction du paramètre taille. Cependant, en dépit des nombreuses publications réalisées sur les pollutions par les particules de plastique, il n'existe pas de consensus absolu sur la définition de ce qu'est un « micro » plastique en termes de taille. Ceci est probablement dû au fait qu'en 2004, lors de première mention du terme « microplastique » (document donc de référence pour l'ensemble de la communauté des chercheurs travaillant sur les microplastiques), Thompson et collaborateurs ne donnent pas de définition du terme « microplastiques » (Thompson et al., 2004). Il faut attendre 2008 pour que soit proposée la première limite permettant de différencier « macrodéchets » de « microdéchets » de plastique : celle de 5 mm (Moore, 2008). Ainsi, lorsque le nombre de publications sur les microplastiques a commencé à s'accroître, entre 2010 et 2013, un nombre important de limites supérieures ont été proposées (Figure.27) :

- < 10 mm (Carson et al., 2011) ;

- < 5 mm (Frias et al., 2010 ; Moore, 2008) ;

- < 2 mm (Rosevelt et al., 2013) ;

- < 1 mm (Claessens et al., 2013 ; Van Cauwenberghe et al., 2015b).



**Figure 27.** Représentation des tailles maximales d'un « microplastique » en fonction de la limite supérieure choisie dans la littérature.

*Si certaines de ces limites de taille continuent encore de coexister, la limite supérieure la plus couramment utilisée reste celle de 5 mm. C'est une définition par usage, pragmatique et sans autres justifications (GESAMP, 2015). Elle est par exemple utilisée par des organismes importants tels que le National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (Wright et al., 2013b). Cependant, depuis le début des années 2010, certains auteurs se sont posé la question de la pertinence de cette limite (Van Cauwenberghe et al., 2013a; Van Cauwenberghe et al., 2015b; Van Cauwenberghe et al., 2013b) et sur l'importance d'une définition scientifiquement plus rigoureuse (GESAMP, 2015). En ce sens, la limite de 1 mm paraît plus pertinente scientifiquement pour certains auteurs (GESAMP, 2015; Van Cauwenberghe et al., 2015b) dans le sens où le préfixe « micro- », dans le système international des unités, se rapporte à des longueurs comprises entre 1  $\mu\text{m}$  et 1 mm.*

La limite inférieure est encore plus variable d'une étude à l'autre. Dans certains cas, la limite est placée à 1  $\mu\text{m}$  (GESAMP, 2015), permettant ainsi de rester cohérent avec la signification du préfixe « micro ». Cependant, peu d'études ont été consacrées aux nanoplastiques. Ainsi, si cette limite a déjà été utilisée dans le cadre d'une étude impliquant des nanoplastiques (Cole, 2013), une autre utilise une taille de 100 nm (Gigault et al., 2017). En effet, la norme ISO TS/27 687 définit une nanoparticule comme un objet dont les trois dimensions sont inférieures à 100 nm. Enfin, il reste que le plus souvent la limite inférieure des microplastiques étudiés est étroitement liée à la méthode d'extraction utilisée (GESAMP, 2015). Le meilleur exemple en est le prélèvement des microplastiques à la surface de l'eau. En effet, l'utilisation de système de piégeage de microplastiques tel que les chaluts Manta limite la récupération des microplastiques au diamètre des mailles. Ainsi, des limites basses à 50  $\mu\text{m}$  (Kang et al., 2015), 500  $\mu\text{m}$  (de Lucia et al., 2014) sont observés dans la littérature scientifique et illustrent l'hétérogénéité des limites basses dans ce seul contexte. C'est donc souvent le pragmatisme lié

à la disponibilité du matériel de collecte et d'analyse qui domine le choix de la limite inférieure de la classe « microplastique ».

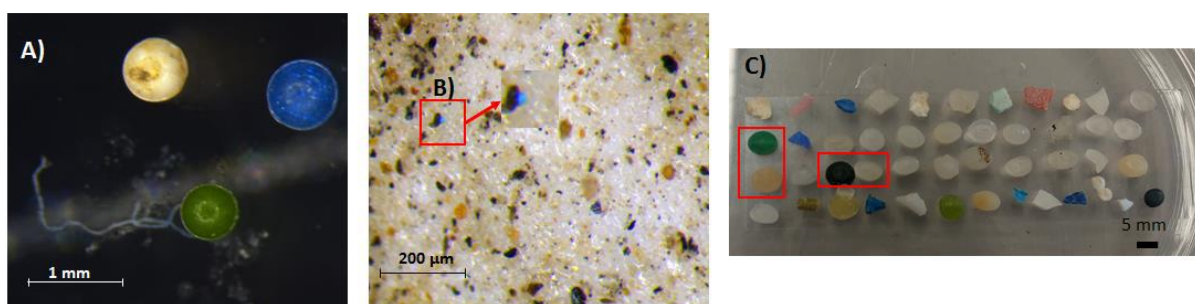
La notion de taille des particules est étroitement liée à la notion de forme de celle-ci. Ce problème a été largement abordé en sédimentologie dans le domaine de la granulométrie des particules de sédiment. Lorsque la forme de la particule s'éloigne de la sphère (pour laquelle toutes les dimensions sont égales au diamètre) ces dimensions diffèrent. Par conséquent, par taille des particules, il sera entendu ici le diamètre équivalent de la particule, c'est-à-dire le diamètre qu'aurait une sphère se comportant de manière identique lors de l'analyse granulométrique (tamisage et granulométrie laser).

### 2.5.2.2 Origines des microplastiques

Les microplastiques proviennent de sources de microplastiques primaires ou secondaires.

#### 2.5.2.2.1 Microplastiques primaires

Les microplastiques considérés comme « primaires » sont produits intentionnellement en petite taille et sont largement utilisés. On les retrouve sous différentes formes (Figure.28) comme les pastilles ou granulés plastiques utilisées pour la production de matières plastiques plus grosses, ou sous forme de microbilles utilisées dans les produits cosmétiques, hygiéniques, dans les abrasifs et poudres industriels (Lusher et al., 2017). Même si de petites fibres synthétiques microscopiques résultent de la dégradation de l'usure textile, certaines études les considèrent comme des microplastiques primaires tandis que d'autres comme des microplastiques secondaires (Salvador Cesa et al., 2017).



**Figure 28.** Exemples de microplastique primaires.

*A) Microbilles de trois couleurs différentes observées dans les eaux côtières en méditerranée ;  
B) Microbille bleue dans les eaux de surface ; C) pastilles de plastique de différentes couleurs observées dans les échantillons de sédiments.*

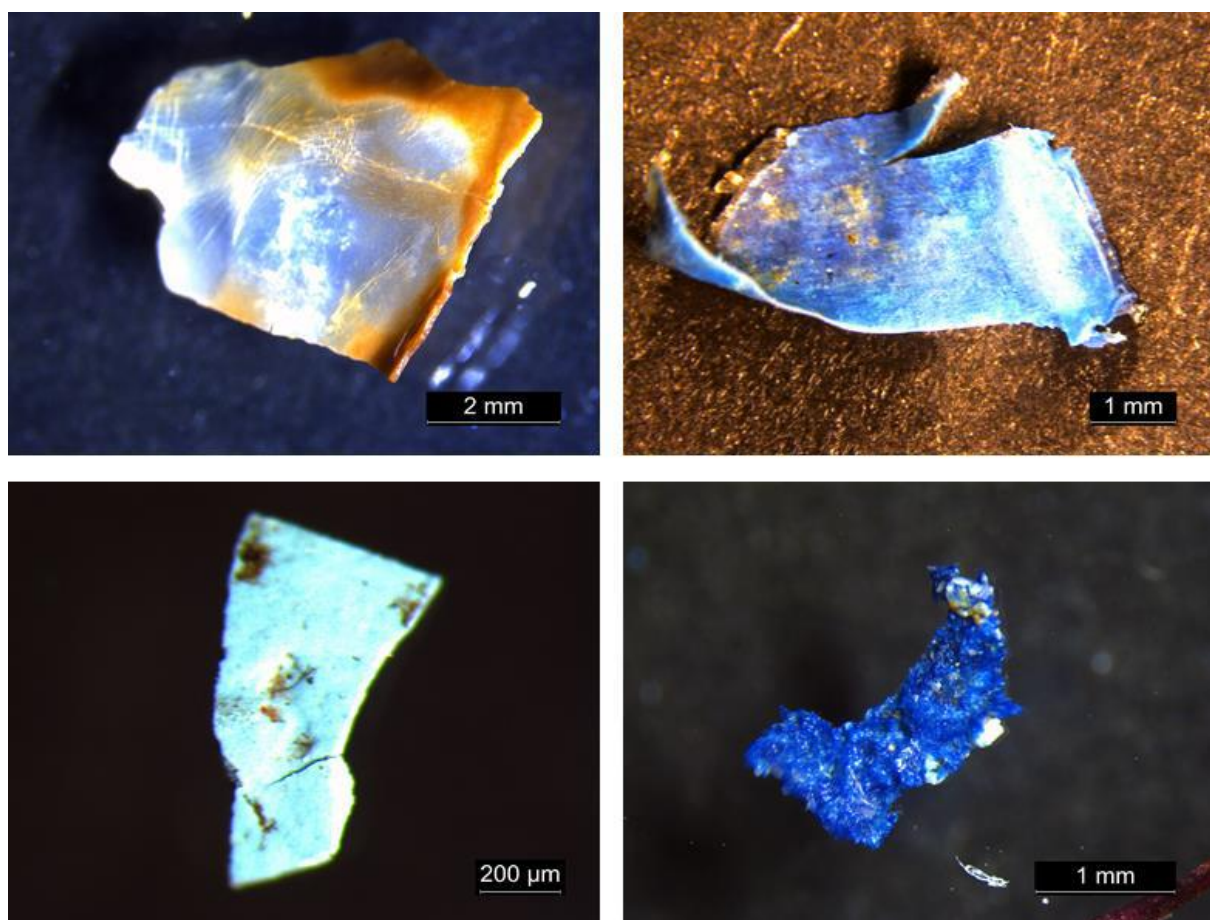
Les granulés de plastique peuvent être présents dans les sédiments et dans les milieux aquatiques en raison d'une mauvaise manipulation ou du rejet direct des déchets des industries plastiques (Shiber, 1979) et sont abondamment observés à proximité des zones industrielles (Norèn, 2007). Un nombre élevé de microbilles existe dans les produits liquides ; leurs propriétés abrasives conduisent à leur forte présence dans les produits cosmétiques (Fendall et Sewell, 2009). Une autre propriété importante existe pour ces petits microplastiques, c'est qu'ils ont des capacités d'adsorption/désorption qui les identifient comme une menace pour l'environnement marin et côtier (Fendall et Sewell, 2009). Ils sont susceptibles d'adsorber les polluants et de libérer des molécules toxiques dans l'environnement naturel. Lors d'une seule utilisation (environ 5 ml), des milliers de microbilles se retrouveraient dans les systèmes aquatiques, ce qui en faisait un danger potentiel pour l'environnement environnant (Napper et al., 2015). Ces microbilles sont progressivement interdites dans le monde : aux États-Unis (2017), en France et au Royaume-Uni (2018) et dans d'autres régions de l'Union européenne, l'utilisation des microbilles est interdite en 2020.

Des milliers de fibres textiles pourraient être rejetées dans le milieu aquatique après avoir utilisé une machine à laver (Browne et al., 2011). Napper et Thompson (2016) ont pu indiquer qu'environ 700 000 fibres peuvent être libérées à partir de 6 kg de textiles lavés. Ces fibres pourraient soit être envoyées vers des stations d'épuration des eaux usées (STEP), soit être directement rejetées dans le milieu aquatique. Dans le premier cas, les stations d'épuration n'ont pas toujours la capacité d'éliminer ces fibres (Leslie, 2014), ce qui indique que la plupart des fibres observées dans l'environnement pourraient provenir du lavage des textiles (Browne et al., 2011).

### 2.5.2.2.2 Microplastiques secondaires

Ces microplastiques sont obtenus après fragmentation de particules de plastique plus grosses. Des mécanismes physiques, chimiques ou biologiques peuvent conduire à une altération des propriétés des polymères (Singh et Sharma, 2008). Les plastiques qui restent dans l'environnement sont susceptibles d'être affectés par plusieurs facteurs menant à leur dégradation (Figure 29). Par exemple, les rayonnements ultraviolets (UV) qui affectent les plastiques sont la principale cause de leur fragmentation dans le milieu marin (Barnes et al., 2009). Cette photo-dégradation conduira à une oxydation du polymère et, par conséquent, à la fragmentation des plastiques. La vitesse de ce processus de dégradation dépend de la nature du polymère (1) et de la (2) présence des plastiques dans l'environnement. Les plastiques trouvés

sur les plages sont plus dégradés que ceux trouvés sur les eaux de surface ou au fond (GESAMP, 2017) ; les rayonnements UV solaires associés à la chaleur et au frottement mécanique peuvent entraîner une photo-dégradation plus élevée. Des processus mécaniques tels que les abrasions des vagues et du vent entraînent la fragmentation de plus gros plastiques en microplastiques (Andrady, 2011). De plus, les micro-organismes (champignons et bactéries) ont été associés à la dégradation des plastiques synthétiques (Yoshida et al., 2016) avec plusieurs facteurs influençant leur processus de dégradation (type de polymère et caractéristique, type d'organisme et conditions dans lesquels l'organisme est soumis).



**Figure 29.** Microplastiques affectés par la photo-dégradation, mécanismes mécaniques et biologiques trouvés près de la décharge côtière abandonnée de Dollemard (France).

### 2.5.2.3 Degré de pollution par les microplastiques

Les pollutions des milieux marins sont en partie dues aux dépôts de déchets souvent entreposés sur les continents ou parfois directement déversés dans les océans (Ryan et al., 2009). Ces dépôts ne sont cependant pas stables dans le temps et des déplacements d'un compartiment de

l'environnement à un autre ont été observés impliquant des mécanismes de transfert. Les plastiques pourront alors être exportés loin de leur source.

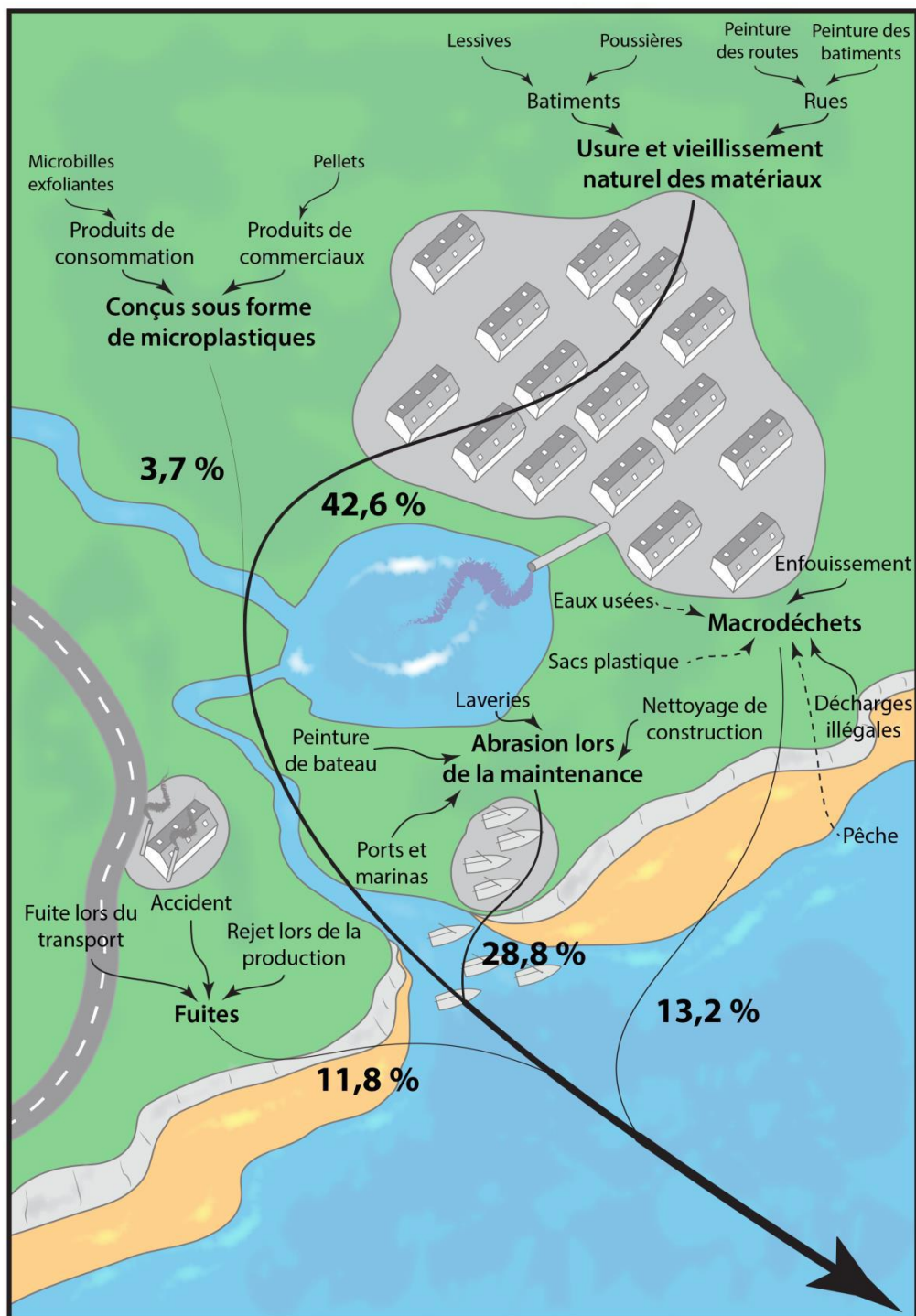
Par conséquent, étudier les pollutions par les plastiques sur le littoral implique de bien distinguer :

- les sources de la pollution ;
- les zones et vecteurs de transfert ;
- les zones d'accumulation.

Pour certains aspects, la connaissance sur les microplastiques peut être lacunaire. Dans ces conditions, il a parfois été nécessaire d'ouvrir la discussion en s'appuyant sur les connaissances portées par des études sur des déchets plus importants en termes de taille tels que des macroplastiques.

### 2.5.3 Synthèse

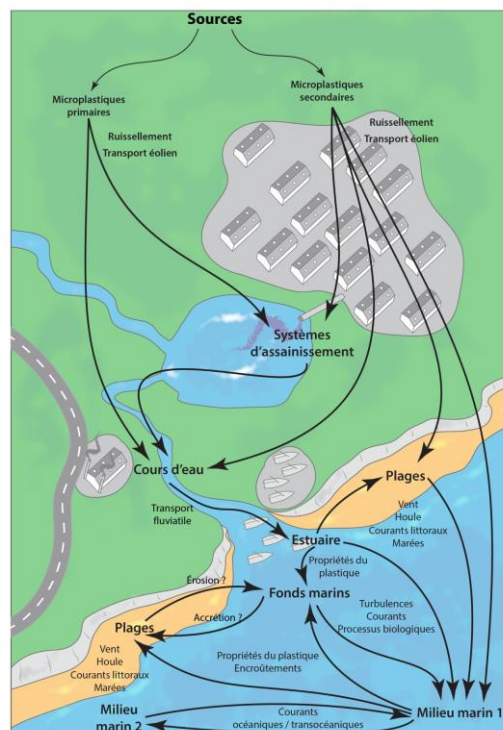
Les sources de microplastiques sont nombreuses (Figure.30). Si, certains microplastiques sont directement conçus (microbilles exfoliantes, pellets), la plupart sont issus de la dégradation de macroplastiques (sacs) ou d'objets complexes (peintures, vêtements). Peu d'études se sont intéressées au poids respectif de chacune de ces sources de microplastiques. Sundt et collaborateurs ont proposé une estimation détaillée des différentes sources de microplastiques pour la Norvège (Sundt et al., 2014). Cette étude tend à montrer que les sources de microplastiques primaires (entre 3,7 % et 15,5 %) sont de moindre importance comparée aux sources de microplastiques secondaires (entre 84,5 et 96,3 %). Si ces estimations sont justes, alors les études sur les microplastiques primaires sont surreprésentées comparées aux microplastiques secondaires tels que les peintures de bateau ou débris d'emballage. Ceci pourrait être dû à la relative facilitée d'étude et à la traçabilité des microplastiques primaires comparés aux microplastiques secondaires, par définition plus dégradés et dont la source originelle est souvent impossible à déterminer.



**Figure 30.** Synthèse des sources de microplastiques et pourcentage en masse des principales sources.

*Les flèches en pointillés correspondent à des sources dont les quantités n'ont pas été évaluées.  
D'après Sundt et collaborateurs (Sundt et al., 2014).*

À partir de leur source, les microplastiques peuvent être transférés vers le littoral via le ruissellement, le transport éolien ou encore les systèmes fluviaux (Figure.31). Arrivée à un estuaire, la particule en fonction de ses propriétés physico-chimiques soit sédimentera sur les fonds marins soit flottera en surface. Des vecteurs comme le vent, les courants marins ou la houle peuvent provoquer des échouages de microplastiques sur les plages ou au contraire leur remise en circulation dans le milieu marin. Au bout d'un certain temps en mer, des changements physico-chimiques ou l'encroûtement du plastique par des organismes vivants peuvent provoquer la sédimentation de la particule. Une augmentation de l'hydrodynamique du milieu ou des processus biologiques sont susceptibles de remettre en suspension le microplastique. Les interactions directes entre les plages et les fonds sous-marins sont mal connus en ce qui concerne les microplastiques. Il est probable que des processus classiques d'érosion et d'accrétion des plages ont également un impact sur le comportement des microplastiques. Enfin, les microplastiques à la surface de la mer peuvent être transportés par les courants océaniques très loin de leur source.

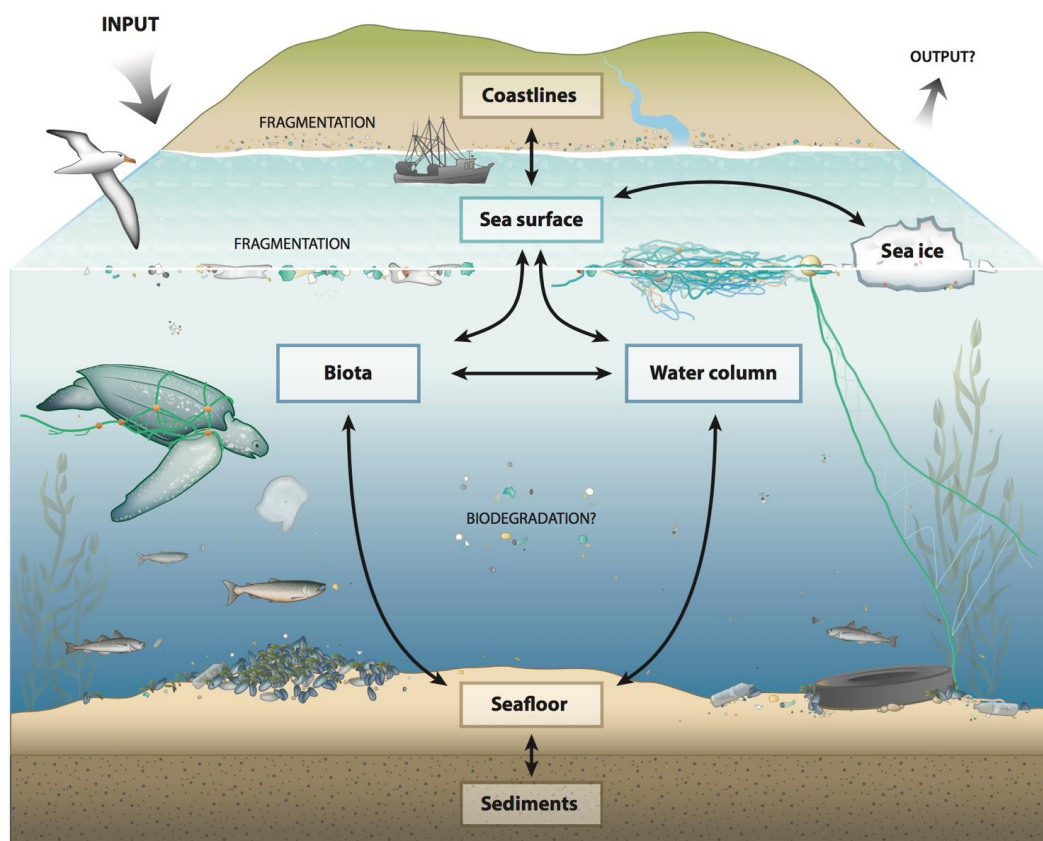


**Figure 31.** Synthèse des vecteurs de transfert et des zones d'accumulation. (Kedzierski, 2017)

## 2.5.4 Impacts écologiques des microplastiques

### 2.5.4.1 Impacts directs

De par la grande diversité de taille des fragments plastiques, tout l'écosystème peut potentiellement être impacté (du zooplancton à la mégafaune), avec un transfert possible à différents échelons de la chaîne trophique. Les caractéristiques hydrophobes des polymères vont favoriser l'adsorption et la concentration de composés lipophiles, tels que les polluants organiques persistants (POPs) (Rios et al., 2007). Les impacts potentiels causés par les débris plastiques en mer vont toucher les organismes marins, les habitats et écosystèmes, les activités économiques et la santé humaine et même peut-être les cycles biogéochimiques (Law et al., 2017) (Figure.32). Suivant la taille des fragments plastiques, les impacts sur le biota marin vont concerner des compartiments différents (mégafaune, macrofaune, microfaune). De très nombreuses études se sont penchées sur les interactions plastiques/faune durant cette dernière décennie. L'état de l'art de Gall et Thompson (2015) sur ce sujet rapporte l'impact des déchets plastiques sur près de 700 espèces marines.



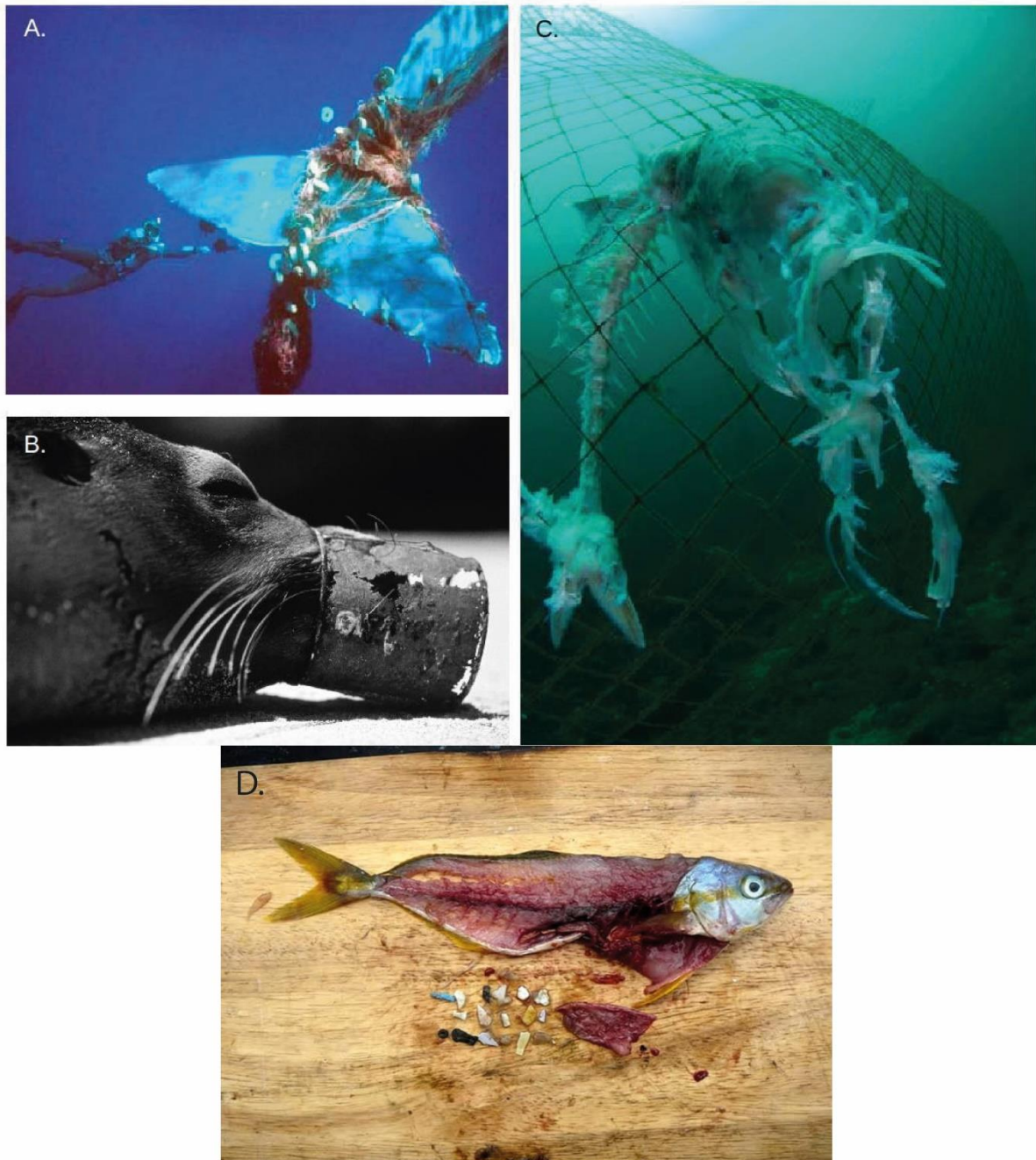
**Figure 32.** Schéma regroupant les différents réservoirs de débris plastiques.

*Les grosses flèches grises indiquent les flux entrants et sortants du milieu marin, en incluant la biodégradation potentielle des plastiques. Les flèches noires indiquent les échanges potentiels des plastiques entre les réservoirs. (Law, 2017).*

### 2.5.4.1.1 À l'échelle de l'organisme

#### 2.5.4.1.1.1 Sur la mégafaune

Les conséquences les plus connues et les plus marquantes de la pollution plastique en mer concernent les grands organismes : oiseaux, tortues, mammifères, poissons. Les principaux impacts recensés sont les cas d'étranglement (menant à des blessures, au piégeage et à la noyade) (Figure.33) d'ingestion de débris (causant l'obstruction des voies digestives ou l'accumulation de matières indigestes dans l'estomac) (Rochman et al., 2016 ; Law, 2017). Une étude récente s'est intéressée aux densités de macro et microplastiques dans les zones de nourrissage des baleines à bosses à l'intérieur d'une aire protégée en Méditerranée : le sanctuaire Pelagos (Baini et al., 2017). Une forte concentration a été retrouvée et cette pollution menace les cétacés qui bioaccumulent les additifs (phthalates : DEHP et MEHP) dans leurs tissus (Fossi et al., 2012). Avec leur grande espérance de vie, les baleines sont chroniquement exposées à ces contaminants persistants libérés lors de l'ingestion ou la dégradation des matières plastiques.



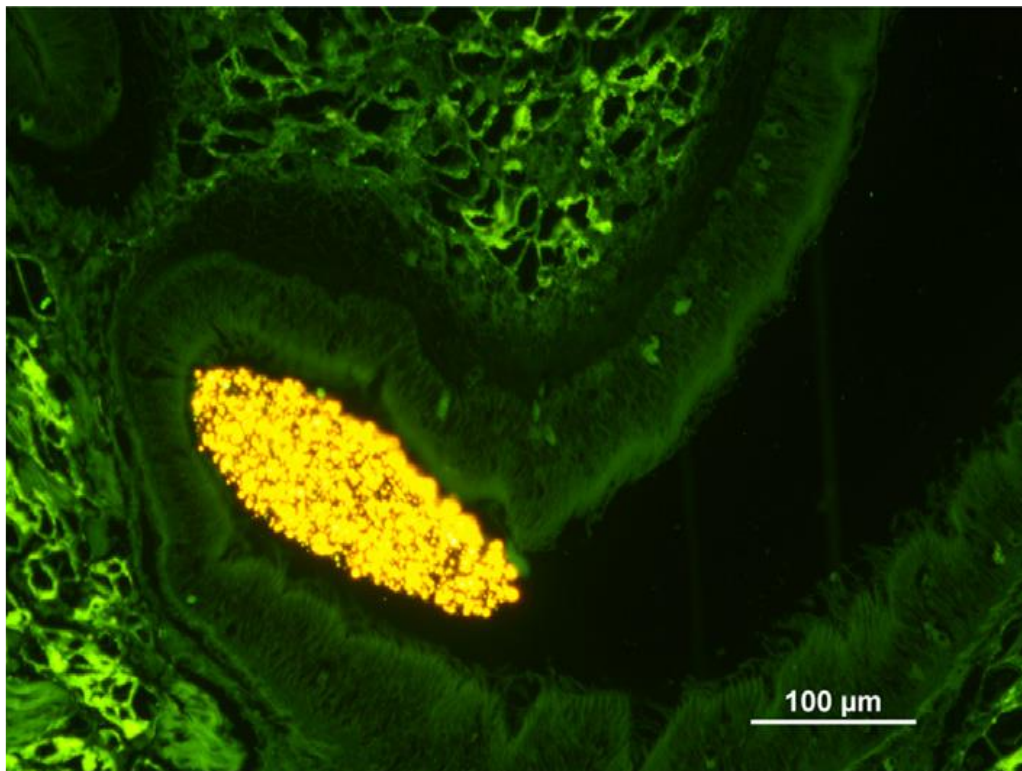
**Figure 33.** Types de conséquences des étranglements par les déchets sur les organismes marins.

*A) Perte de mobilité (Gilman et al., 2016). B) Gène dans l'alimentation (UNEP, 2005). C) Attraction des prédateurs. D) Ingestion. (Gilman et al., 2016).*

#### 2.5.4.1.1.2 Sur la macro et microfaune

Les fragments plastiques de plus petites tailles affectent également les petits organismes. En 2012, Collignon et ses collaborateurs faisaient un constat alarmant : le ratio moyen entre le poids de microplastiques et celui de mesozooplancton est de 0,5 dans la zone Nord-Ouest de la Méditerranée. Les prédateurs du zooplancton auraient donc un risque sur deux d'ingérer un

fragment plastique à la place d'une proie : en 2013, une étude fait l'état de l'art de l'impact des microplastiques sur les invertébrés et les vertébrés marins et conclut sur une contamination à tous les niveaux de la chaîne alimentaire (Wright et al., 2013), bien que les effets toxiques indirects des MP restent à approfondir. Beaucoup d'expériences en laboratoire sont aujourd'hui réalisées pour comprendre l'impact néfaste de cette pollution. Par exemple, des huîtres soumises pendant 2 mois à des microbilles de polystyrène ont montré des diminutions significatives des capacités de reproduction (nombre et taille d'ovocytes diminués, vitesse moins importante des gamètes mâles, rendement larvaire plus faible, baisse de l'allocation de l'énergie pour la reproduction) et une modification des comportements alimentaires (Sussarellu et al., 2016) comme dans l'exemple d'une étude faite sur *C. fluminea* par Guilhermino et son équipe, qui démontre l'ingestion des microplastiques par les bivalves (Figure.34).



**Figure 34.** Microplastiques observés dans l'intestin de *Corbicula fluminea*. (Guilhermino., 2018).

#### 2.5.4.1.2 À l'échelle de l'écosystème

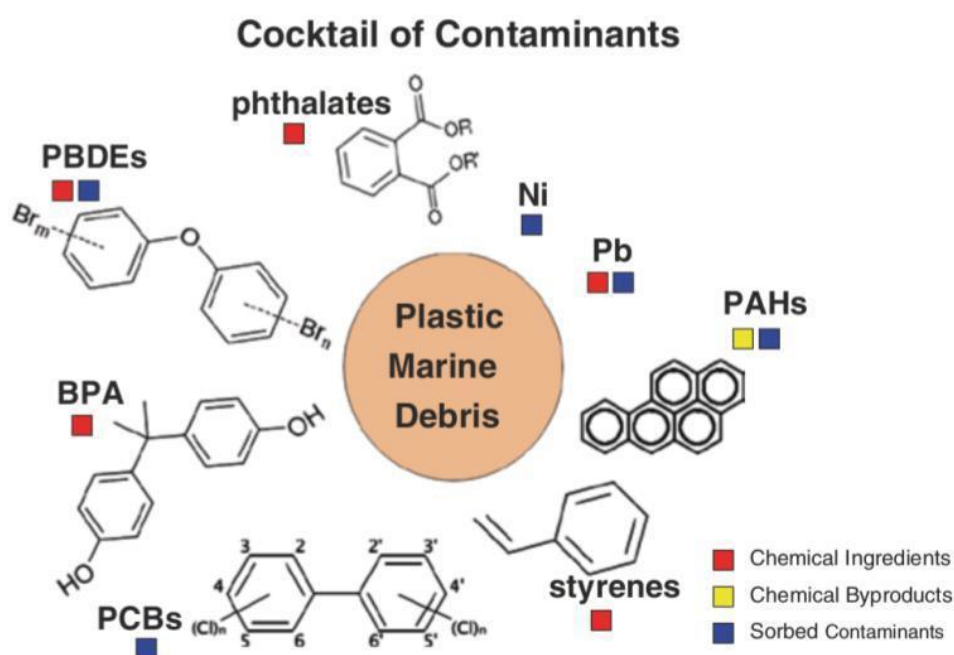
En plus des impacts chimiques et physiques, les déchets plastiques offrent un nouvel habitat pour les espèces s'accrochant à des substrats durs limités auparavant à des objets tels que le bois, les algues et la roche. Étant donné leur forte concentration, les déchets plastiques jouent le rôle de « radeaux artificiels » abondants en mers et de zones de recrutements larvaires. Ainsi, ils contribueraient grandement au transport d'espèces invasives qui entraînent de graves

modifications des communautés (Molnar et al., 2008). Ce processus commence à être bien décrit dans la littérature. On dénombre aujourd'hui 34 rapports faisant état de 259 espèces transportées via les plastiques, dont 6 sont identifiées comme invasives (Gall & Thompson, 2015).

#### 2.5.4.2 Impacts indirects

Les polluants sont présents dans et à la surface de nombreux déchets, mais seuls les effets associés aux plastiques sont reportés ci-dessous. Les plastiques sont composés de polymères et d'additifs parfois toxiques (Figure.35) qui selon les facteurs environnementaux, l'état de dégradation du plastique, du type de composé et de leurs hydrophobies, peuvent être relargués dans le milieu marin. Les plastiques possèdent également la capacité d'adsorber à leur surface des métaux (plomb, cuivre, cadmium, etc.) et des composés hydrophobiques (Figure.35), incluant des polluants organiques persistants (POP), tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et d'autres polluants persistants bioaccumulables et toxiques (PBT) tels que les pesticides et les composés halogénés (Rochman, 2016). Selon Rochman et al. (2013) 78 % des substances chimiques classées comme polluants prioritaires par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA) sont retrouvés associés aux déchets plastiques marins. Leurs faibles solubilités dans l'eau les contraignent à s'attacher à d'autres matrices hydrophobes (sédiment, matière organique, plastique, etc ; Rochman, 2016). La vitesse de dissolution dépend de la taille des particules, du type de polymère et de l'hydrophobicité des contaminants. Cette dynamique est lente pour les POP, et dépend de l'épaisseur du plastique. Les déchets peuvent donc traverser de longues distances avant de libérer des POP vers le milieu marin. La digestion peut également faciliter la diffusion des polluants des déchets plastiques vers les tissus de l'organisme (Engler, 2012 ; Tanaka et al., 2013). Ces polluants peuvent ainsi être bioaccumulés dans les organismes marins et biomagnifiés à travers la chaîne alimentaire. Dans ce dernier cas, la biodisponibilité des polluants augmente de la proie au prédateur. La biodisponibilité des polluants à travers les déchets plastiques a été mise en évidence dans les milieux naturels pour les baleines (Fossi et al., 2012, 2014) et les oiseaux marins (Teuten et al., 2007 ; Tanaka et al., 2013), et en conditions contrôlées pour les amphipodes marins (Chua et al. 2014), les vers marins (Browne et al., 2013) et les poissons (Rochman et al., 2013) néanmoins, la bioaccumulation de polluant par ingestion des plastiques semble négligeable en comparaison des autres voies de transferts. Si les concentrations de POP adsorbées à la surface des déchets plastiques peuvent être supérieures au milieu ambiant de plusieurs ordres de magnitude ( $\times 100$  par rapport aux sédiments et aux particules en suspension,  $\times 6$  par rapport à l'eau), la quantité

totale adsorbée sur les plastiques est négligeable par rapport à celles stockées dans les autres matrices (Gouin et al., 2011). Pour conclure, les déchets plastiques sont associés à un « cocktail » de polluants dont la diversité, la quantité et les transferts dépendent de nombreux facteurs environnementaux, propres aux plastiques, et évoluent dans le temps, rendant l'estimation du risque très complexe.



**Figure 35.** Cocktail de polluants associés aux déchets plastiques marins.

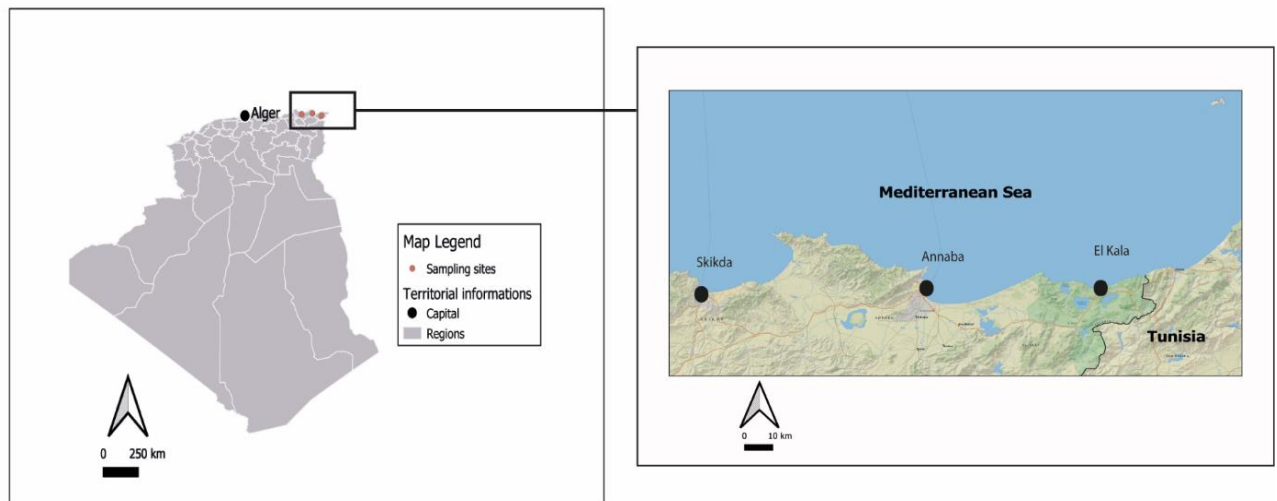
*Carrés rouges : polluants entrant dans la composition des plastiques. Carrés jaunes : polluants dérivés de la fabrication des plastiques. Carrés bleus : polluants adsorbés à la surface des plastiques (Rochman, 2015).*

# MATERIEL ET METHODES

### 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 3.1 Présentation des sites d'étude

La zone étudiée s'étend le long de la côte Nord-Est Algérienne. Trois sites d'échantillonnage ont été sélectionnés concernant les principales sources de pollution identifiées : la plage d'El-Mordjène à El-Kala, la plage St-Cloud à Annaba et enfin la plage Bikini à Skikda. Ces trois sites ont servi pour l'étude de la biodiversité des annélides polychètes ainsi que le prélèvement d'échantillons d'eau et de sédiment pour les analyses physico-chimiques et la détermination des concentrations de polluants potentiellement présents. (Figure.36).



**Figure 36.** Localisation des sites d'échantillonnage sur le littoral est-algérien. (Points noirs) (Belfetmi, 2021).

##### 3.1.1 Plage El-Morjène (El-Kala)

La plage El-Morjène (El-Kala) est située dans la wilaya d'El-Taref à l'extrême est de l'Algérie à 25 km de la frontière tunisienne et à 80 km de la wilaya d'Annaba, sa position géographique : 36°53'53.33"N et 8°27'3.28"E. Elle a servi de site de référence pour notre étude de par son éloignement de toute source polluante. Le site a été classé réserve de la biosphère par l'UNESCO en 1990.

C'est une zone humide formant un écosystème très riche en termes de biodiversité. Le site d'El-Morjène (El-Kala) est caractérisé par la dominance du granite dans la composition des roches de la zone intertidale et on trouve des grès numidien (grès : roche sédimentaire à gros

grains composée de masses consolidées de sable déposé par le mouvement de l'eau ou du vent) (Figure.37).



**Figure 37.** Localisation de la plage El-Mordjène (El-Kala). *(Photo personnelle ,2016)*

### 3.1.2 Plage St-Cloud (Annaba)

La plage St-Cloud est située dans la wilaya d'Annaba, sa position géographique :  $36^{\circ}54'5.79''N$  et  $7^{\circ}45'22.20''E$ . La plage St-Cloud est localisée près du port, de plus cette plage est caractérisée par la présence de polluants urbains et anthropiques. La baie reçoit des apports en eau douce par le biais de l'Oued Seybouse au sud-ouest qui véhicule des rejets d'origine agricoles, domestiques et industrielles (Khelifi-Touhami et al., 2006 ; Ounissi, 2007).

Cette station reçoit d'autres rejets des effluents urbains (Khammar, 2007) et industriels de plusieurs usines installées sur la côte (Saker, 2007). Cette plage reste donc exposée à de grands risques de pollution marine d'origine tellurique, mais aussi celles provoquées par les navires. À Annaba les trottoirs et banquettes sont constitués de roches métamorphiques composées de gneiss et de quartzite. Le maximum de marnage dans ces régions est de l'ordre de 1 mètre (Rouabah, 2003) (Figure.38).



**Figure 38.** Localisation de la plage St-Cloud (Annaba). *(Photo personnelle ,2016)*

### 3.1.3 Plage Bikini (Skikda) :

Le troisième site d'échantillonnage est la plage de Bikini dans la Wilaya de Skikda, sa position géographique : 36°53'54.5215 "N et 6°52'48.229" E, située sur la côte de la ville de Skikda à 180 km de la frontière tunisienne. Ce site est caractérisé par la présence de polluants tels que les HAP et par l'implantation du complexe pétrochimique en plus des activités anthropiques.

Au niveau de Skikda, les roches sont composées essentiellement de gneiss paléozoïque et protozoïque du socle kabyle (Baoult, 1974).

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 (Figure.39).



**Figure 39.** Localisation de la plage Bikini (Skikda). (Photo personnelle ,2016)

### 3.2 Méthode de récolte

Une récolte mensuelle a été effectuée sur une période de deux ans, de janvier 2014 à décembre 2015 au niveau des trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) du littoral nord est algérien. Les prélèvements ont été effectués au niveau de la zone intertidale avec des conditions climatiques appropriées et une vitesse de vent  $\leq 10$  km/h et à marée basse.

La technique d'échantillonnage est aléatoire simple, qui consiste à réaliser des prélèvements au hasard et de façon indépendante sur une superficie de 1 m<sup>2</sup> de quadrat en utilisant deux types de techniques : l'une chimique qui consiste à utiliser de l'eau de javel à 5% ou du KMnO<sub>4</sub> dilué à 1%, cette technique permet de forcer les animaux à quitter leurs galeries (Rouabah et Scaps, 2003) (Figure.40 A). Les vers récoltés avec cette méthode ne sont utilisés que pour l'étude écologique, car ce type de procédé entraîne un stress au niveau des organismes, ce qui pourrait fausser nos résultats au niveau des analyses des biomarqueurs biochimiques.

La deuxième méthode dite mécanique : consiste à racler la végétation à l'aide d'un grattoir (Figure.40 B). Ce mode de récolte est difficile, fatigant et demande beaucoup de temps. De plus, il est moins rentable dans la mesure où un nombre important de vers est sectionné suite au bris mécanique. Par conséquent, ce mode de récolte est de plus en plus abandonné et est remplacé par d'autres méthodes qui semblent être plus rentables, car elles sont rapides et permettent surtout de prélever des individus entiers et en grande quantité. Les vers non amputés sont utilisés pour les analyses biochimiques.



**Figure 40.** Méthode d'échantillonnage. (A : chimique et B : Par raclage). (Photo personnelle ,2015)

Durant l'échantillonnage, les individus récoltés sont immédiatement rincés sur terrain avec l'eau de mer afin d'éliminer les organismes incrustés ou associés. La conservation se fait dans des bols avec des galeries de carton ou des algues naturelles à une température variant de 4 à 12°C, avec une durée de collecte des individus comprise entre 3 et 5 heures, selon les conditions météorologiques et de la densité des vers.

Arrivé au laboratoire, les produits de la récolte sont séparés, les vers sont inspectés, triés et identifiés sous loupe binoculaire et les animaux morts sont écartés ; les individus sont individuellement pesés, après séchage sur papier filtre, afin de déterminer le poids frais essuyé. Le nombre de sétigères et la taille sont déterminés et les vers sont ensuite conservés dans de l'alcool à 96% ou du formol à 8%, et ceux destinés pour les dosages sont conservés dans les tampons de conservation (Figure.41).



**Figure 41.** Produit de la récolte.

(Faune, flore, sédiments) (A) ; ensemble de vers séparés des autres invertébrés (B). (Photo personnelle ,2015)

### 3.3 Inventaire et biodiversité

Une étude qualitative et quantitative des organismes échantillonnés a été effectuée afin d'identifier la faune et flore associée aux annélides, ainsi que la biodiversité des trois sites d'études. Les spécimens récoltés ont été identifiés et classés par groupes zoologiques, et une liste taxonomique a été dressée, ensuite le nombre d'individus a été comptabilisé, et exprimé par m<sup>2</sup> à la fois par récolte et par station.

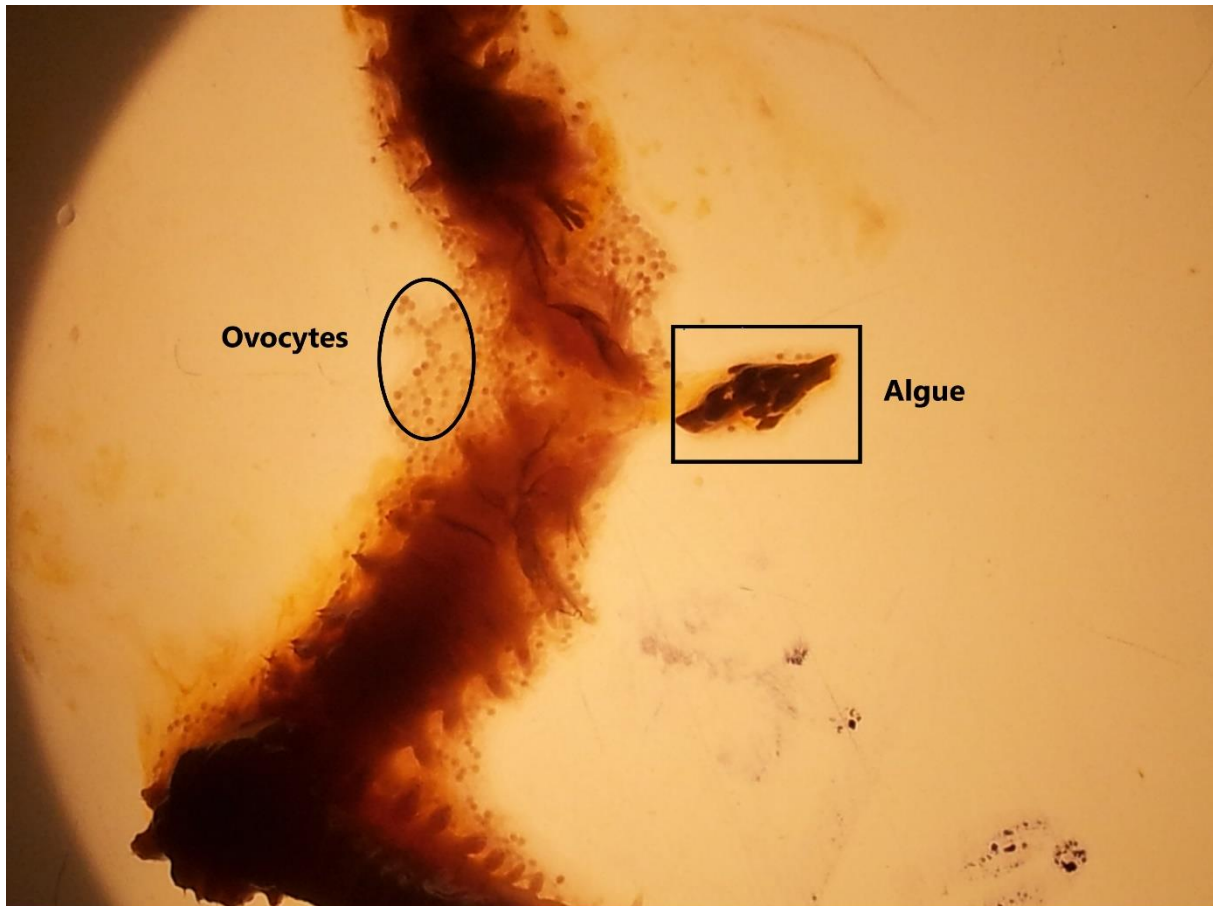
### 3.4 Régime alimentaire

Tous les spécimens de *Perinereis cultrifera* utilisés dans ce travail ont été collectés à marée basse dans la zone intertidale. Certains des animaux capturés étaient trop petits pour être disséqués tandis que d'autres n'avaient pas de contenu dans le tube digestif en raison de dommages pendant l'échantillonnage. Par conséquent, les tripes de 1192 animaux ont été observées, mais, parmi celles-ci, 309 (35%) avaient un contenu vide. Tous les vers ont été mesurés en fonction de la longueur totale des individus.

La collecte du contenu du tube digestif a été faite après ouverture des individus avec des ciseaux à iris, du premier au dernier Sétigère. Le contenu a ensuite été placé dans une boîte de Petri et observée au binoculaire et, si nécessaire, un microscope. L'identification des produits alimentaires trouvés a été réduite au niveau taxonomique le plus bas possible. En raison des conditions du matériau intestinal, nous avons choisi de représenter les résultats individuels en pourcentage de l'occurrence. Pour chaque mois, les données ont été analysées comme la fréquence d'occurrence selon la formule suivante :

$$\text{fréquence d'occurrence} = \frac{\text{Nombre de tubes digestifs avec un certain élément}}{\text{Nombre total de tubes digestifs avec contenu observé}} * 100$$

Le sexe a été déterminé lorsque les individus ont été ouverts pour extraire le contenu du tractus. L'observation des ovocytes et des plaques de spermatozoïdes a été réalisée à l'aide de microscopes binoculaires (Figure.42).



**Figure 42.** Dissection d'une femelle avec un régime herbivore. (Photo personnelle ,2014)

### 3.5 Impact de la pollution sur *Perinereis cultrifera*

Afin d'étudier l'impact de la pollution sur les écosystèmes marins, nous avons choisi trois sites du littoral algérien pour évaluer l'état des écosystèmes durant la période 2014/2015 :

- Prélèvements des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer in situ au niveau des trois sites : El- Mordjène (El-Kala), St-Cloud (Annaba) et Bikini (Skikda).
- Dosage des hydrocarbures totaux de l'eau de mer et des organismes au niveau des sites : El-Mordjène (El- Kala), St-Cloud (Annaba) et Bikini (Skikda).
- Mesure des paramètres biométriques : Poids (g), Taille (cm), Nombre de sétigères chez *P. cultrifera*.
- Élaboration d'un Protocole expérimental afin d'étudier la toxicité aigüe du cadmium (Cd) sur *P. cultrifera*.

- Détermination des CLs et TLs du Cd sur *P. cultrifera*.
- Dosage des biomarqueurs (AChE, GST, CAT et MDA) chez *P. cultrifera* au niveau d'El- Mordjène (El-Kala), St-Cloud (Annaba) et Bikini (Skikda).

### 3.5.1 Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer

Les paramètres hydrologiques de base des eaux côtières de surface ont été surveillés simultanément sur les sites d'échantillonnage pour fournir des informations sur la qualité globale de l'eau. Trois échantillons d'eau de mer ont été prélevés sur chaque site lors de l'échantillonnage. Les paramètres physico-chimiques (température, pH, salinité, oxygène dissous et conductivité) ont été mesurés. De ce fait, durant la période d'échantillonnage qui s'étale de décembre 2013 à juillet 2015, les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer ont été enregistrés sur terrain, à l'aide de l'instrument multiparamétrique (Thermo Scientific Orion StarMeter; 5 Star) (Figure.43). Les connaissances fournissent une évaluation préliminaire de la qualité et du degré de pollution de l'eau.



**Figure 43.** Présentation du multi-paramètre (Thermo Scientific Orion Star Meter ; 5 Star).  
(Photo personnelle ,2015)

#### **3.5.1.1 La température**

La température est un paramètre important pour la caractérisation de la pollution des eaux marines (Chapman et Kimstach., 1996). En effet, diminuant la teneur en oxygène, les températures relativement élevées agissent comme pollutions additionnelles ayant ainsi des répercussions sur les cycles biologiques (Gueddah., 2003) D'un point de vue réglementaire, selon le décret exécutif n°93-160 du 10 juillet 1993, les rejets industriels ne doivent pas atteindre une température au-delà de 30°C.

La température de l'eau est un paramètre de confort pour les usagers. Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité notamment). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau. (RéFEA, 2010) (Réseau Francophone sur l'Eau et l'Assainissement, analyse physico-chimique 2010).

#### **3.5.1.2 Le pH**

Le pH (potentiel Hydrogène) mesure la concentration en ions  $H^+$  de l'eau. Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14, 7 étant le pH de neutralité (Tableau.1). Ce paramètre caractérise un grand nombre d'équilibres physico-chimiques et dépend de facteurs multiples, dont l'origine de l'eau.

En milieux côtiers ou estuariens, certains rejets industriels ou apports d'eaux continentales sont la cause de variations du pH qui s'avère dans ce cas un indice de pollution (Aminot, 1983). 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 (Chapman et Kimstach, 1996). L'importance de la mesure du pH, bien que très répandue, est en fait limitée aux effluents industriels. 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).

Selon le décret exécutif n°93-164 du 10 juillet 1993 définissant la qualité requise des eaux de baignade, le pH ne doit pas dépasser une valeur limite comprise entre 6 et 8.

**Tableau 1.** Classification des eaux d'après leur pH

|              |                                                                                    |
|--------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| pH < 5       | Acidité forte => présence d'acides minéraux ou organiques dans les eaux naturelles |
| pH = 7       | pH neutre                                                                          |
| 7 < pH < 8   | Neutralité approchée => majorité des eaux de surface                               |
| 5,5 < pH < 8 | Majorité des eaux souterraines                                                     |
| pH = 8       | Alcalinité forte, évaporation intense                                              |

### 3.5.1.3 L'oxygène dissous

L'eau absorbe autant d'oxygène que nécessaire pour que les pressions partielles d'oxygène dans le liquide et dans l'air soient en équilibre. La solubilité de l'oxygène dans l'eau est fonction de la pression atmosphérique, de la température et de la minéralisation de l'eau : la saturation en O<sub>2</sub> diminue lorsque la température et l'altitude augmentent. (RéFEA., 2010). La concentration en oxygène dissous est un paramètre essentiel dans le maintien de la vie, et donc dans les phénomènes de dégradation de la matière organique et de la photosynthèse. C'est un paramètre utilisé essentiellement pour les eaux de surface. Au niveau de la mer à 20°C, la concentration en oxygène en équilibre avec la pression atmosphérique est de 8,8 mg/L d'O<sub>2</sub> à saturation. Une eau très aérée est généralement sursaturée en oxygène (torrent), alors qu'une eau chargée en matières organiques dégradables par des micro-organismes est sous-saturée. En effet, la forte présence de matière organique, dans un plan d'eau par exemple, permet aux micro-organismes de se développer tout en consommant de l'oxygène. L'oxygène dissous est donc un paramètre utile dans le diagnostic biologique du milieu eau. Selon le décret exécutif n°93-164 du 10 juillet 1993 définissant la qualité requise des eaux de baignade, le taux de saturation en oxygène ne doit pas dépasser une valeur limite comprise entre 80 et 120%.

### 3.5.1.4 La salinité

Dans l'étude du milieu marin, la mesure de la salinité est importante du fait qu'elle exerce une influence significative sur la densité de l'eau de mer. Représentant la proportion de sels minéraux dissous dans l'eau de mer, elle permet d'identifier les masses d'eaux d'origine différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte. Comme la température, la

salinité joue un rôle non négligeable dans le maintien de certains processus biologiques en combinaison avec d'autres facteurs (Damiens et al., 2000).

- Salinité des eaux de surface

La salinité des eaux de surface varie en premier lieu avec la température : en effet, cette dernière provoque une évaporation intense et par contrecoup, il est constaté une augmentation de la salinité. Au contraire, un apport d'eau douce diminue par dilution cette même salinité.

- Salinité des eaux profondes

La salinité des eaux profondes (au-delà de 100 m) s'avère moins variable que celle des eaux de surface puisque moins sujette aux facteurs température et eau douce.

- Rôle de la salinité sur les êtres vivants

La salinité joue un rôle considérable dans la physiologie des êtres vivants, car elle constitue les ions essentiels de leur milieu intérieur comme le sang par exemple.

### 3.5.1.5 La conductivité

La conductivité mesure la capacité de l'eau à conduire le courant entre deux électrodes. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet donc d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau, et donne une idée de la minéralisation d'une eau et est à ce titre un bon marqueur de l'origine d'une eau (Hcefld, 2006). La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs. La conductivité électrique standard s'exprime généralement en milli Siemens par centimètre (mS/cm) à 20 °C. Celle-ci change également en fonction de la température de l'eau : elle est plus importante lorsque la température augmente. Les résultats de mesure doivent donc être présentés en termes de conductivité équivalente à 20 ou 25°C. Les appareils de mesure utilisés sur le terrain effectuent en général automatiquement cette conversion.

La conductivité d'une eau naturelle est comprise généralement entre 50 et 1500  $\mu$ S/cm. La connaissance du contenu en sels dissous est importante dans la mesure où chaque organisme aquatique a des exigences propres en ce qui concerne ce paramètre. Les espèces aquatiques ne supportent généralement pas des variations importantes en sels dissous qui peuvent être observées par exemple en cas de déversements d'eaux usées (De Villers., 2005).

Ce paramètre doit impérativement être mesuré sur le terrain. La procédure est simple et permet d'obtenir une information très utile pour caractériser l'eau.

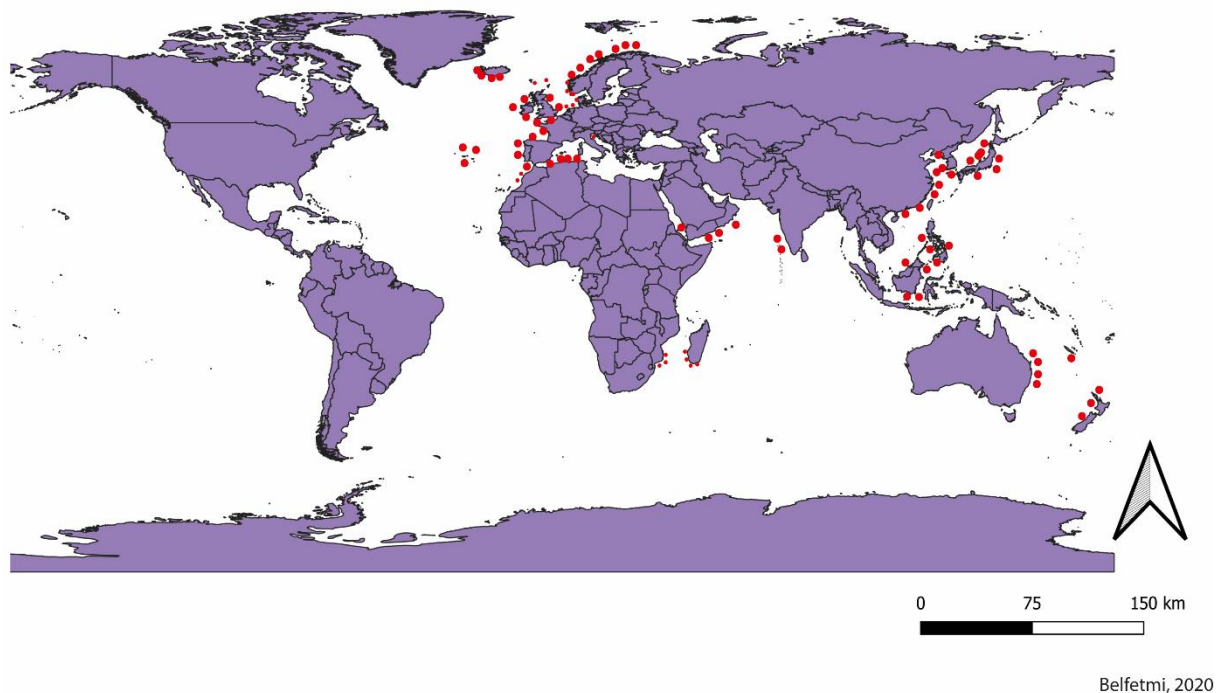
Comme la température, des contrastes de conductivité permettent de mettre en évidence des pollutions, des zones de mélanges ou d'infiltration. La conductivité est également l'un des moyens de valider les analyses physico-chimiques de l'eau : la valeur mesurée sur le terrain doit être comparable à celle mesurée au laboratoire.

### **3.6 Matériel biologique**

#### **3.6.1 Présentation de *Perinereis cultrifera***

##### **3.6.1.1.1 Répartition géographique et systématique**

*Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), est un Annélide Polychète appartenant à la famille des Nereidae, de couleur bronze verte avec un rouge clair dorsal, a une longueur de 10 à 25 cm (Fauvel, 1923) (Figure.45). 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) (Figure. 44).



**Figure 44.** Distribution mondiale de *Perinereis cultrifera* basé sur la bibliographie (mise à jour, août 2020). (Photo personnelle ,2020)

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 45.** *Perinereis cultrifera* récolté au niveau du littoral est-algérien. (Vue dorsale ; Taille réelle). (Photo personnelle ,2016)

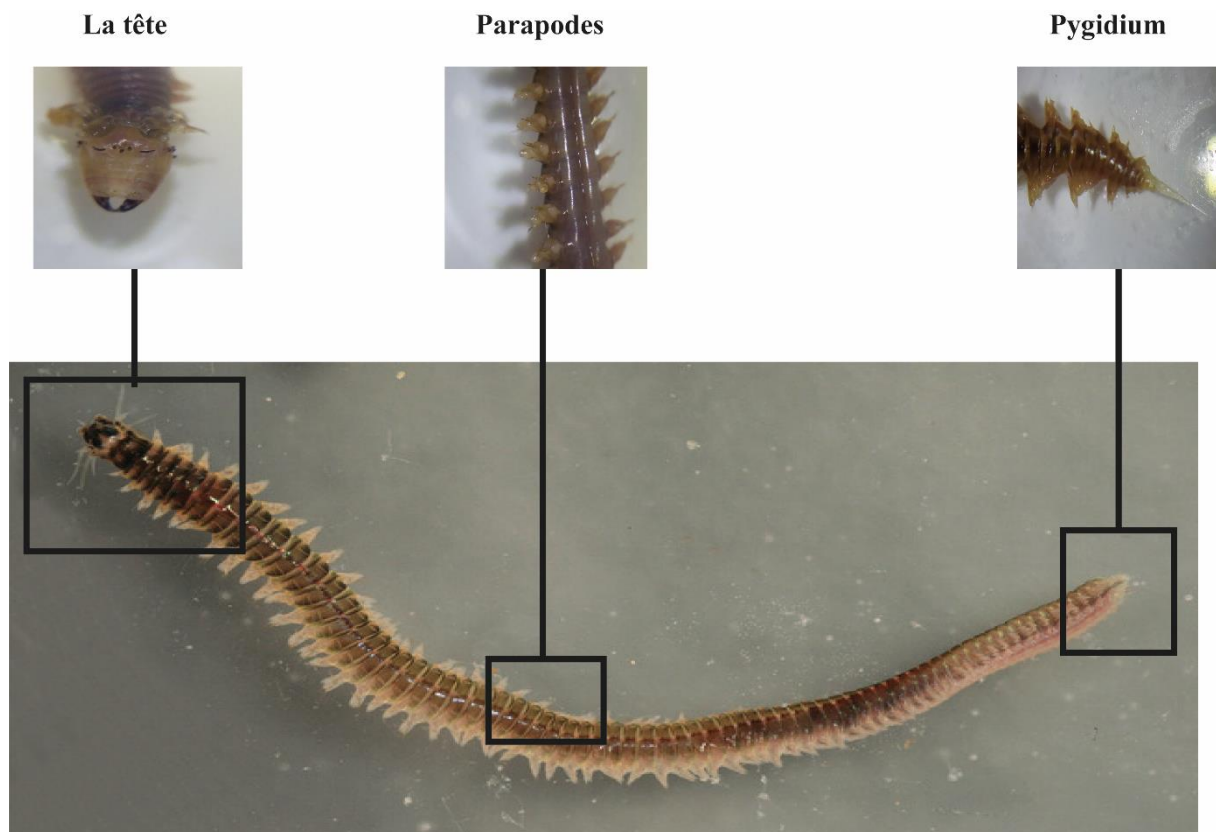
#### 3.6.1.1.2 Structure générale

L'appellation *Perinereis cultrifera* vient de la capacité du ver à creuser des galeries dans la roche. Du latin *Perinereis* qui désigne le genre qui ressemble aux annélides, car c'est un ver annelé doté de pattes et *cultrifera* est un mot qui vient de couteau ou couper la roche. *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840), annélide polychète de la famille des Nereididae, est un ver qui mesure quelques centimètres de long et 4 à 5 mm de large. Le corps est divisé en une centaine de métamères, tous semblables, à l'exception des deux segments les plus antérieurs constituant la tête, et du dernier segment ou pygidium.

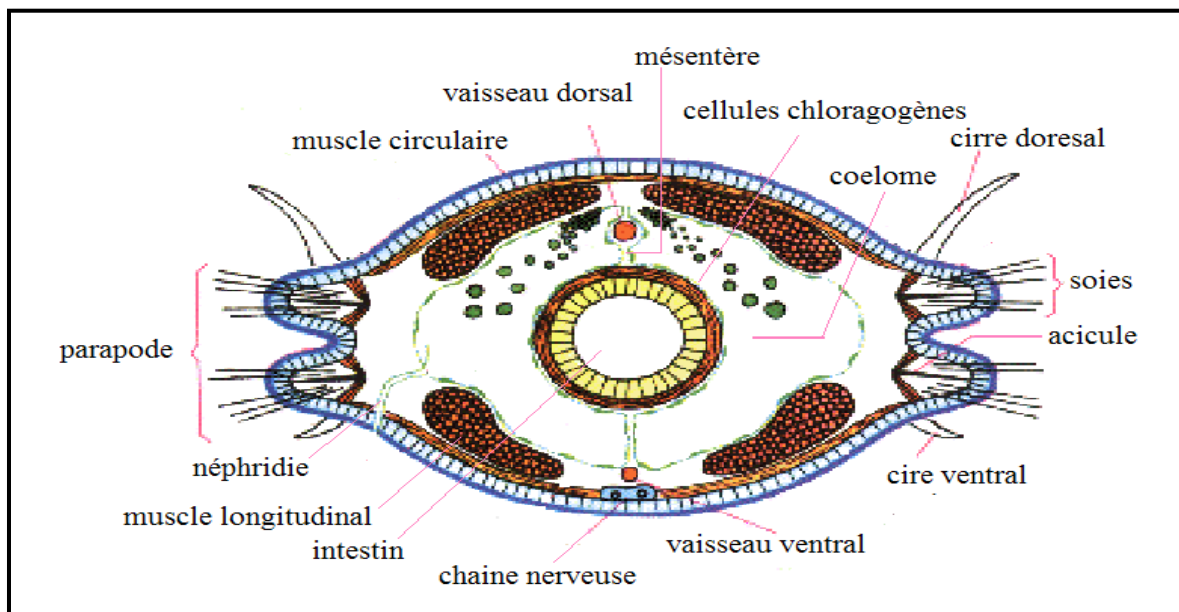
À la tête font suite un grand nombre de segments munis latéralement de parapodes portant des faisceaux de soies chitineuses (Figure.46). Une coupe transversale pratiquée dans un segment moyen permet de situer les différents organes. Sous l'épiderme se trouve une couche de muscles circulaires transversaux et quatre muscles longitudinaux (Figure.47). Dans l'espace laissé libre par la masse musculaire, chaque segment comporte une paire de sacs coelomiques. Le tube

digestif s'étend en ligne droite dans l'axe longitudinal du corps et se différencie dans sa partie antérieure en une trompe garnie de denticules cornés ou paragnathes et portant deux mâchoires. Le système circulatoire est entièrement clos. Il est constitué d'un vaisseau ventral et d'un vaisseau dorsal reliés entre eux au niveau de chaque segment par une paire dense vasculaire se ramifiant dans les parapodes.

Les produits génitaux sont situés dans le coelome et flottent librement dans le liquide coelomique où ils poursuivent leur développement. Arrivés à maturité, les produits génitaux seront libérés dans l'eau de mer où s'effectuera la fécondation. Les animaux ne survivent pas à l'émission des produits sexuels.



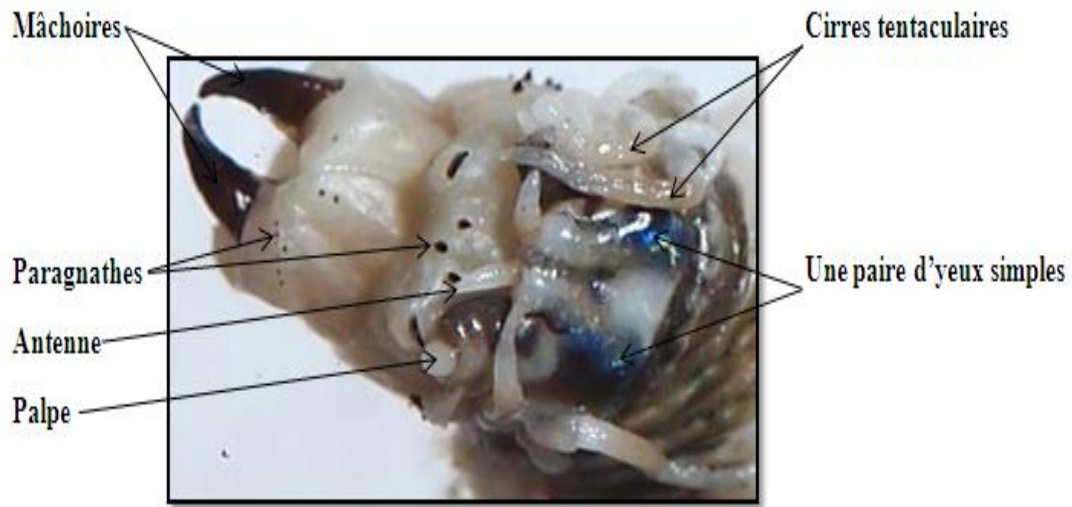
**Figure 46.** Structure générale de *Perinereis cultrifera*. (Photo personnelle ,2016)



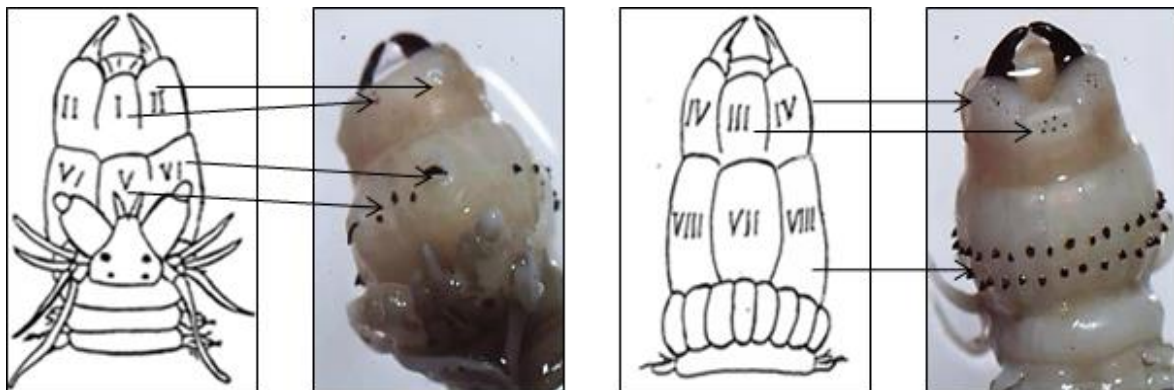
**Figure 47.** Coupe transversale d'un segment moyen du corps de *Perinereis cultrifera* ; (in Younsi, 2014).

### 3.6.1.2 Traits taxonomiques

La famille des Nereididae est tellement vaste que les diagnoses sont complexes, ainsi les caractères génétiques et spécifiques sont basés essentiellement sur la forme et la répartition des denticules cornés « paragnathes » de la trompe dévaginée (Fauvel, 1923). Chez les polychètes, les paragnathes sont répartis en groupe sur les deux anneaux antérieurs et ils sont souvent utilisés pour distinguer les espèces (Hartman, 1945 ; Smith, 1958 ; Pettibone, 1963). *Perinereis cultrifera* se caractérise par la présence de paragnathes coniques et transversaux à la surface du proboscis et de trois paragnathes qui forment un triangle au niveau du lobe (V) (Fig. 48). On reconnaît classiquement dans la trompe extroversée deux parties : un anneau basal ou oral et un anneau terminal ou maxillaire à l'extrémité antérieure (Fauvel, 1923). Chacun de ces anneaux est divisé en six aires distinguées par des chiffres romains (Figure.49). Le groupe I occupe le milieu de la face dorsale de l'anneau maxillaire ; les groupes II les côtés de la même face ; le groupe III le milieu de la face inférieure, les groupes IV les côtés de la même face ; le groupe V le milieu de la face dorsale de l'anneau oral, les groupes VI les côtés de la même face ; le groupe VII le milieu de la face ventrale et les groupes VIII les côtés de cette face.



**Figure 48.** Détails de la partie antérieure dorsale de *Perinereis cultrifera*. (Trompe dévaginée) (Zoom x 10) .(Guemouda, 2015)



**Figure 49.** Tête et trompe extroversée de Néréididae. Les chiffres romains indiquent l'ordre des groupes de paragnathes (d'après Fauvel, 1923).

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

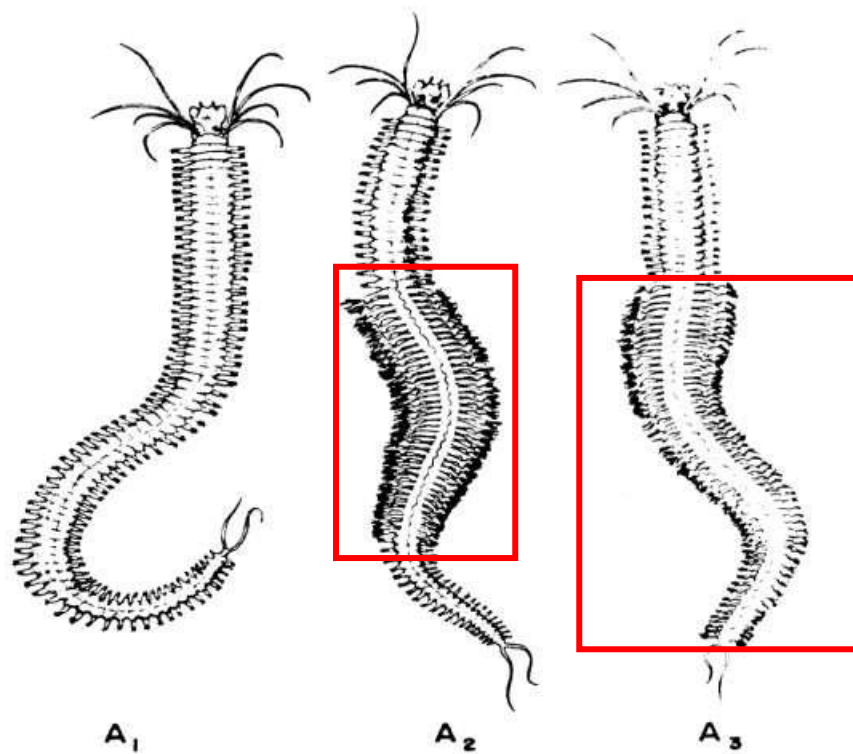
### **3.6.1.3 Reproduction et maturité**

*Perinereis cultrifera* est une espèce gonochorique. Selon la localisation géographique des populations, la reproduction s'effectue sans modifications morphologiques « atoquie » où elle s'accompagne de transformations somatiques appelées « épitoquie » (Durchon, 1967).

La reproduction de *Perinereis cultrifera* est de type épitoque en Manche et en Atlantique, la ponte a lieu en pleine eau à partir du mois d'avril jusqu'au juillet. La naissance de ces individus est généralement suivie de la mort des géniteurs (Herpin, 1925 ; Fage et Legendre, 1927 ; Durchon, 1951 ; Cazaux, 1965). La durée de vie de cette espèce est de 3 ans (Scaps et al., 1992). En Méditerranée, sur la baie d'Alger le mode de reproduction est de type atoque (Marcel, 1962), l'épitoquie n'a été observée que très rarement et a été par conséquent considérée comme étant un phénomène accidentel. Cependant, des travaux plus récents rapportent qu'en Méditerranée, la reproduction de *Perinereis cultrifera* peut être de type épitoque dans la lagune de Venise en Italie (Ansaloni et al., 1986), et à Annaba sur le littoral est algérien (Younsi et al., 2006 ; Meghlaoui et al., 2015 ; Snani et al., 2016) et à Salammbô sur les côtes de Tunisie (Zghal et Ben Amor 1986, 1989).

Les périodes d'essaimage se situent respectivement en mars et en mai. D'après Durchon (1957), selon les localités il pourrait y avoir présence simultanée des deux formes de reproduction avec une prédominance plus ou moins marquée de l'une ou de l'autre. *Perinereis cultrifera* serait une espèce monotélique en Manche et polytélique en Méditerranée. Ces modifications sont profondes et affectent la morphologie et l'anatomie si bien que les premiers auteurs avaient créé le genre *Heteronereis* pour ces stades sexués. Les *Heteronereis* présentent une région où les segments sont tassés les uns contre les autres de telle manière que l'animal devient plus court, plus large et aplati (Figure.50).

La femelle prend la couleur vert bouteille et le mâle la couleur blanchâtre. La tête des *Heteronereis* porte des yeux hypertrophiés. Les 19 ou 20ème segment antérieur ne subit pas de transformation.



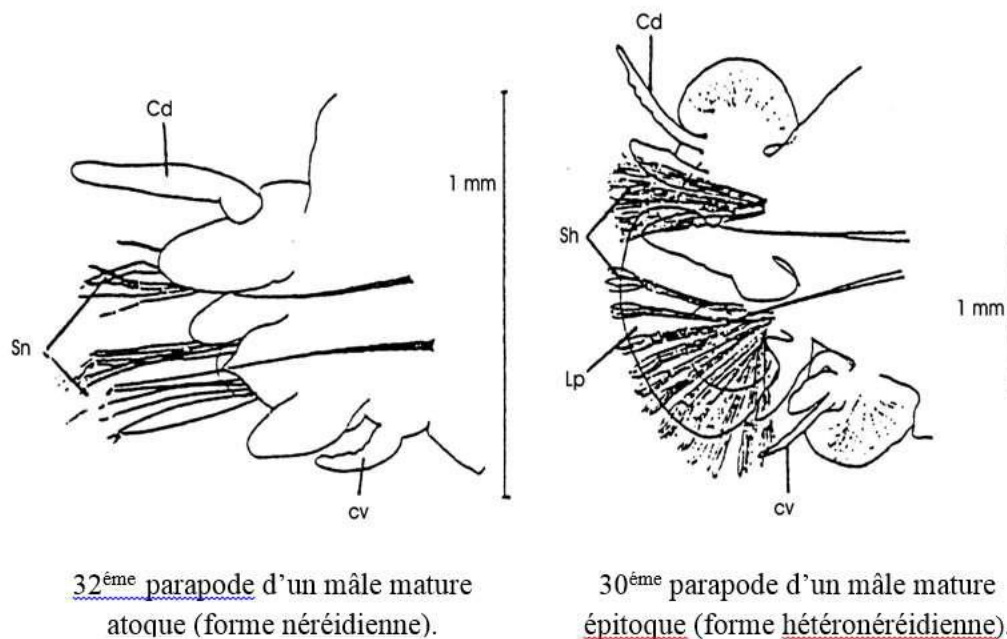
**Figure 50.** Mode de reproduction chez les Néréidiens ; (modifiée d'après Durchon, 1967).

**A1** – Reproduction sans épitoque

**A2** – Reproduction avec épitoque médiane

**A3** – Reproduction avec épitoque médiane et postérieure

Selon le niveau où s'étend la zone modifiée, on distingue les *Heteronereis* à épitoque médiane ou à épitoque médiane et postérieure (Durchon, 1967) (Figure.50). *Perinereis cultrifera* appartient à cette dernière catégorie. Bouchot-Boutin et Bobin ont étudié en détail les modifications des parapodes et ont montré que les rames dorsales et ventrales des parapodes développent des lamelles foliacées richement vascularisées tandis que les soies néréidiennes sont remplacées par des soies hétéronéréidiennes disposées en éventail et composées d'une hampe striée portant en son extrémité une mince palette ovale, transparente finement denticulée (Figure.51).



**Figure 51.** Transformations morphologiques des parapodes chez un mâle mature de *Perinereis cultrifera*. (Durchon, 1955).

**Cd** : cirre dorsal ; **Lp** : lamelle parapodiale ; **Sh** : Soies hétéronéréidiennes, **Cv** : cirre ventrale ; **Sn** : soies néréidiennes.

#### 3.6.1.4 Différenciation des sexes

Le sexe de *P. cultrifera* a été mis en évidence par un examen macroscopique à l'aide d'une loupe binoculaire du contenu coelomique. Une courte incision à l'aide d'une épingle a été faite au niveau de la ligne médio ventrale du corps.

Trois catégories ont été identifiées :

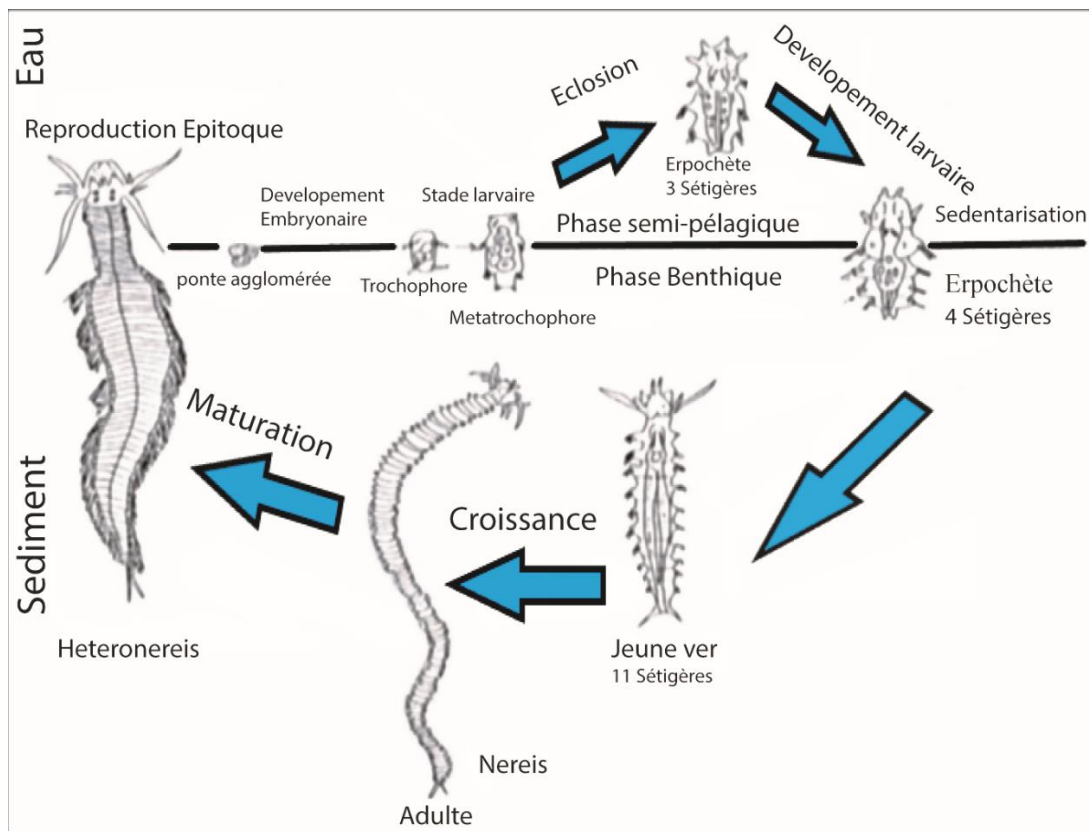
- Absence de gamètes : les vers sont dits indifférenciés ou asexués.
- Présence de gamètes sphériques de couleur jaune clair : les ovocytes indiquant les femelles matures de grande taille clairement visibles à travers la paroi du corps.
- Visualisation des amas spermatiques de couleur blanc laiteux correspondant aux mâles.

#### 3.6.1.5 Cycle de développement

Le cycle de vie de certaines espèces d'annélides polychètes est caractérisé par des transitions écologiques qui s'opèrent à deux niveaux (Porchet, 1996), une transition liée au développement et à la croissance des adultes et, une autre liée à la reproduction (dissémination de l'espèce). Chez *Perinereis cultrifera*, la structure dimensionnelle de la population a été mise en évidence grâce aux travaux de Scaps (1992) (Figure. 52). Les vers juvéniles, localisés principalement

dans le haut de la zone à *Fucus serratus*, migrent au cours de la phase de croissance et de différenciation sexuelle vers le bas de cette même zone où s'accomplissent les transformations morpho-anatomiques liées à l'épitoque. Les adultes benthiques quittent leur galerie et montent dans la colonne d'eau la nuit pour libérer leurs gamètes. Cette libération des gamètes est synchrone. La fécondation se fait dans la colonne d'eau (fécondation externe), le zygote se dépose et adhère au substrat (blocs ou galets). La libération des gamètes se fait par éclatement de la paroi du corps et entraîne la mort des individus, il s'agit donc d'une espèce semelpare.

Cazaux a parfaitement décrit le cycle de vie de cette espèce dans le bassin d'Arcachon et a souligné son caractère « benthos pélagique » à phase semi-pélagique brève (Figure.52). La fécondation est externe et a lieu dans l'eau de mer. L'oeuf fécondé subit un développement embryonnaire qui conduit à une larve trochophore lécitotrophe qui se métamérise en métatrocophore. L'éclosion a lieu au stade erpochète (3 sétigères, 10 jours). Les larves dont les couronnes ciliaires peu développées limitent l'entraînement en pleine eau, rampent le plus souvent sur le fond « phase semi-pélagique » ou demeurent dans le tube parental dans le cas de la forme atoque. Au terme de la phase semi-pélagique, la sédentarisation a lieu au stade erpochète 4 sétigères (obtenu après 19 jours sous conditions expérimentales dans une eau à 12°C. Les erpochètes perdent leur ciliature et deviennent totalement benthiques. Le juvénile, jeune ver de 10 à 11 sétigères, adopte le mode de vie de l'adulte. D'après Scaps (2000), le comportement des larves de *Perinereis cultrifera*, dont les couronnes ciliaires extrêmement peu développées limitent leur entraînement en pleine eau, favorise l'isolement géographique des individus présents d'une part en Manche-Atlantique et d'autre part en Méditerranée, ce qui aurait mené à terme à une spéciation allopatrique.



**Figure 52.** Cycle de vie de *Perineris cultrifera* (modifiée de Rouabah, 2003).

### 3.6.1.6 Nature du biotope occupé

En Manche et en Atlantique, *P. cultrifera* est rencontrée dans les cavités et les fissures de roches ou sous les pierres de la zone intertidale, depuis la ceinture à *Pelvetia caniculata* jusqu'à celle à *Laminaria sp* (Allen et Tood, 1900 ; Herpin, 1925 ; Durchon, 1951 ; Boisseau, 1962 ; Cazaux, 1965 ; Cabioch et al., 1968 ; Retière et Richoux, 1973 ; Scaps, 1998). Sa densité est maximale au niveau de la zone à *Fucus*, elle est également rencontrée dans la vase à *Zostera*. Toutefois dans la région de Roscoff, Cabioch et al, (1968) signalent sa présence en domaine subtidal, notamment parmi les Rhodophyceae et les Lithotamniun. Les observations réalisées par Durchon (1951) montrent qu'au voisinage de Luc-sur-mer en Manche, cette espèce est capable de creuser des galeries dans les strates des calcaires bathoniens. Scaps et al., (1998) indiquent qu'en Manche et en Atlantique, *P. cultrifera* construit, dans les sédiments hétérogènes, des galeries en forme de U ou de Y en relation avec un réseau de gouttières de surface auquel un bloc tient lieu de toit (Figure.53). En Méditerranée, cette espèce est récoltée aux « Anciens Ports Puniques » de Salammbô, près de Tunis, dans un substrat sablo-vaseux de salinité variable où elle vit sous les pierres ensablées ou carrément dans la vase (Zghal et Ben Amor, 1989). Près d'Alger, à la « Pointe Pescade », on la rencontre dans les schistes et calcaires cristallins (Marcel,

1962), à Annaba, à Saint-Cloud *Perinereis cultrifera* occupe les schistes et calcaires cristallins sur le littoral rocheux parmi les Rhodophyceae (Rouabah, 2003).

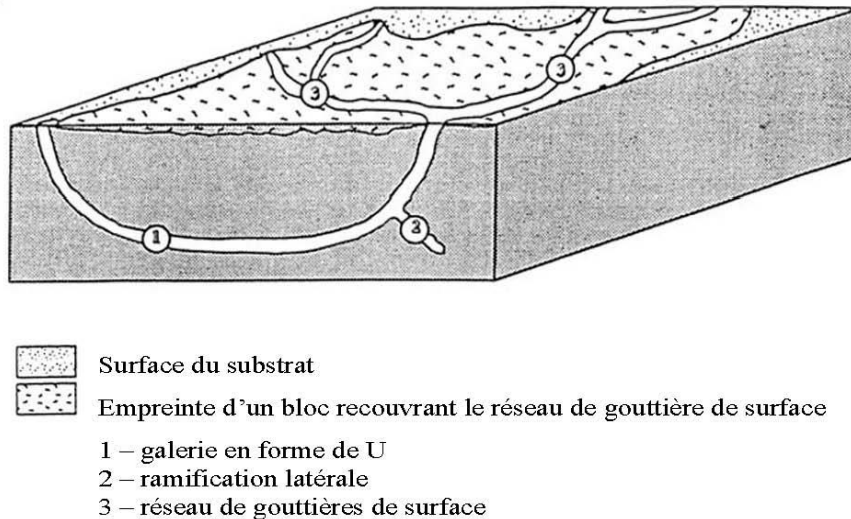


Figure 53. Modèle schématique d'un réseau de galeries de *P. cultrifera* (Scaps et al., 1998).

### 3.6.1.7 Modes d'alimentation

Les polychètes présentent plusieurs modes d'acquisition de nourriture (Fauchald & Jumars, 1979; Jumars et al., 2015). Par exemple, ils peuvent être des générateurs de dépôts, c'est-à-dire ceux qui ingèrent la matière organique du substrat qui les entoure, de manière active ou sélective. Les chargeurs de dépôts actifs (caractérisés comme ayant un prostomium pointu ou arrondi) consomment directement les sédiments et excrètent les matières non digérées, tandis que les chargeurs de dépôts sélectifs (caractérisés comme ayant de nombreux tentacules allongés) collectent uniquement les particules désirées à la surface du fond marin. De nombreuses espèces de polychètes fouisseurs comme les *arénicolides*, les *capitellidés* et les *lombinérédés* sont des nourrisseurs actifs de dépôts, tandis que certains polychètes sédentaires comme les vers «spaghetti» ou «méduse» (famille des *Terebellidae*) sont des nourrisseurs de dépôts sélectifs.

Certaines espèces de polychètes sont également des mangeurs en suspension. C'est-à-dire ceux qui se nourrissent de particules dans la colonne d'eau, soit activement (c'est-à-dire en déplaçant l'eau à travers un appareil de filtrage) ou passivement (c'est-à-dire en capturant les matières en suspension qui tombent sur elles). Les suspensions actives sont également appelées «filtreurs». Les vers «en éventail» (familles *Sabellidae* et *Fabriciidae*), ainsi que les vers «plumeaux»

(famille *Serpulidae*), sont d'excellents exemples de filtreurs, car ils ont une région de tête très modifiée appelée «couronne branchiale» pour filtrer activement la nourriture (Fauchald et Jumars, 1979; Jumars et al., 2015).

Les polychètes peuvent également être prédateurs. Certaines espèces se nourrissent d'autres polychètes, tandis que d'autres consomment de petits crustacés (Fauchald & Jumars, 1979; Jumars et al., 2015). Fait intéressant, les polychètes appelés « vers bobbit » (famille des *Eunicidés*) sont également capables de consommer des poissons et des poulpes. Les polychètes, à leur tour, sont généralement consommés par d'autres organismes benthiques tels que les mollusques et les crustacés, ainsi que par les poissons.

Ainsi ; le mode d'alimentation de *Perinereis cultrifera* n'a jusqu'à présent pas été étudié d'une façon précise. De ce fait on a procédé à l'étude du régime alimentaire de l'espèce sur une période de 2 ans au niveau de plusieurs sites du littoral est algérien.

### **3.6.2 Présentation de *Mytilus galloprovincialis***

#### **3.6.2.1 Répartition géographique et systématique**

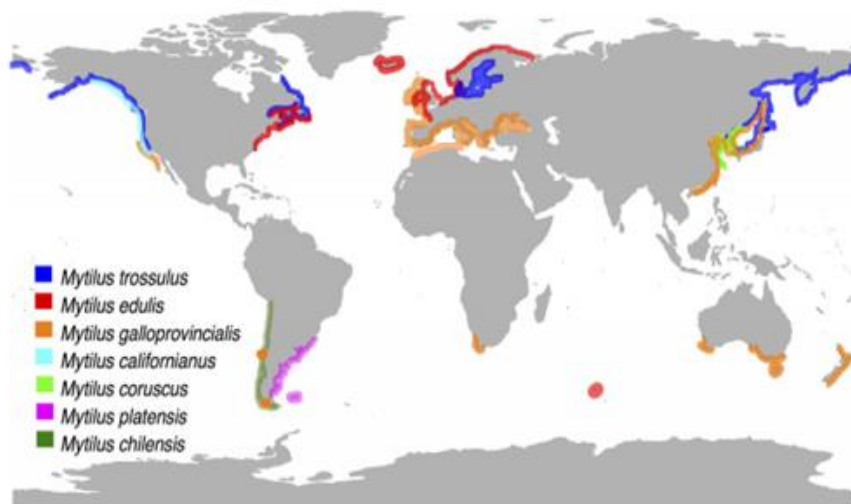
Les moules ont une vaste aire de répartition géographique, cette espèce est dite bradyctique, c'est-à-dire est caractérisée par la présence dans les populations naturelles de sujets mûrs toute l'année (Figure.54).

L'aire de répartition de *Mytilus galloprovincialis* s'étend sur la côte atlantique depuis la baie d'Agadir (Maroc) jusqu'aux îles Britanniques et englobe, aussi, l'ensemble du bassin méditerranéen, l'Afrique du Sud, la Nouvelle-Zélande et la Californie (Skibinski et al., 1983; McDonald et al., 1991; Gosling, 1992) (Figure.55). Leur biotope s'étend de la limite haute de l'étage médiolittoral supérieur jusqu'à des profondeurs de 6 à 9 m avec possibilité d'atteindre 30 à 40 m dans certaines régions comme la mer baltique.

La classification des Mollusques repose sur des critères anatomiques discriminants les grands axes taxonomiques, auxquels s'ajoute la distribution géographique. Le genre *Mytilus*, de la famille des *Mytilidés* (Pélécypodes) est principalement définie par la forme de la coquille, en particulier par son embout en position terminale. L'espèce *Mytilus galloprovincialis*, dite moule méditerranéenne (Lubet, 1959), est un Mollusque bivalve, dont la biologie est parfaitement connue (Lubet, 1959, 1963, 1973, 1981; Bayne et al., 1976; Lubet et Aloui, 1987; Narbonne et al., 2005).

La classification de la moule, *Mytilus galloprovincialis* s'établit comme suit (Turgeon et al., 1998) :

|                                                           |                                                                                    |
|-----------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------|
| Embranchement : Mollusca                                  |  |
| Classe : Bivalvia (Linné, 1758)                           |                                                                                    |
| Sous-classe : Pteromorphia (Beurlen, 1944)                |                                                                                    |
| Ordre : Filibranchia (B.B. Woodward, 1892)                |                                                                                    |
| Sous-ordre : Anisomyaria                                  |                                                                                    |
| Super-Famille : Mytiloidae (Rafinesque, 1815)             |                                                                                    |
| Famille : Mytilidae (Rafinesque, 1815)                    |                                                                                    |
| Genre : <i>Mytilus</i> (Linné, 1758)                      |                                                                                    |
| Espèce : <i>Mytilus galloprovincialis</i> (Lamarck, 1819) |                                                                                    |
| Nom commun : Moule méditerranéenne                        |                                                                                    |



**Figure 54.** Distributions mondiale approximative de moules de genre *Mytilus*. (modifiée de Gaitán-Espitia et al., 2016)



**Figure 55.** L'aire de répartition de *Mytilus galloprovincialis*. (Cahen, 2006).

### 3.6.2.2 Ecologie de *Mytilus galloprovincialis*

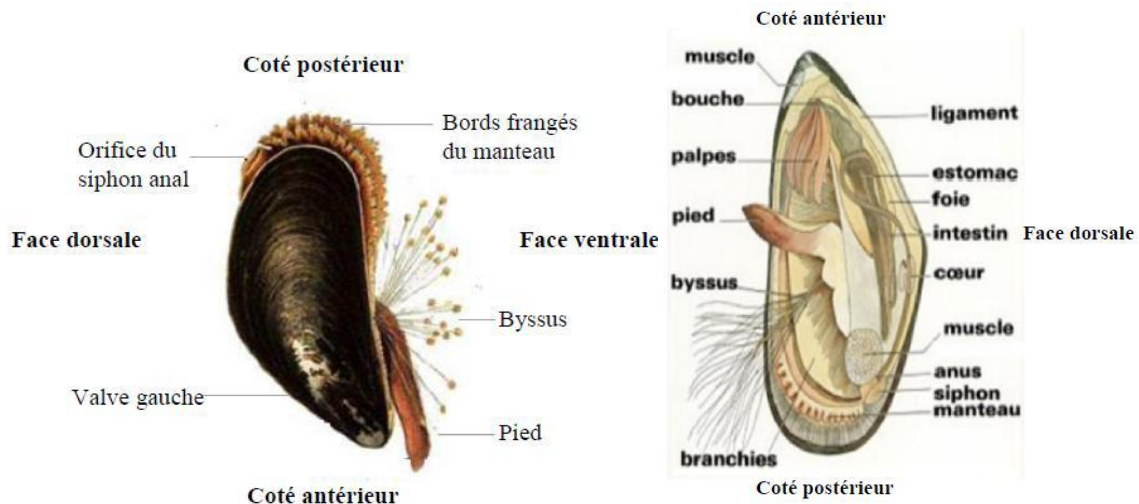
Les moules sont des espèces sessiles qui vivent fixées sur substrats durs dans la zone Médiolittoral (zone intertidale), elles résistent aux courants, aux chocs des vagues et à l'arrachement grâce aux solides filaments du byssus qui sont soudés au rocher (Songy et Avezard, 1963).

Les moules recouvrent des rochers battus par les vagues, mais peuvent proliférer dans les Estuaires où l'eau est moins salée, moins claire et moins agitée (Songy et Avezard, 1963). On les retrouve aussi dans les ports. La nourriture des moules est très diverse elle est à base de diatomées, dinoflagellés, bactéries, flagellés, protozoaires, diverses spores, fragments d'algues et de débris inorganiques (Lubet et Aloui, 1987). La nutrition est un paramètre important dans la répartition des moules qui prolifèrent généralement dans les zones riches en phytoplancton, en matières organiques dissoutes ou en suspension et en bactéries (Lubet, 1973). L'eau contenant ces éléments est filtrée à travers les branchies (deux paires de feuillets hémibranchiaux) qui grâce aux battements de leurs cils, acheminent ainsi les particules englobées de mucus vers les palpes labiaux qui les prennent en charge vers la bouche et le tube digestif.

### 3.6.2.3 Anatomie et physiologie

Les moules contiennent deux valves lisses ou coquilles extérieures protectrices, ces coquilles sont sous forme subconique de couleur noir bleuâtre et sont maintenues ensemble par une petite

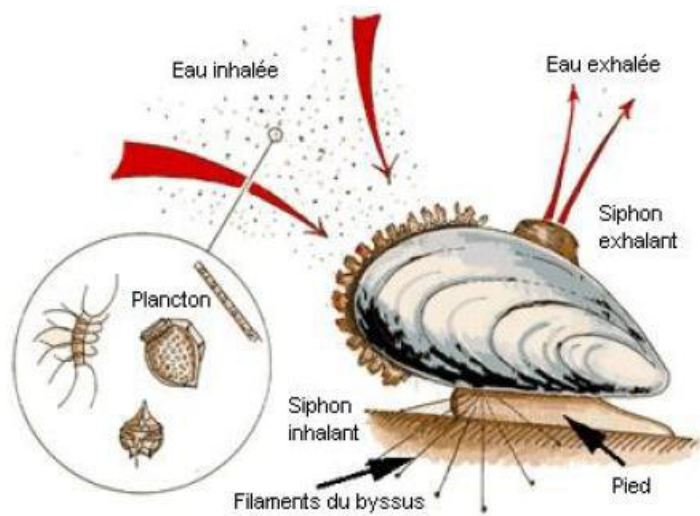
charnière droite. Elles possèdent deux muscles adducteurs inégaux qui leur permettent d'ouvrir et de fermer leur coquille. La moule se déplace lentement à l'aide de son pied pour trouver le meilleur emplacement de fixation. Le byssus est un faisceau de filaments soyeux sécrétés par une glande située au-dessous du pied, il permet la fixation de la moule sur un support (Figure.56).



**Figure 56.** Anatomie interne et externe de la moule *Mytilus galloprovincialis*. (Khelil, 2007; CRC, 2010).

La croissance des moules dépend de plusieurs paramètres biotiques et/ou abiotiques. L'étude biométrique de Lubet (1973) a montré que la croissance de *M. galloprovincialis* varie selon les biotopes et les conditions physico-chimiques du milieu, et selon la densité de la population qui augmente beaucoup dans les zones soumises aux influences océaniques.

La respiration chez les moules se fait par l'intermédiaire des branchies. L'eau chargée en oxygène dissous pénètre dans la cavité palléale via le siphon. Elle est filtrée par les filaments des deux paires de branchies lamelleuses avant d'être évacuée par le courant exhalant (Figure.57).



**Figure 57.** Système respiratoire chez la moule (MPO, 2003).

#### 3.6.2.4 Rappel sur l'organisation de l'appareil génital

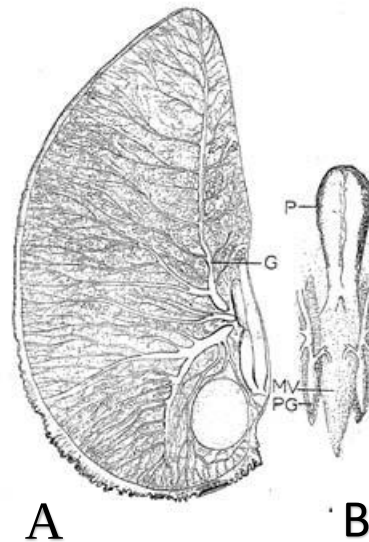
La fécondation chez les moules est externe et a lieu en pleine eau. Le développement embryonnaire se déroule en pleine eau (larve véligère pélagique) dans la zone littorale. À la suite de la métamorphose, les larves tombent sur le fond et s'y fixent. Leur fixation a lieu souvent sur des algues filamenteuses et les enrochements. La période de reproduction des moules n'est pas synchronique et varie de la fin du printemps jusqu'à la fin d'automne. Elle est liée à plusieurs facteurs, dont la température et l'abondance de la nutrition.

Chez les moules, la gonade est diffuse dans le manteau et la masse viscérale. Elle est formée par des acini qui aboutissent à des gonoductes constitués par un épithélium cilié uni-stratifié.

L'évacuation des produits génitaux par les gonoductes s'effectue par des mouvements ciliaires sans péristaltisme, car il n'existe aucune formation musculaire autour des gonoductes (Lubet, 1959).

Les gonoductes issus des différents follicules forment dans le manteau trois troncs principaux (Figure.58) qui confluent dans la région dorsale du corps, au niveau de la partie inférieure du péricarde. Ce tronc commun reçoit alors un canal qui draine le côté correspondant de la masse viscérale. Le gonoducte terminal suit la paroi latérale du corps et aboutit au processus génital qui débouche un peu au-dessus et en avant par rapport à l'orifice rénal ; les voies génitales et urinaires sont distinctes. Le processus génital peut se gonfler au moment de l'émission pour constituer une ampoule. Il possède une musculature propre permettant de constater l'existence de mouvements péristaltiques lors de l'évacuation des produits génitaux. Les descriptions

classiques montrent qu'il n'y a pas de différence morphologique entre ces organes chez *M. edulis* et *M. galloprovincialis* (Lubet, 1959).



**Figure 58.** Schéma des voies génitales. A) femelle avant la ponte, vue latérale. B) le processus génital vue ventrale. G : gonoductes. MV : masse viscérale. P : pied. PG : processus génital

### 3.6.2.5 Cycle de vie

Des études ont montré qu'il n'y a pas de différences entre le cycle de vie de la moule *M. edulis* et celui de la moule *M. galloprovincialis* (Lubet, 1973) (Figure.59).

#### - Phase embryonnaire

La fécondation est marquée par l'expulsion de deux globules polaires (suite à la méiose), qui initie le début de la division cellulaire (50 à 80 minutes après la fécondation). Chez les moules, la segmentation est de type spirale. Après environ 6 heures, des cils apparaissent et l'embryon commence à se déplacer en tournant doucement.

#### - Phase larvaire :

##### • Larve trochophore :

Ce stade est le premier stade larvaire, abouti environ vingt-quatre heures après la fertilisation. La larve trochophore est couverte de cils apicaux et possède un flagellum, lui permettant de se déplacer autour d'elle-même. Une glande coquillière se développe à partir de l'ectoderme dorsal et sécrète une petite coquille transparente.

### • Stade véligère :

Appelée aussi Prodissoconque 1 ou Stade Larve-D (Bayne, 1989), car la larve prend la forme d'un « D » bien formé. Ce stade est atteint 48 heures après la fécondation. La larve a augmenté de taille et son flagellum est encore visible. L'intestin commence à fonctionner marquant ainsi le passage de la phase endotrophe (utilisation des réserves vitellines), à la phase exotrophe (capture de nourriture). La formation de la coquille est terminée le troisième jour. La larve-D se déplace grâce à un vélum (organe locomoteur pourvu de cils vibratiles).

### • Stade umbo-veligère :

Une deuxième coquille apparaît (Prodissoconque 2) et l'umbo (ou crochet : la zone de la coquille située près de la charnière) commence à se former généralement vers le dixième jour et la larve atteint environ 240 µm. Elle mène une vie pélagique active grâce à son vélum qui est bien développé. Une tache oculaire photosensible est formée au bout de 17 - 18 jours après la fécondation.

### • Stade pédivéligère :

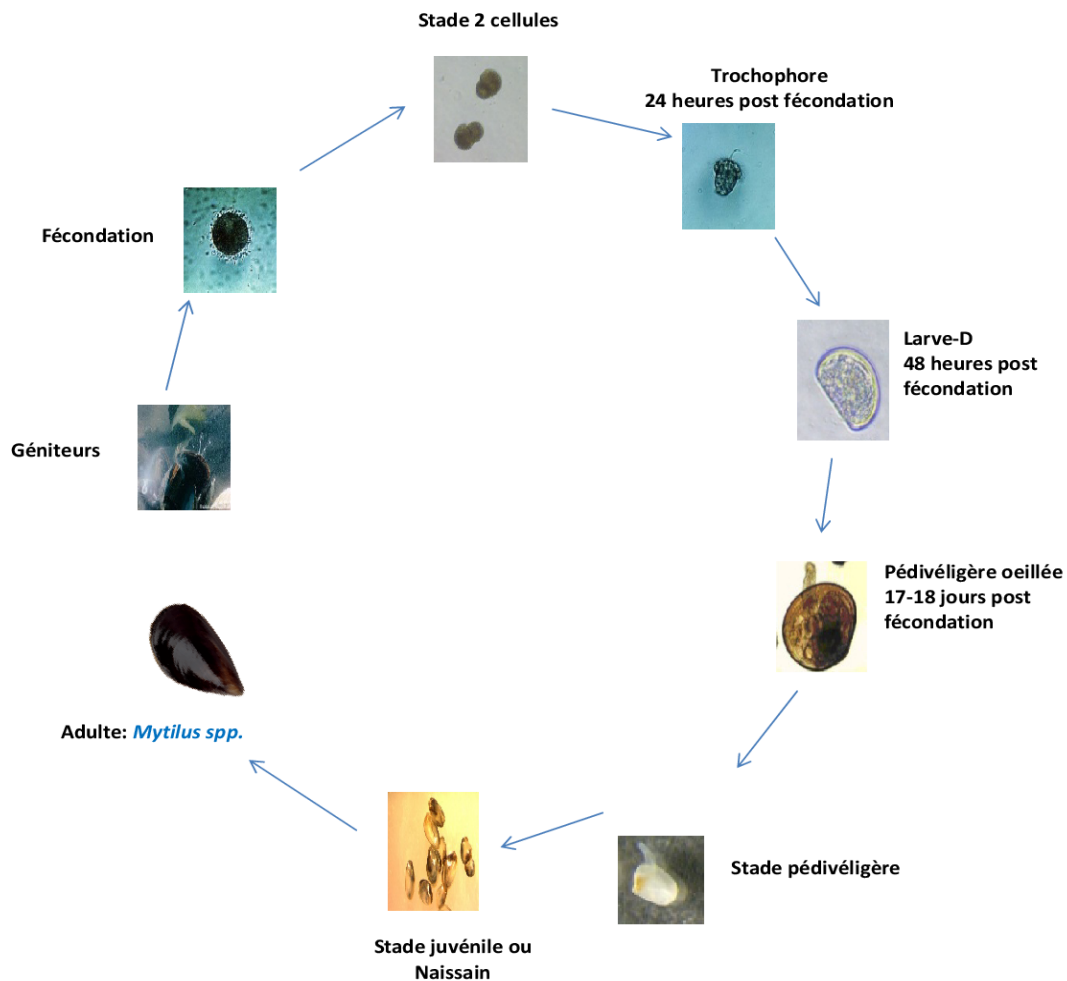
Le stade pédivéligère (Carriker, 1961) est abouti à 22-24 jours après la fécondation. Il est caractérisé par la présence d'un pied bien développé et fonctionnel. La larve devient plus lourde et mesure 270-300 µm ce qui la rend moins active, mais elle peut mener une vie pélagique en nageant au-dessus du substrat ou benthique en rampant sur celui-ci.

### - Métamorphose :

Le développement larvaire d'une moule peut durer jusqu'à 35 jours en fonction des conditions environnementales, avant de trouver un substrat naturel pour se fixer et passer de la vie pélagique à la vie benthique. La fixation sur le support peut comporter plusieurs tentatives. Une fois le substrat définitif trouvé, la larve se métamorphose et il s'agit d'un phénomène irréversible. La métamorphose est caractérisée par la dégénérescence de vélum, l'apparition des ébauches branchiales, l'allongement du pied, la coquille devient oblique avec un crochet bien visible et commence à s'organiser. Il s'agit du stade de larve plantigrade (Carriker, 1961) qui mesure 480 à 500 µm.

**- Phase juvénile :**

C'est le stade des naissains qui ressemble à l'adulte avec tous les organes en place à l'exception de la gonade. Lorsqu'elle atteint 1 à 2 mm, la jeune moule se détache de son substrat d'origine (ex : algue). Les moules sont encore capables de se déplacer pour trouver un substrat favorable pour se fixer dans des fissures protégées (Le Gall, 1969). Chez les moules, la maturité sexuelle intervient au bout d'un an.



**Figure 59.** Cycle de vie de la moule *Mytilus spp.* (Boukadida, 2017)

**3.6.2.6 Utilisation en tant qu'espèce sentinelle**

*M. galloprovincialis* est un modèle biologique très utilisé en écotoxicologie aquatique (Cappello et al., 2013; Libralato et al., 2013; Paredes et al., 2013). Il répond aux critères d'un bon bio-indicateur de pollution : il est très abondant, sédentaire, sessile, ubiquiste, de collecte

facile, transplantable, capable d'accumuler et de tolérer de fortes concentrations de polluants et fluctuations physico-chimiques de l'environnement (température, salinité, contaminants chimiques, etc.) (Cossa, 1985; Goldberg, 1986; Lopez-Barea et Pueyo, 1998).

### **3.7 Analyse écotoxicologique de *P. cultrifera***

#### **3.7.1 Tests de toxicité du cadmium**

Les essais de toxicité sont des tests en laboratoire au cours desquels une population d'organismes aquatiques est exposée à un polluant dont on veut estimer la toxicité afin d'évaluer les niveaux de concentration provoquant des effets toxiques (mortalité, baisse de reproduction, baisse de respiration, ...). Ces tests sont menés dans des conditions contrôlées de lumière, température, milieu de culture ou support d'élevage. Ce type d'outils permet d'évaluer le danger lié à une substance toxique. En ce sens, ils ont un rôle préventif dans la gestion des risques (Boucheseiche et al., 2002). Les essais de toxicité aiguë sont des essais à court terme, les effets doivent se révéler dans un court laps de temps (de quelques heures à quelques jours en fonction du cycle de vie de l'animal) après administration d'une dose unique de substance. Si aucun effet n'est observé, la substance n'a pas de toxicité aiguë (ce qui ne veut pas dire que cette substance ne présente pas de toxicité chronique). Les résultats sont généralement exprimés par une CL 50 (Concentration létale). La CL 50 est la concentration létale pour 50 % des individus testés (Fobers et al., 1997).

##### **3.7.1.1 Élaboration d'un Protocole expérimental d'intoxication au cadmium**

Des essais biologiques basés sur la mortalité ont été réalisés afin de déterminer les concentrations létales (CLs) chez *P. cultrifera* pendant 96 h d'exposition au cadmium utilisé sous forme de CdCl<sub>2</sub> (chlorure de cadmium : BIOCHEM Chemopharma, Hemi pentahydrate, USA) à différentes concentrations. En effet, ces essais sont nécessaires afin de :

- (i) choisir des concentrations suivant la CL<sub>50</sub> pour l'étude des biomarqueurs, l'histologie ainsi que l'analyse chimique.
- (ii) déterminer les valeurs limites à respecter dans les rejets des eaux usées et industrielles.

Après avoir récolté par raclage et à la main (Figure.60, A), les individus ont été transportés dans une glacière. Une fois arrivé au laboratoire ; un rinçage à l'eau de mer (site d'origine) a été effectué. Une période d'acclimatation de 48h a été observée avant le lancement du test de toxicité (eau de mer provenant du site d'origine) (Figure.60, B) afin d'éviter toute réponse physiologique liée à un stress dû au milieu. L'eau de mer a été changée systématiquement

chaque 24h pendant toute la période de l'expérience, un apport en oxygène a été assuré par des pompe (Figure.60, C). Une élaboration de galeries artificielle a été réalisé au sein des batterie de test afin de recréer une similarité avec le milieu naturel des vers (Figure. 60.D).



**Figure 60.** Récolte du milieu d'essai, des vers et leur acclimatation en laboratoire. A : *récolte des spécimens*, B : *récolte de l'eau*, C : *stabulation*, D : *conditions de vie des vers en laboratoire*. (Photo personnelle,2015)

Seize animaux adultes dont le poids variant entre 0.3 et 0.5 (g) ont été utilisés pour chaque dilution, ainsi que des témoins ont été maintenus dans des aquariums (batteries) contenant de l'eau de mer non contaminée. Les batteries ont été couvertes pour éviter tout risque d'évaporation avec une aération continue par des pompes pendant la période expérimentale. Les essais biologiques ont été réalisés dans une salle acclimatée à  $16 \pm 1$  °C et sous une photopériode de : 14 h de lumière puis 10 h d'obscurité (Figure.61).

Le chlorure de cadmium a été dilué dans l'eau de mer d'une salinité de  $\pm 35$  ppt provenant du site d'El Kala. Les individus provenant du même site ont été exposés, pendant 96 h, aux Concentrations suivantes : 20/50/100/200/500/1000/1400/1800  $\mu\text{g/l}$ .



**Figure 61.** Individus de *P. cultrifera* exposés aux différentes concentrations de cadmium dans des conditions contrôlées. (Photo personnelle, 2015)

L'Observation et le recensement des mortalités a été fait chaque 24h. Les individus morts sont reconnus par leur immobilité Figure (62). Le résultat de la mortalité à 24h, 48h, 72h et 96h a été utilisé pour calculer la CL50. Les valeurs de mortalité du Cd à différentes concentrations sur la période étudiée ont été utilisées pour déterminer la TL50.

NB : Un arrêt de l'alimentation des spécimens a été choisi durant toute la période du test.



**Figure 62.** Observation et recensement des spécimens morts durant la période de l'essai. (Photo personnelle, 2015)

### 3.7.1.2 Détermination des concentrations létales

Le but de ces essais est de préciser les concentrations létales 50 et 90 (CL50 et CL90) du Cd à l'égard de *Perinereis cultrifera*. Les essais sont conduits avec 3 répétitions comportant chacune 16 individus par traitement et par répétition.

### 3.7.1.3 Mortalité observée

Le pourcentage de mortalité observée chez les vers traités par le cadmium à différentes concentrations ainsi que les témoins est déterminé selon la formule suivante :

$$\text{Mortalité observée} = \frac{\text{nombre d'individus morts après traitement}}{\text{nombre total d'individus traités}} * 100$$

### 3.7.1.4 Mortalité corrigée

Le pourcentage de mortalité observée est corrigé par la formule d'Abbott (1925) qui permet d'éliminer la mortalité naturelle.

$$\text{Mortalité corrigée} = \frac{\text{Mortalité observée chez les traités} - \text{mortalité observée chez les témoins}}{100 - \text{mortalité observée chez les témoins}} * 100$$

### 3.7.1.5 Calcul du temps léthal 50 (TL50)

Le temps léthal 50 (TL50), correspond au temps nécessaire pour que 50% des individus d'une population meurent suite à un traitement par une substance quelconque. Il est calculé à partir de la droite de régression des probits correspondants au pourcentage de la mortalité corrigée en fonction des logarithmes du temps de traitement.

### 3.7.1.6 Analyse des probits

Les pourcentages de mortalité corrigée subissent une transformation en probits (Fischer & Yates, 1958). Le logarithme décimal des concentrations en fonction du probit nous permet de déterminer la droite de régression à partir de laquelle les CL50 et CL90 sont estimées (Finney, 1975).

## 3.7.2 Extraction et dosage des hydrocarbures totaux

### 3.7.2.1 Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau

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  $\text{CHCl}_3$  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 ( $\text{CHCl}_3$ ) est filtrée sur du papier filtre contenant le sodium disulfate  $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_2$ , 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.

### 3.7.2.2 Dosage des hydrocarbures totaux dans l'organisme

Les individus de *P. cultrifera* récoltés des sites d'études ont été séchés dans une étuve à une température de 40°C jusqu'à ce que la masse soit constatée. Après un broyage un échantillon de 50g (poids sec) est immergé dans 100 ml de trichlorométhane ( $\text{CHCl}_3$ ). 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 sont dosés 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 :

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

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).

### 3.7.2.3 Évaluation de la bioaccumulation (BAF)

Le degré de bioaccumulation est normalement exprimé en tant que facteur de bioaccumulation ou de bioconcentration (BAF/ BCF). Dans un environnement aquatique, le BAF / BCF décrit quantitativement la bioaccumulation dans les poissons ou les organismes aquatiques et il est défini comme le rapport observé sur le terrain entre la concentration d'un produit chimique donné dans le biote et la concentration dans l'eau correspondante (Mackay et Fraser, 2000).

Etant donné qu'à faible niveau trophiques (*P. cultrifera*), les phénomènes de bioamplification sont présumés faibles ou inexistants, les BAF peuvent être comme équivalent aux BCF. Ainsi plusieurs avantages à la détermination du BAF terrain :

- A faible niveau trophiques, BCF équivalent BAF.
- Mesure en milieu naturel.
- Application à toutes les substances.

La bioaccumulation se produit souvent lorsqu'une substance chimique est absorbée et retenue dans un organisme par toutes les voies d'exposition dans l'écosystème naturel (Akinola et al., 2019). Le facteur de bioaccumulation (BAF) dans les organismes a été déterminé en utilisant l'équation suivante :

Facteur de bioaccumulation = *Concentration des HT dans le tissu de P. cultrifera (mg/kg) ÷ Concentration des HT dans l'eau (mg/L)*

#### **3.7.2.4 Évaluation des dangers écologiques (EHA)**

Un niveau élevé de risque écologique survient lorsque les concentrations de substances chimiques dans un environnement aquatique sont supérieures aux limites admissibles (Akinola et al., 2019). L'EHA (Ecological hazard assessment) a donc été calculé en utilisant les éléments suivants :

$EHA = \text{Concentration dans l'environnement (mg/L)} / \text{Limite recommandée (mg/L)}$

Selon Décret exécutif n° 06-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels publié dans le journal officiel de la République algérienne n° 26 les limites maximales des hydrocarbures ne doivent pas dépasser 10 ppm équivalent à 10 mg/L.

#### **3.7.3 Protocoles de dosage des biomarqueurs**

##### **3.7.3.1 Dosage de l'activité de l'Acétylcholinestérase (AChE)**

Le dosage de l'acétylcholinestérase (AChE) est réalisé selon la méthode d'Ellman et al. (1961) qui 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 thiocholine en présence de DTNB (acide 5, 5'-dithio-bis-2-nitrobenzoïque) forme un complexe de couleur jaune dont l'intensité est lue à une longueur d'onde de 412 nm. Les corps entiers de *P. cultrifera* sont homogénéisés dans 1 ml de solution détergente (Solution D) [38,03 mg EGTA (acide éthylène glycol-bis, β-aminoéthyl éther NNN'N tétra- acétique), 1 ml triton X 100%, 5,845 g NaCl (chlorure de

sodium), 80 ml tampon tris (10 mM, pH 7)], puis centrifugés (5000 tRS / min, 5 min). Le surnageant récupéré servira comme source d'enzyme.

Le dosage de l'activité de l'AChE est réalisé sur une fraction aliquote de 100 µl à laquelle on ajoute 100 µl DTNB préparés extemporanément [39,6 mg DTNB, 15 mg CO<sub>3</sub>HNa (bicarbonate de sodium), 10 ml tampon tris (0,1 M, pH 7)] et 1 ml de tampon tris (0,1 M, pH 7). Après 3 à 5 minutes, 100 µl de substrat acétylthiocholine préparé extemporanément [23,6 mg ASCh, 1 ml eau distillée] sont ajoutés.

La lecture des absorbances s'effectue toutes les 4 min pendant 20 min à une longueur d'onde de 412 nm contre un blanc où 100 µl de la solution détergente remplace les 100 µl du surnageant. L'activité spécifique est calculée selon la formule suivante :

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

X : nanomole de substrat hydrolysé par minute et par mg de protéines (nM / min / mg de protéines).

△ Do : pente de la droite de régression obtenue après hydrolyse du substrat en fonction du temps.

1,36×10<sup>4</sup> : coefficient d'extinction molaire du DTNB.

Vt : volume total dans la cuve : 1,3 ml [0,1 ml surnageant + 0,1 ml DTNB + 1 ml tampon tris (0,1 M, pH 7) + 0,1 ml acétylthiocholine].

Vs : volume du surnageant dans la cuve : 0,1 ml.

Mg de protéines : quantité de protéines exprimées en mg.

### **3.7.3.2 Dosage de l'activité du glutathion S-transférase (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).

Cinq échantillons pour chaque station, de corps entier des individus de *P. cultrifera*, chacune homogénéisé dans 1 ml de tampon phosphate (0,1 M, pH 6). L'homogénat est centrifugé à 14000 trs/min pendant 30 min 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 min 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 apport aux quantités des protéines est déterminée selon la formule suivante :

$$\text{GST } (\mu\text{M} / \text{min/mg de Protéines}) = \left( \frac{\Delta \text{DO} / \text{min}}{e} \times \frac{V_t}{V_s} \right) / \text{mg de Protéines}$$

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

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

$V_t$  : Volume total des solutions (1,2 ml du mélange CDNB-GST + 0,2 ml du surnageant.

$V_s$  : 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

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

Le dosage de la catalase est réalisé selon la méthode de Claiborne (1985), basé sur l'hydrolyse de  $\text{H}_2\text{O}_2$  en  $\text{H}_2\text{O}$  et  $\text{O}_2$ . En vue de l'estimation de l'activité enzymatique de la catalase, les femelles de *P. cultrifera* sont homogénéisés 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  $\text{H}_2\text{O}_2$  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.

16,11g Na<sub>2</sub> H PO<sub>4</sub> (a)  $\longrightarrow$  dilués dans 500 ml d'eau distillée.

1.38g Na H<sub>2</sub> PO<sub>4</sub> (b)  $\longrightarrow$  dilués dans 500 ml d'eau distillée.

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 :

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

CAT : Activité spécifique de la catalase (μM/min/mg de protéine).

ΔDo : pente de la droite de régression de densités optiques obtenues à 240 nm.

### 3.7.3.4 Dosage du Taux de malondialdéhyde (MDA)

Les corps des vers de *Perinereis cultrifera* sont broyés entièrement aux ultrasons dans 1 ml de tampon tris-HCL (50mM ; pH 7.5) [1.5137g tris ; 0.0730g EDTA (acide éthylène diamine tétra-acétique) ; 42.78g sucrose ; 250 ml eau distillée.]. Une fois l'homogénéisation réalisée, une centrifugation est effectuée pendant 10 min à 10000 tours/min et le surnageant récupéré servira au dosage du malondialdéhyde (MDA). Le dosage est réalisé avec 500 μl du surnageant, additionné de 2.5 ml de TCA [100 g TCA et le compléter à 1000 ml avec de l'eau distillée]. Après chauffage au bain marie à 100°C pendant 15 min et refroidissement dans la glace, une deuxième centrifugation est effectuée à 10000 tours/min pendant 10 min. une fraction aliquotée de 2 ml du surnageant est alors prélevée à laquelle on ajoute 1ml d'acide thiobarbiturique (TBA) [6,7 g ATB ; 1000ml eau distillée]. Après un second chauffage (100°C, 15 min) et refroidissement ; 1,5 ml de butanol sont rajoutés. Après agitation, une dernière centrifugation (10000 tours/min ; 10 min) est réalisée et le surnageant constitué de 1 ml de butanol renfermant le complexe TBA/MDA est récupéré.

Le MDA est dosé selon la méthode de Draper & Hadley (1990). La méthode est basée sur la mesure colorimétrique de la réaction entre l'acide thiobarbiturique (ATB) avec le malondialdéhyde (MDA), composé issu de la peroxydation lipidique des acides gras

polyinsaturés des membranes cellulaires, donnant un produit rouge brun dont l'intensité de la coloration est mesurée à une longueur d'onde de 532 nm contre un blanc ou du tampon tris-HCL (50mM ; pH7.5).

Le taux de MDA est déterminé selon la formule suivante :

$$X = \frac{\left( \frac{DO}{156} \times \frac{V_t}{V_x} \right)}{Mg \text{ de protéines}}$$

X : Taux du MDA (µM/mg de protéines).

DO : La densité optique obtenue après hydrolyse du substrat à 532 nm.

156 : Coefficient d'extinction molaire de l'ATB (Mm-1cm-1).

10 : Unité de conversion en µM.

Vt : Volume total de la cuve = 1ml.

Vs : Volume du surnageant utilisé : 0.5ml.

Mg de protéines : Quantité de protéines exprimée en mg.

La détermination du taux de malondialdéhyde nécessite le dosage des protéines qui est dosé selon Bradford (1976).

### **3.7.3.5 Dosage des protéines**

Le dosage des protéines a été effectué selon la méthode de Bradford. (1976), qui consiste à additionner à une fraction aliquote de 100 µl du surnageant ou de la gamme étalon, 4 ml de réactif du bleu brillant de Coomassie (BBC) G 250<sup>1</sup>. L'absorbance est lue au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 595 nm. La gamme d'étalonnage est réalisée à partir d'une solution d'albumine de sérum de bœuf (BSA)<sup>2</sup> comme standard (Tableau.2).

50 g de BBC + 25 ml d'éthanol 95°, après agitation (2h) on ajoute 50 ml d'acide orthophosphorique À 85% + eau distillée q.s.p 500 ml.

1 mg BSA + 1 ml eau distillée.

**Tableau 2.** Dosage des protéines : Réalisation de la gamme d'étalonnage.

| Tubes                    | 1   | 2  | 3  | 4  | 5  | 6   |
|--------------------------|-----|----|----|----|----|-----|
| Solution d'albumine (µl) | 0   | 20 | 40 | 60 | 80 | 100 |
| Eau distillée (µl)       | 100 | 80 | 60 | 40 | 20 | 0   |
| Réactif BBC (ml)         | 4   | 4  | 4  | 4  | 4  | 4   |

### 3.8 Analyse écotoxicologique de *M. galloprovincialis*

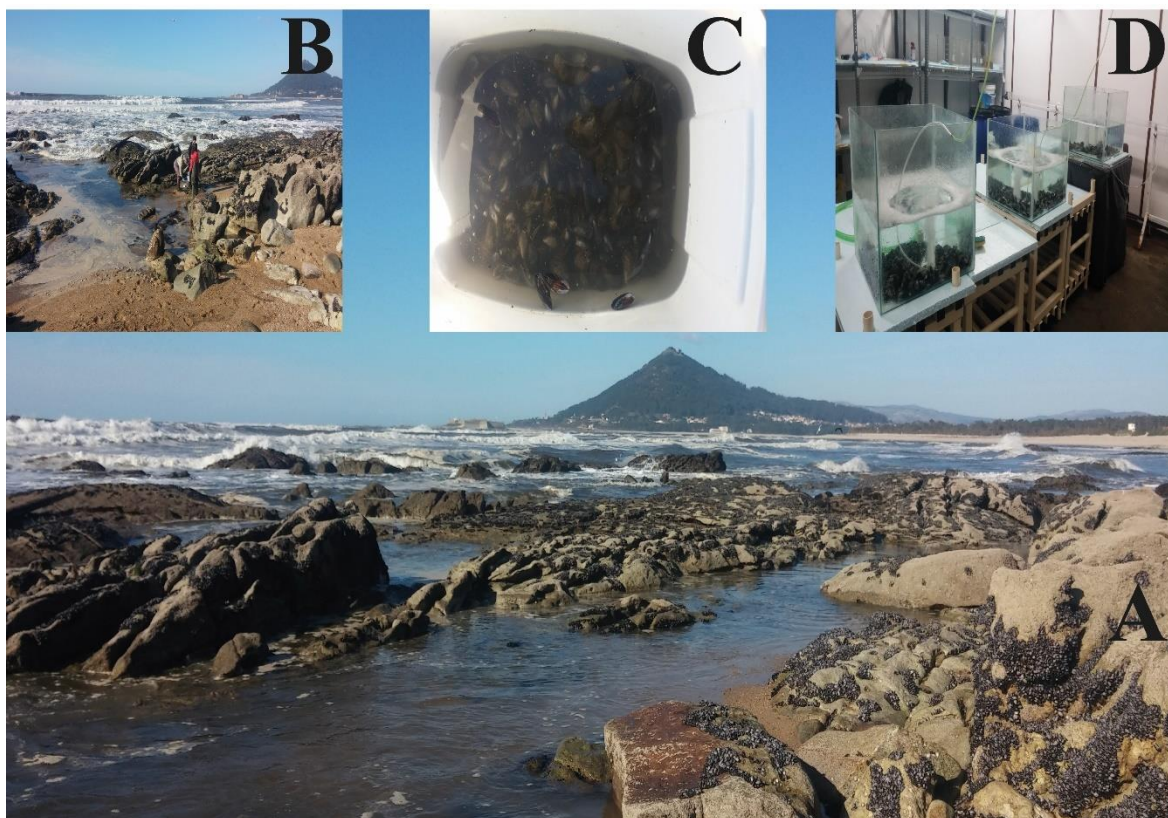
#### 3.8.1 Échantillonnage de *M. galloprovincialis* et acclimatation aux conditions de laboratoire

*M. galloprovincialis* a été sélectionné comme organisme d'essai en raison de sa large distribution, de son mode de vie sédentaire, de sa tolérance à une large gamme de conditions environnementales et parce qu'ils sont filtreurs à très faible métabolisme qui permet la bioaccumulation de nombreux produits chimiques dans leurs tissus (Widdows et Donkin, 1992; Lima et al., 2007). Un bio-indicateur et un organisme d'essai appropriés augmentent potentiellement le risque de prendre des microplastiques présents dans l'eau (par exemple Cajarville et al., 1996; Roberto et al., 2010; Rocha et al., 2016; Vlahogianni et al., 2007) .

Des spécimens de *M. galloprovincialis* (longueur moyenne antéro-postérieure de la coquille de  $4,5 \pm 1,0$  cm) ont été triés à la main à marée basse dans la zone intertidale à Carreço (Figure.63 A,B) ( $41^{\circ} 44'033''$  N;  $08^{\circ} 52'04''$  W) (Figure.64) un rivage rocheux situé à 10 km au nord de Viana do Castelo. Il est exempt de sources de contamination importantes (Cairraño et al., 2004). Les moules ont été transportées au laboratoire dans les plus brefs délais, dans des caisses isolées thermiquement avec l'eau du site de collecte (Figure.63 C). Au laboratoire, un échantillon de 30 animaux, ci-après désigné comme groupe de terrain, a été sacrifié (~ 4 h après le prélèvement sur le terrain) et l'ensemble du corps mou (ci-après désigné par corps) de chaque animal a été isolé et congelé individuellement à  $-80^{\circ}\text{C}$  jusqu'à son utilisation pour la détermination des biomarqueurs et l'analyse chimique. Les animaux restants collectés ont été maintenus dans de l'eau de mer aérée, filtrée biologiquement et UV (salinité:  $34 \pm 1$  g L<sup>-1</sup>) ci-après indiqués comme eau, à une température (température de l'eau:  $18^{\circ}\text{C} \pm 1^{\circ}\text{C}$ ) et photopériode (16 h lumière: 8 h d'obscurité, lumière fournie par les lampes Arcadia® (30 W, type lumière à spectre solaire, 850 lm) salle contrôlée pendant 14 jours (Figure.63 D).

Pendant cette période, les animaux ont été nourris quotidiennement avec des cellules de microalgues (*Tetraselmis chuii*) dans une ration totale de ( $\sim 5 \times 10^6$  cellules /mL/ moule) (voir section Culture des microalgues).

Le renouvellement de l'eau a été effectué trois fois par semaine et les paramètres abiotiques de l'eau (température, conductivité, salinité, oxygène dissous, pH) ont été surveillés quotidiennement (Multi 340i / Set et Oxi 320 / Set Wissenschaftlich-Technische Werkstätten sondes, Allemagne). Des bivalves ont été observés au moins une fois par jour et aucune mortalité n'a été enregistrée pendant la période d'acclimatation. Après 14 jours, 30 animaux ont été sacrifiés (ci-après dénommés groupe d'acclimatation) et le corps de chaque animal a été isolé et congelé individuellement à -80 °C pour les biomarqueurs et analyse chimique.



**Figure 63.** Différentes étapes de l'échantillonnage.

(A) Plage de Carreço (B) Échantillonnage des moules (C) Transport des moules dans des glacières (D) Conditions d'acclimatation des moules. (Photo personnelle, 2016)



**Figure 64.** Localisation du site d'échantillonnage de *M. galloprovincialis* (Carreço Portugal), (Photo personnelle, 2016).

### 3.8.2 Culture des microalgues (*Tetraselmis chuii*)

Le milieu de culture utilisé et la manipulation des microalgues ont été basés sur les travaux de Pereira (2006). Les cultures de microalgues ont été conservées dans des flacons en verre de 10L (SIMAX RÉPUBLIQUE TCHÈQUE) avec 4L de milieu de culture semi-continuum et des flacons coniques (flacon erlenmeyer) de 500ml (Normax Portugal) avec 250ml de milieu statique. L'ancien milieu dans les flacons a été renouvelé avec du milieu frais lorsque la culture était en phase exponentielle. Lorsque les cultures dans les flacons ont atteint la phase exponentielle, une nouvelle culture a été démarrée dans un nouveau flacon. Chaque espèce de microalgue a été cultivée dans des bouteilles en verre de 10 litres. Les bouchons des flacons comportaient trois tubes : un pour l'entrée d'air filtré (filtres seringues de 0,22  $\mu\text{m}$ ); un pour la sortie d'air et l'apport de vitamines, de silice, d'inoculum; et un pour enlever la culture et ajouter du milieu. Deux inocula de chaque microalgue ont été conservés au réfrigérateur à 4 °C, le milieu renouvelé une fois par mois et l'inoculum renouvelé tous les six mois (Figure.65).

#### 3.8.2.1 Protocole de préparation des milieux de culture

Le milieu utilisé pour cultiver les microalgues est le milieu marin f / 2 (le milieu f / 2 a été préparé avec de l'eau de mer à 30% filtrée à travers une maille de 45  $\mu\text{m}$ . tout le matériel, y compris les bouteilles en verre de 10 L (à l'exception des vitamines et de la silice), a été autoclavé à 121°C pendant 35 minutes. Après avoir quitté l'autoclave, le matériau a été

maintenu dans de l'eau froide avec de la glace pour éviter la précipitation de sel et ramener le pH à des valeurs normales. Les vitamines et la silice (utilisées uniquement dans *Cylindrotheca closterium*, car c'était la seule diatomacée qui avait besoin de silice) ont été ajoutées le lendemain, près de la flamme pour éviter toute contamination. L'inoculum a été ajouté par la suite. Pour renouveler le milieu, la moitié de la culture a été prélevée et ajoutée la même quantité de milieu f / 2 (Pereira, 2006). Cela s'est produit lorsque la culture a atteint la phase exponentielle. Tout le processus a été réalisé à proximité de la flamme pour éviter tout type de contamination.

Les cultures en bouteille n'ont jamais été utilisées au bout de quatre semaines pour éviter la contamination ou le vieillissement de la culture, qui pourraient conduire à la formation de composés indésirables (la production de substances nocives, par exemple) (Pereira 2006). Les nouveaux flacons ont été inoculés avec 40 ml de culture et le ballon avec 5 ml. Tout le matériel et le milieu ont été stérilisés avant d'être utilisés pour manipuler la culture. La salle de culture des microalgues avait une température constante (20 °) et une lumière constante (24h).

### 3.8.2.2 Préparation milieu f / 2

Préparation de ces solutions :

- 5,65g  $\text{NaH}_2\text{PO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  / 1L d'eau bidistillée;
- 75g de  $\text{NaNO}_3$  / 1L d'eau bidistillée;
- 22,4g  $\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  / 1L d'eau bidistillée;
- Solution de réserve métallique (préparée comme suit: ajouter 950ml d'eau bidistillée dans un bécher de 1L et réchauffer avec une électrode d'agitation. Proche d'ébullition, dissoudre les composants suivants dans cet ordre:
  - 4,36 g de  $\text{Na}_2\text{EDTA} \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;
  - 3,15g de  $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ;
  - 1ml de solution dans 18g / 100ml  $\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$  et eau bidistillée ;
  - 1ml de solution dans 2,2g / 100ml de  $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$  et eau bidistillée;
  - 1ml de solution dans 1g / 100ml  $\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$  dans l'eau bidistillée;
  - 1ml de solution dans 980mg / 100ml  $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$  dans l'eau bidistillée;
  - 1ml de solution dans 630mg / 100ml de  $\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$  dans de l'eau bidistillée.

Après une dissolution complète, ajoutez de l'eau bidistillée pour compléter le volume de 1L. Vous pouvez utiliser le même bécher ou fiole jaugée de 1L pour être plus précis.

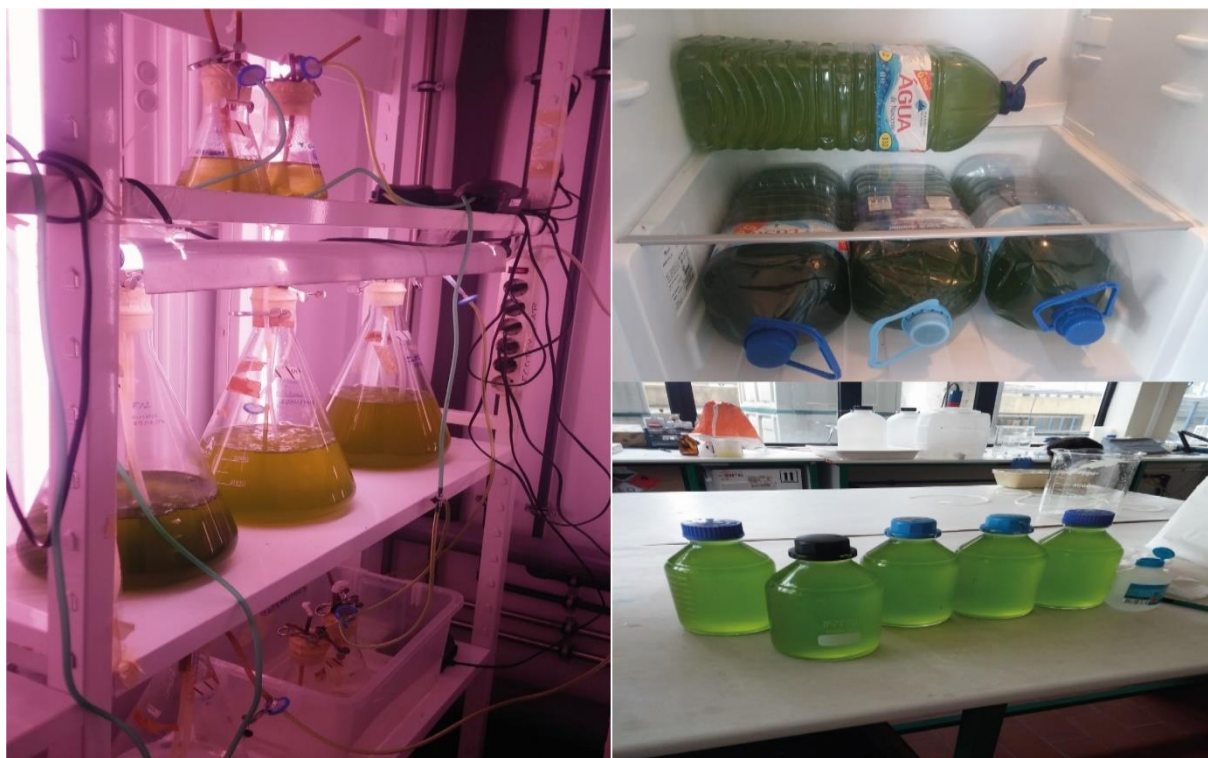
Les vitamines et la silice ne peuvent pas être autoclavées, donc, après préparation, les solutions ont été stérilisées par filtration. Tout le matériel nécessaire a été préalablement autoclavé: l'équipement de filtration (à l'exception des plastiques), des pipettes de 1 ml et 2 ml, des

ependorfs et un bécher. Toute la préparation du matériel a été faite près de la flamme (pour garder le matériel stérile). Les solutions ont été filtrées à l'aide d'un 0,2  $\mu\text{m}$  ou d'une seringue avec un filtre intégré de 0,22  $\mu\text{m}$ . Une pipette de 2 ml a été utilisée pour transférer la solution de vitamines dans des eppendorfs stériles et une pipette de 1 ml pour transférer la solution de silice. Les eppendorfs étaient conservés dans des bocaux, celui contenant les vitamines était conservé au congélateur ( $<0\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) et celui transportant la silice au réfrigérateur ( $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Les solutions restantes ont été conservées au réfrigérateur à  $4\text{ }^{\circ}\text{C}$ .

Pour préparer le milieu f / 2, de l'eau de mer à 30% a été utilisée et filtrée à travers une maille de 45  $\mu\text{m}$ . Pour chaque 1L d'eau de mer à 30% a été ajouté :

- 1ml de solution  $\text{NaH}_2\text{PO}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ;
- 1ml de solution de  $\text{NaNO}_3$ ;
- 1ml de solution de réserve métallique.

Ensuite, la solution a été autoclavée pendant 35 minutes à  $121\text{ }^{\circ}\text{C}$  (près de 1Atm). Des précautions doivent être prises lors du retrait du milieu de l'autoclave, car il est extrêmement chaud et sous haute pression. Pour éviter la précipitation saline dans le milieu et permettre au pH de revenir à des valeurs normales, le milieu a été placé dans de l'eau froide après avoir été retiré de l'autoclave et aéré rapidement. Lorsque le milieu était froid (généralement le lendemain), 0,5 ml de vitamines et 1 ml de silice ont été ajoutés. Ce procédé a été réalisé à proximité de la flamme pour éviter toute contamination lors du transfert de vitamines et de silice dans le milieu. Tout le matériel utilisé dans cette procédure a été préalablement stérilisé.



**Figure 65.** Culture et stockage de *Tetraselmis chuii*. (Photo personnelle, 2016)

### **3.8.3 Produits chimiques utilisés**

Les microplastiques et le cadmium ont été sélectionnés comme substances d'essai principalement en raison de leur omniprésence en tant que polluants extrêmement préoccupants pour les organismes marins, l'environnement et la santé humaine, ce sont des contaminants courant dans un grand nombre d'océans ouverts et de zone intertidale (Eriksen et al., 2014; Lusher et al., 2017). Les effets combinés du cadmium et des microplastiques ont déjà été étudiés chez des animaux d'eau douce (Banaee et al., 2019), mais à notre connaissance, ils n'ont pas été étudiés jusqu'à présent chez les espèces marines. Du chlorure de cadmium (pur à 97%) a été acheté chez Sigma-Aldrich (Allemagne). Les microplastiques étaient des microsphères de polymère fluorescent rouge (Cospheric Innovations in Microtechnology, USA, numéro de lot: 4-1006-1053, 1 à 5  $\mu\text{m}$  de diamètre, 1,3 g /  $\text{cm}^3$  de densité, des longueurs d'onde d'excitation et d'émission de 575 nm et 607 nm, respectivement; selon l'estimation fournie par le fabricant pour un diamètre moyen de 2  $\mu\text{m}$ , 1 mg du produit contient  $\sim 1,836 \times 10^8$  sphères). La caractérisation de base de ce type de microplastiques a été réalisée dans une étude précédente (Pacheco et al., 2018). Tous les autres produits chimiques utilisés étaient de la plus haute qualité analytique disponible et achetée auprès de Sigma-Aldrich (Allemagne), Merck (Allemagne) et Bio-Rad Laboratoires (Allemagne). Les autres produits chimiques utilisés étaient tous de la plus grande pureté disponible et achetée auprès de Sigma-Aldrich (USA) ou Merck (Allemagne). Le réactif de Bradford utilisé pour la détermination des protéines provenait de BIORAD (Allemagne).

### **3.8.4 Essai préliminaire sans moules**

Avant l'essai biologique, un essai préliminaire sans moules (Figure.66) a été effectué pour étudier le comportement du cadmium et des microplastiques dans l'eau. En bref, le test a été réalisé pendant 48 h, la photopériode, la température de l'eau et la salinité étaient comme indiqué dans la section d'acclimatation. Les traitements étaient :

- 1 témoin (eau uniquement),
- 1 traitement contenant une faible concentration de microplastiques (MPs-L: 0,2 mg / L);
- 1 traitement contenant une concentration élevée de microplastiques (MPs-H: 0,4 mg / L);
- 1 traitement contenant une faible concentration de cadmium (Cd-L: 0,005 mg / L);
- 1 traitement contenant une concentration élevée de cadmium (Cd-H: 0,05 mg / L);

- 4 mélanges binaires contenant simultanément des microplastiques et du cadmium (MPs-L + Cd-L; MPs-L + Cd-H; MPs-H + Cd-L; MPs-H + Cd-H).



**Figure 66.** Configuration du test préliminaire sans moules. (*Photo personnelle, 2016*)

Les concentrations de microplastiques et de cadmium indiquées ci-dessus sont la moyenne des concentrations réelles médianes dans les traitements contenant les concentrations les plus faibles ou les plus élevées de substances testées au cours de l'essai. Les traitements contenant les substances d'essai (seules ou en mélange) ont été préparés en diluant le volume approprié de microplastiques ou / et de solutions mères de cadmium (préparées dans de l'eau de mer) pour obtenir la concentration d'essai finale souhaitée (Figure.67).



**Figure 67.** Solutions mères de microplastique et de cadmium préparées. (*Photo personnelle, 2016*)

Les béchers d'essai étaient des béchers en verre de 2 L remplis de 1,5 L d'eau, avec une alimentation en air continue et recouverts pour empêcher l'évaporation. Neuf béchers ont été utilisés par traitement et l'eau a été renouvelée toutes les 24 h. Des échantillons d'eau pour la détermination des microplastiques et des concentrations de cadmium ont été prélevés au début et à la fin du test biologique, et au moment du renouvellement de l'eau dans l'eau propre et ancienne. Les concentrations de microplastiques ont été déterminées immédiatement après le prélèvement des échantillons (Figure.68) et les échantillons pour les analyses de cadmium ont été conservés à - 20 °C.



**Figure 68.** Lecture des concentrations de microplastiques par spectrofluorimétrie Spectramax® M2, USA). (Photo personnelle, 2016)

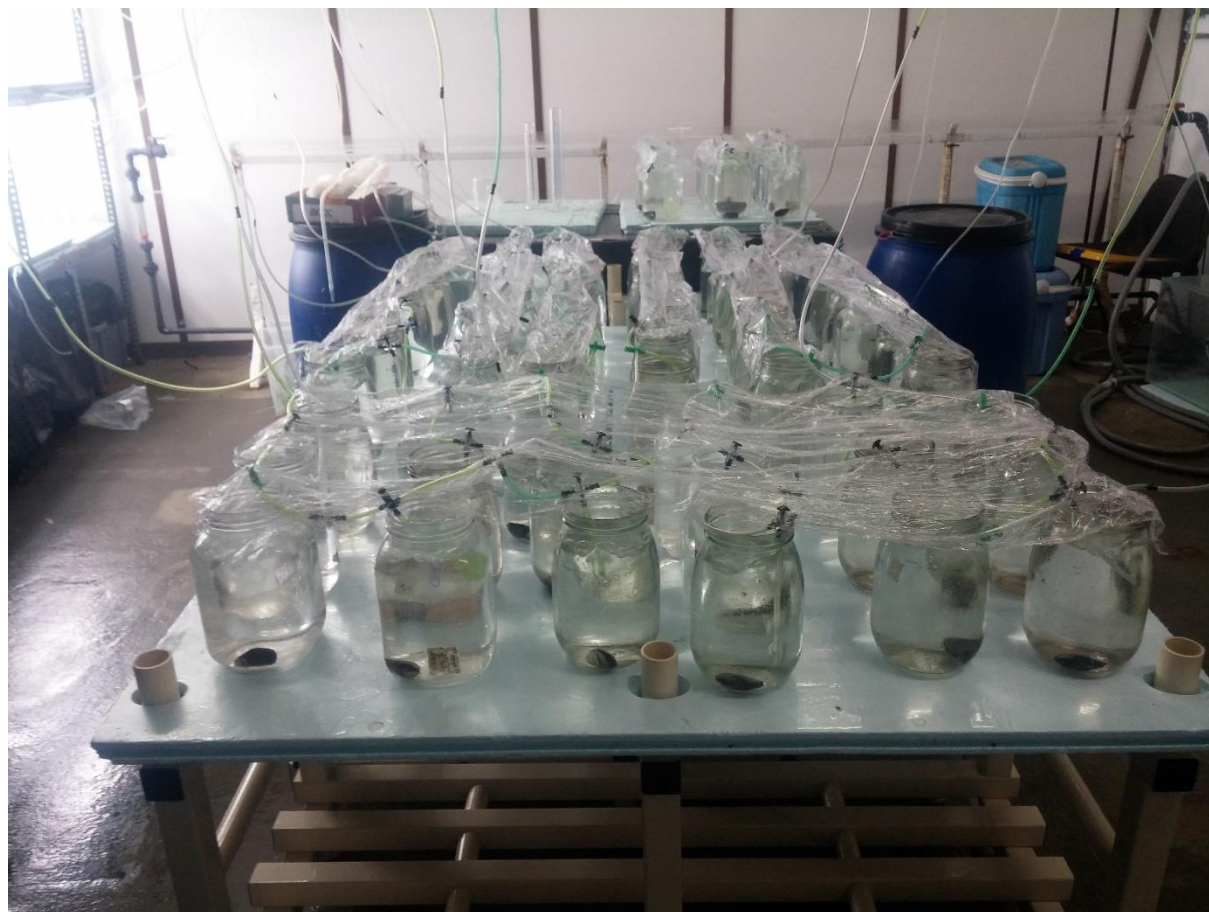
### 3.8.5 Conception expérimentale et conditions d'exposition

Le test biologique a été réalisé dans les conditions de température et de photopériode indiquées dans la section acclimatation, également utilisées dans le test préliminaire.

Le milieu d'essai était de l'eau de mer, la période d'exposition était de 14 jours et les individus étaient nourris quotidiennement pendant l'essai biologique. Des moules avec une moyenne ( $\pm$  écart-type) d'une longueur totale de 4,78 cm ( $\pm$  0,421) et un poids moyen de 11,84 g ( $\pm$  3,00) (déterminé à la fin de l'essai biologique pour éviter d'induire un stress supplémentaire aux moules) ont été utilisées.

La conception expérimentale comprenait 9 traitements: 1 témoin (eau uniquement), 1 traitement contenant une faible concentration de microplastiques (MPs-L); 1 traitement contenant une concentration élevée de microplastiques (MPs-H); 1 traitement contenant une faible concentration de cadmium (Cd-L); 1 traitement contenant une concentration élevée de cadmium (Cd-H); et 4 mélanges binaires contenant simultanément des microplastiques et du cadmium (MPs-L + Cd-L; MPs-L + Cd-H; MPs-H + Cd-L; MPs-H + Cd-H). Les concentrations étaient la moyenne des concentrations réelles médianes dans les traitements contenant les concentrations les plus faibles et les plus élevées au cours du test biologique à

savoir : 0,005 mg / L et 0,05 mg / L de Cd, respectivement ; 0,20 mg / L et 0,40 mg / L de microplastiques, respectivement (Figure.69).



**Figure 69.** Déroulement du test de toxicité. (Photo personnelle, 2016)

Les concentrations de microplastiques ont été sélectionnées sur la base des résultats d'études précédentes avec des microplastiques de même taille (par exemple, Luis et al., 2015; Ferreira et al., 2016; Fonte et al., 2016; Oliveira et al., 2018; Barboza et al. ; 2018) et sur les résultats du test préliminaire. De plus, comme des concentrations de microplastiques de 0,3 mg / L ont été signalés dans le gyre subtropical du Pacifique Nord (Goldstein et al., 2012), la plus faible concentration de microplastiques testés (0,20 mg / L) Peut être considérée comme écologiquement pertinente, alors que la plus élevée était choisi pour augmenter la possibilité de détecter les interactions entre le cadmium et les microplastiques, le cas échéant, et n'a pas l'intention d'être pertinent sur le plan écologique. Concernant le cadmium, les concentrations testées sont pertinentes sur le plan écologique puisque des concentrations de cadmium de 0,005 mg / L ont été trouvés dans la baie d'Iskenderun, Turquie, 1999 (divrikli et al., 2002) avec 5,38 µg / L Les traitements contenant les substances à tester (seules ou dans le mélange) ont été

préparés en diluant le volume approprié de microplastiques ou / et de solutions mères de cadmium (préparées dans de l'eau de mer) pour obtenir la concentration d'essai finale souhaitée.

Les moules ont été distribuées au hasard par traitement, 9 moules par traitement, et elles ont été exposées individuellement (c.-à-d. 1 moule par bêche) dans des bâteaux en verre de 2 L (avec 1,5 L d'eau), avec un apport d'air supplémentaire continu. Tous les bâteaux ont été scellés pour empêcher l'évaporation et d'autres sources possibles de biais (Figure.69). Les animaux ont été nourris quotidiennement comme indiqué auparavant.

Les paramètres abiotiques ont été vérifiés quotidiennement et des bivalves ont été observés au moins trois fois par jour. Le milieu d'essai a été renouvelé toutes les 24 h pour diminuer la possibilité de réduction de la concentration des microplastiques dans l'eau. Les paramètres de l'eau abiotique ont été mesurés au début et à la fin du test biologique, et au moment du renouvellement de l'eau, dans l'eau propre et ancienne. Des échantillons d'eau pour la détermination des microplastiques et des concentrations de cadmium ont été prélevés au début et à la fin de l'essai biologique, et au moment du renouvellement de l'eau dans l'eau propre et ancienne. Les concentrations de microplastiques dans les échantillons d'eau ont été déterminées immédiatement (Figure.68). Les échantillons d'eau pour la détermination des produits chimiques ont été conservés à - 20 °C jusqu'à des analyses ultérieures.

À la fin de la période d'exposition (14 jours), un test de comportement alimentaire a ensuite été réalisé ; 108 bivalves (4 bivalves de chaque traitement, 1 par échantillon, donc 3 répliqua indépendants par traitement) ont été préparés pour les analyses de cadmium de la charge corporelle et stockés à - 20 °C. Les autres bivalves ont été utilisés pour l'analyse des biomarqueurs.

### **3.8.6 Paramètres étudiés et activité enzymatique**

Les paramètres choisis pour évaluer les effets du cadmium et des microplastiques étaient le test de l'inhibition de l'alimentation (déterminée dans chaque organisme vivant), le taux de filtration en post-exposition (FR), les taux de peroxydation lipidique (LPO), l'activité des enzymes cholinestérases (ChE) et la glutathion peroxydase (GPx).

#### **3.8.6.1 Le test de l'inhibition du comportement alimentaire**

Le comportement alimentaire des spécimens de *M. galloprovincialis* exposés aux différents traitements a été évalué immédiatement après la période d'exposition pour chaque animal individuellement). Des bâteaux en verre rempli de 250 ml de milieu propre contenant *T. chuii*

(suspension d'algues) avec une concentration de ( $4 \times 10^6$  cellules / ml) ont été préalablement préparés. Un bivalve a été mis dans chaque bécher. La densité optique (DO) a été mesurée à 440 nm (spectrophotomètre Spectramax® M2). Après une légère agitation, un échantillon de milieu de test a été collecté et son absorbance à 440 nm a été lue (A0). Après 1 h, l'absorbance a été relue à 440 nm (A1). L'alimentation de chaque animal par heure a été calculée ( $A0 - A1$ ) et exprimée en unités de densité optique (DO) (Figure.70).

### **3.8.6.2 Calcul du taux de filtration**

Le FR a été déterminé individuellement chez chaque animal immédiatement après la période d'exposition, sur la base de l'élimination des cellules de microalgues du milieu propre, selon Coughlan (1969). En bref, des béchers en verre remplis de 250 ml de milieu propre contenant *T. chuii* (suspension d'algues) avec une concentration de ( $4 \times 10^6$  cellules / ml) ont été préalablement préparés. Un bivalve a été mis dans chaque bécher. La densité optique (DO) a été mesurée à 440 nm (spectrophotomètre Spectramax® M2) pour déterminer la concentration cellulaire de microalgues, en utilisant une courbe d'étalonnage (DO en fonction des concentrations cellulaires). L'heure était enregistrée. Après 1 h, des échantillons de la suspension d'algues ont été prélevés dans chaque bêche et leur DO a été lu en triple à 440 nm. Le FR a été calculé comme suit :

$$FR = [(V / nt) \times \ln (Ci / Cf)]$$

Où V est le volume du milieu de test (mL), n est le nombre de bivalves, t est le temps (heures), et Ci et Cf sont les concentrations de microalgues (nombre de cellules / ml) au début et après 1 h, respectivement. Le FR a été exprimé en ml de suspension d'algues / h / bivalve.

Après le calcul de FR, les bivalves ont été retirés des béchers et laissés au repos pendant environ 2 h dans un milieu propre. Ensuite, les animaux ont été sacrifiés sur de la glace.



**Figure 70.** Test d'inhibition du comportement alimentaire. (Photo personnelle, 2016)

### 3.8.6.3 Dosage des biomarqueurs

#### 3.8.6.3.1 Préparation des tissus

De chaque animal, les tissus / organes suivants ont été isolés sur de la glace : muscle adducteur pour l'activité ChE et la détermination des niveaux de LPO; pied pour l'analyse de l'activité ChE, IDH et ODH et des niveaux de LPO; glande digestive et branchies (séparément) pour l'activité de GST, CAT, GR et GPx, et les quantifications des niveaux de LPO.

Le muscle adducteur et les branchies ont été placés dans du tampon K-phosphate 0,1 M, (pH 7,2 et 7,4), respectivement. Une partie du pied a été placée dans du tampon Tris 50 mM et l'autre partie a été placée dans du tampon Tris 50 mM avec un sel disodique d'acide éthylènediaminetétraacétate déshydraté 1 mM et du DL-dithiothréitol 1 mM. Tous les échantillons ont été conservés à - 80 °C jusqu'à de nouvelles analyses.

### **3.8.6.3.2 Protocoles de dosage des biomarqueurs**

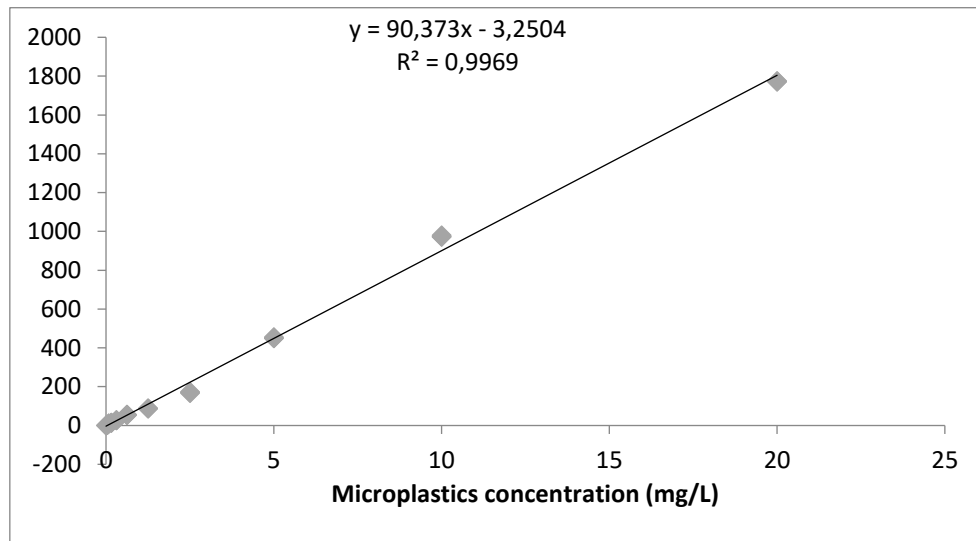
Le jour des analyses de biomarqueurs biochimiques, la teneur en protéines des échantillons a été quantifiée (Bradford, 1976; Guilhermino et al., 1996) et normalisée à 0,3 mg / ml (échantillons pour l'activité ChE) ou à 0,4 mg / ml (tous les autres échantillons pour l'analyse enzymatique).

- L'activité ChE a été déterminée par la technique d'Ellman (1961) adaptée à la microplaque (Guilhermino et al. 1996), en utilisant l'acétylthiocholine comme substrat à 412 nm.
- L'activité GPx a été déterminée selon Mohandas et al. (1984), utilisant du peroxyde d'hydrogène comme substrat, à 340 nm.
- Les niveaux de LPO ont été déterminés par la détermination des substances réactives à l'acide thiobarbiturique (TBARS) à 535 nm (Ohkawa et al., 1979; Bird et Draper, 1984; Filho et al., 2001; Torres et al., 2002).
- Après les déterminations, la concentration en protéines des échantillons a été de nouveau déterminée (Bradford, 1976; Guilhermino et al., 1996) et utilisée pour exprimer les activités enzymatiques et les niveaux de LPO.

L'activité des enzymes ChE et GPx a été exprimée en nano moles de substrat hydrolysé par minute par mg de protéine (nmol / min / mg protéine). Les niveaux de LPO ont été exprimés en nanomoles de TBARS par mg de protéine (nmol TBARS / mg de protéine). Toutes les analyses ont été réalisées en triple dans un lecteur de microplaques spectrophotomètre (Spectramax® M2, Molecular Devices, U.S.A.) à 25 °C.

### **3.8.7 Détermination des concentrations de microplastiques dans l'eau**

Les concentrations réelles de microplastiques dans les milieux d'essai frais et anciens pendant le test biologique ont été déterminées par spectrofluorimétrie (Spectramax® M2, USA) en suivant les procédures décrites précédemment (Luís et al., 2015) avec de petites modifications concernant les milieux d'essai et les propriétés du microplastiques utilisés (longueurs d'onde d'excitation et d'émission de 575 nm et 607 nm, respectivement). Le modèle de régression linéaire ajusté à la courbe d'étalonnage était : les concentrations de microplastiques (mg / L) = 90 373x - 3,25 fluorescences (unités F), R = 99,69% (Figure.71).



**Figure 71.** Courbe d'étalonnage microplastiques.

L'écart (%) des concentrations réelles par rapport aux concentrations nominales a été calculé comme suit :  $100 - (concentration\ réelle \times 100 / concentration\ nominale)$  (Luís et al., 2015; Fonte et al., 2016).

La diminution de la concentration de microplastiques dans les milieux d'essai sur 24 h (temps de renouvellement du milieu) ci-après indiquée comme la désintégration des microplastiques, a été calculée à partir des valeurs de fluorescence comme suit :

$$\text{Désintégration des microplastiques (\%)} = 100 - \frac{(\text{moyenne de la fluorescence des anciens milieux d'essai} \times 100)}{\text{moyenne de la fluorescence des milieux d'essai frais}} \quad (\text{Luís et al., 2015}).$$

Parce qu'une décomposition des microplastiques supérieure à 20% s'est produite pendant l'intervalle de renouvellement du milieu d'essai dans la plupart des traitements contenant animaux, les concentrations d'exposition estimées pendant le test biologique ont été calculées comme suit :

$$(\text{moyenne de la concentration réelle des microplastiques dans le milieu frais de traitement } X - \text{concentration réelle des microplastiques dans l'ancien milieu d'essai de chaque réplique du traitement } X) \times 100 / \text{concentration réelle des microplastiques dans l'ancien milieu d'essai de chaque réplique du traitement } X$$

La moyenne des valeurs obtenues dans les traitements contenant la concentration la plus faible de microplastiques et la moyenne des valeurs obtenues dans les traitements contenant la concentration la plus élevée de microplastiques ont été considérées respectivement comme

les concentrations d'exposition estimées les plus basses et les plus élevées pendant les essais biologiques.

### **3.9 Analyses statistiques**

Les résultats sont indiqués sous forme de moyenne  $\pm$  écart-type (SD) ou de moyenne  $\pm$  erreur-type de la moyenne (S.E.M.). Chaque ensemble de données a été vérifié pour la normalité de la distribution et l'homogénéité des variances à l'aide des tests de Shapiro-Wilks et/ou Kolmogorov-Smirnov et de Levene, respectivement. Chaque fois que nécessaire, des transformations appropriées ont été appliquées.

L'analyse de régression linéaire permet d'une part de déterminer les différentes équations de régression linéaire au sens des moindres carrés et les coefficients de détermination ajustés ( $R^2$ ) du type  $y = ax + b$ . Ces équations sont utilisées dans le calcul des activités enzymatiques de des biomarqueurs et dans le dosage des HAP.

Les concentrations létales et temps létaux ont été obtenus en utilisant SPSS. Les méthodes binominale, moyenne, transformations des probit et logit ont été calculés. Le meilleur modèle d'ajustement pour les données a été présenté.

Pour chaque ensemble de données, différents traitements ont été comparés avec une analyse de variance à un et à deux critères de classification (ANOVA) afin de comparer les moyennes pour les indices morphométriques (poids, taille, nombre de sétigères), les différents dosages (AChE, GST, et CAT, MDA, GPx, LPO, HAP, Cd, MPs, FR...) en fonction des différents sites d'échantillonnage, période ainsi que les concentrations, suivies du test de Tukey à comparaisons multiples. D'autres comparaisons ont été effectuées à l'aide du test t de Student. Le niveau significatif a été fixé à 0,05.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel IBM SPSS Statistics v20.0 pour Windows (IBM®, États-Unis).

# RESULTATS

## 4 RESULTATS

### 4.1 Inventaire et biodiversité

L'analyse de 50 échantillons dans les trois sites d'études a permis de recenser 5440 individus, et d'identifier 19 taxons au niveau spécifique. Il s'agit essentiellement des Annélides polychètes, mollusques, arthropodes et amphipodes. On note également la présence de nombreuses espèces de la flore marine telles que les Algues.

Un inventaire faunistique des espèces d'annélides polychètes présentes au niveau de trois sites du littoral Est-algérien (El-Kala, Annaba et Skikda) durant 19 mois de janvier 2014 à juillet 2015. Nous avons aussi récolté la faune et flore qui partagent le même habitat, et procédé à l'identification et au classement des différentes espèces selon le groupe zoologique comme suit :

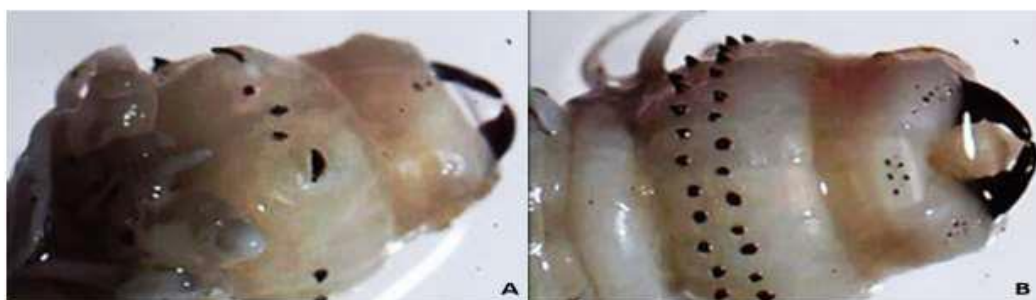
#### 4.1.1 Annélides polychètes

Les échantillons collectés au long de la côte Nord-Est de l'Algérie, tous sites confondus, totalisent près de 3145 individus de polychètes dont 2689 ont pu être identifiés jusqu'à l'espèce ou parfois jusqu'à la famille pour quelques individus incomplets ou abimés.

Les espèces de Nereidae inventoriées sont : *P. cultrifera*, *P. floridana*, *P. macropus*, *P. marionii*, *N. falsa*, *N. succinea*, *N. virens*, *Pl. dumerilii*, *N. diversicolor* avec la présence d'autres annélides polychètes qui sont : *Lepidonotus clava*, *Scolelepis squamata*, *Lumbrinereis sp*, *Terebellidae sp* et des espèces non identifiées.

##### 4.1.1.1 *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840)

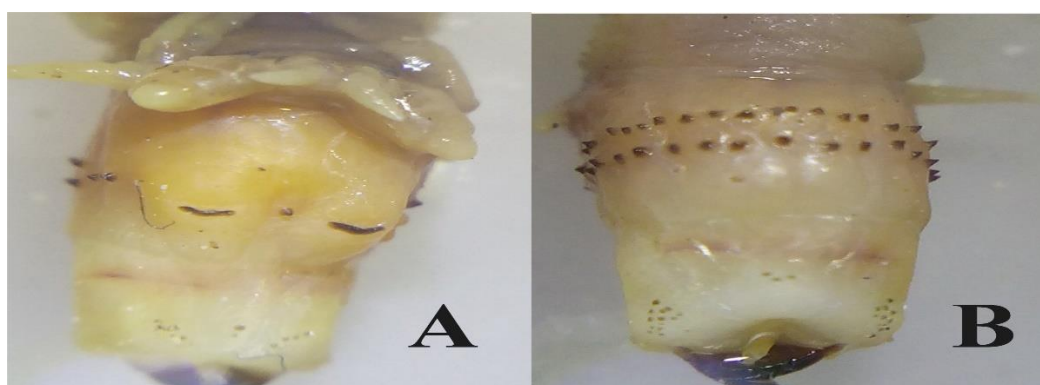
*Perinereis cultrifera* a été décrite par Grübe, 1840. Son corps est de forme semi-cylindrique entre 100 à 125 sétigères, elle possède un large prostomium, 2 paires de yeux, 2 palpes cylindriques, 2 antennes pointues et 4 paires de tentacules. La disposition des paragnathes a été décrite par Fauvel en 1923 comme suit : trois paragnathes disposés en triangle au niveau de lob (V) avec une double rangée transversale disposé en deux lignes régulières (Figure.72 A, B). Cette espèce a été localisée dans les stations d'El Morjane (El Kala) de Saint Cloud (Annaba) et de Bikini (Skikda).



**Figure 72.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes (Face dorsale ; A, et face ventrale ; B) chez *P. cultrifera* (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.1.2 *Perinereis cultrifera floridana* (Ehlers, 1868)

Cette espèce a été décrite par Ehlers en 1868. La seule différence entre cette espèce et *Perinereis cultrifera* est que le lobe V ne dispose que d'un seul paragnathe au lieu de trois (Figure.73).

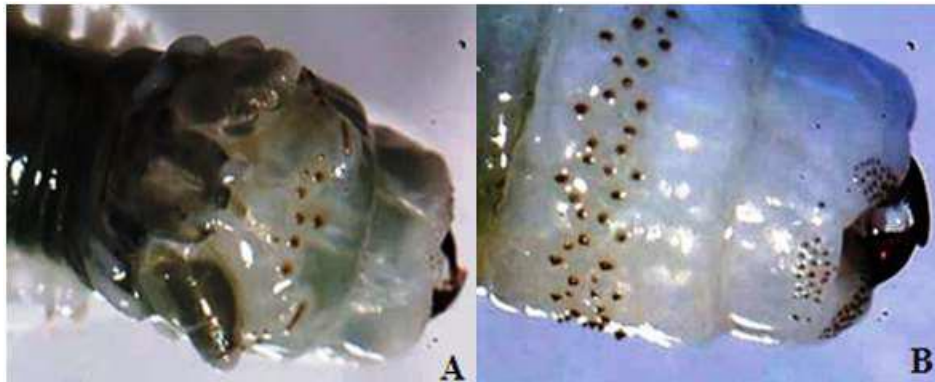


**Figure 73.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes (Face dorsale ; A, et face ventrale ; B) chez *P. cultrifera floridana* (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.1.3 *Perinereis macropus* (Claparède, 1870)

*Perinereis macropus* a été décrite par Claparède en 1870, présente un corps tronqué en avant, effilé en arrière de 57 à 99 sétigères, de couleur vert foncé uniforme à la face dorsale et blanchâtre ventralement, Le prostomium carré, 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 3e à 5e 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

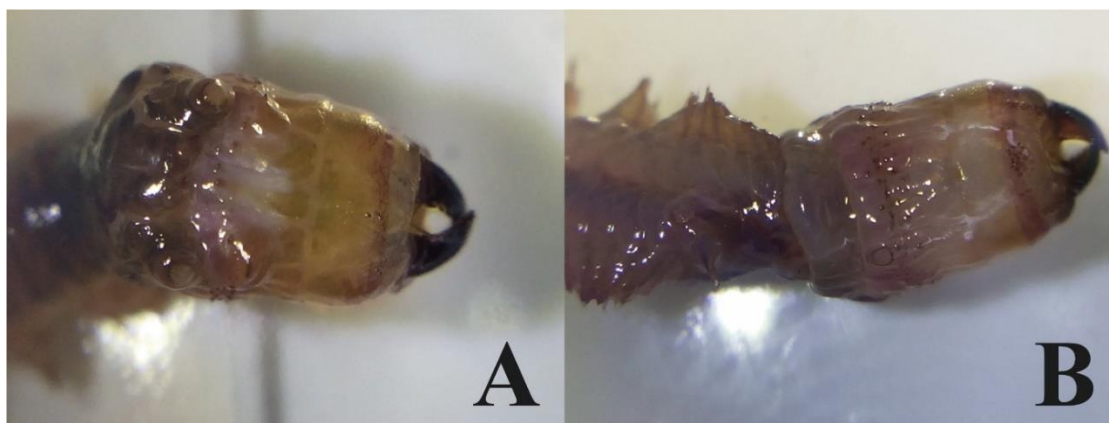
de moyens et petits, plus une large bande de très fins et très nombreux, en semis (Figure.74). Cette espèce se trouve dans la station d'El-Morjène (El-Kala) et Bikini (Skikda).



**Figure 74.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *P. macropus* (A ; face dorsale, B ; face ventrale) (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.1.4 *Perinereis marionii* (Audouin & Milne Edwards, 1833)

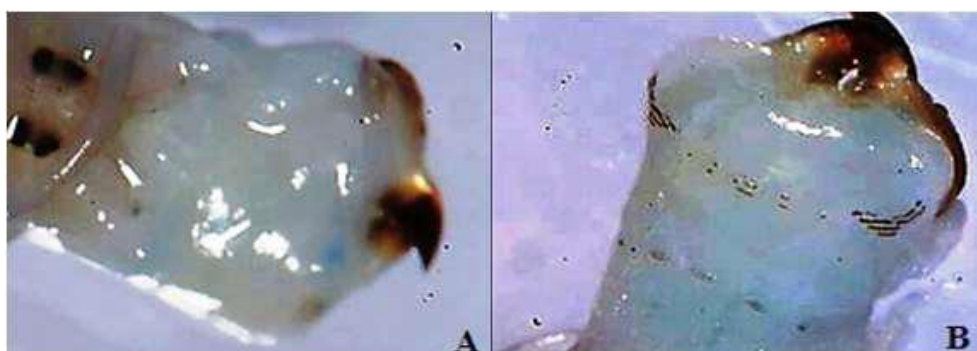
*Perinereis marionii* a été décrite par Audouin & Milne Edwards en 1833. Avec un Corps tronqué en avant, effilé en arrière. 70 à 82 sétigères. Prostomium carré, à base élargie transversalement. 4 yeux noirs en carré. Antennes subulées, bien plus courtes que les palpes qui sont gros, ovoïdes, divergents. Segment buccal de moitié plus long que le suivant. Cirres tentaculaires postérieurs atteignant le 3<sup>e</sup>.5<sup>e</sup> sétigère. Comprenant une mâchoire noire, courte et large à 8-12 dents. Paragnathes cule de chaque côté ; IV = amas triangulaires ; V II = amas triangulaires : 1=2, rarement 3 ; III =amas rectangulaire, flanqué de 2-3 denti. = 1 gros, une ligne sinueuse de gros et de moyens très variables et un large semis de très fins, très nombreux ; VI ques fins,coniques i VII-VIII =une ligne sinueuse de moyens et petits, plus = de chaque côté, un paragnathe transversal et quel. Une large bande de très fins et très nombreux, en semis. Parapodes changeant beaucoup de forme d'avant en arrière (Figure.75).



**Figure 75.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *P. marionii* (A ; face dorsale, B ; face ventrale) (Photo  $\times 32$ ).

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

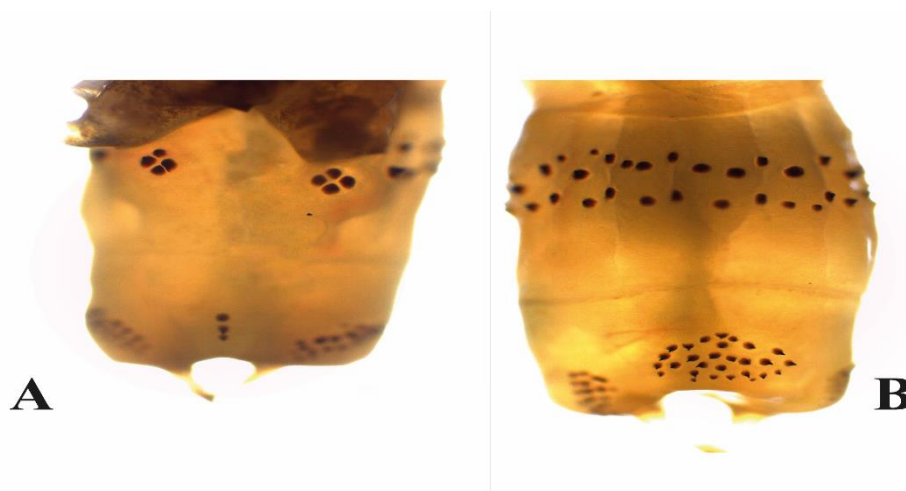
*Platynereis dumerilii* présente au niveau du site El-Morjène (El-Kala). Cette espèce a été décrite par Audouin & Milne-Edwards. Le nombre de sétigères est compris entre 32 et 60. Elle est d'une coloration très variable, jaunâtre, rosée, rougeâtre, avec des chromatophores violets. Le prostomium en cône 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 10e-15e 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 (Figure.76 A, B).



**Figure 76.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *Platynereis dumerilii* (A; face dorsale, B; face ventrale) (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.1.6 *Nereis falsa* (Quatrefages, 1865)

Cette espèce a été décrite pour la première fois par Quatrefages en 1865, avec a un corps grêle, effilé, et présente 42 à 93 sétigères de couleur blanchâtre laiteuse, Le prostomium est allongé, quatre yeux disposés en carré, et des antennes de la longueur des palpophores. Les palpes sont gros 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. La disposition des paragnathes est comme suit : I, et 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.77A, B). Cette espèce est présente au niveau des trois sites.



**Figure 77.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *Nereis falsa* (A; face dorsale, B; face ventrale) (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.1.7 *Nereis succinea* (Leuckart, 1847)

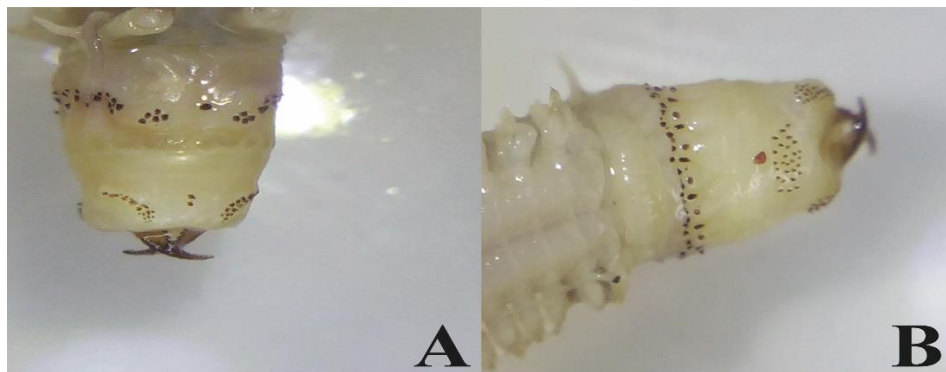
Cette espèce a été décrite pour la première fois par Leuckart en 1847 (Figure.78). Son Corps est large en avant, effilé postérieurement. Comprenant 70 à 120 sétigères. Le Prostomium est large, comprenant 4 yeux en trapèze avec des antennes courtes ; de Longs palpes divergents et un Segment buccal à peine plus long que le suivant. Les Cirres tentaculaires postérieurs atteignant du 3<sup>e</sup> au 7<sup>e</sup> sétigère. La mâchoire jaune à 4-9 dents. La disposition des paragnathes est comme suit : I = 2-3 en ligne longitudinale j II = amas de plusieurs rangées obliques ; III = amas en losange ou en rectangle ; IV = amas arqués ; V = 1 à 3; VI = de chaque côté, un gros paragnathe entouré d'un cercle de 6 à 7; VII~VIII = 3 rangées transversales plus ou moins fournies. Les parapodes variant beaucoup de formes d'une extrémité à l'autre.



**Figure 78.** Présentation de *Nereis succinea* (Vue générale). (Zoom X8)

#### 4.1.1.8 *Nereis virens* (Sars, 1835)

Décrite pour la première fois par Sars en 1835 *Nereis virens* a un Corps grand et large comprenant 100 à 175 sétigères et plus ; le prostomium plus, long que large et rétréci antérieurement. Avec 4 petits yeux en trapèze et des antennes courtes ; les palpes sont épais et un peu plus longs. De plus ; le segment buccal est 2 fois plus long que le suivant ; les Cirres tentaculaires postérieurs atteignant le 5e\_8e sétigère. un petit amas arrondi; II = amas arqués de 6-10; III -- Mâchoires noires à 6-10 dents. Les Paragnathes 1 = amas transversal = 1-2 ou irrégulier ; IV = amas arqués; V = 1-2 ou petit groupe irrégulier; VI de chaque côté, un seul ou un petit groupe irrégulier de 3 à 5; VII-VIII = une bande transversale irrégulière de nombreux denticules. Les parapodes varient très peu de formes d'une extrémité à l'autre. À la rame dorsale, la languette supérieure est très grande, foliacée, lancéolée, portant vers le milieu du bord supérieur le cirre dorsal petit, conique, beaucoup plus court (Figure.79).



**Figure 79.** Répartition des paragnathes au niveau de différents lobes chez *Nereis virens* (A; face dorsale, B; face ventrale) (Photo  $\times 32$ ).

#### 4.1.2 Faune associée

Pour l'inventaire de la faune associée à *P. cultrifera* nous avons pu identifier trois espèces de mollusques gastéropodes : *Diodora greaca*, *Patella sp*, *Tricolia speciosa* et une espèce de mollusque bivalve : *Mitylus galloprovincialis*, ainsi que des espèces d'arthropodes :

*Eriphia verrucosa*, *Isopoda sp* non identifiée et une espèce d'arthropode amphipode non identifiée : *Amphipoda sp* (Figure.80). La présence de toutes ces espèces a été notée au niveau des trois sites d'étude : El-Mordjène (El-Kala), St-Cloud (Annaba) et Bikini (Skikda) (Tableau).



**Figure 80.** Espèces identifiées de la faune associée au niveau des trois sites d'étude : El-Kala, Annaba et Skikda durant la période de janvier 2014 à juillet 2015 (×8).

Une répartition des différentes espèces a été observé (Tableau.3) qui est assez similaire au niveau des deux sites : Annaba, Skikda, mais une diversification plus importante et une abondance au niveau du site d'El- Kala.

Nous avons recensé 19 espèces de macroinvertébrés au niveau d'El-Kala au cours des trois années contre 12 à 14 espèces au niveau d'Annaba et Skikda.

Le nombre d'individus des différentes espèces est très variable. Les espèces retrouvées en grand nombre dans tous les sites sont *Perinereis cultrifera* (Annélide, Polychète) et *Mitylus galloprovincialis* (Mollusques) durant toute la période d'étude. Par ailleurs, nous avons remarqué la présence de plusieurs espèces au niveau du site d'El-Kala comparativement avec les autres sites. Les espèces recensées au niveau de ce site sont : *Perinereis cultrifera floridana*, *Nereis virens*, *Nereis succinea*, *Perinereis macropus*., *Platynereis dumerilli*, *Térébélidae sp*, *Lumbrineris sp* (Tableau.4).

**Tableau 3.** Espèces identifiées et recensées au niveau de trois sites d'étude : El-Kala, Annaba et Skikda durant l'année 2014 et 2015.

|                      |                                  | 2014    |        |        | 2015    |        |        |
|----------------------|----------------------------------|---------|--------|--------|---------|--------|--------|
|                      |                                  | El Kala | Annaba | Skikda | El Kala | Annaba | Skikda |
| Néreidiens           | <i>P. cultrifera</i>             | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>P. cultrifera floridana</i>   | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>P. macropus</i>               | +       | -      | +      | +       | -      | +      |
|                      | <i>P. marionii</i>               | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>N. falsa</i>                  | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>N. succinea</i>               | +       | -      | -      | +       | -      | -      |
|                      | <i>Pl. dumerilii</i>             | +       | -      | -      | +       | -      | -      |
|                      | <i>N. diversicolor</i>           | +       | +      | -      | +       | +      | -      |
|                      | <i>N. virens</i>                 | +       | -      | -      | +       | -      | -      |
| Annélides Polychètes | <i>Lepidonotus clava</i>         | -       | -      | +      | -       | -      | +      |
|                      | <i>Scolecopsis squamata</i>      | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>Lumbrinereis sp</i>           | +       | -      | +      | +       | -      | +      |
|                      | <i>Terebellidae sp</i>           | +       | -      | -      | +       | -      | -      |
| Mollusques           | <i>Diodora graeca</i>            | +       | -      |        | +       | +      | +      |
|                      | <i>Patella sp</i>                | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>Tricolia speciosa</i>         | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>Mitylus galloprovincialis</i> | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
| Arthropodes          | <i>Eriphia verrucosa</i>         | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
|                      | <i>Isopoda sp</i>                | +       | +      | +      | +       | +      | +      |
| Amphipodes           | <i>Amphipoda sp</i>              | +       | +      | +      | +       | +      | +      |

**Tableau 4.** Nombre d'individus (ni) des différentes espèces du peuplement (janvier 2014- juillet 2015).

|                      |                                  | 2014    |        |        | 2015    |        |        |
|----------------------|----------------------------------|---------|--------|--------|---------|--------|--------|
|                      |                                  | El Kala | Annaba | Skikda | El Kala | Annaba | Skikda |
| Néreidiens           | <i>P. cultrifera</i>             | 455     | 330    | 252    | 360     | 189    | 135    |
|                      | <i>P. cultrifera floridana</i>   | 4       | 6      | 6      | 2       | 3      | 1      |
|                      | <i>P. macropus</i>               | 25      | 0      | 15     | 11      | 0      | 12     |
|                      | <i>P. marionii</i>               | 10      | 1      | 3      | 3       | 2      | 2      |
|                      | <i>N.falsa</i>                   | 112     | 146    | 143    | 89      | 130    | 150    |
|                      | <i>N. succinea</i>               | 2       | 0      | 0      | 4       | 0      | 0      |
|                      | <i>Pl. dumerilii</i>             | 6       | 0      | 0      | 5       | 0      | 0      |
|                      | <i>N.diversicolor</i>            | 10      | 14     | 0      | 9       | 2      | 0      |
|                      | <i>N. virens</i>                 | 6       | 2      | 0      | 12      | 4      | 0      |
| Annélides Polychètes | <i>Lepidonotus clava</i>         | 0       | 0      | 6      | 0       | 0      | 5      |
|                      | <i>Scolelepis squamata</i>       | 4       | 1      | 2      | 6       | 1      | 1      |
|                      | <i>Lumbrinereis sp</i>           | 7       | 0      | 5      | 2       | 0      | 3      |
|                      | <i>Terebellidae sp</i>           | 1       | 0      | 0      | 1       | 0      | 0      |
| Mollusques           | <i>Diodora graeca</i>            | 20      | 0      | 22     | 21      | 5      | 18     |
|                      | <i>Patella sp</i>                | 38      | 17     | 15     | 39      | 20     | 14     |
|                      | <i>Tricolia speciosa</i>         | 13      | 5      | 19     | 22      | 3      | 16     |
|                      | <i>Mitylus galloprovincialis</i> | 550     | 356    | 180    | 465     | 332    | 173    |
| Arthropodes          | <i>Eriphia verrucosa</i>         | 3       | 4      | 2      | 4       | 3      | 4      |
|                      | <i>Isopoda sp</i>                | 36      | 44     | 24     | 56      | 42     | 28     |
| Amphipodes           | <i>Amphipoda sp</i>              | 26      | 16     | 13     | 24      | 29     | 25     |
| Abondance N          |                                  | 1322    | 940    | 707    | 1123    | 761    | 587    |

#### 4.1.3 Flore associée

Un inventaire de la flore associée à *P. cultrifera* a été effectué, nous avons pu identifier trois espèces d'algues *Colpomenia sinuosa* et *Corallina elongata* appartenant à l'embranchement des Rhodophyta, et *Ulva lactuca* appartenant à l'embranchement des Chlorophyta, parmi les différentes algues récoltées dans les stations étudiées, nous avons reconnus : l'algue verte : *Ulva lactuca* (figure.81 B), l'algue brune : *Colpomenia sinuosa* (Figure.81 C) et les algues rouges *Corallina elongata* (Figure.81 A) Ces trois algues ont été présentes au niveau des trois sites : El-Mordjène (El-Kala), St-Cloud (Annaba), Bikini (Skikda).



**Figure 81.** Espèces identifiées de la flore associée au niveau des trois sites d'étude : El- Kala, Annaba et Skikda durant la période de janvier 2014 à juillet 2015 (×8).

## 4.2 Régime alimentaire

Pendant la période d'étude, nous avons observé une différence claire concernant le niveau de répartition des régimes sur les trois sites d'études ; en effet, les nombres d'herbivores est plus important au niveau du site d'Annaba, les carnivores sont plus représentés à El Kala par rapport aux autres sites, les omnivores sont réparties d'une façon quasi égale sur les trois sites.

### 4.2.1 Répartition des sexes et du régime alimentaire au niveau des sites étudiés

Le régime alimentaire de 1205 individus de *P.cultrifera* a été étudié spécifiquement au niveau des trois sites d'étude, et par la même occasion la détermination des sexes a été procédée. Le Tableau.5 englobe ses résultats sur une période de 12 mois.

## RESULTATS

**Tableau 5.** Vue générale sur la répartition des sexes et du régime alimentaire des individus de *P. cultrifera* au niveau de chaque site d'étude.

| Mois            | Annaba     |           |           |           |                            |            |             | El Kala    |             |             |             |                    |           |           | Skikda     |           |           |           |                    |             |             |
|-----------------|------------|-----------|-----------|-----------|----------------------------|------------|-------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|-----------|--------------------|-------------|-------------|
|                 | Eff.       | Sexe      |           |           | Régime alimentaire (M & F) |            |             | Eff.       | Sexe        |             |             | Régime alimentaire |           |           | Eff.       | Sexe      |           |           | Régime alimentaire |             |             |
|                 |            | M         | F         | I         | H                          | C          | H & C       |            | M           | F           | I           | H                  | C         | H & C     |            | M         | F         | I         | H                  | C           | H & C       |
| <b>J</b>        | 25         | 14        | 11        | 0         | 16                         | 2          | 7           | 34         | 10          | 17          | 7           | 4                  | 23        | 7         | 27         | 11        | 7         | 9         | 16                 | 0           | 11          |
| <b>F</b>        | 84         | 47        | 37        | 0         | 53                         | 1          | 30          | 78         | 23          | 40          | 15          | 11                 | 49        | 18        | 45         | 17        | 7         | 21        | 26                 | 9           | 10          |
| <b>M</b>        | 72         | 55        | 17        | 0         | 48                         | 1          | 23          | 65         | 18          | 38          | 9           | 7                  | 37        | 21        | 31         | 9         | 9         | 13        | 15                 | 5           | 11          |
| <b>A</b>        | 51         | 31        | 15        | 5         | 31                         | 2          | 18          | 81         | 35          | 42          | 4           | 15                 | 43        | 23        | 36         | 10        | 13        | 13        | 27                 | 0           | 9           |
| <b>M</b>        | 38         | 18        | 20        | 0         | 25                         | 0          | 13          | 56         | 31          | 25          | 0           | 13                 | 26        | 17        | 42         | 15        | 21        | 6         | 24                 | 6           | 12          |
| <b>J</b>        | 43         | 21        | 13        | 9         | 25                         | 3          | 15          | 42         | 14          | 17          | 11          | 5                  | 22        | 15        | 31         | 3         | 7         | 21        | 15                 | 5           | 11          |
| <b>Jt</b>       | 24         | 15        | 9         | 0         | 16                         | 0          | 8           | 35         | 21          | 9           | 5           | 9                  | 13        | 13        | 19         | 0         | 4         | 15        | 12                 | 0           | 7           |
| <b>A</b>        | 17         | 7         | 7         | 3         | 10                         | 2          | 5           | 23         | 9           | 7           | 7           | 6                  | 9         | 8         | 12         | 1         | 1         | 10        | 5                  | 0           | 7           |
| <b>S</b>        | 23         | 7         | 5         | 11        | 9                          | 7          | 7           | 7          | 4           | 3           | 0           | 2                  | 3         | 2         | 15         | 0         | 6         | 9         | 4                  | 0           | 11          |
| <b>O</b>        | 28         | 3         | 6         | 19        | 14                         | 5          | 9           | 6          | 5           | 1           | 0           | 2                  | 0         | 4         | 11         | 0         | 0         | 11        | 10                 | 0           | 1           |
| <b>N</b>        | 15         | 4         | 2         | 9         | 7                          | 4          | 4           | 21         | 8           | 6           | 7           | 4                  | 5         | 12        | 7          | 3         | 0         | 4         | 5                  | 0           | 2           |
| <b>D</b>        | 21         | 7         | 3         | 11        | 13                         | 0          | 8           | 27         | 8           | 10          | 9           | 11                 | 7         | 9         | 13         | 4         | 2         | 7         | 7                  | 0           | 6           |
| <b>Tot.</b>     | <b>441</b> | 229       | 145       | 67        | 267                        | 27         | 147         | <b>475</b> | 186         | 215         | 74          | 89                 | 237       | 149       | <b>289</b> | 73        | 77        | 139       | 166                | 25          | 98          |
| <b>%</b>        | 100        | <b>52</b> | <b>33</b> | <b>15</b> | <b>61</b>                  | <b>6</b>   | <b>33</b>   | 100        | <b>39</b>   | <b>45</b>   | <b>16</b>   | <b>19</b>          | <b>50</b> | <b>31</b> | 100        | <b>25</b> | <b>27</b> | <b>48</b> | <b>57</b>          | <b>9</b>    | <b>34</b>   |
| <b>Tot. P.R</b> | <b>288</b> | 172       | 102       | 14        | 182                        | 7          | 99          | <b>322</b> | 121         | 162         | 39          | 51                 | 177       | 94        | <b>185</b> | 54        | 57        | 74        | 107                | 25          | 53          |
| <b>%</b>        | 100        | <b>60</b> | <b>35</b> | <b>5</b>  | <b>63</b>                  | <b>2,5</b> | <b>34,5</b> | 100        | <b>37,5</b> | <b>50,3</b> | <b>12,2</b> | <b>16</b>          | <b>55</b> | <b>29</b> | 100        | <b>29</b> | <b>31</b> | <b>40</b> | <b>58</b>          | <b>13,5</b> | <b>28,5</b> |

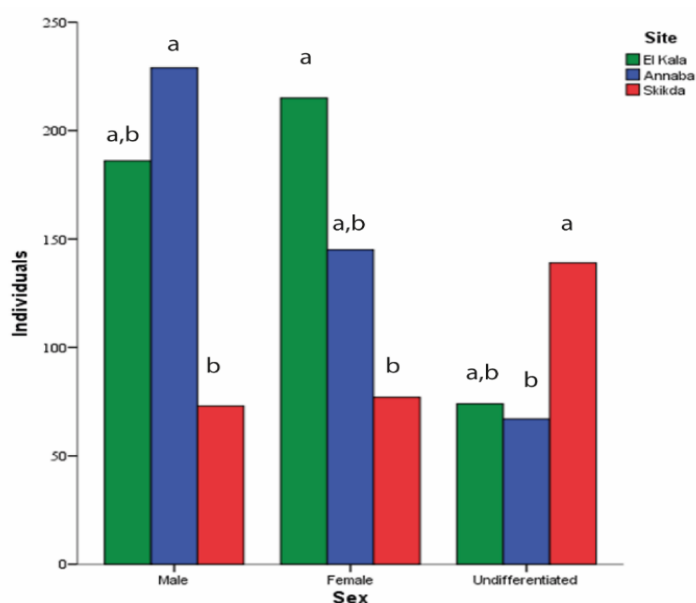
L'ensemble des données du tableau.5 a été soumis à une analyse de la variance a un facteur contrôlé ; les résultats de l'ANOVA sont regroupés dans le Tableau.6.

**Tableau 6.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations du nombre total d'individus, males, femelles et indifférenciés ainsi que les herbivores, carnivores et omnivores au niveau (El-Kala, Annaba et Skikda) durant l'année 2014.

| ANOVA            |                |                |    |             |        |      |
|------------------|----------------|----------------|----|-------------|--------|------|
|                  |                | Sum of Squares | df | Mean Square | F      | Sig. |
| n_total          | Between Groups | 1634,889       | 2  | 817,444     | 1,877  | ,169 |
|                  | Within Groups  | 14374,083      | 33 | 435,578     |        |      |
|                  | Total          | 16008,972      | 35 |             |        |      |
| Male             | Between Groups | 1082,056       | 2  | 541,028     | 3,772  | ,033 |
|                  | Within Groups  | 4732,833       | 33 | 143,419     |        |      |
|                  | Total          | 5814,889       | 35 |             |        |      |
| Female           | Between Groups | 793,556        | 2  | 396,778     | 3,391  | ,046 |
|                  | Within Groups  | 3860,750       | 33 | 116,992     |        |      |
|                  | Total          | 4654,306       | 35 |             |        |      |
| Undifferentiated | Between Groups | 262,722        | 2  | 131,361     | 4,408  | ,020 |
|                  | Within Groups  | 983,500        | 33 | 29,803      |        |      |
|                  | Total          | 1246,222       | 35 |             |        |      |
| Herbivorous      | Between Groups | 1328,167       | 2  | 664,083     | 6,358  | ,005 |
|                  | Within Groups  | 3446,833       | 33 | 104,449     |        |      |
|                  | Total          | 4775,000       | 35 |             |        |      |
| Carnivorous      | Between Groups | 2473,556       | 2  | 1236,778    | 13,050 | ,000 |
|                  | Within Groups  | 3127,417       | 33 | 94,770      |        |      |
|                  | Total          | 5600,972       | 35 |             |        |      |
| Omnivorous       | Between Groups | 139,056        | 2  | 69,528      | 1,729  | ,193 |
|                  | Within Groups  | 1326,833       | 33 | 40,207      |        |      |
|                  | Total          | 1465,889       | 35 |             |        |      |

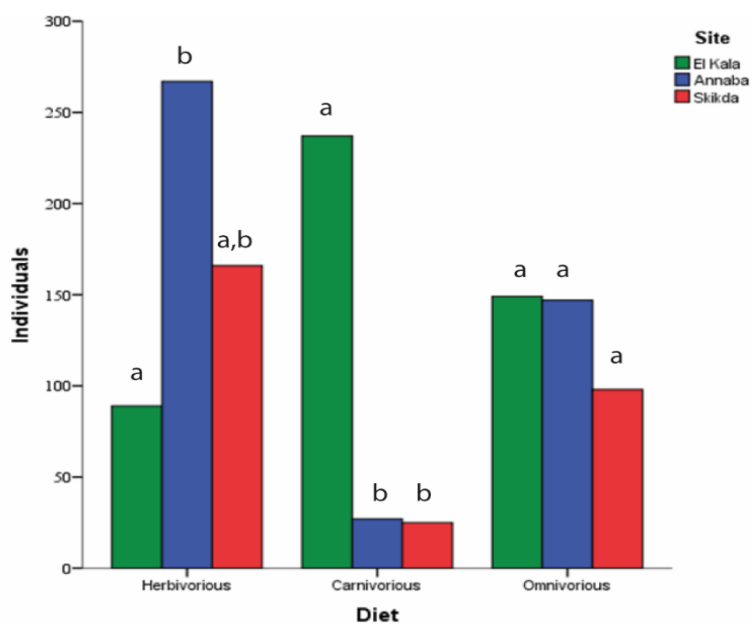
Les résultats de L'ANOVA n'ont pas montré de différence significative pour le nombre total d'individus étudiés au niveau des trois sites.

Pour la répartition des sexes, l'ANOVA a montré des différences significatives concernant le nombre de mâles, femelles et indifférenciés au niveau des sites d'études (Figure.82).



**Figure 82.** Répartition des sexes au niveau des trois sites d'études (lettres alphabet correspondant à la classification de Tukey).

L'ANOVA a montré une différence significative dans la répartition du nombre d'herbivores et carnivores au niveau des sites d'études, mais pas de différences significatives concernant les omnivores (Figure.83).



**Figure 83.** Répartition des régimes alimentaires au niveau des trois sites d'études.

#### 4.2.2 Variations spatiales et saisonnières du régime alimentaire de *P. cultrifera*

12 éléments ont été trouvés dans le contenu intestinal pour tous les sites d'échantillonnage (tableau 7). Cependant, sur ce total, seuls cinq ont montré une fréquence d'occurrence supérieure à 3 %. Ces éléments étaient le mucus (51 %), les sédiments (15,6 %), les détritus végétaux (17,2 %), les Néréididés (6,7 %) et les crustacés (3,8 %) (Tableau.7).

**Tableau 7.** Contenu digestif de *Perinereis cultrifera* dans tous les sites d'études (composants principaux en gras).

| Contenu digestif (n= 883)  | %           |
|----------------------------|-------------|
| <b>Mucus</b>               | <b>51</b>   |
| <b>Sediment</b>            | <b>15.6</b> |
| <b>Vegetable detritus</b>  | <b>17.2</b> |
| <b>Total Polychaeta</b>    | <b>9,2</b>  |
| Nereididae                 | 6.7         |
| Polychaeta (non identifié) | 2,5         |
| <b>Total Crustacea</b>     | <b>3.8</b>  |
| Isopoda (non identifié)    | 1           |
| Amphipoda (non identifié)  | 0.6         |
| Crustacea (restes)         | 2.2         |
| <b>Others</b>              | <b>3.2</b>  |
| Gastéropoda                | 0,5         |
| Bivalvia                   | 0,9         |
| Insecta (non identifié)    | 0.6         |
| (non identifié)            | 1.2         |

Les résultats pour les habitudes alimentaires de *P.cultrifera* dans toutes les stations d'échantillonnage montrent clairement l'ingestion de divers produits alimentaires, avec des différences dans l'occurrence de ces éléments entre les sites et au cours de l'année (Figure.84).

L'ANOVA a montré un non-effet du site de prélèvement ( $p \geq 0,005$ ) et de la saison ( $p \geq 0,005$ ) sur le pourcentage de mucus ; il n'y avait aucun effet de l'interaction entre les deux variables indépendantes ( $p \geq 0,005$ ).

Les résultats ont montré que le mucus semble être l'élément le plus important en particulier pendant les périodes d'été / automne (El Kala 52,2%; Annaba 54,7 %; Skikda 55,3 %), les valeurs les plus faibles ont été observées pendant l'hiver (El Kala 49,2%; Annaba 46,9 %; Skikda 46,8 %).

Il n'y avait pas de différence significative entre les sites d'échantillonnage concernant la quantité de sédiments ingérés ( $p \geq 0,005$ ). En outre, des différences notables liées à l'interaction de la saison ( $p \geq 0,005$ ) ( $p \geq 0,005$ ). À l'automne, *P.cultrifera* a ingéré un pourcentage plus élevé de sable (El Kala 17,39%; Annaba 15,94 %; Skikda 16,92 %). Les valeurs les plus faibles étaient en hiver et au printemps (El Kala 13,33%; Annaba 14,75 %; Skikda 16,22 %).

Les résultats de l'ANOVA ont montré, pour les détritux végétaux, qu'il n'y avait aucune différence entre les sites d'échantillonnage ( $F = 0,48$ ,  $p = 0,61$ ), les saisons ( $F = 0,22$ ,  $p = 0,87$ ) et les sites d'interaction et la saison ( $F = 0,23$ ,  $p = 0,96$ ).

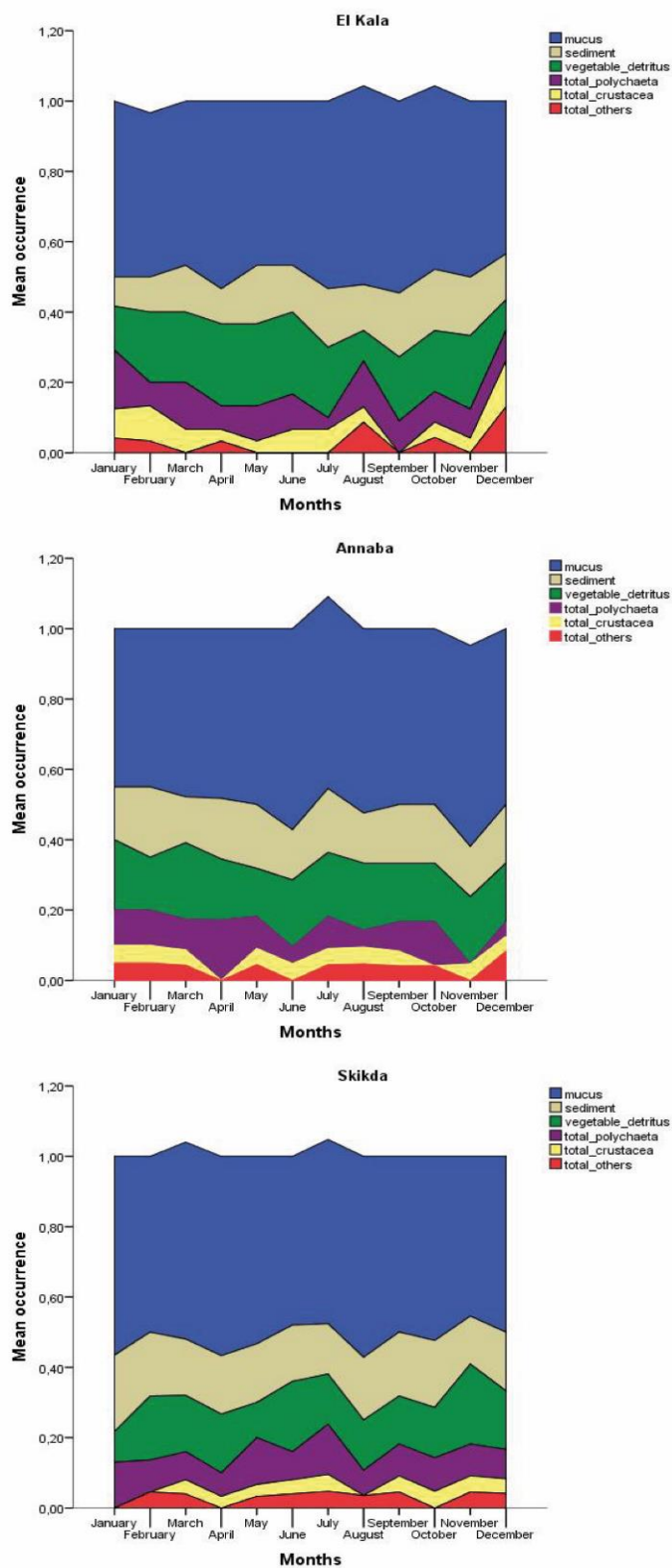
Des parapodes et des restes de *P.cultrifera* ainsi que d'autres Nereididae ont été trouvés dans les échantillons suggérant un comportement cannibale. L'ANOVA a montré un effet marginal non significatif pour les sites d'échantillonnage ( $F = 0,34$ ,  $p = 0,79$ ) et un effet non significatif pour la saison de l'année ( $F = 0,13$ ,  $p = 0,87$ ). Cependant, les mêmes analyses ont révélé un effet non significatif des interactions entre les variables ( $F = 0,18$ ,  $p = 0,98$ ).

Il y avait des effets non significatifs en dehors des sites d'échantillonnage ( $F = 1,57$ ,  $p = 0,20$ ) sur le pourcentage du total des articles de crustacés trouvés dans le tube digestif de *Perinreis cultrifera*. Ces observations ont été trouvées pour l'effet des saisons ( $F = 0,44$ ,  $p = 0,72$ ) et l'interaction entre les variables ( $F = 0,88$ ,  $p = 0,50$ ). Les valeurs les plus élevées ont été observées sur le site d'El Kala en hiver (10 %), Annaba en été (4,7 %) et Skikda en automne (4,6 %).

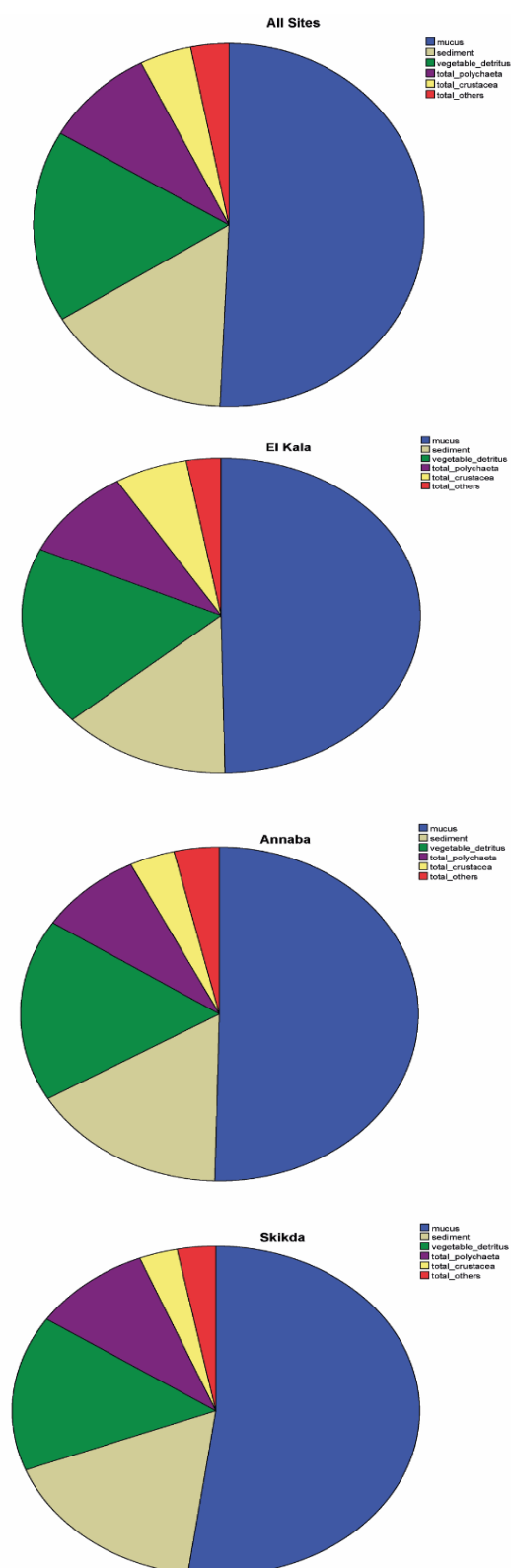
Pour l'élément « autre » (différents groupes d'animaux trouvés en petites quantités ; voir le Tableau.7), les résultats ont montré que des valeurs plus élevées pour cet élément en hiver (Figure.85) étaient attribuables à la présence d'une variété de ces éléments. Au printemps, une légère diminution a été observée dans tous les sites d'échantillonnage (Figure.85).

Concernant le contenu de chaque site représentant tous les crustacés et polychètes trouvés ont été regroupés pour tous les sites d'échantillonnage, et les autres éléments ont été regroupés en une seule variable (Figure.85).

L'analyse de cette figure met en évidence les principaux gradients trouvés dans le régime alimentaire de cette espèce de EL Kala, Annaba et Skikda. Une légère diminution du sable et une prédation accrue des crustacés et des polychètes d'El Kala par rapport à Annaba et Skikda respectivement.



**Figure 84.** Les différentes matières ingérées par *Perinereis cultrifera* dans tous les sites d'études montrant l'ingestion de variété d'aliments entre les sites et durant l'année 2014.



**Figure 85.** Principaux contenus du tractus digestif de *Perinereis cultrifera* (%) dans tous les sites d'études et dans chaque site séparément.

#### 4.2.3 Taille corporelle et effets du sexe sur l'alimentation

Les résultats ont montré une différence significative entre les trois tailles étudiées (S1, S2 et S3) (test posthoc HSD,  $p < 0,05$ ) pour le mucus, le sable, les détritux végétaux et les polychètes (Tableau.8). Une plus grande quantité de sédiments ( $S1 > S2 > S3$ ) et une plus faible quantité de polychètes ( $S1 < S2 < S3$ ). D'autre part, les individus plus gros (S3) ingèrent plus d'algues et de polychètes et ont des valeurs de mucus ingérés plus faibles. Les stratégies d'alimentation ont changé entre les classes de taille S1, S2 et S3, ingérant ces dernières des quantités plus élevées de mucus (Tableau.8).

**Tableau 8.** Comparaison (ANOVA) du contenu digestif de *P. cultrifera* (%) séparé en différentes classes de taille : (S1) petite (S2) moyenne (S3) grande.

|                           | S1  |                   | S2  |                   | S3  |                   | F     | p     |
|---------------------------|-----|-------------------|-----|-------------------|-----|-------------------|-------|-------|
|                           | n   | moyenne $\pm$ se  | n   | moyenne $\pm$ se  | n   | moyenne $\pm$ se  |       |       |
| <b>Mucus</b>              | 294 | 52.04 $\pm$ 0,029 | 295 | 62.71 $\pm$ 0,028 | 294 | 38.1 $\pm$ 0,028  | 18,65 | 0,000 |
| <b>Sédiment</b>           |     | 36.73 $\pm$ 0.028 |     | 8.47 $\pm$ 0.016  |     | 1.7 $\pm$ 0.007   | 9.92  | 0.000 |
| <b>Détritus végétales</b> |     | 3.06 $\pm$ 0.01   |     | 11.86 $\pm$ 0.018 |     | 36.73 $\pm$ 0.028 | 7.31  | 0.000 |
| <b>Polychaeta</b>         |     | 2.72 $\pm$ 0,009  |     | 8.81 $\pm$ 0,016  |     | 15.99 $\pm$ 0,021 | 16,07 | 0,000 |
| <b>Crustacea</b>          |     | 2.38 $\pm$ 0,008  |     | 1.36 $\pm$ 0,006  |     | 2.72 $\pm$ 0,009  | 0,34  | 0,709 |
| <b>Others</b>             |     | 4.08 $\pm$ 0.011  |     | 2.71 $\pm$ 0.009  |     | 2.72 $\pm$ 0.009  | 0.55  | 0.575 |

On observe aucune différence significative dans le contenu alimentaire entre les mâles et les femelles (Tableau.9) sauf pour l'article (polychètes) où nous avons constaté que les mâles ont tendance à ingérer plus des polychètes que les femelles ( $p = 0,003$ ).

**Tableau 9.** Contenu digestif des mâles et femelles de *P. cultrifera* (%).

|                           | Mâle (n=229)     | Femelle (n=654)  | F     | p     |
|---------------------------|------------------|------------------|-------|-------|
|                           | moyenne $\pm$ sd | moyenne $\pm$ sd |       |       |
| <b>Mucus</b>              | 45.85 $\pm$ 0,49 | 52.75 $\pm$ 0,49 | 3 231 | 0,072 |
| <b>Sédiment</b>           | 12.66 $\pm$ 0.33 | 16.67 $\pm$ 0.37 | 2.061 | 0.151 |
| <b>Vegetable Detritus</b> | 21.40 $\pm$ 0.41 | 15.75 $\pm$ 0.36 | 3.805 | 0.051 |
| <b>Polychaeta</b>         | 13.97 $\pm$ 0,34 | 7.49 $\pm$ 0,26  | 8 616 | 0,003 |
| <b>Crustacea</b>          | 5.68 $\pm$ 0,23  | 3.82 $\pm$ 0,19  | 1 341 | 0,247 |
| <b>Others</b>             | 4.37 $\pm$ 0.20  | 2.75 $\pm$ 0.17  | 1.341 | 0.248 |

### 4.3 Impact de la pollution sur *P. cultrifera*

#### 4.3.1 Évolution des paramètres physico-chimiques de l'eau

Les paramètres physico-chimiques de l'eau de mer mesurés durant l'année 2014 et 2015 dans les trois sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) sont représentés dans les figures 86, 87, 88, 89, et 90.

Les résultats de l'analyse de la variance à un critère de classification entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour chaque paramètre physico-chimique sont présentés dans le (Tableau.10).

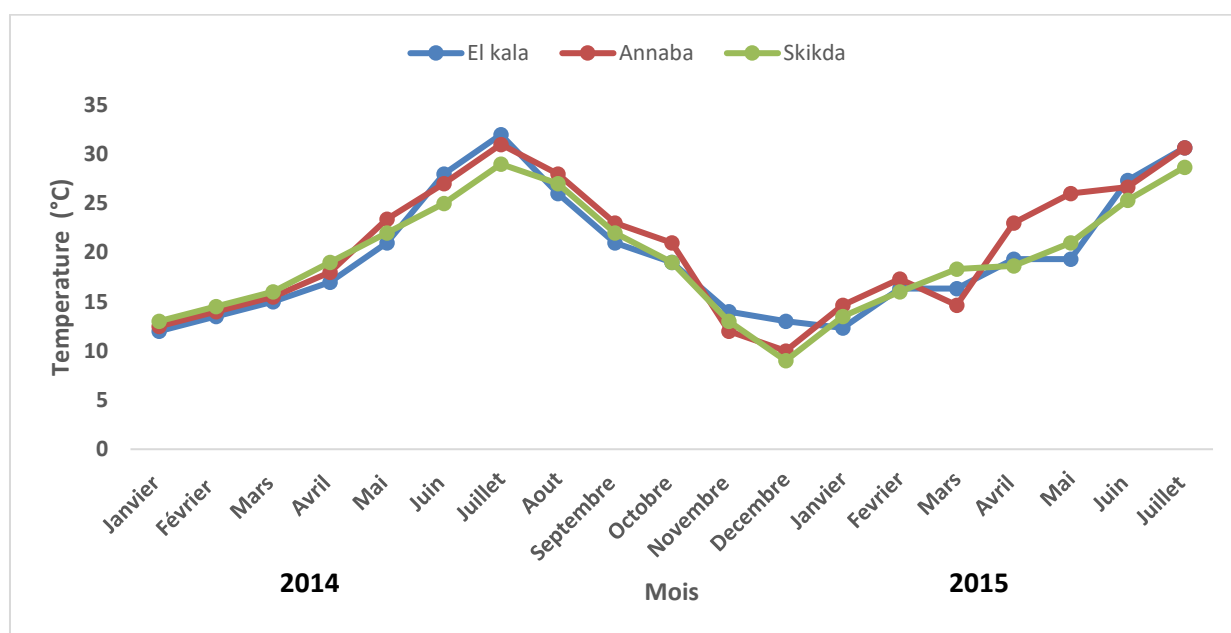
**Tableau 10.** ANOVA à un facteur contrôlé des variations des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer au niveau (El-Kala, Annaba et Skikda) durant la période d'étude (2014-2015).

**ANOVA à 1 facteur**

|              |               | Somme des carrés | ddl | Moyenne des carrés | F     | Signification |
|--------------|---------------|------------------|-----|--------------------|-------|---------------|
| Temperature  | Inter-groupes | 1,995            | 2   | ,997               | ,023  | ,977          |
|              | Intra-groupes | 1419,755         | 33  | 43,023             |       |               |
|              | Total         | 1421,750         | 35  |                    |       |               |
| pH           | Inter-groupes | ,722             | 2   | ,361               | 7,538 | ,002          |
|              | Intra-groupes | 1,581            | 33  | ,048               |       |               |
|              | Total         | 2,303            | 35  |                    |       |               |
| Salinité     | Inter-groupes | 1,354            | 2   | ,677               | ,048  | ,953          |
|              | Intra-groupes | 466,865          | 33  | 14,147             |       |               |
|              | Total         | 468,219          | 35  |                    |       |               |
| o2_dissous   | Inter-groupes | 83,276           | 2   | 41,638             | 9,630 | ,001          |
|              | Intra-groupes | 142,684          | 33  | 4,324              |       |               |
|              | Total         | 225,960          | 35  |                    |       |               |
| Conductivité | Inter-groupes | 8,161            | 2   | 4,080              | ,126  | ,882          |
|              | Intra-groupes | 1064,862         | 33  | 32,269             |       |               |
|              | Total         | 1073,022         | 35  |                    |       |               |

##### 4.3.1.1 Température

L'évolution de la température (°C) durant les deux années d'études (2014-2015) présente une même tendance pour les trois sites. Par ailleurs, la température montre des fluctuations importantes en rapport avec les saisons qui sont considérées comme des variations naturelles. En effet, le minimum a été enregistré pendant la saison hivernale avec 13 °C à El-Kala en décembre, et variait entre 9 °C et 10 °C, et ce en décembre respectivement à Annaba et à Skikda. Une augmentation progressive de la température a été notée à partir d'avril atteignant son maximum en juillet avec 32 °C à El-Kala, 31 °C à Annaba et 28,8 °C à Skikda. A l'automne, une diminution de la température a été observée pour les trois sites d'étude (Figure 86).

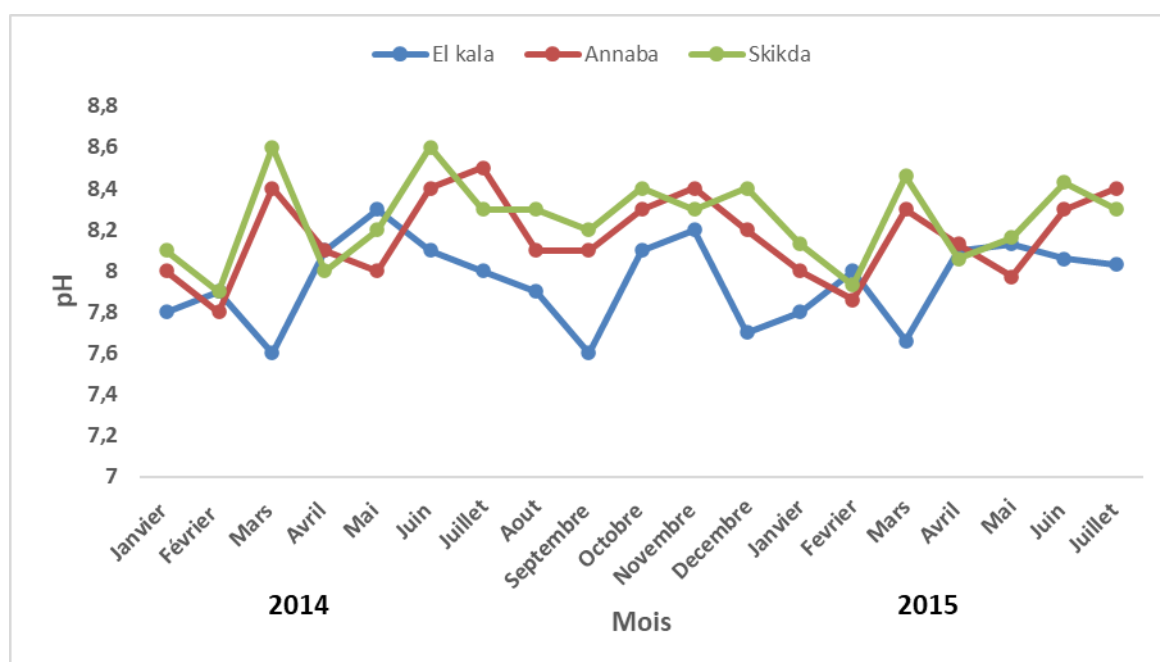


**Figure 86.** Variations mensuelles de la température (°C) au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015).

L'analyse de la variance à un critère de classification n'a pas montré de différence significative entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour la température ( $p = 0,977$ ) (Tableau.10).

#### 4.3.1.2 pH

La mesure du pH au cours de la période d'étude a montré des fluctuations assez légères dans le site d'El-Kala où la valeur minimale était de 7,6 en Mars et la valeur maximale atteignait 8,3 en mai. Le pH variait entre un minimum de 7,8 en février et un maximum de 8,5 en juillet à Annaba. Enfin, à Skikda la valeur minimale enregistrée était de 7,9 en février contre une valeur maximale de 8,6 en mars et juin (Figure.87).



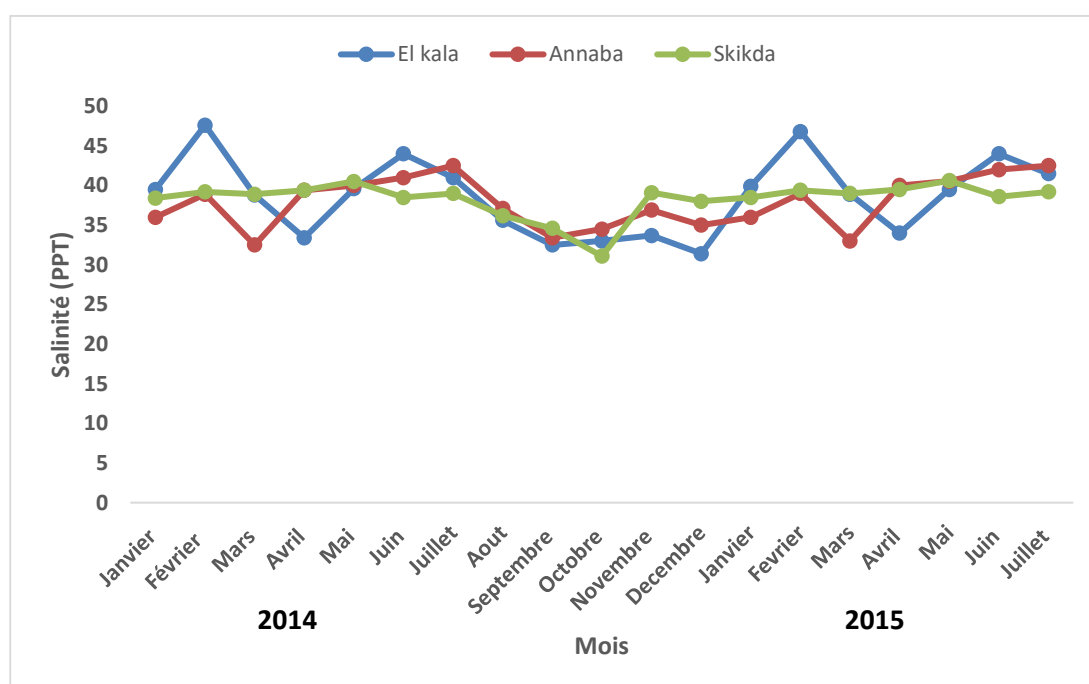
**Figure 87.** Variations mensuelles du pH au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015).

L'analyse de la variance à un critère de classification a montré une différence significative entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour le pH ( $p = 0,02$ ) (Tableau.10).

Le test de Tukey a permis de classer les variables en deux groupes distincts (El Kala = A ; Annaba, Skikda = B).

#### 4.3.1.3 Salinité

La salinité n'a pas présenté de variations importantes entre les sites d'étude durant la période d'étude. En effet, elle présentait une augmentation progressive à partir d'avril atteignant son maximum au mois de juillet dans le site d'El-Kala avec une valeur de 44 ppt. À Annaba, une valeur de 42,5 ppt a été enregistrée en juillet, au mois de mai la valeur de 40,5 ppt a été maximale à Skikda. Les valeurs les plus faibles de la salinité ont été enregistrées au mois de décembre avec 31,4 ppt, en mars 32,5 ppt et en octobre 31,1 ppt respectivement au niveau d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda (Figure.88).

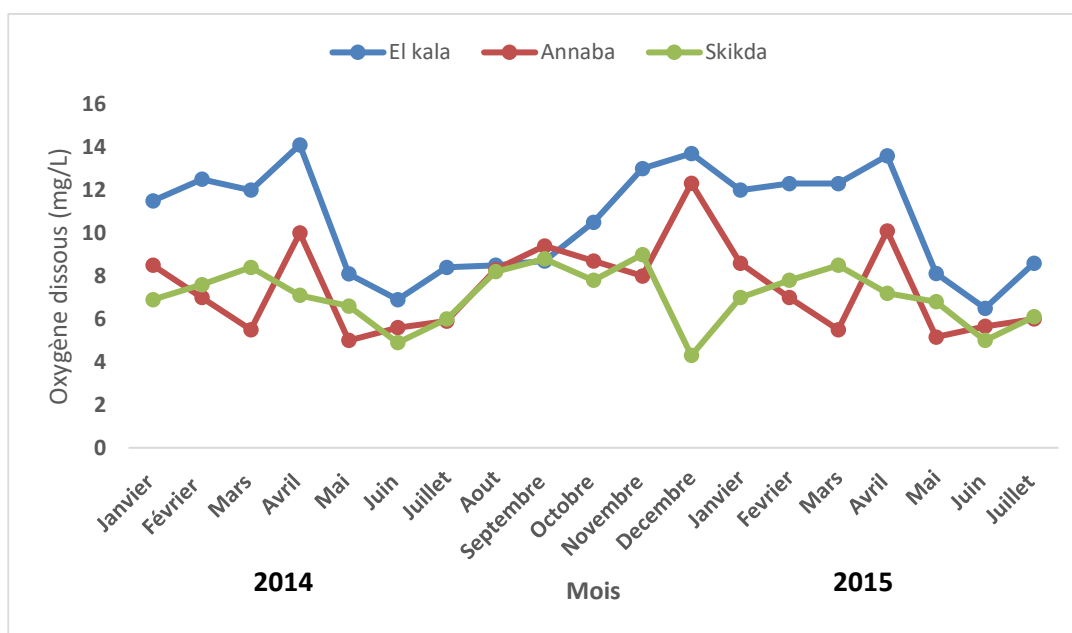


**Figure 88.** Variations mensuelles de la salinité en ppt au niveau des trois sites étudiés

L'analyse de la variance à un critère de classification n'a pas montré de différence entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour la salinité ( $p = 0,953$ ) (Tableau.10).

#### 4.3.1.4 Oxygène dissous

La variation mensuelle de l'oxygène dissous (mg/L) au cours de la période d'étude atteint leur maximum au mois d'avril pour El-Kala, en décembre à Annaba et en novembre à Skikda avec des valeurs de 14,1 mg/L et 12,32 mg/L et 9 mg/L respectivement. On a observé une diminution progressive dans les valeurs de l'O<sub>2</sub> dissous atteignant leurs minimums au mois de mai et juin au niveau des trois sites avec les valeurs de : 6,9 mg/L, 5,1 mg/L et 4,3 mg/L respectivement pour El-Kala, Annaba et Skikda (Figure.89).



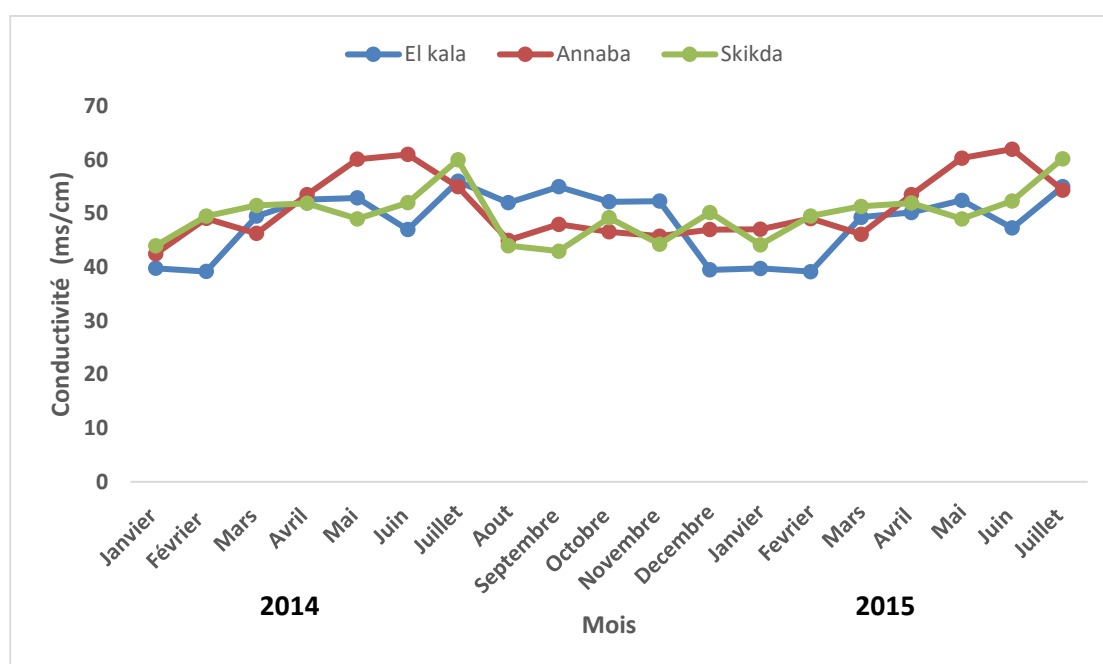
**Figure 89.** Variations mensuelles de l'oxygène dissous au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015).

L'analyse de la variance à un critère de classification a montré une différence significative entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour le pH ( $p = 0,01$ ) (Tableau. 10).

Le test de Tukey a permis de classer les variables en deux groupes distincts (El Kala = A ; Annaba, Skikda = B).

#### 4.3.1.5 Conductivité

La variation mensuelle de la conductivité (ms/cm) au cours de la période d'étude atteint leur minimum au mois de février a El Kala avec 39 ms/cm ; et en janvier pour Annaba et Skikda avec des valeurs de 42 ms/cm et 44 ms/cm respectivement. On a observé une augmentation progressive dans les valeurs de l'O<sup>2</sup> dissous atteignant au mois de juin et juillet au niveau des trois sites avec les valeurs de : 56, 61 et 60 ms/cm respectivement pour El-Kala, Annaba et Skikda (Figure.90).



**Figure 90.** Variations mensuelles de la conductivité ms/cm au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, juillet 2015).

L'analyse de la variance à un critère de classification n'a pas montré de différence entre les sites (El-Kala, Annaba et Skikda) pour la conductivité ( $p = 0,882$ ) (Tableau.10).

### 4.3.2 Les paramètres morphométriques

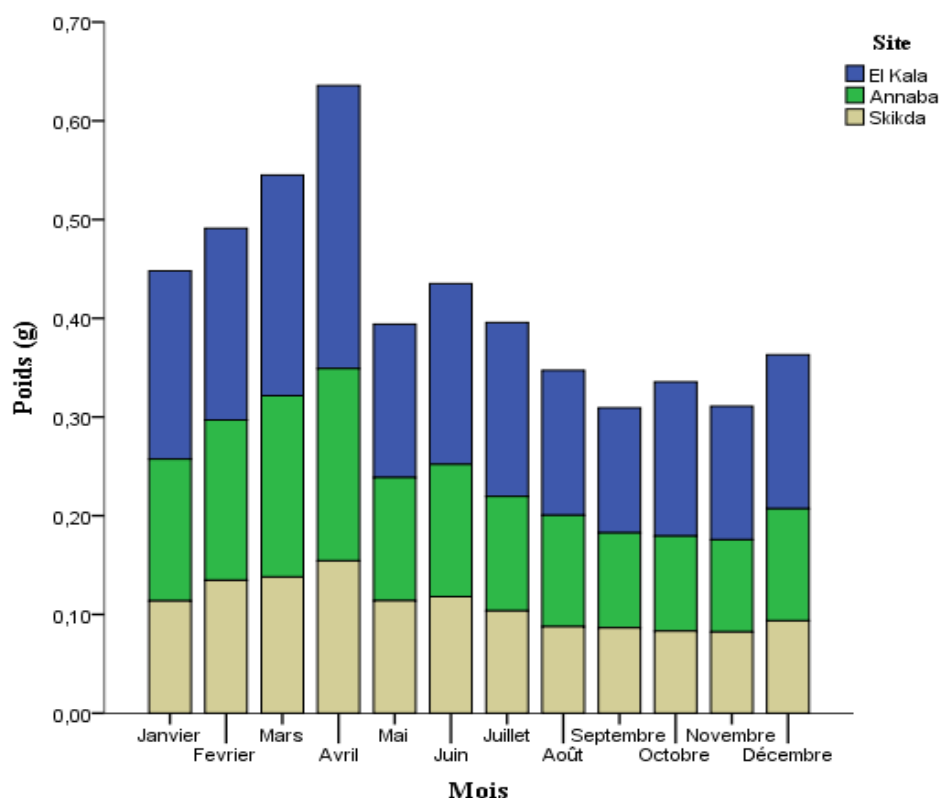
#### 4.3.2.1 Variation du poids frais

Le poids frais des individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des trois sites d'étude (El Kala, Annaba et Skikda) a été déterminé mensuellement durant l'année 2014. Les variations mensuelles du poids frais des individus de *P. cultrifera* montrent une augmentation progressive du poids de janvier avec un maximum atteint au mois d'avril ( $0,287 \pm 0,006$ ;  $0,195 \pm 0,002$  et  $0,154 \pm 0,003$  g) respectivement pour les sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda, puis une diminution du poids atteignant un minimum au mois de septembre ( $0,127 \pm 0,003$ ;  $0,096 \pm 0,002$  et  $0,082 \pm 0,004$  g) respectivement à El-Kala, Annaba et Skikda, et c'est à signaler qu'une légère augmentation en décembre a été enregistrée (Figure.91).

L'analyse statistique ANOVA à un facteur contrôlé a révélé une différence très hautement significative entre les sites pendant toute la période d'étude, le test de Tukey a classé les sites en trois groupes : le groupe A correspondant au site d'El-Kala, groupe B : celui d'Annaba et groupe C : à celui de Skikda (Tableau. 11).

**Tableau 11.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez *P. cultrifera*. Analyse ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

| Mois      | El Kala (A) |            | Annaba (B) |            | Skikda (C) |            | P     |
|-----------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
|           | Moyenne     | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type |       |
| Janvier   | 0,180       | 0,010      | 0,144      | 0,003      | 0,114      | 0,003      | 0,000 |
| Février   | 0,199       | 0,010      | 0,162      | 0,003      | 0,135      | 0,003      | 0,000 |
| Mars      | 0,223       | 0,006      | 0,184      | 0,003      | 0,138      | 0,003      | 0,000 |
| Avril     | 0,287       | 0,006      | 0,195      | 0,002      | 0,154      | 0,003      | 0,000 |
| Mai       | 0,151       | 0,010      | 0,125      | 0,002      | 0,114      | 0,003      | 0,001 |
| Juin      | 0,180       | 0,005      | 0,134      | 0,005      | 0,118      | 0,002      | 0,000 |
| Juillet   | 0,173       | 0,008      | 0,116      | 0,001      | 0,104      | 0,004      | 0,000 |
| Août      | 0,157       | 0,012      | 0,113      | 0,001      | 0,088      | 0,000      | 0,000 |
| Septembre | 0,127       | 0,003      | 0,096      | 0,002      | 0,086      | 0,003      | 0,000 |
| Octobre   | 0,156       | 0,003      | 0,096      | 0,002      | 0,083      | 0,003      | 0,000 |
| Novembre  | 0,135       | 0,003      | 0,093      | 0,003      | 0,082      | 0,004      | 0,000 |
| Décembre  | 0,156       | 0,006      | 0,113      | 0,002      | 0,094      | 0,002      | 0,000 |



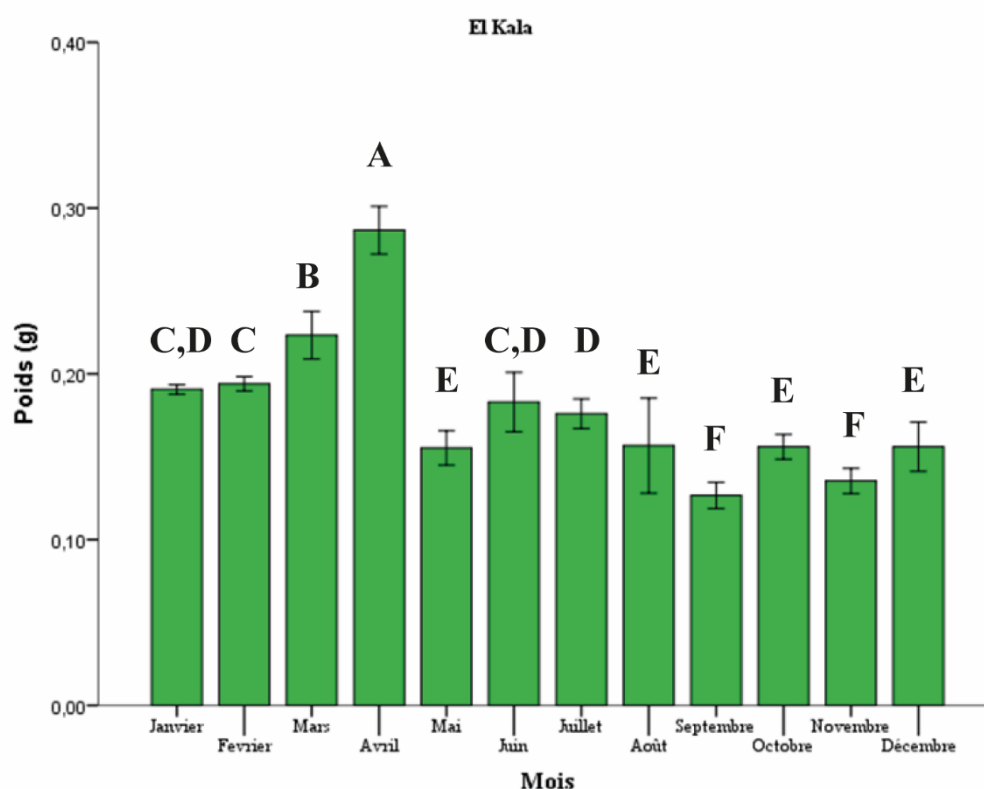
**Figure 91.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez *P. cultrifera* au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.12).

**Tableau 12.** Analyse ANOVA à un critère de classification du poids corporel chez *P. cultrifera* pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) durant l'année 2014.

|       |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|-------|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Poids | Inter-groupes | 0,062            | 11  | 0,006              | 192 827 | 0,000         |
|       | Intra-groupes | 0,001            | 24  | 0,000              |         |               |
|       | Total         | 0,063            | 35  |                    |         |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du poids corporel en sept groupes pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) durant l'année 2014 (Figure.92).



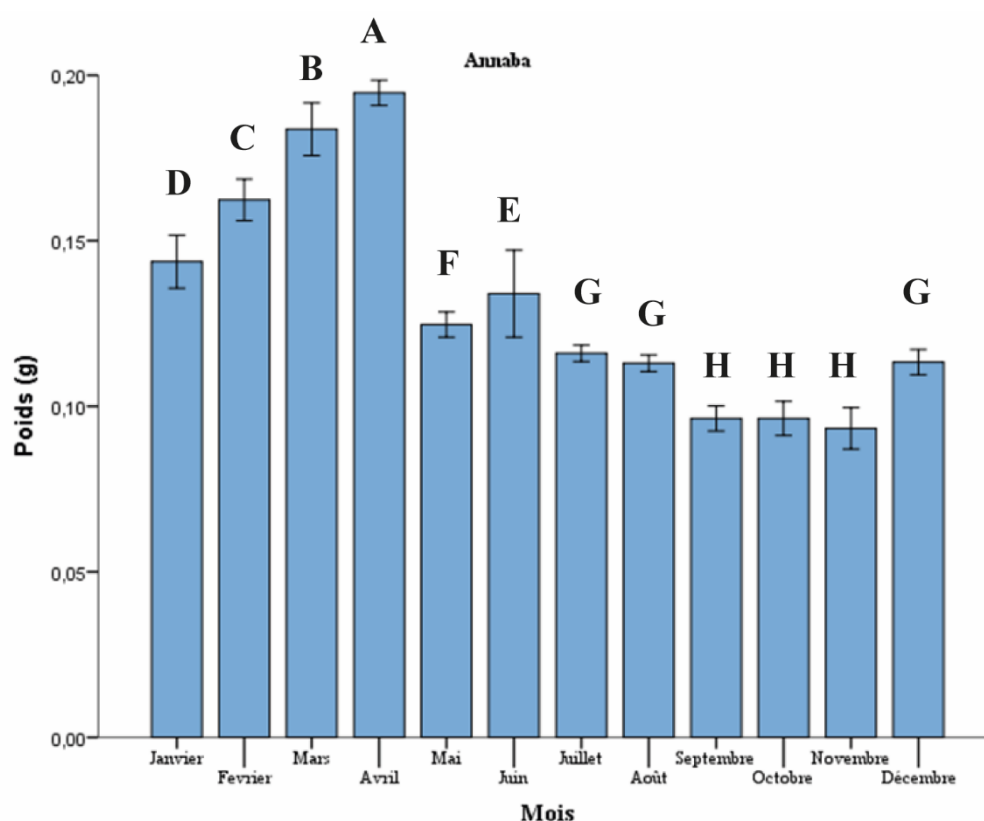
**Figure 92.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez *P. cultrifera* d'El-Mordjène (El-Kala) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de St-Cloud (Annaba) a montré une différence très hautement significative entre les mois durant l'année 2014 (Tableau.13).

**Tableau 13.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des poids corporels chez *P. cultrifera* dans le site St-Cloud (Annaba).

|       |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|-------|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Poids | Inter-groupes | 0,038            | 11  | 0,003              | 539 871 | 0,000         |
|       | Intra-groupes | 0,000            | 24  | 0,000              |         |               |
|       | Total         | 0,038            | 35  |                    |         |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du poids corporel en huit groupes pour le site de St Cloud (Annaba) durant l'année 2014 (Figure.93).



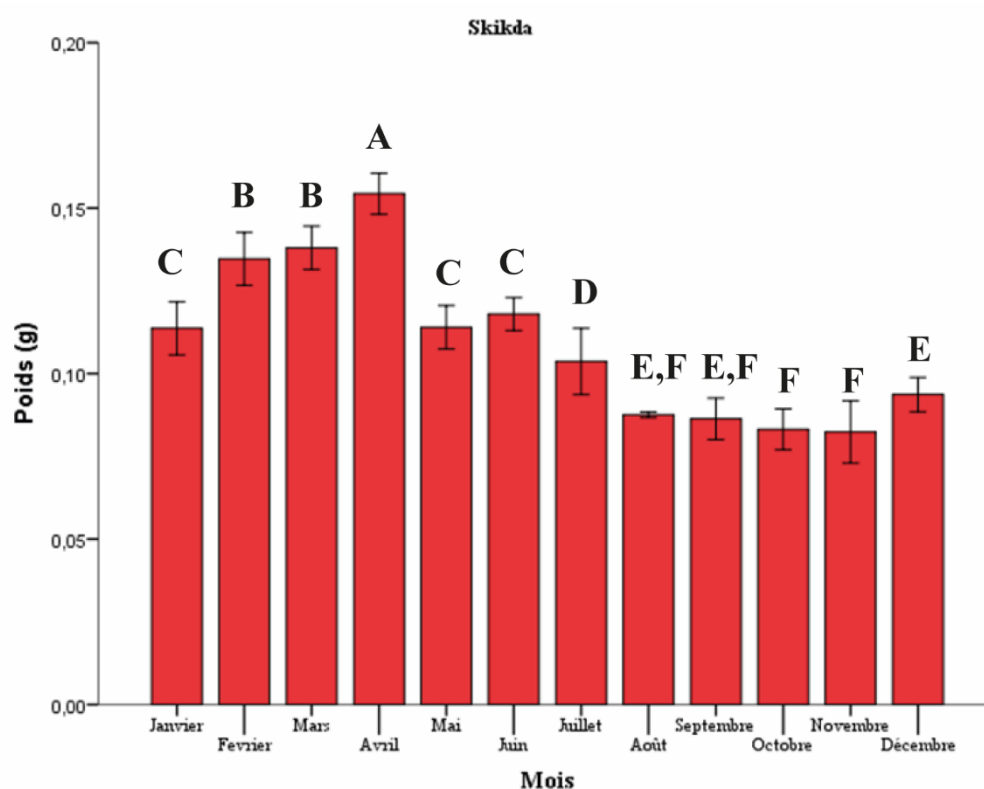
**Figure 93.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez *P. cultrifera* dans le site St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de Bikini (Skikda) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.14).

**Tableau 14.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des poids corporel chez *P. cultrifera* dans le site de Skikda.

|       |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|-------|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Poids | Inter-groupes | 0,019            | 11  | 0,002              | 222 374 | 0,000         |
|       | Intra-groupes | 0,000            | 24  | 0,000              |         |               |
|       | Total         | 0,019            | 35  |                    |         |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du poids corporel en sept groupes pour le site de Bikini (Skikda) durant l'année 2014 (Figure.94).



**Figure 94.** Variations mensuelles du poids corporel (g) chez *P. cultrifera* dans le site de Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour le poids chez *P. cultrifera* au niveau des trois sites durant l'année 2014 a révélé une différence très hautement

significative entre les sites et entre les mois et une interaction sites/mois très hautement significative (Tableau.15).

**Tableau 15.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés du poids chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude en 2014.

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 0,209 <sup>a</sup>           | 35  | 0,006              | 412 955     | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 2 100                        | 1   | 2 100              | 145 116 998 | 0,000 |
| Mois                 | 0,108                        | 11  | 0,010              | 677 642     | 0,000 |
| Site                 | 0,090                        | 2   | 0,045              | 3 112 104   | 0,000 |
| Mois * Site          | 0,011                        | 22  | 0,001              | 35 235      | 0,000 |
| Erreur               | 0,001                        | 72  | 1,447E-005         |             |       |
| Total                | 2 311                        | 108 |                    |             |       |
| Total corrigé        | 0,210                        | 107 |                    |             |       |

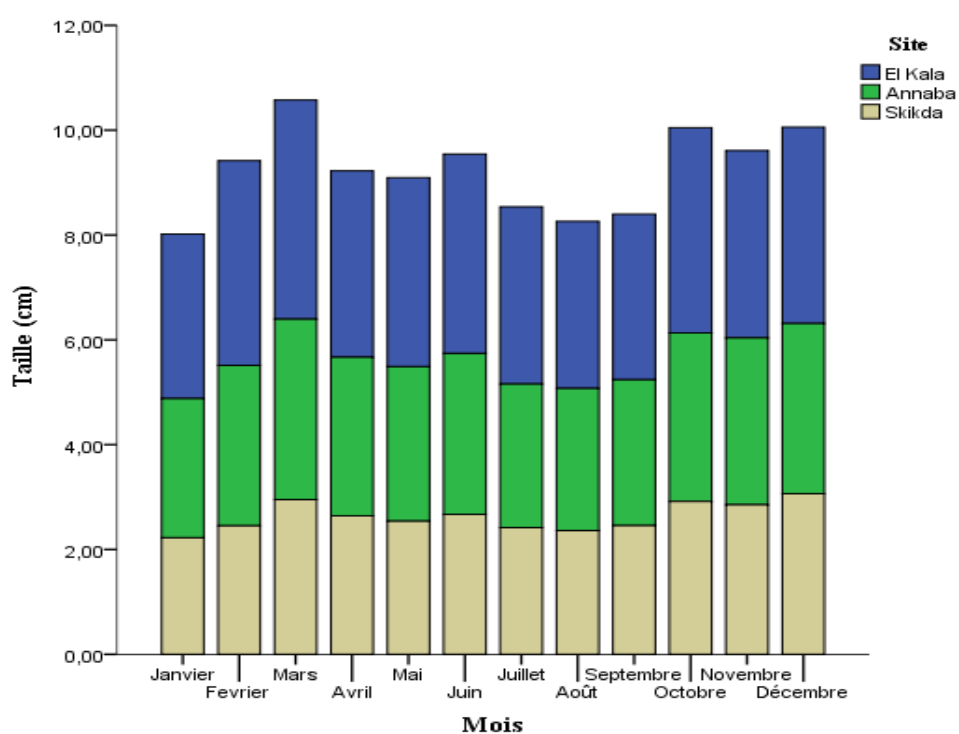
#### 4.3.2.2 Variation de la taille

La taille des individus de *P. cultrifera* récoltés au niveau des trois sites d'étude (El Kala, Annaba et Skikda) a été mesurée mensuellement durant l'année 2014. Nous avons observé une augmentation progressive de la taille chez les individus de *P. cultrifera* au niveau des trois sites d'étude de février à Juin ( $3,8 \pm 0,11$ ;  $3,07 \pm 0,02$  et  $2,95 \pm 0,02$  cm) respectivement pour les sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda. Une diminution de la taille a été notée au mois d'août jusqu'à atteindre le minimum en janvier ( $3,13 \pm 0,01$  ;  $2,65 \pm 0,01$  et  $2,22 \pm 0,01$  cm) correspondant aux sites d'El-Kala, d'Annaba et de Skikda (Figure.95).

L'analyse statistique ANOVA à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative entre les sites pour tous les mois d'étude. ( $p= 0,000$ ). Le test de Tukey a classé les sites en trois groupes un groupe A pour le site d'El-Kala, un groupe B correspondant à Annaba et un groupe C à celui de Skikda (Tableau.16).

**Tableau 16.** Variations mensuelles de la taille (cm) chez *P. cultrifera*, ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

|                  | El Kala (A) |            | Annaba (B) |            | Skikda (C) |            |       |
|------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
|                  | Moyenne     | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | P     |
| <b>Janvier</b>   | 3,137       | 0,012      | 2,657      | 0,029      | 2,223      | 0,015      | 0,000 |
| <b>Février</b>   | 3,903       | 0,081      | 3,060      | 0,010      | 2,453      | 0,055      | 0,000 |
| <b>Mars</b>      | 4,180       | 0,010      | 3,443      | 0,015      | 2,953      | 0,023      | 0,000 |
| <b>Avril</b>     | 3,557       | 0,050      | 3,023      | 0,015      | 2,643      | 0,032      | 0,000 |
| <b>Mai</b>       | 3,603       | 0,015      | 2,950      | 0,035      | 2,540      | 0,017      | 0,000 |
| <b>Juin</b>      | 3,800       | 0,114      | 3,073      | 0,021      | 2,670      | 0,072      | 0,000 |
| <b>Juillet</b>   | 3,380       | 0,020      | 2,740      | 0,020      | 2,417      | 0,055      | 0,000 |
| <b>Août</b>      | 3,187       | 0,015      | 2,713      | 0,032      | 2,360      | 0,030      | 0,000 |
| <b>Septembre</b> | 3,157       | 0,021      | 2,783      | 0,021      | 2,457      | 0,142      | 0,000 |
| <b>Octobre</b>   | 3,913       | 0,012      | 3,217      | 0,076      | 2,917      | 0,040      | 0,000 |
| <b>Novembre</b>  | 3,573       | 0,051      | 3,183      | 0,067      | 2,853      | 0,032      | 0,000 |
| <b>Décembre</b>  | 3,747       | 0,110      | 3,247      | 0,015      | 3,063      | 0,055      | 0,000 |



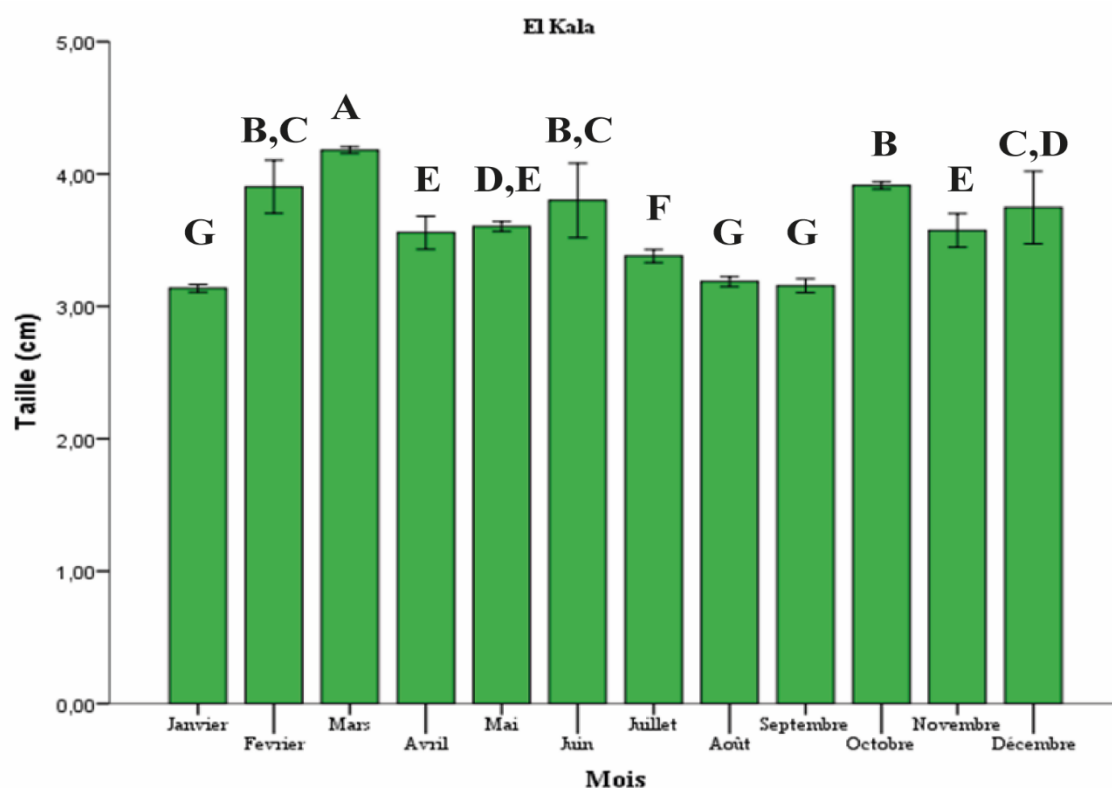
**Figure 95.** Variations mensuelles de la taille (cm) au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site d'El-Kala a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.17).

**Tableau 17.** Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez *P. cultrifera* pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) durant l'année 2014.

|        |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|--------|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Taille | Inter-groupes | 3 662            | 11  | 0,333              | 104 048 | 0,000         |
|        | Intra-groupes | 0,077            | 24  | 0,003              |         |               |
|        | Total         | 3 739            | 35  |                    |         |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs de la taille corporelle en neuf groupes pour le site d'El Mordjene (El Kala) durant l'année 2014 (Figure.96).



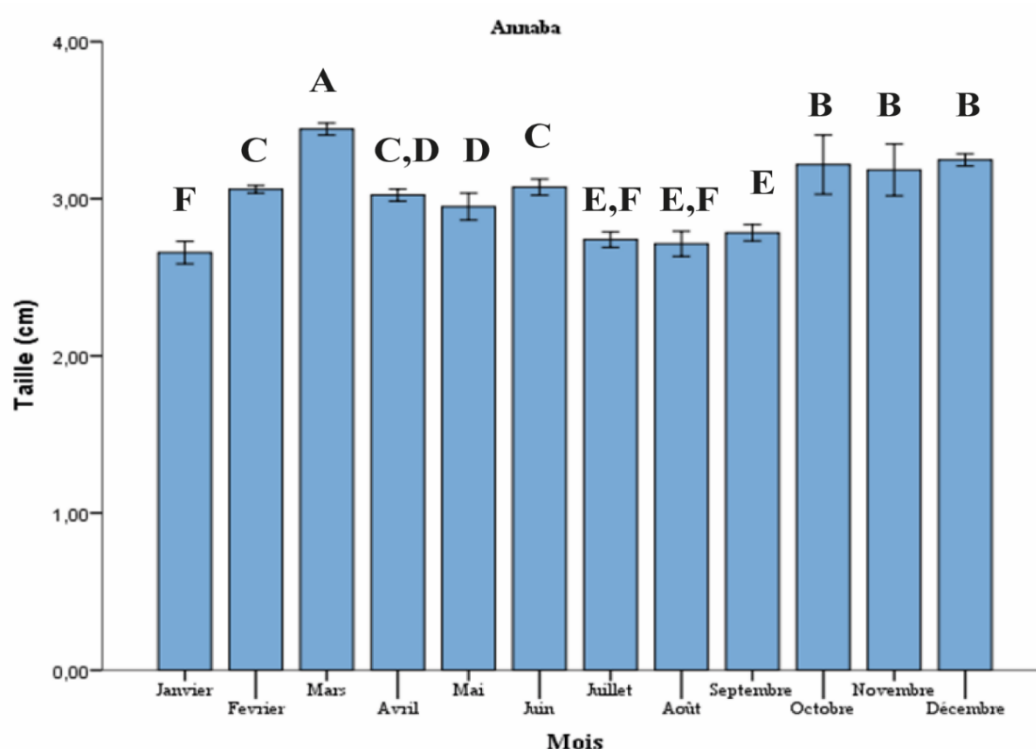
**Figure 96.** Variations mensuelles de la taille chez *P. cultrifera* pour le site d'El Mordjène en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de Annaba a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.18).

**Tableau 18.** Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez *P. cultrifera* pour le site de St Cloud (Annaba) durant l'année 2014.

|        |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|--------|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Taille | Inter-groupes | 1 992            | 11  | 0,181              | 142 009 | 0,000         |
|        | Intra-groupes | 0,031            | 24  | 0,001              |         |               |
|        | Total         | 2 022            | 35  |                    |         |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs de la taille corporelle en sept groupes pour le site de St Cloud (Annaba) durant l'année 2014 (Figure.97).



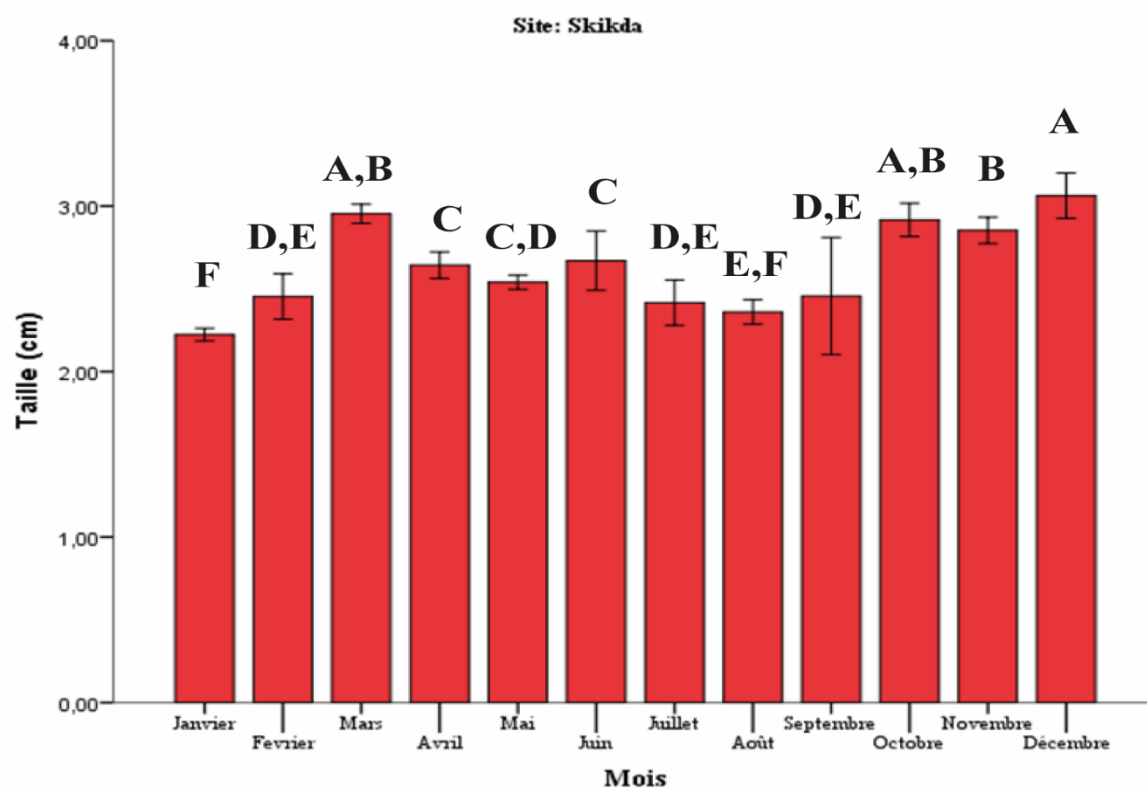
**Figure 97.** Variations mensuelles de la taille chez *P. cultrifera* pour le site St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de Skikda montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.19).

**Tableau 19.** Analyse ANOVA à un critère de classification pour la taille chez *P. cultrifera* pour le site de Bikini (Skikda) durant l'année 2014.

|        |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|--------|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Taille | Inter-groupes | 2 338            | 11  | 0,213              | 63 443 | 0,000         |
|        | Intra-groupes | 0,080            | 24  | 0,003              |        |               |
|        | Total         | 2 418            | 35  |                    |        |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs de la taille corporelle en onze groupes pour le site de Bikini (Skikda) durant l'année 2014 (Figure.98).



**Figure 98.** Variations mensuelles de la taille chez *P. cultrifera* pour le site Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée sur les données relatives au niveau des trois sites pour la taille a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois, et une interaction sites/mois très hautement significative (Tableau .20).

**Tableau 20.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de la taille chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude en 2014.

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 25 035                       | 35  | 0,715              | 274 233     | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 1 022 622                    | 1   | 1 022 622          | 392 059 741 | 0,000 |
| Mois                 | 7 048                        | 11  | 0,641              | 245 653     | 0,000 |
| Site                 | 17 043                       | 2   | 8 522              | 3 267 060   | 0,000 |
| Mois * Site          | 0,944                        | 22  | 0,043              | 16 448      | 0,000 |

|                      |           |     |       |
|----------------------|-----------|-----|-------|
| <b>Erreur</b>        | 0,188     | 72  | 0,003 |
| <b>Total</b>         | 1 047 846 | 108 |       |
| <b>Total corrigé</b> | 25 223    | 107 |       |

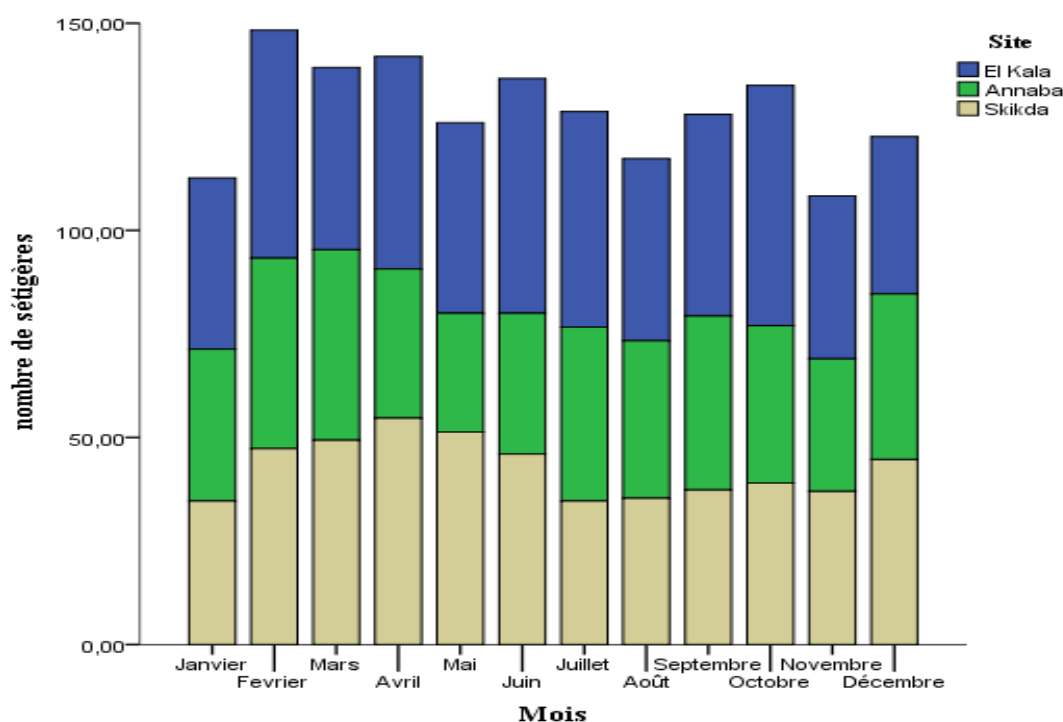
#### 4.3.2.3 Variation du nombre de sétigères

Les variations du nombre de sétigères chez les individus de *P. cultrifera* au niveau des trois sites d'étude, montrent une augmentation de leur nombre à partir du mois février jusqu'au mois de juillet avec un maximum atteint de :  $56 \pm 1,15$  pour El Kala en juin ;  $46 \pm 3$  a Annaba en mars et  $54 \pm 3,23$  en avril pour Skikda. Les moyennes minimums observées sont de l'ordre de :  $38 \pm 2$  en décembre pour El Kala,  $28 \pm 4$  en mai pour Annaba et  $34 \pm 1,15$  à Skikda en janvier (Figure 99).

L'analyse de la variance de la variation mensuelle du nombre de sétigères par le test de Tukey, a permis de comparer toutes les moyennes et de classer les sites étudiés en trois groupes et ce pour tous les mois : le groupe (A) correspond au site d'El-Mordjène, le groupe (B) à celui d'Annaba et le groupe (C) à Skikda (Tableau.21).

**Tableau 21.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez *P. cultrifera*, ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

|                  | El Kala (A) |            | Annaba (B) |            | Skikda (C) |            | p     |
|------------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
|                  | Moyenne     | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type |       |
| <b>Janvier</b>   | 41,333      | 0,57       | 36,666     | 1,15       | 34,666     | 1,150      | 0,000 |
| <b>Février</b>   | 55,000      | 1,00       | 46,000     | 2,00       | 47,333     | 2,500      | 0,001 |
| <b>Mars</b>      | 44,000      | 2,00       | 46,000     | 3,00       | 49,333     | 1,750      | 0,000 |
| <b>Avril</b>     | 51,333      | 1,15       | 36,000     | 2,00       | 54,666     | 3,230      | 0,000 |
| <b>Mai</b>       | 46,000      | 2,00       | 28,666     | 4,30       | 51,333     | 2,460      | 0,000 |
| <b>Juin</b>      | 56,666      | 1,15       | 34,000     | 1,00       | 46,000     | 2,000      | 0,000 |
| <b>Juillet</b>   | 52,000      | 2,00       | 42,000     | 2,30       | 34,666     | 1,150      | 0,000 |
| <b>Août</b>      | 44,000      | 2,00       | 38,000     | 2,12       | 35,333     | 1,810      | 0,003 |
| <b>Septembre</b> | 48,666      | 1,15       | 42,000     | 2,34       | 37,333     | 1,350      | 0,000 |
| <b>Octobre</b>   | 60,000      | 2,00       | 38,000     | 2,66       | 39,000     | 1,000      | 0,000 |
| <b>Novembre</b>  | 39,333      | 1,15       | 32,000     | 2,43       | 37,000     | 1,500      | 0,002 |
| <b>Décembre</b>  | 38,000      | 2,00       | 40,000     | 2,75       | 44,666     | 3,050      | 0,036 |



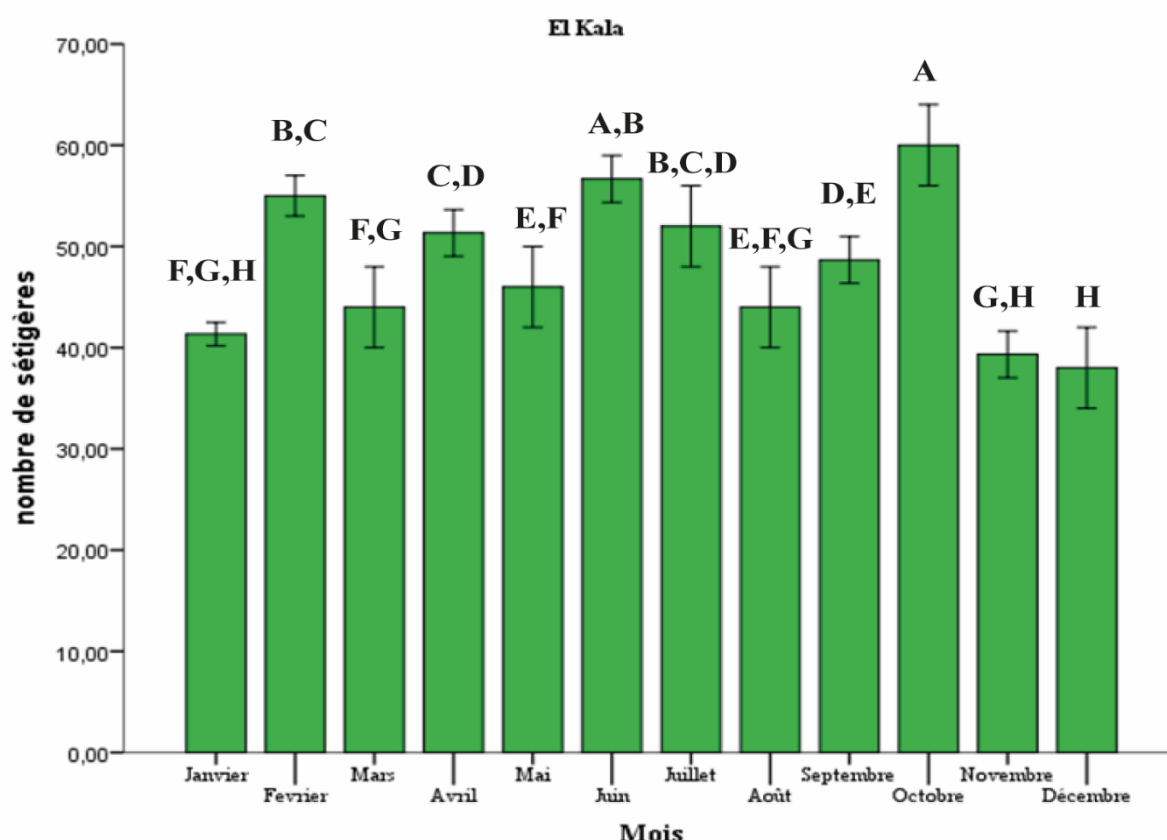
**Figure 99.** Variations mensuelles du nombre de sétigères au niveau des trois sites étudiés (janvier 2014, décembre 2014).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.22).

**Tableau 22.** Analyse ANOVA à un critère de classification pour le nombre de sétigères chez *P. cultrifera* pour le site d'El Kala durant l'année 2014.

|         |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| N. Sési | Inter-groupes | 1 653 639        | 11  | 150 331            | 58 825 | 0,000         |
|         | Intra-groupes | 61 333           | 24  | 2 556              |        |               |
|         | Total         | 1 714 972        | 35  |                    |        |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du nombre de sétigères en onze groupes pour le site d'El Mordjene (El Kala) durant l'année 2014 (Figure.100).



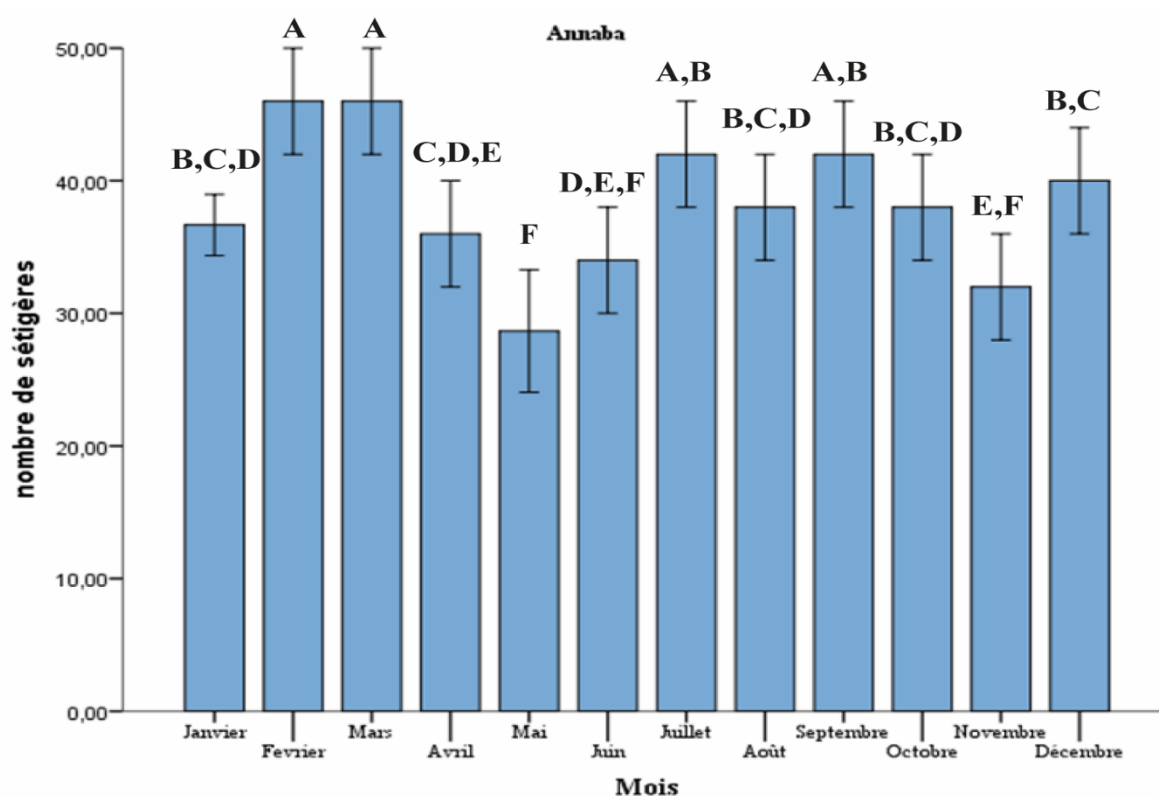
**Figure 100.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez *P. cultrifera* dans le site d'El-Mordjène (El-Kala) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site St-Cloud (Annaba) a montré une différence très hautement significative entre les mois du nombre de sétigères (Tableau.23).

**Tableau 23.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé du nombre de sétigère chez *P. cultrifera* dans le site St-Cloud (Annaba).

|         |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| N. Sési | Inter-groupes | 923 889          | 11  | 83 990             | 21 597 | 0,000         |
|         | Intra-groupes | 93 333           | 24  | 3 889              |        |               |
|         | Total         | 1 017 222        | 35  |                    |        |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du nombre de sétigères en huit groupes pour le site de St Cloud (Annaba) durant l'année 2014 (Figure.101).



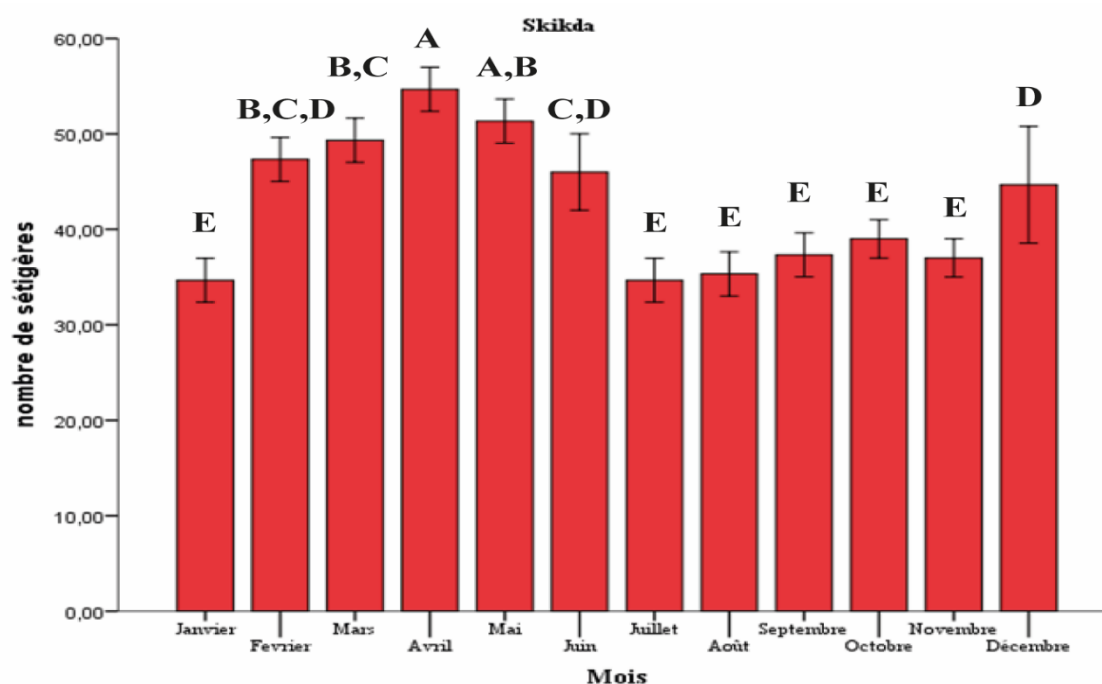
**Figure 101.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez *P. cultrifera* dans le site de St-Cloud (Annaba) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de Annaba a montré une différence très hautement significative entre les mois pour le nombre de sétigères (Tableau 24).

**Tableau 24.** Analyse ANOVA à un critère de classification du nombre de sétigères chez *P. cultrifera* dans le site d'Annaba.

|         |               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| N. Sési | Inter-groupes | 923 889          | 11  | 83 990             | 21 597 | 0,000         |
|         | Intra-groupes | 93 333           | 24  | 3 889              |        |               |
|         | Total         | 1 017 222        | 35  |                    |        |               |

Le test de Tukey a permis de classer les valeurs du nombre de sétigères en sept groupes pour le site de Bikini (Skikda) durant l'année 2014 (Figure.102).



**Figure 102.** Variations mensuelles du nombre de sétigères chez *P. cultrifera* dans le site de Bikini (Skikda) en 2014, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée sur les données relatives au niveau des trois sites pour le nombre de sétigères a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois et très hautement significative pour l'interaction sites/mois (Tableau.25).

**Tableau 25.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés du nombre de sétigères chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude en 2014.

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D          | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|------------|-------|
| Modèle corrigé       | 5 964 250                    | 35  | 170 407            | 59 368     | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 199 434 083                  | 1   | 199 434 083        | 69 480 261 | 0,000 |
| Mois                 | 1 652 472                    | 11  | 150 225            | 52 336     | 0,000 |
| Site                 | 1 718 167                    | 2   | 859 083            | 299 294    | 0,000 |
| Mois * Site          | 2 593 611                    | 22  | 117 891            | 41 072     | 0,000 |
| Erreur               | 206 667                      | 72  | 2 870              |            |       |
| Total                | 205 605 000                  | 108 |                    |            |       |
| Total corrigé        | 6 170 917                    | 107 |                    |            |       |

#### 4.4 Analyse écotoxicologique de *P. cultrifera*

##### 4.4.1 Toxicité aigüe du cadmium

##### 4.4.1.1 Effet du cadmium sur le taux de mortalité après (24 h, 48 h, 72 h, 96 h) d'exposition

Après traitement avec le cadmium à différentes concentrations (20, 50, 100, 200, 500, 1000, 1400 et 1800 µg/L), nous avons mentionné dans les quatre tableaux, le taux observé de mortalité après 24 h, 48 h, 72 h et 96 h d'exposition. Il est de l'ordre de  $6,25 \pm 3,6$  % chez les séries témoins et augmente chez les séries traitées jusqu'à  $60,93 \pm 21,94$  % pour la concentration la plus élevée (1800µg/L). Les mortalités observées sont par la suite corrigées par la formule d'Abbott (1925) qui montre l'effet réel des différentes concentrations (Tableau 26,27,28,29).

**Tableau 26.** Toxicité du cadmium (µg/L) administré à différentes concentrations à l'égard de *Perinereis cultrifera* après 24 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).

|                                  | Cont<br>rol1 | Cont<br>rol2 | 20µ<br>g/L | 50µ<br>g/L | 100µ<br>g/L | 200µ<br>g/L | 500µ<br>g/L | 1000µ<br>g/L | 1400µ<br>g/L | 1800µ<br>g/L |
|----------------------------------|--------------|--------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| 24 h                             | 0            | 0            | 1          | 2          | 2           | 1           | 2           | 3            | 4            | 5            |
| <b>Nombre total de mortalité</b> | 0            | 0            | 1          | 2          | 2           | 1           | 2           | 3            | 4            | 5            |
| <b>% de mortalité observé</b>    | 0            | 0            | 6,25       | 12,5       | 12,5        | 6,25        | 12,5        | 18,75        | 25           | 31,25        |
| <b>% de mortalité corrigée</b>   |              |              | 6,25       | 12,5       | 12,5        | 6,25        | 12,5        | 18,75        | 25           | 31,25        |

**Tableau 27.** Toxicité du cadmium (µg/L) administré à différentes concentrations à l'égard de *Perinereis cultrifera* après 48 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).

|                                  | Cont<br>rol1 | Cont<br>rol2 | 20µ<br>g/L | 50µ<br>g/L | 100µ<br>g/L | 200µ<br>g/L | 500µ<br>g/L | 1000µ<br>g/L | 1400µ<br>g/L | 1800µ<br>g/L |
|----------------------------------|--------------|--------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| 24 h                             | 0            | 0            | 1          | 2          | 2           | 1           | 2           | 3            | 4            | 5            |
| 48 h                             | 0            | 0            | 0          | 0          | 1           | 2           | 2           | 3            | 3            | 3            |
| <b>Nombre total de mortalité</b> | 0            | 0            | 1          | 2          | 3           | 3           | 4           | 6            | 7            | 8            |
| <b>% de mortalité observé</b>    | 0            | 0            | 6,25       | 12,5       | 18,75       | 18,75       | 25          | 37,5         | 43,75        | 50           |
| <b>% de mortalité corrigée</b>   |              |              | 6,25       | 12,5       | 18,75       | 18,75       | 25          | 37,5         | 43,75        | 50           |

**Tableau 28.** Toxicité du cadmium (µg/L) administré à différentes concentrations à l'égard de *Perinereis cultrifera* après 72 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).

|                                  | Cont<br>rol1 | Cont<br>rol2 | 20µ<br>g/L | 50µ<br>g/L | 100µ<br>g/L | 200µ<br>g/L | 500µ<br>g/L | 1000µ<br>g/L | 1400µ<br>g/L | 1800µ<br>g/L |
|----------------------------------|--------------|--------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| 24 h                             | 0            | 0            | 1          | 2          | 2           | 1           | 2           | 3            | 4            | 5            |
| 48 h                             | 0            | 0            | 0          | 0          | 1           | 2           | 2           | 3            | 3            | 3            |
| 72 h                             | 1            | 0            | 1          | 2          | 1           | 1           | 2           | 2            | 3            | 3            |
| <b>Nombre total de mortalité</b> | 1            | 1            | 2          | 4          | 4           | 4           | 6           | 8            | 10           | 11           |
| <b>% de mortalité observé</b>    | 6,25         | 6,25         | 12,5       | 25         | 25          | 25          | 37,5        | 50           | 62,5         | 68,75        |
| <b>% de mortalité corrigée</b>   |              |              | 6,66       | 20         | 20          | 20          | 33,33       | 46,66        | 60           | 66,66        |

**Tableau 29.** Toxicité du cadmium (µg/L) administré à différentes concentrations à l'égard de *Perinereis cultrifera* après 96 h d'exposition : mortalité observé (%) et mortalité corrigée (%).

|                                  | Cont<br>rol1 | Cont<br>rol2 | 20µ<br>g/L | 50µ<br>g/L | 100µ<br>g/L | 200µ<br>g/L | 500µ<br>g/L | 1000µ<br>g/L | 1400µ<br>g/L | 1800µ<br>g/L |
|----------------------------------|--------------|--------------|------------|------------|-------------|-------------|-------------|--------------|--------------|--------------|
| 24 h                             | 0            | 0            | 1          | 2          | 2           | 1           | 2           | 3            | 4            | 5            |
| 48 h                             | 0            | 0            | 0          | 0          | 1           | 2           | 2           | 3            | 3            | 3            |
| 72 h                             | 1            | 1            | 1          | 2          | 1           | 1           | 2           | 2            | 3            | 3            |
| 96 h                             | 1            | 1            | 2          | 1          | 1           | 2           | 2           | 4            | 4            | 4            |
| <b>Nombre total de mortalité</b> | 2            | 2            | 4          | 5          | 5           | 6           | 8           | 12           | 14           | 15           |
| <b>% de mortalité observé</b>    | 12,5         | 12,5         | 25         | 31,2       | 31,25       | 37,5        | 50          | 75           | 87,5         | 93,75        |
| <b>% de mortalité corrigée</b>   |              |              | 14,2       | 21,4       | 21,42       | 28,57       | 42,85       | 71,42        | 85,71        | 92,85        |

**Tableau 30.** Toxicité du cadmium (µg/L) après une exposition de 24 h, 48 h, 72 h et 96 h de *Perinereis cultrifera* : détermination des CL (µg/L) et leurs intervalles de confiance (95 %).

| Temps d'exposition | CL10 (IC)                      | CL25(IC)                             | CL50 (IC)                                | CL90 (IC)                                        |
|--------------------|--------------------------------|--------------------------------------|------------------------------------------|--------------------------------------------------|
| <b>24 h</b>        | 932 686<br>(27 326 /1 330 657) | 1 879 670<br>(1 314 640 /19 692 597) | 4 094 797<br>(2 343 776 /16 311 317 156) | 17 977 495<br>(5 331 693 /7 538 757 499 874 810) |
| <b>48 h</b>        | 89 100<br>(0,088/353 654)      | 444 734<br>(12 057 /970 058)         | 2 653 850<br>(1 473 728/5 782 103)       | 79 045 025<br>(18 244 940/ 28 300)               |
| <b>72 h</b>        | 71 557                         | 265 494                              | 1 139 478                                | 18 145 223                                       |
| <b>96 h</b>        | 293 331<br>(154 297/414 033)   | 453 527<br>(288 757/581 754)         | 735 984<br>(570 849/861 525)             | 2 396 809<br>(1 941 546/3 477 941)               |

**Tableau 31.** Toxicité du cadmium (µg/L) après une exposition de 24 h, 48 h, 72 h et 96 h de *Perinereis cultrifera* : détermination des TL (h) et leurs intervalles de confiance (95 %).

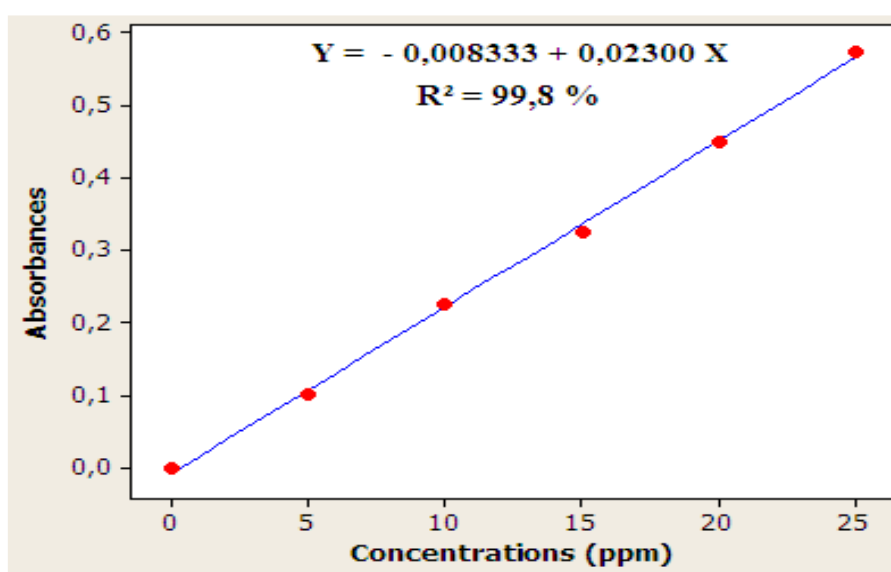
| Concentration de cadmium | TL10 (IC)                | TL25(IC)                  | TL50 (IC)                  | TL90 (IC)                        |
|--------------------------|--------------------------|---------------------------|----------------------------|----------------------------------|
| <b>500 µg/L</b>          | 26,363<br>(0,001/55,380) | 48,361<br>(0,095/81,480)  | 94,901<br>(20,722/188,651) | 341,628<br>(178,202/3016723,350) |
| <b>1000µg/L</b>          | 21,000<br>(0,013/41,098) | 36,053<br>(0,394/ 56,706) | 65,724<br>(15,312/91,920)  | 205,700<br>(126,751/29100,999)   |
| <b>1400µg/L</b>          | 30,806<br>(0,011/49,485) | 43,041<br>(0,253/ 60,018) | 62,411<br>(7,761/78,190)   | 126,438<br>(95,382/7034,240)     |
| <b>1800µg/L</b>          | 22,500<br>(0,320/39,986) | 33,556<br>(1,834/50,939)  | 52,315<br>(12,330/69,062)  | 121,635<br>(90,922/623,902)      |

#### 4.4.2 Dosage des hydrocarbures totaux

##### 4.4.2.1 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 d'eau de mer (Figure. 103).

L'équation de la droite de régression exprimant les absorbances affichées en fonction des concentrations des hydrocarbures (ppm), avec un coefficient de détermination  $R^2 = 99,8 \%$ .



**Figure 103.** Courbe d'étalonnage des hydrocarbures totaux (ppm).

##### 4.4.2.2 Dosage des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer

Les concentrations des hydrocarbures totaux dans l'eau de mer montrent une différence très significative entre les sites ( $p = 0,000$ ) (Tableau. 32), variant de 1,65 mg/L enregistré à El Kala et de 5,79 mg/L à Skikda (Tableau. 33).

Le test de Tukey a permis de comparer les trois sites où une classification a été mise en évidence pour les répartir en trois groupes : le groupe (A) représentant le site d'El Kala, qui est le moins contaminé par les hydrocarbures totaux, du groupe (B) qui correspond au site d'Annaba et (C) Skikda qui est le plus contaminé (Figure.104).

**Tableau 32.** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des Hydrocarbures totaux dans l'eau de mer des sites d'étude.

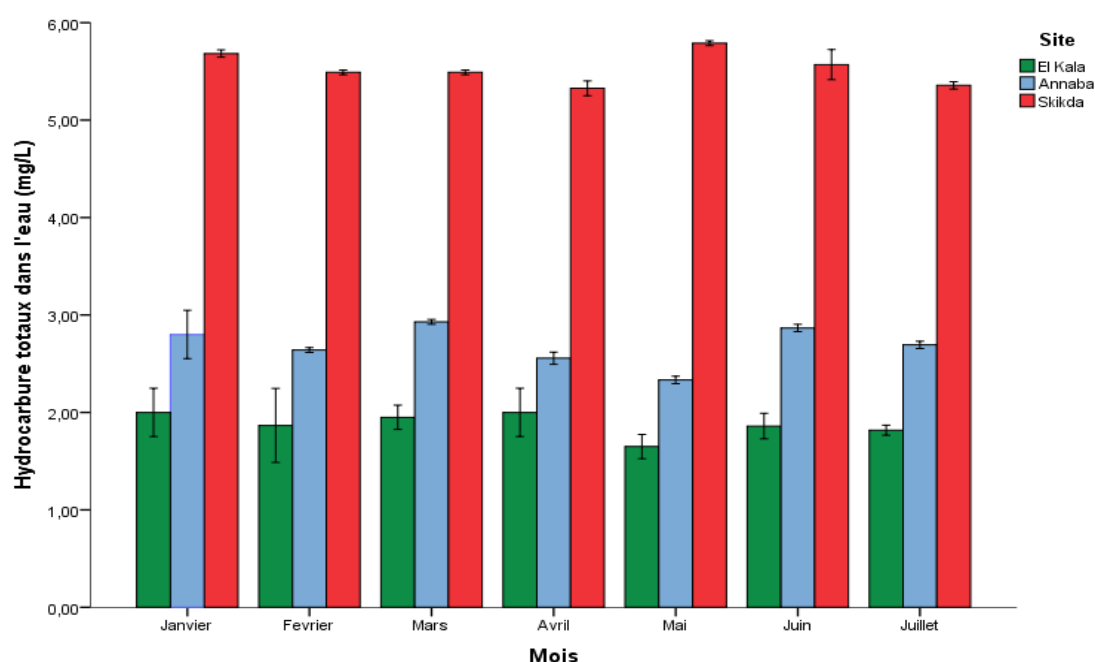
**ANOVA à 1 facteur**

HT dans l'eau

|               | Somme des carrés | ddl | Moyenne des carrés | F        | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|----------|---------------|
| Inter-groupes | 154,455          | 2   | 77,228             | 2794,843 | ,000          |
| Intra-groupes | 1,658            | 60  | ,028               |          |               |
| Total         | 156,113          | 62  |                    |          |               |

**Tableau 33.** Concentrations des Hydrocarbures totaux (mg/L) dans l'eau de mer prélevée des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015 ( $m \pm s$  ;  $n = 3$ ).

|                | Site          |            |               |            |               |            |
|----------------|---------------|------------|---------------|------------|---------------|------------|
|                | El Kala (A)   |            | Annaba (B)    |            | Skikda (C)    |            |
|                | HT dans l'eau |            | HT dans l'eau |            | HT dans l'eau |            |
|                | Moyenne       | Ecart-type | Moyenne       | Ecart-type | Moyenne       | Ecart-type |
| <b>Janvier</b> | 2,00          | 0,10       | 2,80          | 0,10       | 5,68          | 0,02       |
| <b>Février</b> | 1,87          | 0,15       | 2,64          | 0,01       | 5,49          | 0,01       |
| <b>Mars</b>    | 1,95          | 0,05       | 2,93          | 0,01       | 5,49          | 0,01       |
| <b>Avril</b>   | 2,00          | 0,10       | 2,56          | 0,03       | 5,33          | 0,03       |
| <b>Mai</b>     | 1,65          | 0,05       | 2,33          | 0,02       | 5,79          | 0,01       |
| <b>Juin</b>    | 1,86          | 0,05       | 2,87          | 0,02       | 5,57          | 0,06       |
| <b>Juillet</b> | 1,82          | 0,02       | 2,69          | 0,02       | 5,36          | 0,02       |



**Figure 104.** Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/L) dans l'eau de mer des sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015) ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT de l'eau de mer au niveau des trois sites durant la période étudiée a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois et une interaction sites/mois très hautement significative (Tableau 34).

**Tableau 34.** ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT de l'eau de mer au niveau des trois sites durant la période étudiée

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 155 976                      | 20  | 7 799              | 2 383 912   | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 713 464                      | 1   | 713 464            | 218 089 472 | 0,000 |
| Mois                 | 0,477                        | 6   | 0,080              | 24 310      | 0,000 |
| Site                 | 154 455                      | 2   | 77 228             | 23 606 726  | 0,000 |
| Mois * Site          | 1 043                        | 12  | 0,087              | 26 578      | 0,000 |
| Erreur               | 0,137                        | 42  | 0,003              |             |       |
| Total                | 869 578                      | 63  |                    |             |       |
| Total corrigé        | 156 113                      | 62  |                    |             |       |

#### 4.4.2.3 Dosage des hydrocarbures totaux chez les individus de *P. cultrifera*

Les concentrations des hydrocarbures totaux chez les individus de *P. cultrifera* montrent une différence très significative entre les sites ( $p = 0,000$ ) (Tableau.35), variant de 0,35 mg/kg enregistré à El Kala et de 3,32 mg/kg à Skikda (Tableau 36).

Le test de Tukey a permis de comparer parmi les concentrations des individus issus des trois sites où une classification a été mise en évidence pour les répartir en trois groupes : le groupe (A) représentant les individus d'El Kala, qui ont le taux le plus faible en HT, du groupe (B) qui correspond aux individus du site d'Annaba et (C) Skikda qui ont les taux les plus élevés (Figure.105).

**Tableau 35.** Analyse de la variance à un seul facteur contrôlé des concentrations des Hydrocarbures totaux dans le tissu de *P. cultrifera* des sites d'étude.

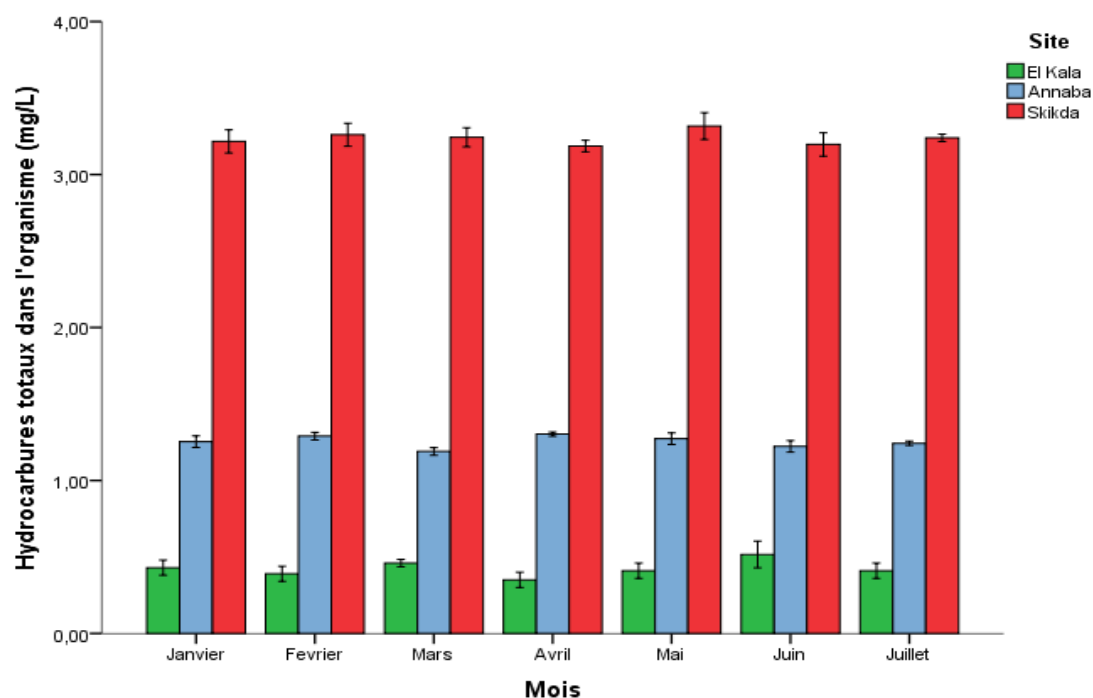
#### ANOVA à 1 facteur

HT dans l'organisme

|               | Somme des carrés | ddl | Moyenne des carrés | F         | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|-----------|---------------|
| Inter-groupes | 87,761           | 2   | 43,881             | 20003,523 | ,000          |
| Intra-groupes | ,132             | 60  | ,002               |           |               |
| Total         | 87,893           | 62  |                    |           |               |

**Tableau 36.** Concentrations des Hydrocarbures totaux (mg/kg) des organismes prélevés des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015 ( $m \pm s$  ;  $n = 3$ ).

|      |         | Site                |            |                     |            |                     |            |
|------|---------|---------------------|------------|---------------------|------------|---------------------|------------|
|      |         | El Kala (A)         |            | Annaba (B)          |            | Skikda (C)          |            |
|      |         | HT dans l'organisme |            | HT dans l'organisme |            | HT dans l'organisme |            |
|      |         | Moyenne             | Ecart-type | Moyenne             | Ecart-type | Moyenne             | Ecart-type |
| Mois | Janvier | 0,43                | 0,02       | 1,25                | 0,02       | 3,22                | 0,03       |
|      | Février | 0,39                | 0,02       | 1,29                | 0,01       | 3,26                | 0,03       |
|      | Mars    | 0,46                | 0,01       | 1,19                | 0,01       | 3,24                | 0,03       |
|      | Avril   | 0,35                | 0,02       | 1,30                | 0,01       | 3,19                | 0,02       |
|      | Mai     | 0,41                | 0,02       | 1,27                | 0,02       | 3,32                | 0,04       |
|      | Juin    | 0,52                | 0,04       | 1,22                | 0,02       | 3,20                | 0,03       |
|      | Juillet | 0,41                | 0,02       | 1,24                | 0,01       | 3,24                | 0,01       |



**Figure 105.** Concentrations des hydrocarbures totaux (mg/kg) totaux des organismes prélevés des sites d'étude de janvier 2015 à juillet 2015 ( $m \pm s$ ,  $n = 3$ ).

L'ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT chez *P. cultrifera* au niveau des trois sites durant la période étudiée a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois et une interaction sites/mois très hautement significative (Tableau.37).

**Tableau 37.** L'ANOVA à deux critères de classification (Sites, Mois) réalisée pour la concentration des HT chez *P. cultrifera* au niveau des trois sites durant la période étudiée

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 87 875                       | 20  | 4 394              | 9 957 011   | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 169 084                      | 1   | 169 084            | 383 176 406 | 0,000 |
| Mois                 | 0,015                        | 6   | 0,003              | 5 706       | 0,000 |
| Site                 | 87 761                       | 2   | 43 881             | 99 441 975  | 0,000 |
| Mois * Site          | 0,098                        | 12  | 0,008              | 18 503      | 0,000 |
| Erreur               | 0,019                        | 42  | 0,000              |             |       |
| Total                | 256 977                      | 63  |                    |             |       |
| Total corrigé        | 87 893                       | 62  |                    |             |       |

#### 4.4.2.4 Relation entre HCT dans l'eau et *P.cultrifera*

Un test de Shapiro-Wilk des échantillons indépendants pour les hydrocarbures dans l'eau et *P. cultrifera* à 95 % de confiance niveau est présenté dans le (Tableau.38).

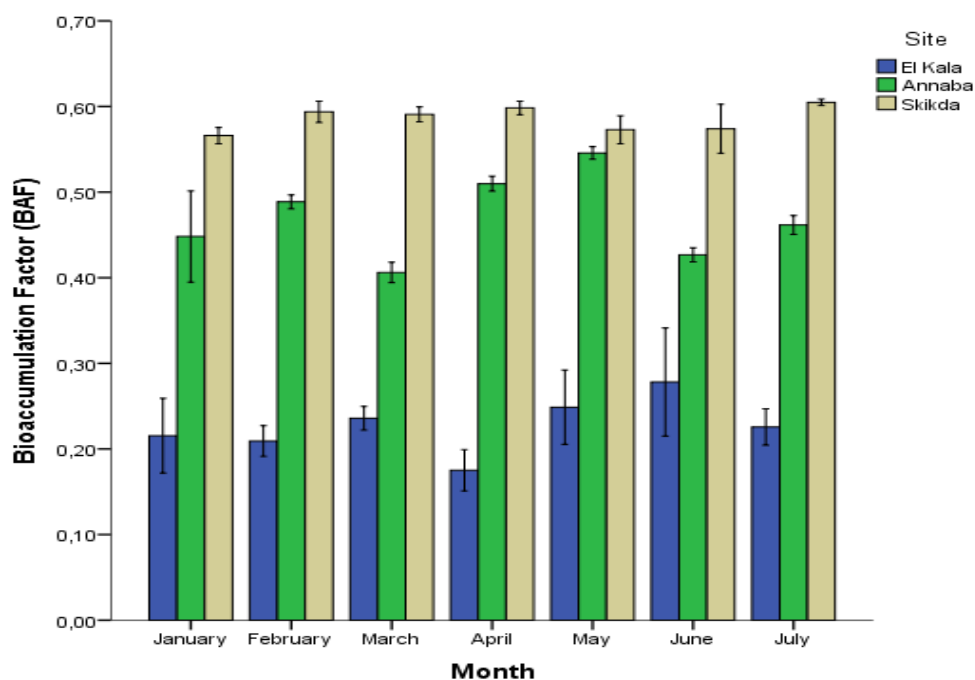
Le test révèle une relation significative entre HCT dans *P. cultrifera* et l'eau suggérant le rejet de l'hypothèse nulle. La relation entre la présence des hydrocarbures dans *P. cultrifera* et l'eau suggère que les substances chimiques étaient dérivées de manière exogène (provenant de l'extérieur de l'organisme).

**Tableau 38.** Relation entre HT dans l'eau et *P.cultrifera* (Test de Shapiro-Wilk)

|                                      |       |
|--------------------------------------|-------|
| <b>Total (n)</b>                     | 63    |
| <b>Différences les plus extrêmes</b> |       |
| <b>Absolue</b>                       | 0,964 |
| <b>Positive</b>                      | 0,964 |
| <b>Négative</b>                      | 0,338 |
| <b>Signification</b>                 | 0,05  |

#### 4.4.2.5 Évaluation de la bioaccumulation (BAF)

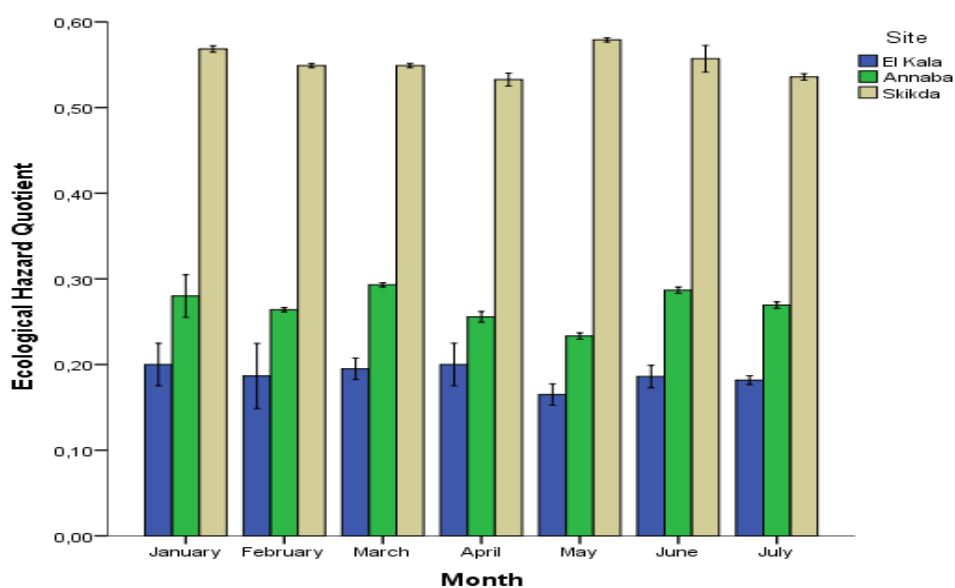
Le facteur de bioaccumulation des hydrocarbures totaux dans les vers tout au niveau des trois sites d'étude était significativement différent ( $p=0.000$ ) tout au long des mois, comme le montre la (Figure. 106), On peut observer que le site de référence El Kala a les valeurs les plus faibles comparément aux deux sites de Annaba et Skikda. Les valeurs maximums ont été observés au site de Skikda (0.61), les plus faibles à El Kala (0.17).



**Figure 106.** Variation du facteur de bioaccumulation (BAF) chez *Perinereis cultrifera* durant la période d'étude au niveau des trois sites (2017).

#### 4.4.2.6 Évaluation des dangers écologiques (EHA)

Les indices de risque écologique des HCT sont présentés sur la Figure 107. Les résultats montrent une différence très hautement significative entre les sites ( $p=0.000$ ) et que tous les hydrocarbures examinés au niveau du site de Skikda présentaient des risques écologiques significatifs tout au long des mois car ils étaient très proches de la fourchette tolérable de un (1). La valeur de risque la plus élevée a été enregistrée au mois de janvier et mai (0.68) à Skikda et la plus basse au mois de mai (0.16) à El Kala.



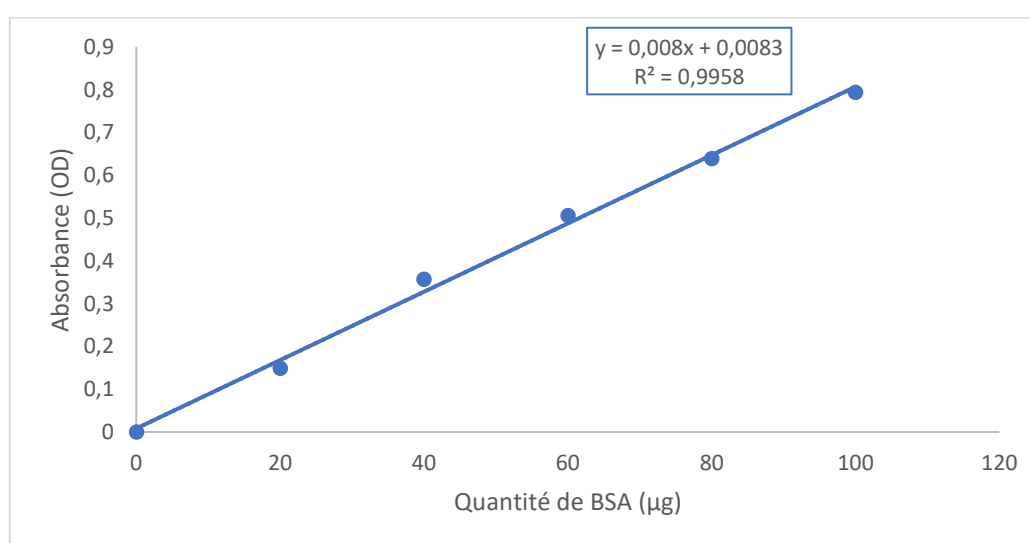
**Figure 107.** Variation du quotient de danger écologique (EHQ) des hydrocarbures au niveau des trois sites d'étude (2017).

#### 4.4.3 Activité enzymatique

##### 4.4.3.1 Dosage des protéines

**Tableau 39.** Dosage des protéines : réalisation de la gamme d'étalonnage

| Quantité de BSA (µg) | 0 | 20    | 40    | 60    | 80    | 100   |
|----------------------|---|-------|-------|-------|-------|-------|
| Absorbance (OD)      | 0 | 0,149 | 0,357 | 0,506 | 0,639 | 0,794 |



**Figure 108.** Dosage des protéines : droite de régression exprimant l'absorbance en fonction de la quantité d'albumine (µg) ( $R^2$  : coefficient de détermination).

#### 4.4.3.2 Variations mensuelles de l'activité de l'AChE

L'activité spécifique de l'AChE exprimée en nmol/min/mg de protéines a été déterminée mensuellement au niveau des corps de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites (El-Kala, Annaba, et Skikda) du littoral Est algérien durant 19 mois (janvier 2014, juillet 2015).

Cette activité est calculée par application de la formule d'Ellman et al. (1961) en utilisant les pentes des droites de régression exprimant l'absorbance en fonction du temps.

Nous avons enregistré des variations saisonnières significatives ( $p < 0,05$ ) de l'activité de l'AChE au niveau des trois sites. L'activité de l'AChE augmente au printemps, et diminue en milieu d'été (juillet) puis devient plus ou moins stable en automne et en hiver sauf au printemps 2015 où l'activité de l'AChE chez tous les individus au niveau de chaque site étudié a été plus faible que l'année d'avant (Figure.109).

En 2014, la valeur maximale de l'activité de l'AChE a été enregistrée au mois de juin et juillet au niveau des trois sites ( $32,68 \pm 0,06$  ;  $26,88 \pm 0,03$  et  $19,31 \pm 0,06$  nmol/ min/mg de protéines) chez les individus collectés respectivement à El-Kala, Annaba et Skikda, quant aux valeurs enregistrées au mois d'août ( $24,17 \pm 0,02$  ;  $18,24 \pm 0,02$  nmol/ min/mg de protéines) et en octobre ( $11,33 \pm 0,09$  nmol/ min/mg de protéines), elles sont des plus faibles et correspondent aux individus collectés respectivement à El-Kala, Annaba et Skikda).

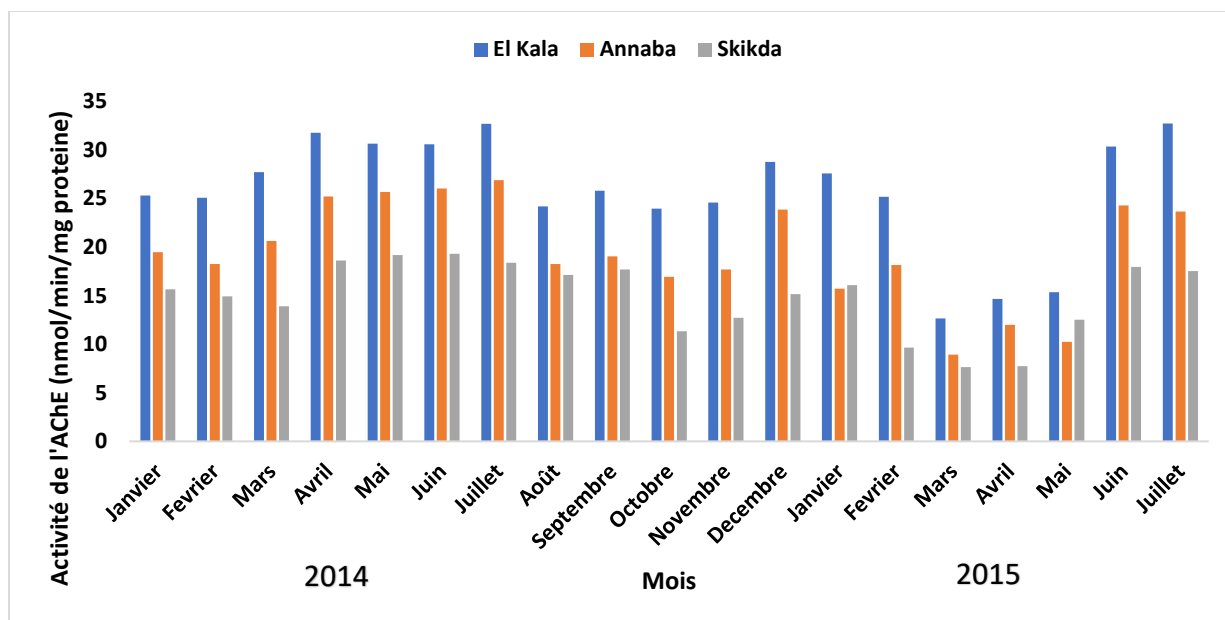
En 2015, l'activité de l'AChE a fortement diminué au mois de mars, avril et mai comparé aux autres mois de l'année et surtout pour les mêmes mois de l'année précédente. Les valeurs sont de ( $12,64 \pm 0,18$  ;  $8,94 \pm 0,15$  et  $7,64 \pm 0,22$ ) a El Kala, Annaba et Skikda respectivement.

**Tableau 40.** Variations mensuelles de l'activité de l'AChE (nM/mn/ mg de protéines) chez *P. cultrifera*, ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

|         | El Kala (A) |                | Annaba (B) |                | Skikda (C) |                | p     |
|---------|-------------|----------------|------------|----------------|------------|----------------|-------|
|         | Moyenne     | Ecart-<br>type | Moyenne    | Ecart-<br>type | Moyenne    | Ecart-<br>type |       |
|         | 2014        |                |            |                |            |                |       |
| Janvier | 25,29       | 0,03           | 19,46      | 0,14           | 15,66      | 0,02           | 0,000 |
| Février | 25,09       | 0,04           | 18,25      | 0,07           | 14,93      | 0,09           | 0,000 |
| Mars    | 27,70       | 0,05           | 20,64      | 0,08           | 13,91      | 0,03           | 0,000 |
| Avril   | 31,76       | 0,02           | 25,22      | 0,18           | 18,61      | 0,04           | 0,000 |
| Mai     | 30,66       | 0,02           | 25,66      | 0,08           | 19,17      | 0,05           | 0,000 |
| Juin    | 30,59       | 0,53           | 26,04      | 0,03           | 19,31      | 0,06           | 0,000 |

|                  |       |      |       |      |       |      |       |
|------------------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|
| <b>Juillet</b>   | 32,68 | 0,06 | 26,88 | 0,03 | 18,40 | 0,16 | 0,000 |
| <b>Août</b>      | 24,17 | 0,02 | 18,24 | 0,02 | 17,13 | 0,08 | 0,000 |
| <b>Septembre</b> | 25,81 | 0,07 | 19,06 | 0,02 | 17,68 | 0,03 | 0,000 |
| <b>Octobre</b>   | 23,94 | 0,06 | 16,92 | 0,03 | 11,33 | 0,09 | 0,000 |
| <b>Novembre</b>  | 24,58 | 0,29 | 17,69 | 0,08 | 12,71 | 0,06 | 0,000 |
| <b>Décembre</b>  | 28,77 | 0,45 | 23,86 | 0,04 | 15,14 | 0,08 | 0,000 |
| <b>2015</b>      |       |      |       |      |       |      |       |
| <b>Janvier</b>   | 27,59 | 0,35 | 15,72 | 0,22 | 16,09 | 0,26 | 0,000 |
| <b>Février</b>   | 25,19 | 0,16 | 18,14 | 0,26 | 9,64  | 0,21 | 0,000 |
| <b>Mars</b>      | 12,64 | 0,18 | 8,94  | 0,15 | 7,64  | 0,22 | 0,000 |
| <b>Avril</b>     | 14,67 | 0,17 | 12,00 | 0,10 | 7,75  | 0,18 | 0,000 |
| <b>Mai</b>       | 15,34 | 0,15 | 10,23 | 0,08 | 12,53 | 0,09 | 0,000 |
| <b>Juin</b>      | 30,34 | 0,24 | 24,27 | 0,14 | 17,96 | 0,17 | 0,000 |
| <b>Juillet</b>   | 32,72 | 0,13 | 23,67 | 0,17 | 17,53 | 0,16 | 0,000 |

L'analyse statistique ANOVA à un critère de classification a révélé une différence très hautement significative entre les sites sur 19 mois d'études (Tableau.40). Le test de Tukey a permis de classer les sites en trois groupes. Le groupe (A) correspond au site d'El Kala, le groupe B représente le site d'Annaba, et le groupe C concerne le site de Bikini (Tableau.40).



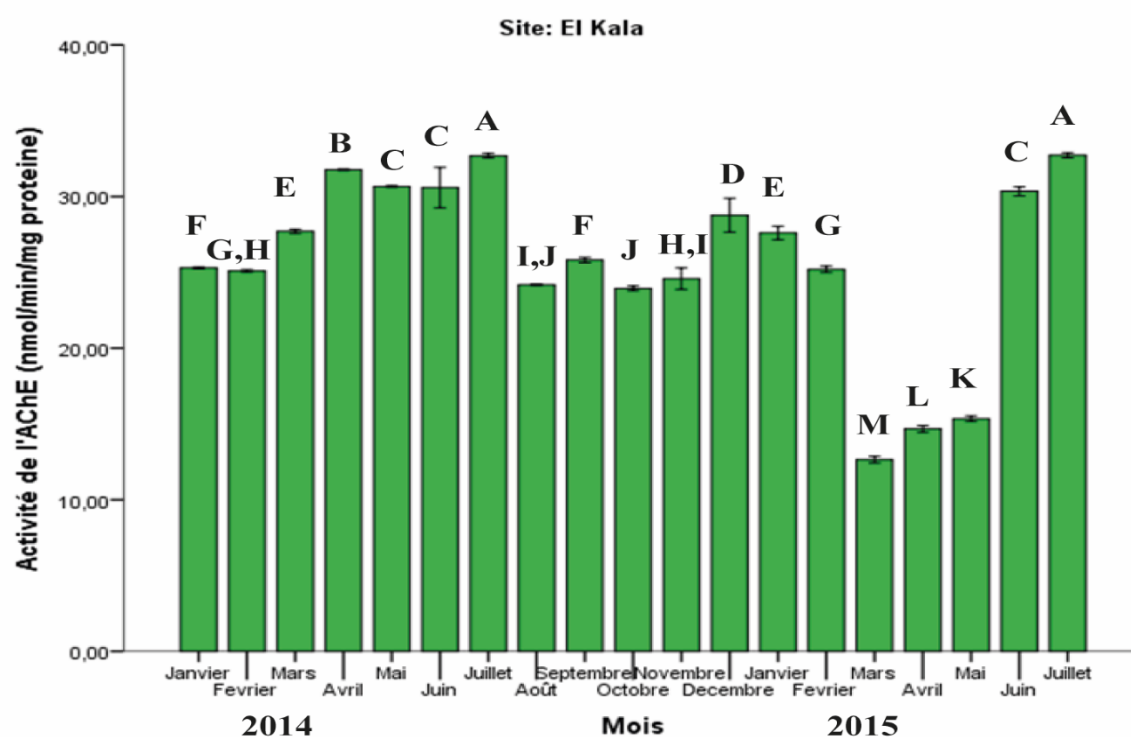
**Figure 109.** Variations mensuelles de l'activité de l'acétylcholinestérase (nM/mn/ mg de protéines) chez *P. cultrifera* récoltés dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda au cours de 19 mois ( $m \pm sd$  ;  $n=5$ ).

L'analyse ANOVA à un seul critère de classification pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.41).

**Tableau 41.** Analyse ANOVA à un critère de classification des variations mensuelles de l'activité de l'ACHé chez *P. cultrifera* pour le site El-Mordjène (El-Kala).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F         | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|-----------|---------------|
| Inter-groupes | 2 813 275        | 18  | 156 293            | 3 383 398 | 0,000         |
| Intra-groupes | 2 402            | 52  | 0,046              |           |               |
| Total         | 2 815 677        | 70  |                    |           |               |

Le test de Tukey a classé les variations de l'ACHé entre les mois pour le site El- Mordjène (El-Kala) en treize groupes durant les 18 mois d'étude (Figure.110).



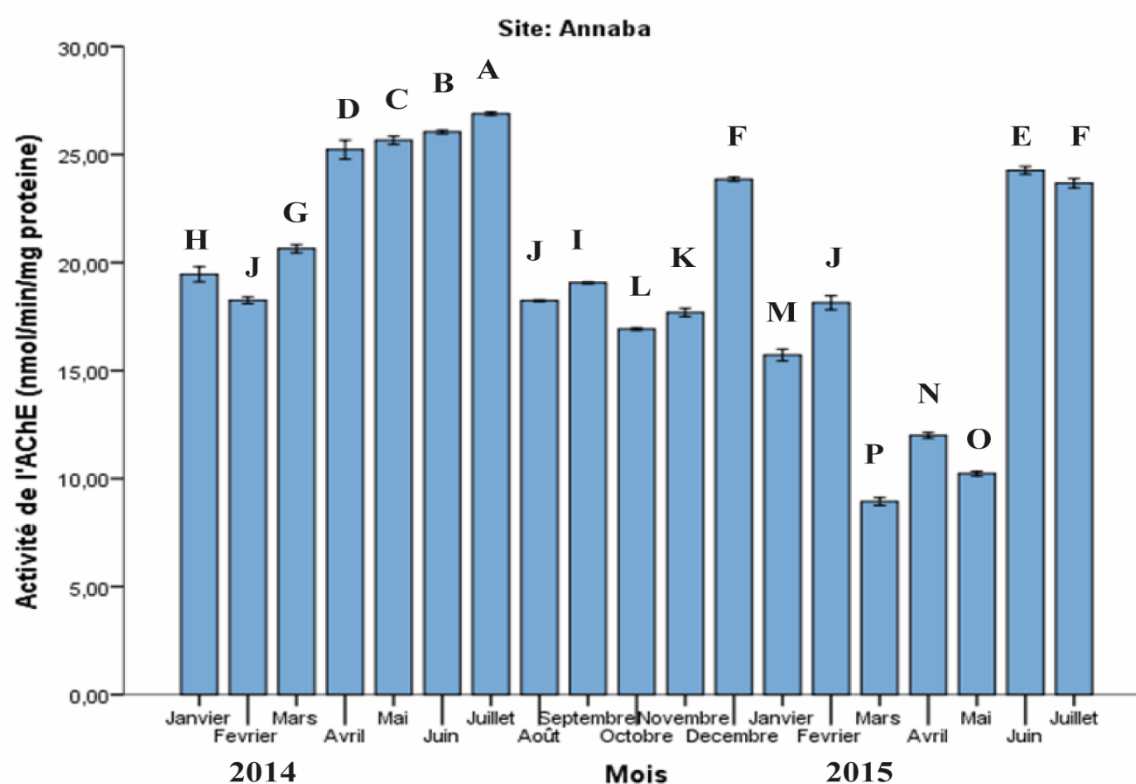
**Figure 110.** Variations mensuelles de l'activité de l'ACHé pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'analyse ANOVA à un seul critère de classification pour le site de St-Cloud (Annaba) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.42).

**Tableau 42.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de l'AChE chez *P. cultrifera* pour le site St-Cloud (Annaba).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F         | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|-----------|---------------|
| Inter-groupes | 2 124 630        | 18  | 118 035            | 6 325 214 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,970            | 52  | 0,019              |           |               |
| Total         | 2 125 600        | 70  |                    |           |               |

Le test de Tukey a classé les variations de l'AChE entre les mois pour le site St-Cloud (Annaba) en seize groupes durant 19 mois (Figure.111).



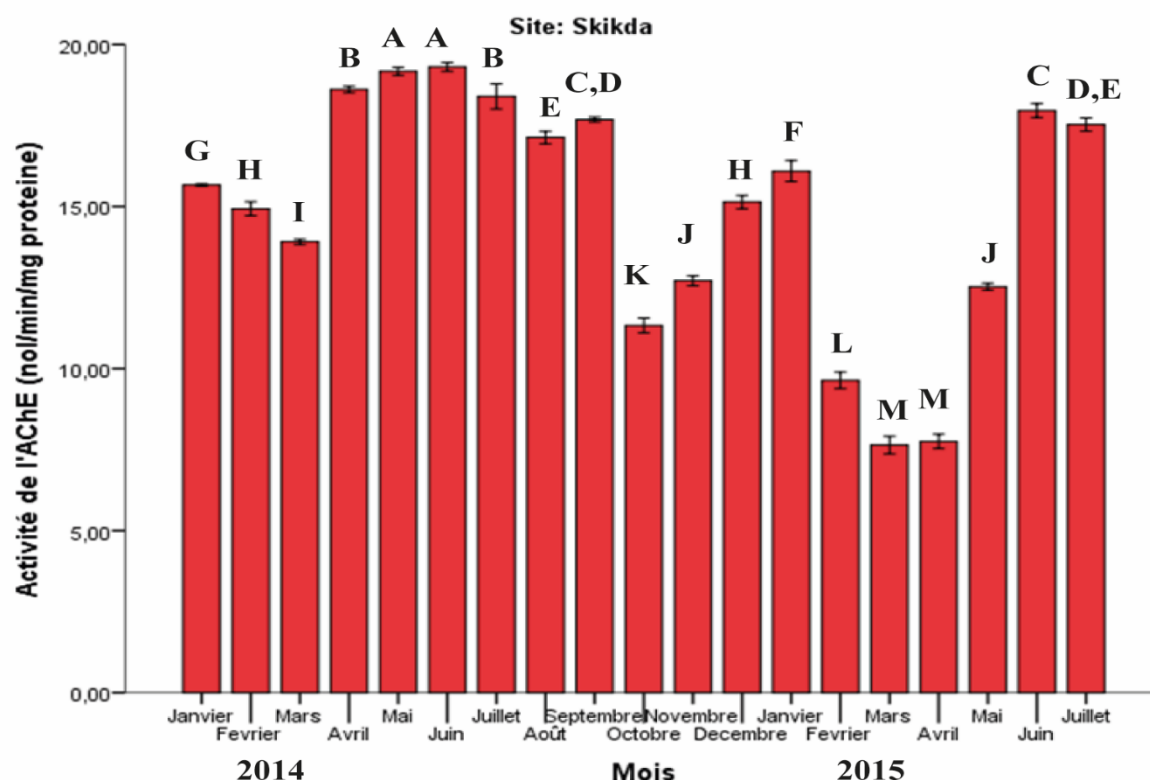
**Figure 111.** Variations mensuelles de l'activité de l'AChE dans le site St-Cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de Bikini (Skikda) a montré une différence très hautement significative entre les mois (Tableau.43).

**Tableau 43.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de l'AChE chez *P. cultrifera* pour le site Bikini (Skikda).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F         | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|-----------|---------------|
| Inter-groupes | 1 048 240        | 18  | 58 236             | 2 635 184 | 0,000         |
| Intra-groupes | 1 149            | 52  | 0,022              |           |               |
| Total         | 1 049 389        | 70  |                    |           |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de l'activité de l'AChE entre les mois pour le site Bikini (Skikda) en treize groupes durant 19 mois d'étude (Figure.112).



**Figure 112.** Variations mensuelles de l'activité de l'AChE dans le site Bikini (Skikda), (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée pour l'activité de l'AChE au niveau des trois sites étudiés de janvier 2014 à juillet 2015 a révélé une différence très hautement significative pour les sites et les mois et l'interaction sites/ mois (Tableau.44).

**Tableau 44.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de l'ACHE chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015).

| Source                      | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D             | Sig.  |
|-----------------------------|------------------------------|-----|--------------------|---------------|-------|
| <b>Modèle corrigé</b>       | 10 074 944 <sup>a</sup>      | 56  | 179 910            | 6 207 040     | 0,000 |
| <b>Ordonnée à l'origine</b> | 80 723 571                   | 1   | 80 723 571         | 2 785 032 468 | 0,000 |
| <b>Mois</b>                 | 5 304 537                    | 18  | 294 696            | 10 167 281    | 0,000 |
| <b>Site</b>                 | 3 973 739                    | 2   | 1 986 870          | 68 548 711    | 0,000 |
| <b>Mois * Site</b>          | 681 608                      | 36  | 18 934             | 653 223       | 0,000 |
| <b>Erreur</b>               | 4 522                        | 156 | 0,029              |               |       |
| <b>Total</b>                | 91 009 938                   | 213 |                    |               |       |
| <b>Total corrigé</b>        | 10 079 466                   | 212 |                    |               |       |

#### 4.4.3.3 Variations mensuelles de l'activité de la GST

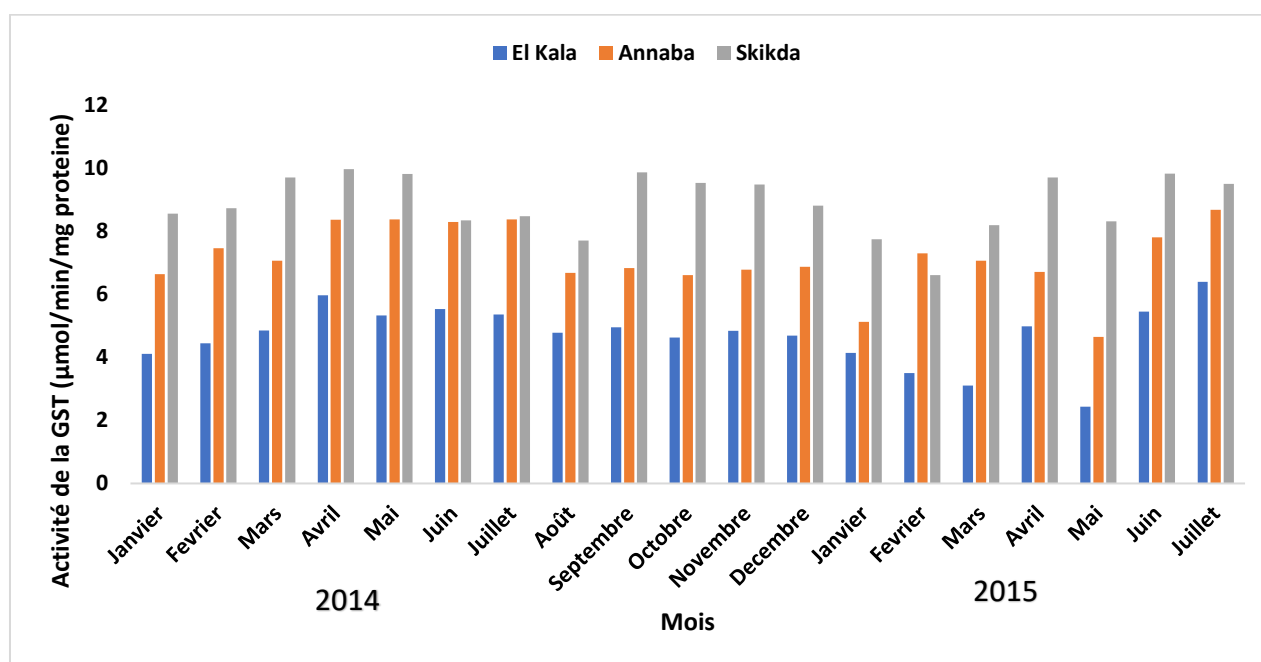
L'activité de la GST ( $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) a été estimée par application de la formule de Habig et al, (1974) en utilisant les pentes des droites de régression exprimant l'absorbance en fonction du temps.

Les individus d'El-Kala présentent une activité GST qui varie entre un maximum de  $6,39 \pm 0,09 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois de juillet et un minimum de  $4,11 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois de janvier pour le site d'El Kala. Au niveau du site d'Annaba, les valeurs les plus élevées sont enregistrées au mois d'août ( $8,68 \pm 0,07 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) et les plus faibles correspondent à celles du mois de janvier ( $5,12 \pm 0,1 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines). Enfin, à Skikda la valeur la plus élevée a été observée au mois d'avril ( $9,97 \pm 0,07 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) alors que la plus faible a été enregistrée au mois de février ( $6,61 \pm 0,25 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines) (Figure.113).

**Tableau 45.** Variations mensuelles de l'activité de la GST ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera*, ANOVA à un critère de classification entre les sites pour le même mois avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

| El Kala (A) |                |      | Annaba (B) |                | Skikda (C) |                | P     |
|-------------|----------------|------|------------|----------------|------------|----------------|-------|
| Moyenne     | Ecart-<br>type |      | Moyenne    | Ecart-<br>type | Moyenne    | Ecart-<br>type |       |
| 2014        |                |      |            |                |            |                |       |
| Janvier     | 4,11           | 0,02 | 6,64       | 0,03           | 8,56       | 0,06           | 0,000 |
| Fevrier     | 4,44           | 0,08 | 7,46       | 0,03           | 8,73       | 0,07           | 0,000 |
| Mars        | 4,85           | 0,04 | 7,06       | 0,03           | 9,70       | 0,05           | 0,000 |
| Avril       | 5,97           | 0,02 | 8,36       | 0,01           | 9,97       | 0,01           | 0,000 |
| Mai         | 5,33           | 0,03 | 8,37       | 0,08           | 9,81       | 0,03           | 0,000 |
| Juin        | 5,53           | 0,10 | 8,29       | 0,08           | 8,34       | 0,04           | 0,000 |
| Juillet     | 5,36           | 0,15 | 8,37       | 0,08           | 8,47       | 0,02           | 0,000 |
| Août        | 4,78           | 0,41 | 6,68       | 0,07           | 7,70       | 0,04           | 0,000 |
| Septembre   | 4,95           | 0,03 | 6,83       | 0,04           | 9,87       | 0,05           | 0,000 |
| Octobre     | 4,63           | 0,05 | 6,61       | 0,02           | 9,53       | 0,06           | 0,000 |
| Novembre    | 4,84           | 0,02 | 6,78       | 0,05           | 9,48       | 0,08           | 0,000 |
| Decembre    | 4,69           | 0,03 | 6,87       | 0,05           | 8,81       | 0,06           | 0,000 |
| 2015        |                |      |            |                |            |                |       |
| Janvier     | 4,14           | 0,09 | 5,12       | 0,10           | 7,74       | 0,18           | 0,000 |
| Fevrier     | 3,50           | 0,20 | 7,30       | 0,11           | 6,61       | 0,25           | 0,000 |
| Mars        | 3,10           | 0,20 | 7,06       | 0,15           | 8,19       | 0,10           | 0,000 |
| Avril       | 4,98           | 0,09 | 6,71       | 0,20           | 9,70       | 0,10           | 0,000 |
| Mai         | 2,43           | 0,07 | 4,65       | 0,18           | 8,31       | 0,14           | 0,000 |
| Juin        | 5,45           | 0,19 | 7,80       | 0,13           | 9,82       | 0,10           | 0,000 |
| Juillet     | 6,39           | 0,09 | 8,68       | 0,11           | 9,50       | 0,11           | 0,000 |

L'analyse ANOVA a permis d'enregistrer une différence très hautement significative pour tous les mois étudiés et le test de tukey a mis en évidence un classement des sites en trois groupes : le groupe (A) correspondant au site d'El-Mordjène, le groupe (B) de St-Cloud et le groupe (C) correspondant a celui de Bikini (Tableau.45).



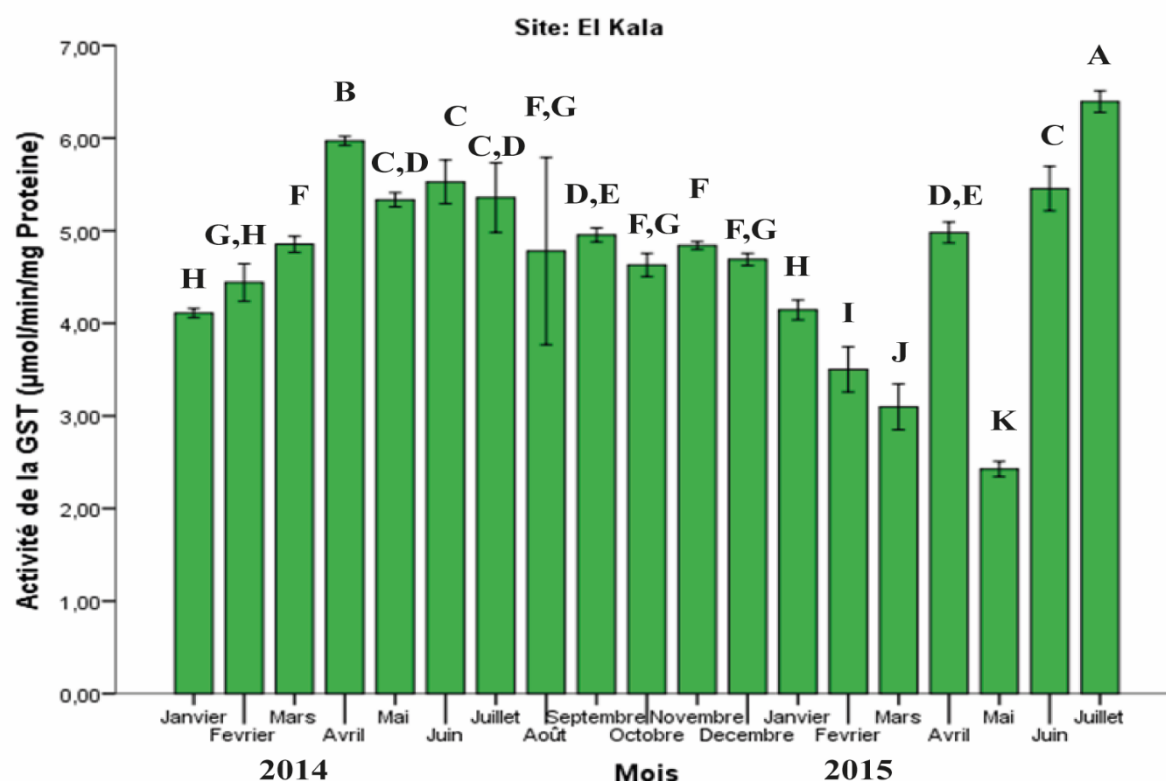
**Figure 113.** Variations mensuelles de l'activité de la Glutathion S-transférase ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda (janvier 2014, juillet 2015) ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification dans le site d'El-Mordjène (El-Kala) présente une différence très hautement significative entre les mois pour l'activité de la GST (Tableau.46).

**Tableau 46.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez *P. cultrifera* dans le site El-Mordjène (El-Kala).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Inter-groupes | 75 591           | 18  | 4 200              | 218 424 | 0,000         |
| Intra-groupes | 1 000            | 52  | 0,019              |         |               |
| Total         | 76 591           | 70  |                    |         |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de la GST durant toute l'année pour le site El-Mordjène (El-Kala) en un onze groupes durant 19 mois d'étude (Figure.114).



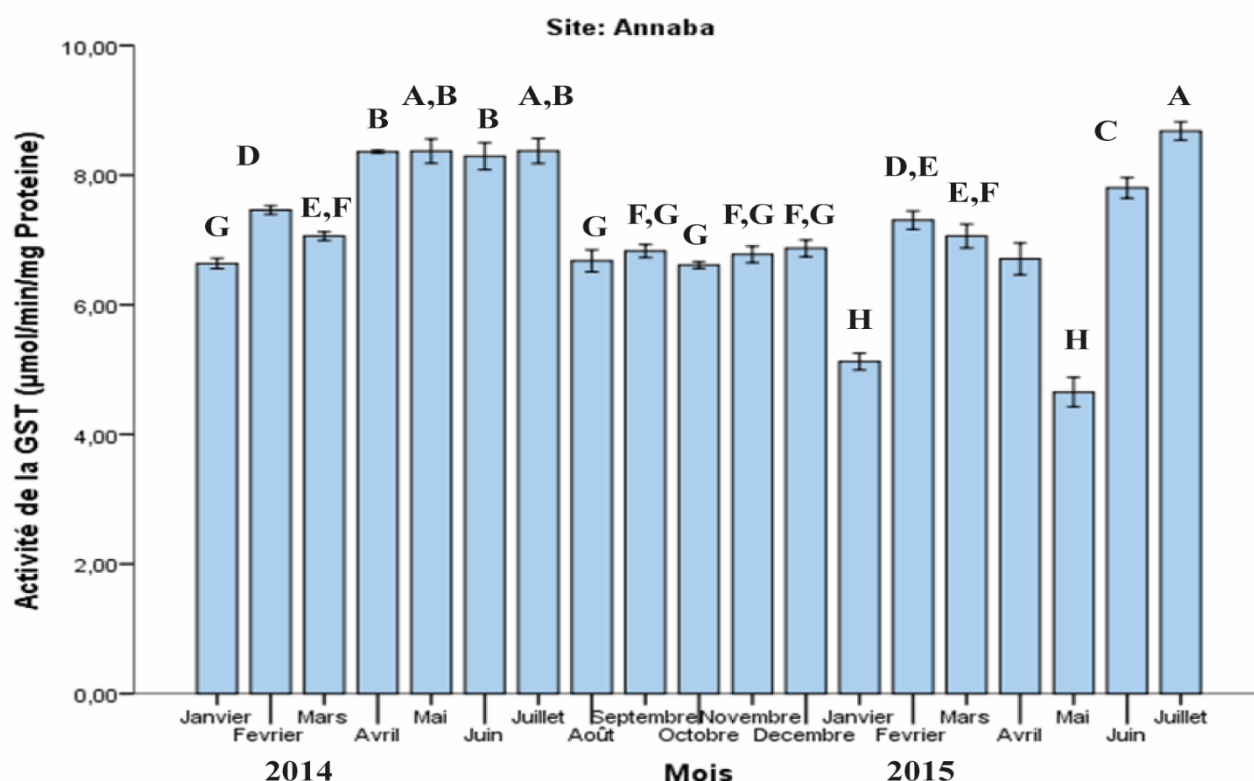
**Figure 114.** Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site El-Mordjène (El-kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de St-Cloud (Annaba) a montré une différence très hautement significative entre les mois pour l'activité de la GST (Tableau.47).

**Tableau 47.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez *P. cultrifera* dans le site de St cloud (Annaba).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Inter-groupes | 87 001           | 18  | 4 833              | 381 396 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,659            | 52  | 0,013              |         |               |
| Total         | 87 660           | 70  |                    |         |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de la GST entre les mois pour le site de St-Cloud (Annaba) en neuf groupes durant 19 mois d'étude (Figure.115).



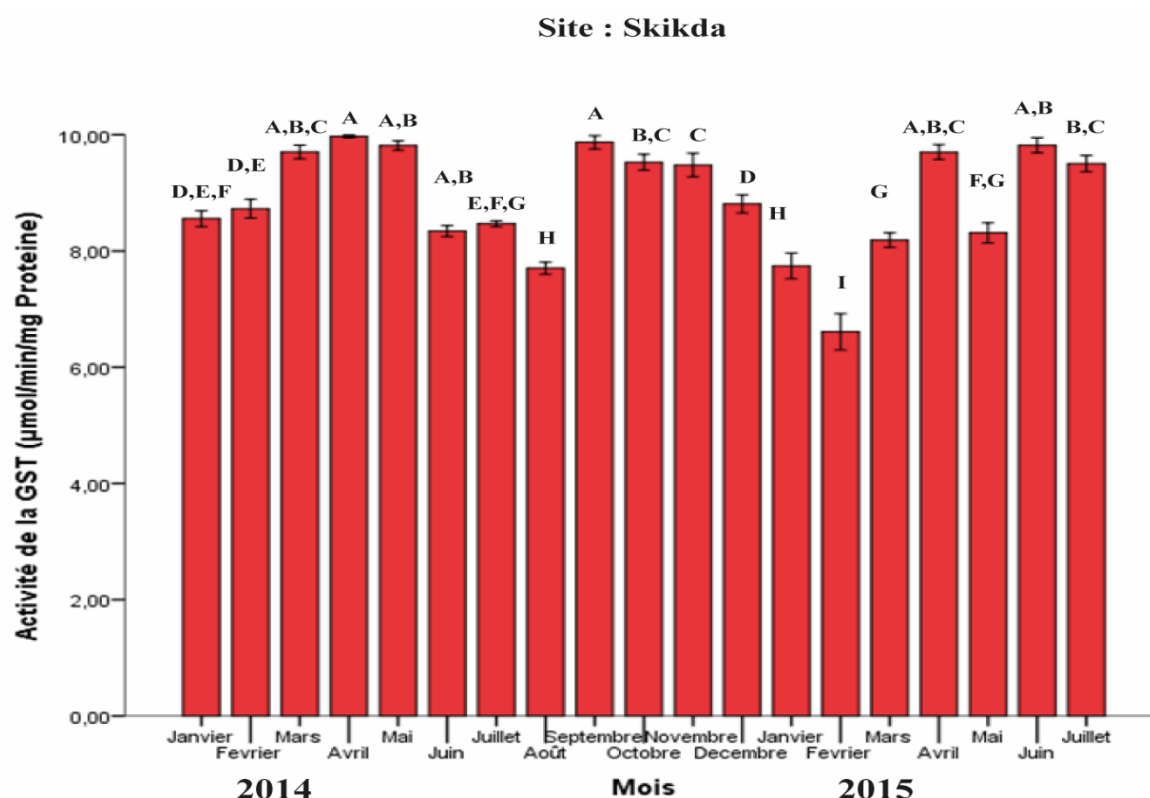
**Figure 115.** Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site de St-Cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site Bikini (Skikda) a montré une différence significative entre les mois pour l'activité de la GST (Tableau.48).

**Tableau 48.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la GST chez *P. cultrifera* du site de Bikini (Skikda).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Inter-groupes | 65 134           | 18  | 3 619              | 271 527 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,693            | 52  | ,013               |         |               |
| Total         | 65 827           | 70  |                    |         |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de la GST entre les mois pour le site de Bikini (Skikda) en neuf groupes (Figure.116).



**Figure 116.** Variations mensuelles de l'activité de la GST pour le site de Bikini (Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée pour l'activité de la GST au niveau des trois sites d'étude a révélé une différence très hautement significative entre les sites, entre les mois et l'interaction sites/mois (Tableau.49).

**Tableau 49.** ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la GST chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015).

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 857 996                      | 56  | 15 321             | 1 016 322   | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 9 581 367                    | 1   | 9 581 367          | 635 567 263 | 0,000 |
| Mois                 | 162 928                      | 18  | 9 052              | 600 423     | 0,000 |
| Site                 | 588 428                      | 2   | 294 214            | 19 516 301  | 0,000 |
| Mois * Site          | 64 798                       | 36  | 1 800              | 119 396     | 0,000 |
| Erreur               | 2 352                        | 156 | 0,015              |             |       |
| Total                | 10 817 748                   | 213 |                    |             |       |
| Total corrigé        | 860 348                      | 212 |                    |             |       |

#### 4.4.3.4 Variations mensuelles de l'activité de la Catalase

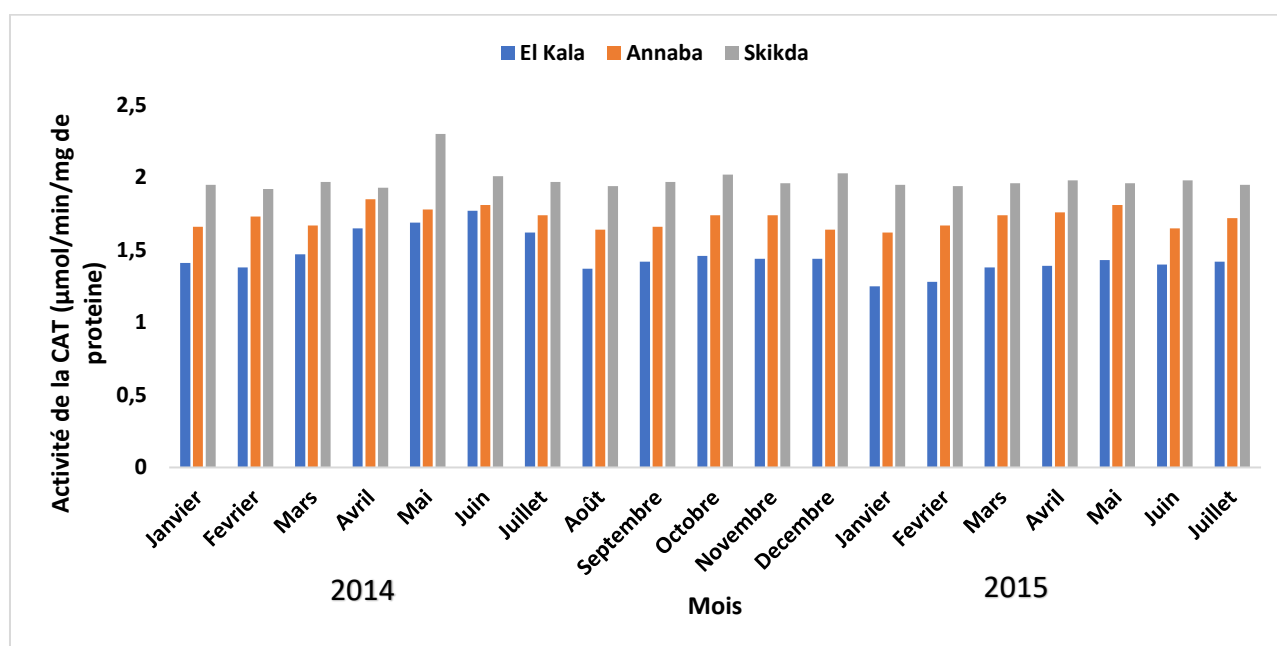
L'activité spécifique de la catalase (CAT) exprimée en  $\mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines a été mesurée mensuellement au niveau des individus de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites du littoral Est algérien (El-Kala, Annaba, et Skikda) au cours des 19 mois d'étude (janvier 2014, juillet 2015). Cette activité est évaluée par application de la formule Claiborne (1985) en utilisant les pentes des droites de régression exprimant l'absorbance en fonction du temps.

Les individus d'El-Kala présentent une activité de la catalase variante entre un maximum de  $1,77 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois d'août et un minimum de  $1,38 \pm 0,05 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois de février. Au niveau du site d'Annaba, les valeurs varient entre  $1,85 \pm 0,01 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois d'avril et  $1,66 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines au mois de janvier. Enfin, à Skikda la valeur la plus élevée a été observée au mois d'avril avec  $2,3 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines, alors que la plus faible valeur a été enregistrée au mois de février avec  $1,92 \pm 0,03 \mu\text{M}/\text{min}/\text{mg}$  de protéines (Figure.117).

**Tableau 50.** Variations mensuelles de l'activité de la catalase (nM/mn/ mg de protéines) chez *P. cultrifera*, avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ).

| El Kala (A) |            |      | Annaba (B) |            | Skikda (C) |            |       |
|-------------|------------|------|------------|------------|------------|------------|-------|
| Moyenne     | Ecart-type |      | Moyenne    | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | p     |
| 2014        |            |      |            |            |            |            |       |
| Janvier     | 1,41       | 0,02 | 1,66       | 0,02       | 1,95       | 0,03       | 0,000 |
| Février     | 1,38       | 0,05 | 1,73       | 0,02       | 1,92       | 0,03       | 0,000 |
| Mars        | 1,47       | 0,03 | 1,67       | 0,04       | 1,97       | 0,03       | 0,000 |
| Avril       | 1,65       | 0,02 | 1,85       | 0,01       | 1,93       | 0,01       | 0,000 |
| Mai         | 1,69       | 0,02 | 1,78       | 0,01       | 2,30       | 0,02       | 0,000 |
| Juin        | 1,77       | 0,02 | 1,81       | 0,01       | 2,01       | 0,02       | 0,000 |
| Juillet     | 1,62       | 0,01 | 1,74       | 0,02       | 1,97       | 0,09       | 0,001 |
| Août        | 1,37       | 0,02 | 1,64       | 0,01       | 1,94       | 0,07       | 0,000 |
| Septembre   | 1,42       | 0,01 | 1,66       | 0,04       | 1,97       | 0,04       | 0,000 |
| Octobre     | 1,46       | 0,02 | 1,74       | 0,03       | 2,02       | 0,03       | 0,000 |
| Novembre    | 1,44       | 0,02 | 1,74       | 0,03       | 1,96       | 0,09       | 0,000 |
| Décembre    | 1,44       | 0,05 | 1,64       | 0,02       | 2,03       | 0,04       | 0,000 |
| 2015        |            |      |            |            |            |            |       |
| Janvier     | 1,25       | 0,01 | 1,62       | 0,01       | 1,95       | 0,01       | 0,000 |
| Février     | 1,28       | 0,02 | 1,67       | 0,01       | 1,94       | 0,03       | 0,000 |
| Mars        | 1,38       | 0,02 | 1,74       | 0,02       | 1,96       | 0,02       | 0,000 |
| Avril       | 1,39       | 0,01 | 1,76       | 0,02       | 1,98       | 0,01       | 0,000 |
| Mai         | 1,43       | 0,02 | 1,81       | 0,02       | 1,96       | 0,02       | 0,000 |
| Juin        | 1,40       | 0,02 | 1,65       | 0,07       | 1,98       | 0,03       | 0,000 |
| Juillet     | 1,35       | 0,02 | 1,72       | 0,02       | 1,95       | 0,02       | 0,000 |

L'analyse de la variance à un seul critère de classification a révélé une différence très hautement significative de l'activité de la catalase entre les sites et pour le même mois. Le test de tukey a permis de classer les sites en trois groupes : le groupe A correspondant au site d'El-Mordjène (El-Kala), le groupe B à celui de St-Cloud (Annaba) et le groupe C à Bikini (Skikda) (Tableau.50).



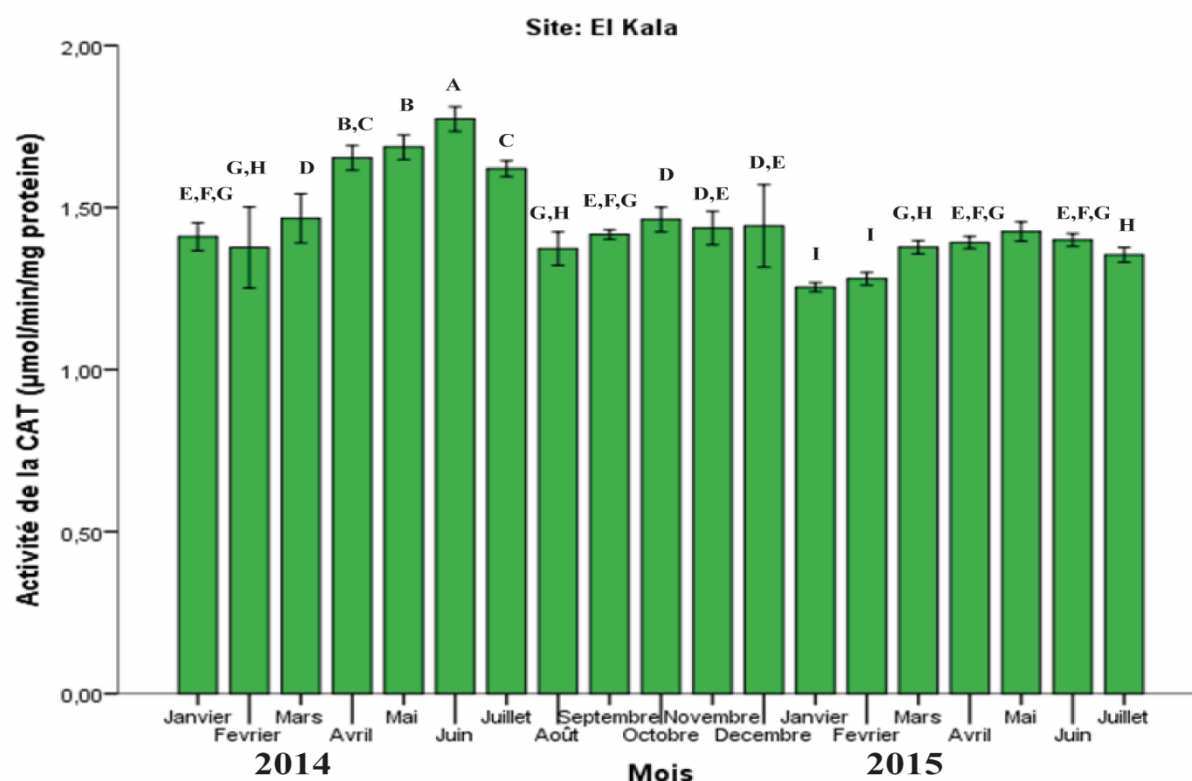
**Figure 117.** Variations mensuelles de l'activité de la catalase ( $\mu\text{M}/\text{mn}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site El-Mordjène (El-Kala) a montré une différence hautement significative de l'activité de la catalase entre les mois (Tableau.51).

**Tableau 51.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'activité de la catalase chez *P. cultrifera* dans le site d'El-Mordjène (El-Kala).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F       | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|---------|---------------|
| Inter-groupes | 1 158            | 18  | 0,064              | 134 946 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,025            | 52  | 0,000              |         |               |
| Total         | 1 183            | 70  |                    |         |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de l'activité de la catalase entre les mois pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) en dix groupes durant les 19 mois d'étude (Figure.118).



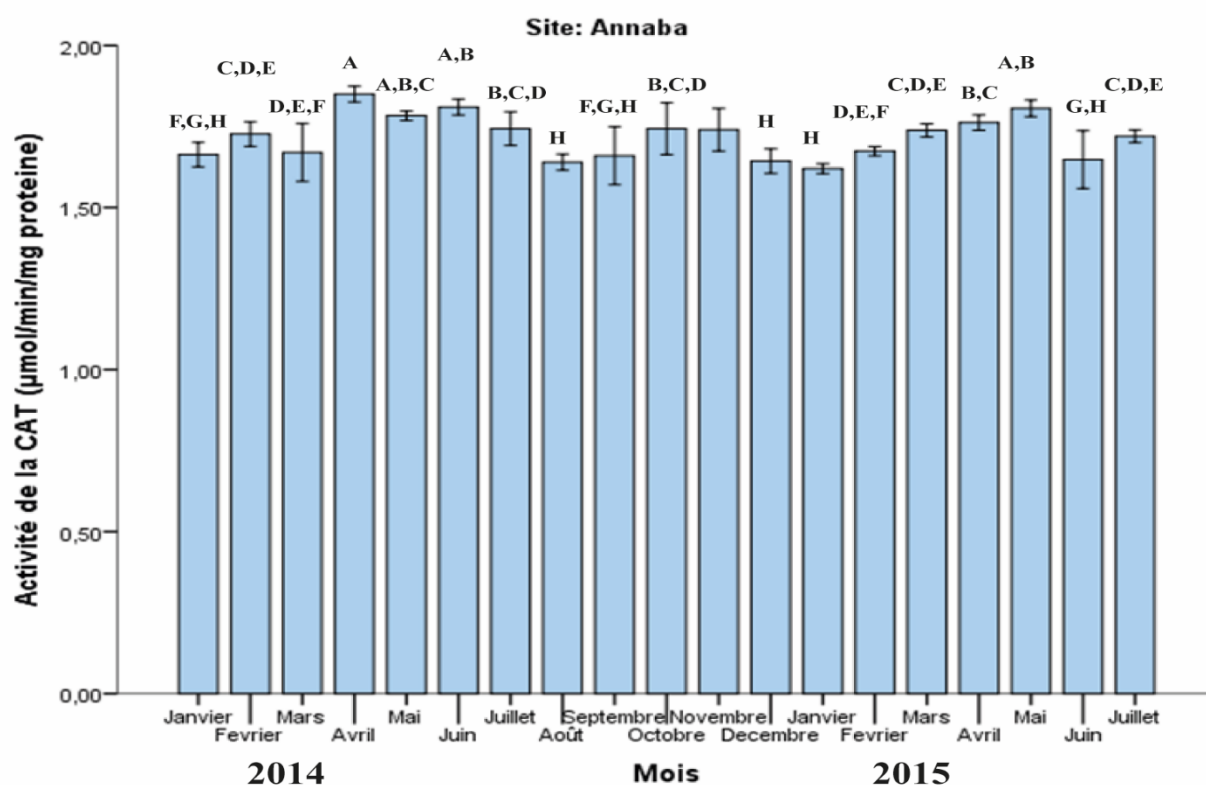
**Figure 118.** Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de St-Cloud (Annaba) a montré une différence hautement significative pour l'activité de la catalase entre les mois (Tableau.52).

**Tableau 52.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations de l'activité de la catalase chez *P. cultrifera* dans le site de St Cloud (Annaba).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Inter-groupes | 0,289            | 18  | 0,016              | 21 612 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,039            | 52  | 0,001              |        |               |
| Total         | 0,328            | 70  |                    |        |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de la catalase entre les mois pour le site de St-Cloud (Annaba) en dix groupes durant les 19 mois d'étude (Figure.119).



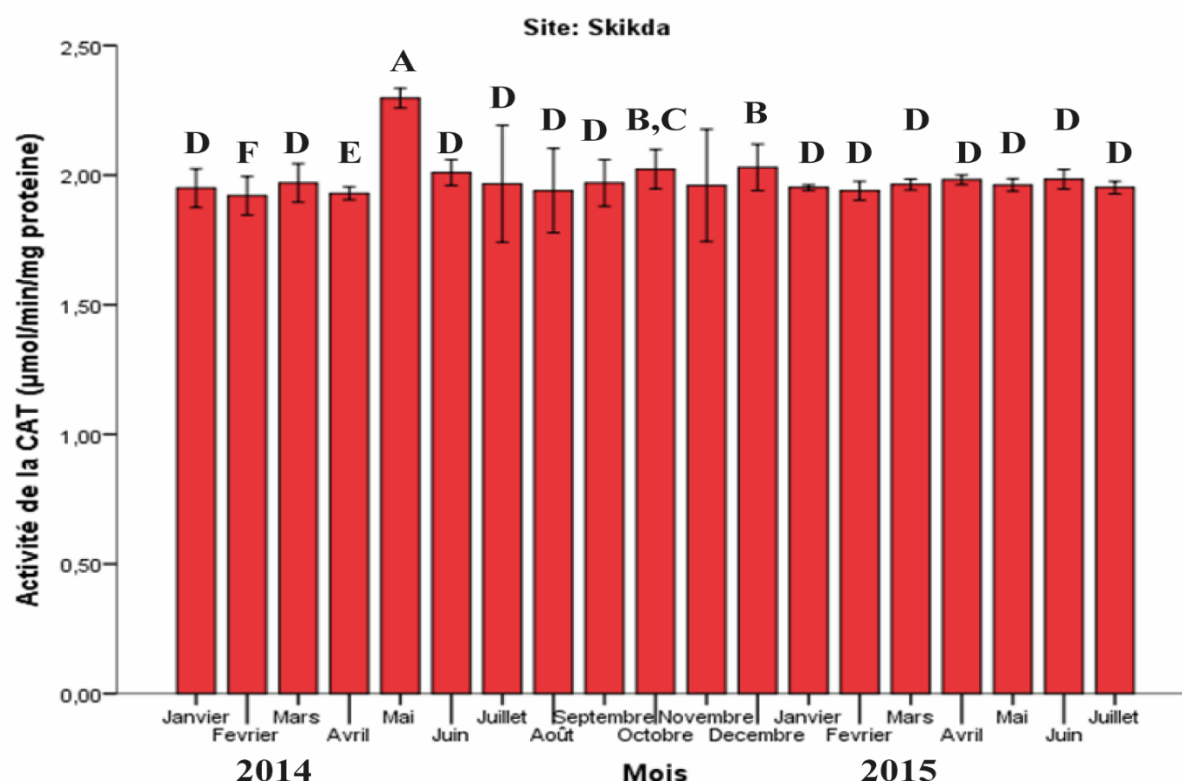
**Figure 119.** Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site de St cloud (Annaba) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site de bikini (Skikda) a montré une différence très hautement significative entre les mois pour l'activité de la GST (Tableau.53).

**Tableau 53.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations mensuelles de l'activité de la catalase chez *P. cultrifera* pour le site de Bikini (Skikda).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Inter-groupes | 0,364            | 18  | 0,020              | 15 783 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,067            | 52  | 0,001              |        |               |
| Total         | 0,430            | 70  |                    |        |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles de la catalase entre les mois pour le site de Bikini (Skikda) en six groupes durant les 19 mois d'étude (Figure.120).



**Figure 120.** Variations mensuelles de l'activité de la catalase pour le site de Bikini (Skikda) (janvier 2014, juillet 2015), avec la classification de Tukey ( $m \pm s$ ) ( $n=5$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée sur les données relatives au niveau des trois sites pour l'activité de la catalase a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois et l'interaction site/mois très hautement significative (Tableau 54).

**Tableau 54.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés de l'activité enzymatique de la catalase chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude (janvier 2014, juillet 2015).

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D           | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|-------------|-------|
| Modèle corrigé       | 12 417                       | 56  | 0,222              | 266 021     | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 592 211                      | 1   | 592 211            | 710 506 900 | 0,000 |
| Mois                 | 1 116                        | 18  | 0,062              | 74 361      | 0,000 |
| Site                 | 9 443                        | 2   | 4 721              | 5 664 575   | 0,000 |
| Mois * Site          | 0,695                        | 36  | 0,019              | 23 168      | 0,000 |
| Erreur               | 0,130                        | 156 | 0,001              |             |       |
| Total                | 635 346                      | 213 |                    |             |       |
| Total corrigé        | 12 547                       | 212 |                    |             |       |

#### 4.4.3.5 Variations mensuelles des taux de Malondialdéhyde (MDA)

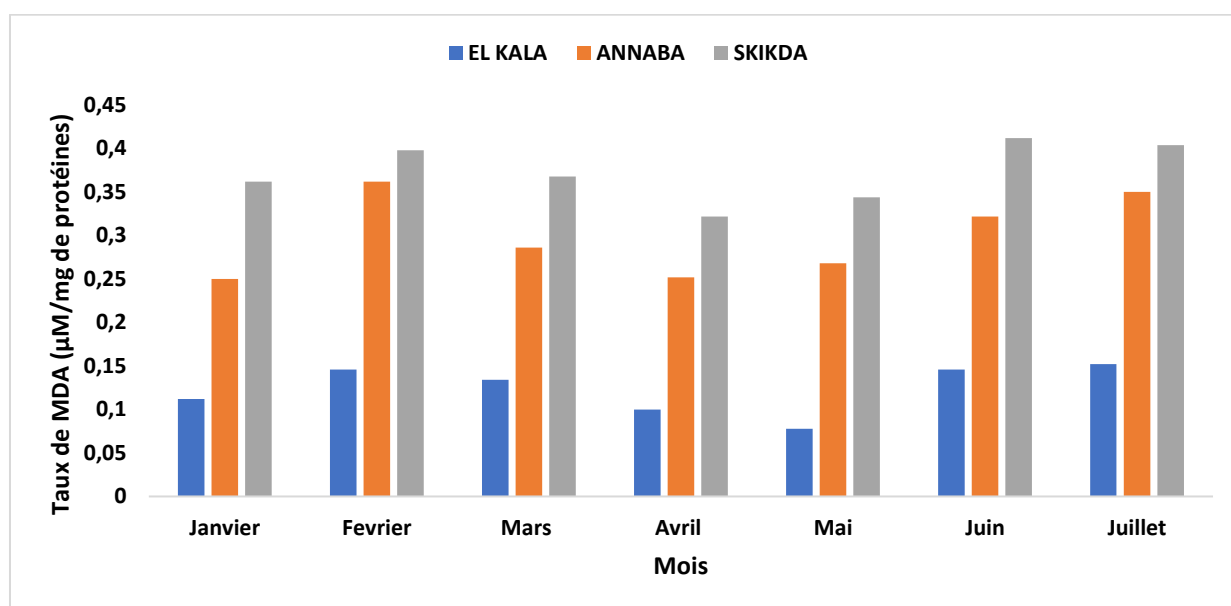
Les taux de de Malondialdéhyde (MDA) exprimés en  $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines ont été mesurés mensuellement au niveau des individus de *P. cultrifera* récoltées au niveau des trois sites du littoral Est algérien (El-Kala, Annaba, et Skikda) au cours des 7 mois d'étude (janvier 2015, juillet 2015).

Les individus d'El-Kala présentent des taux variants entre un maximum de  $0,15 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines au mois de février et un minimum de  $0,08 \pm 0,04 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines au mois de mai. Au niveau du site d'Annaba, les valeurs varient entre  $0,36 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines au mois de février et  $0,25 \pm 0,01 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines au mois d'avril. Enfin, à Skikda la valeur la plus élevée a été observée au mois de juin avec  $0,41 \pm 0,01 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines, alors que la plus faible valeur a été enregistrée au mois d'avril avec  $0,32 \pm 0,02 \mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines (Figure.121).

L'analyse de la variance à un seul critère de classification a révélé une différence très hautement significative de l'activité de la catalase entre les sites et pour le même mois. Le test de tukey a permis de classer les sites en trois groupes : le groupe A correspondant au site d'El-Mordjène (El-Kala), le groupe B à celui de St-Cloud (Annaba) et le groupe C à Bikini (Skikda) (Tableau.55).

**Tableau 55.** Variation des taux de MDA ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) de *Perinereis cultrifera* des trois sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015) avec la classification de Tukey.

|                | El Kala (A) |            | Annaba (B) |            | Skikda (C) |            | p     |
|----------------|-------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|
|                | Moyenne     | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type | Moyenne    | Ecart-type |       |
| <b>Janvier</b> | 0,11        | 0,01       | 0,25       | 0,02       | 0,36       | 0,01       | 0,000 |
| <b>Février</b> | 0,15        | 0,02       | 0,36       | 0,02       | 0,40       | 0,02       | 0,000 |
| <b>Mars</b>    | 0,13        | 0,02       | 0,29       | 0,02       | 0,37       | 0,02       | 0,000 |
| <b>Avril</b>   | 0,10        | 0,02       | 0,25       | 0,01       | 0,32       | 0,02       | 0,000 |
| <b>Mai</b>     | 0,08        | 0,04       | 0,27       | 0,01       | 0,34       | 0,02       | 0,000 |
| <b>Juin</b>    | 0,15        | 0,01       | 0,32       | 0,01       | 0,41       | 0,01       | 0,000 |
| <b>Juillet</b> | 0,15        | 0,01       | 0,35       | 0,02       | 0,40       | 0,02       | 0,000 |



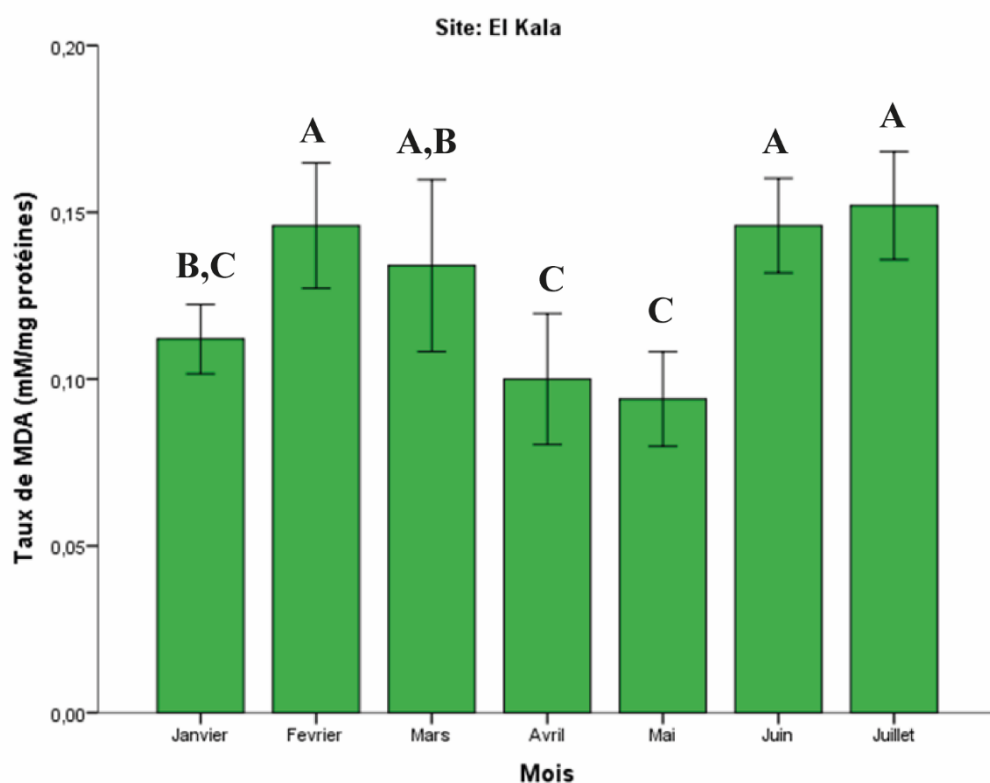
**Figure 121.** Variations mensuelles des taux de MDA ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans trois sites : El-Kala, Annaba et Skikda) (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

L'ANOVA à un seul critère de classification pour le site El-Mordjène (El-Kala) a montré une différence très hautement significative concernant les taux de MDA entre les mois (Tableau.56).

**Tableau 56.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez *P. cultrifera* dans le site d'El-Mordjène (El-Kala).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Inter-groupes | 0,017            | 6   | 0,003              | 14 213 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,006            | 28  | 0,000              |        |               |
| Total         | 0,023            | 34  |                    |        |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles des taux de MDA entre les mois pour le site d'El-Mordjène (El-Kala) en quatre groupes durant les sept mois d'études (Figure.122).

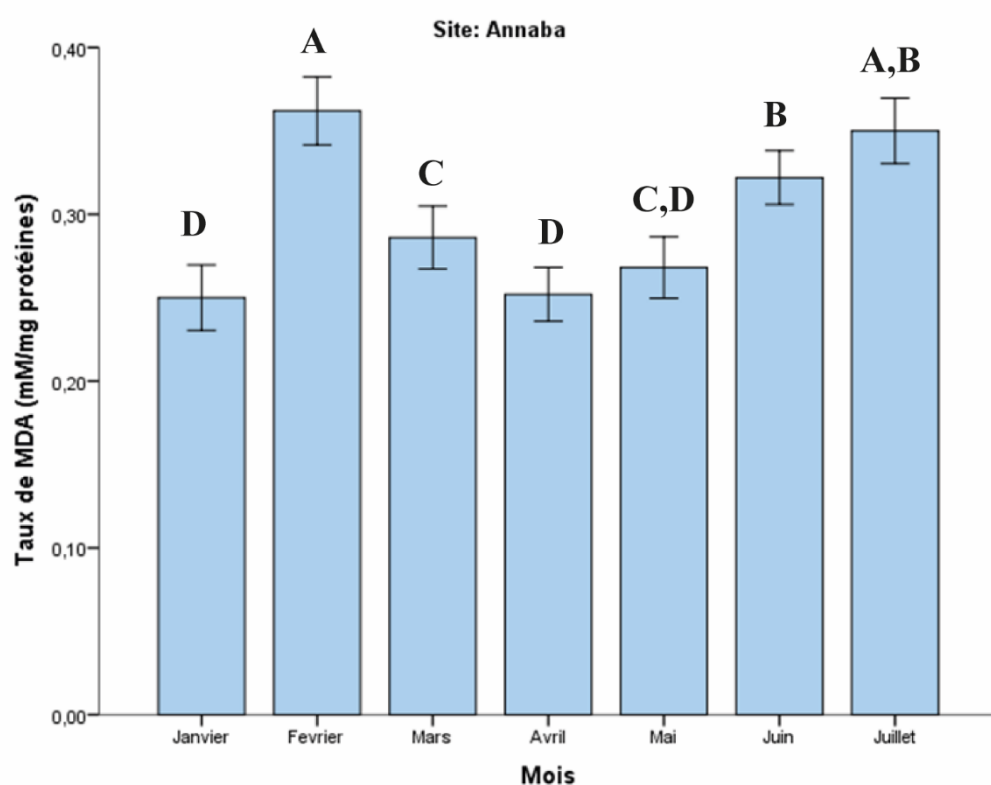


**Figure 122.** Variations mensuelles des taux de MDA ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans le site d'El-Kala (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

**Tableau 57.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez *P. cultrifera* dans le site de St cloud (Annaba).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Inter-groupes | 0,064            | 6   | 0,011              | 48 004 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,006            | 28  | 0,000              |        |               |
| Total         | 0,070            | 34  |                    |        |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles des taux de MDA entre les mois pour le site de Stcloud (Annaba) en six groupes durant les sept mois d'études (Figure.123).

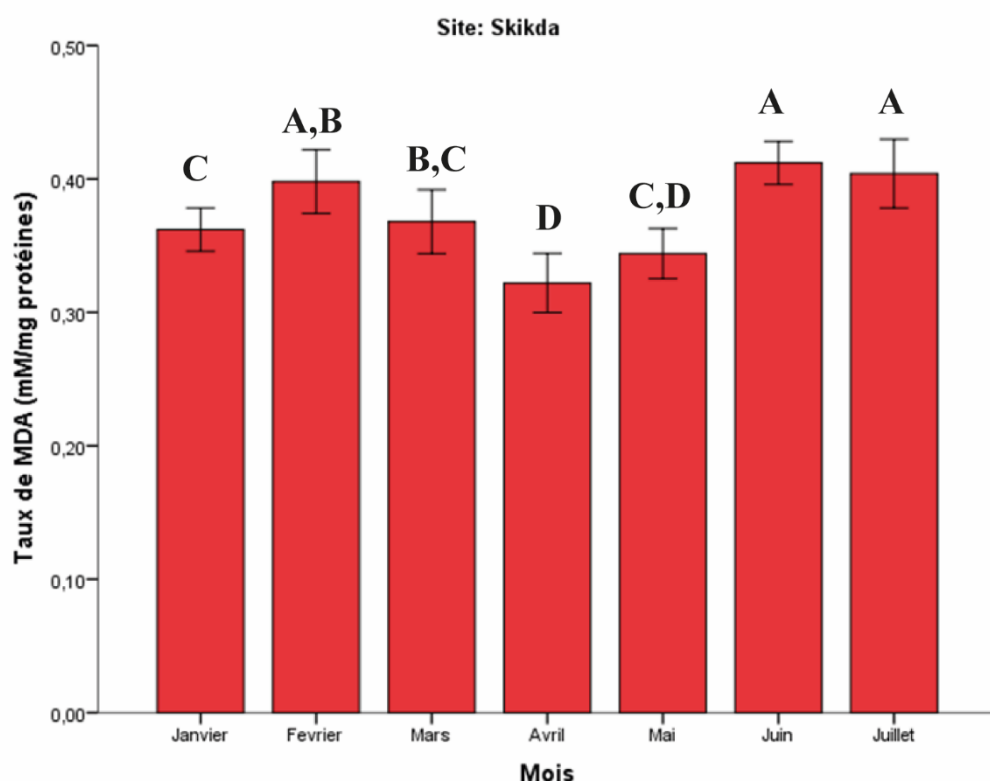


**Figure 123.** Variations mensuelles des taux de MDA ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans le site d'Annaba (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

**Tableau 58.** Analyse ANOVA à un facteur contrôlé des variations des taux de MDA chez *P. cultrifera* dans le site de Bikini (Skikda).

|               | Somme des carrés | DDL | Moyenne des carrés | F      | Signification |
|---------------|------------------|-----|--------------------|--------|---------------|
| Inter-groupes | 0,033            | 6   | 0,006              | 18 958 | 0,000         |
| Intra-groupes | 0,008            | 28  | 0,000              |        |               |
| Total         | 0,042            | 34  |                    |        |               |

Le test de Tukey a classé les variations mensuelles des taux de MDA entre les mois pour le site de Bikini (Skikda) en six groupes durant les sept mois d'études (Figure.124).



**Figure 124.** Variations mensuelles des taux de MDA ( $\mu\text{M}/\text{mg}$  de protéines) chez *P. cultrifera* récoltées dans le site de Skikda (janvier 2015, juillet 2015), ( $m \pm s$  ;  $n=5$ ).

L'analyse ANOVA à deux critères de classification (Sites, mois) réalisée sur les données relatives au niveau des trois sites pour les taux de MDA a révélé une différence très hautement significative entre les sites et entre les mois et l'interaction site/mois très hautement significative (Tableau.59).

**Tableau 59.** Analyse ANOVA à deux facteurs contrôlés des taux de MDA chez *P. cultrifera* dans les trois sites d'étude (janvier 2015, juillet 2015).

| Source               | Somme des carrés de type III | DDL | Moyenne des carrés | D          | Sig.  |
|----------------------|------------------------------|-----|--------------------|------------|-------|
| Modèle corrigé       | 1 235                        | 20  | 0,062              | 257 765    | 0,000 |
| Ordonnée à l'origine | 7 424                        | 1   | 7 424              | 30 995 085 | 0,000 |
| Mois                 | 0,099                        | 6   | 0,017              | 68 965     | 0,000 |
| Site                 | 1 120                        | 2   | 0,560              | 2 337 928  | 0,000 |
| Mois * Site          | 0,016                        | 12  | 0,001              | 5 472      | 0,000 |
| Erreur               | 0,020                        | 84  | 0,000              |            |       |
| Total                | 8 679                        | 105 |                    |            |       |
| Total corrigé        | 1 255                        | 104 |                    |            |       |

#### 4.5 Analyse écotoxicologique sur *Mytilus galloprovincialis*

Aucune mortalité n'a été enregistrée pendant le test biologique. La variation de température et de pH dans les béciers individuels était toujours inférieure à 1 ° C et 0,5 unité de pH, respectivement, et l'oxygène dissous dans le milieu d'essai était toujours supérieur à 9 mg / L. Ainsi, les conditions abiotiques étaient adéquates pour l'entretien des bivalves.

##### 4.5.1 Essai préliminaire

Dans le test préliminaire (béciers sans moules), l'écart des concentrations réelles de microplastiques par rapport aux concentrations nominales variait de 4 % à 10 % (tableau. 60). En eau propre, des différences significatives de fluorescence entre les traitements avec différentes concentrations de microplastiques, aucune différence significative entre les traitements contenant ou non du Cd, et aucune interaction significative entre les deux facteurs ont été retrouvées (ANOVA 2, concentrations de microplastiques :  $F = 11\,356\,724$ ,  $p = 0,000$ ; présence de cadmium :  $F = 1\,141$ ,  $p = 0,342$ ; interaction :  $F = 0,055$ ,  $p = 0,946$ ). La décomposition des microplastiques dans l'eau après 24 h variait de 29 à 36 %.

##### 4.5.2 Essai biologique

###### 4.5.2.1 Concentrations réelles de microplastiques dans l'eau

Les concentrations réelles de microplastiques dans l'eau au début du bioessai estimées à partir du modèle linéaire ajusté aux données de la courbe d'étalonnage des microplastiques montrent des écarts par rapport aux valeurs nominales allant de 4 à 10 % (tableau.60). En eau propre, des différences significatives de fluorescence entre les traitements avec différentes concentrations de microplastiques, aucune différence significative entre les traitements contenant ou non du cadmium, et aucune interaction significative entre les deux facteurs ont été retrouvées (ANOVA 2, concentrations de microplastiques :  $F = 139\,588$ ,  $p = 0,000$ ; présence de cadmium :  $F = 0,076$ ,  $p = 0,927$ ; interaction :  $F = 0,015$ ,  $p = 0,985$ ). La diminution des concentrations de microplastiques dans l'eau après 24 h d'exposition aux moules variait de 54 % à 60 %.

**Tableau 60.** Les concentrations réelles de microplastiques ont été estimées à partir des lectures de fluorescence (Fluor.) Sur des milieux d'essai fraîchement préparés en utilisant le modèle linéaire (concentration réelle de MP (mg / L) = -3,25 + 90,37 x fluorescence (unités de fluorescence)). Concentration MP au point médian : concentration au point médian déterminée comme suit : (concentration réelle de MP à 0 h + concentration réelle de MP à 24 h) / 2. Les valeurs sont la moyenne de 12 échantillons provenant de béciers d'essai distincts avec la norme correspondante erreur entre parenthèses. Le pourcentage d'écart (déviaton) Des concentrations réelles (Conc.) Par rapport aux concentrations nominales a été calculé comme suit : Ecart. = 100 - (concentration réelle de microplastiques x 100 / concentration nominale). La désintégration a été déterminée à partir des lectures de fluorescence de l'eau propre (Cw) et de l'eau ancienne (24 h) (Ow) comme : désintégration (%) = 100 - (Ow x 100 / Cw). Conc. - concentration ; Fluor - Fluorescence.)

| Présence de moule                   | Nominal MP conc. (mg/L) | Nominal Cd conc. (mg/L) | Fluor. 0 h (F units) | Fluor. 24 h (F units) | Mid-point actual MPs Conc. (mg/L) | Déviaton (%) | Désintégration (%) 24 h |
|-------------------------------------|-------------------------|-------------------------|----------------------|-----------------------|-----------------------------------|--------------|-------------------------|
| <b>ESSAI PRELIMINAIRE</b>           |                         |                         |                      |                       |                                   |              |                         |
| <b>SANS MOULE</b>                   | 0,2                     | 0                       | 16.600 ±0,260        | 11.405 ±0,359         | 0.190 ±0,001 3                    | 4            | 31                      |
|                                     | 0,2                     | 0,005                   | 16.447 ±0,231        | 11.490 ±0,200         | 0.190 ±0,002 3                    | 4            | 30                      |
|                                     | 0,2                     | 0,05                    | 16.315 ±0,157        | 11.517 ±0,342         | 0.189 ±0,002 6                    | 5            | 29                      |
|                                     | 0,4                     | 0                       | 31.630 ±0,494        | 20.140 ±0,498         | 0.360 ±0,001 9                    | 10           | 36                      |
|                                     | 0,4                     | 0,005                   | 31.590 ±0,166        | 20.250 ±0,293         | 0.362 ±0,000 9                    | 9,5          | 35                      |
|                                     | 0,4                     | 0,05                    | 31.390 ±0,549        | 20.220 ±0,424         | 0.365 ±0,002 2                    | 8,75         | 35                      |
| <b>Moyenne totale (Faible conc)</b> |                         |                         |                      |                       | 0,190 4                           |              |                         |
| <b>Moyenne totale (Haute conc)</b>  |                         |                         |                      |                       | 0,362 3                           |              |                         |
| <b>BIOESSAI</b>                     |                         |                         |                      |                       |                                   |              |                         |
| <b>MOULE</b>                        | 0,2                     | 0                       | 17.190 ±5 072        | 7.819 ±3 751          | 0.174 ±0,045                      | 12           | 54                      |
|                                     | 0,2                     | 0,005                   | 16.502 ±5 394        | 7.255 ±3 310          | 0.167 ±0,045                      | 16           | 56                      |
|                                     | 0,2                     | 0,05                    | 16.657 ±5 246        | 6.670 ±2 923          | 0.165 ±0,042                      | 17           | 60                      |
|                                     | 0,4                     | 0                       | 34.919 ±8 516        | 17.516 ±8 035         | 0.326 ±0,085                      | 18           | 50                      |
|                                     | 0,4                     | 0,005                   | 34.567 ±7 978        | 14.411 ±6 404         | 0.306 ±0,072                      | 23           | 58                      |
|                                     | 0,4                     | 0,05                    | 34.077 ±8 092        | 14.225 ±6 588         | 0.303 ±0,074                      | 24           | 58                      |
| <b>Moyenne totale (Faible conc)</b> |                         |                         |                      |                       | 0,168 9                           |              |                         |
| <b>Moyenne totale (Haute conc)</b>  |                         |                         |                      |                       | 0,312 0                           |              |                         |

#### 4.5.2.2 Cadmium dans l'eau pendant la période d'exposition et accumulation de cadmium chez *M. galloprovincialis*

Cette partie de notre étude nécessite des résultats des analyses chimique de l'eau ainsi que les tissus des speciemens qui sont en cours de traitement.

#### 4.5.3 Effets des microplastiques seuls et en mélange avec du cadmium sur *M. galloprovincialis*

Aucune différence significative entre les groupes témoins n'a été trouvée pour aucun paramètre (Figure.125). Ainsi, les animaux témoins étaient en bon état de santé pendant toute la période d'exposition et toute différence entre ces groupes et d'autres était due à des traitements distincts.

L'exposition aux microplastiques (seuls ou en mélange) a eu un effet principal significatif sur le taux de filtration (FR). Les résultats de FR, par rapport aux témoins, les bivalves exposés au traitement microplastique de 14 jours avaient significativement diminué FR (réduction de 85 %, Figure.125.A). Les bivalves d'un traitement au cadmium de 14 jours avaient une FR significativement réduite (75 %, Figure.125.A). Les bivalves exposés pendant 14 jours au mélange et analysés immédiatement avaient un FR significativement diminué (81 %, Figure.125.A).

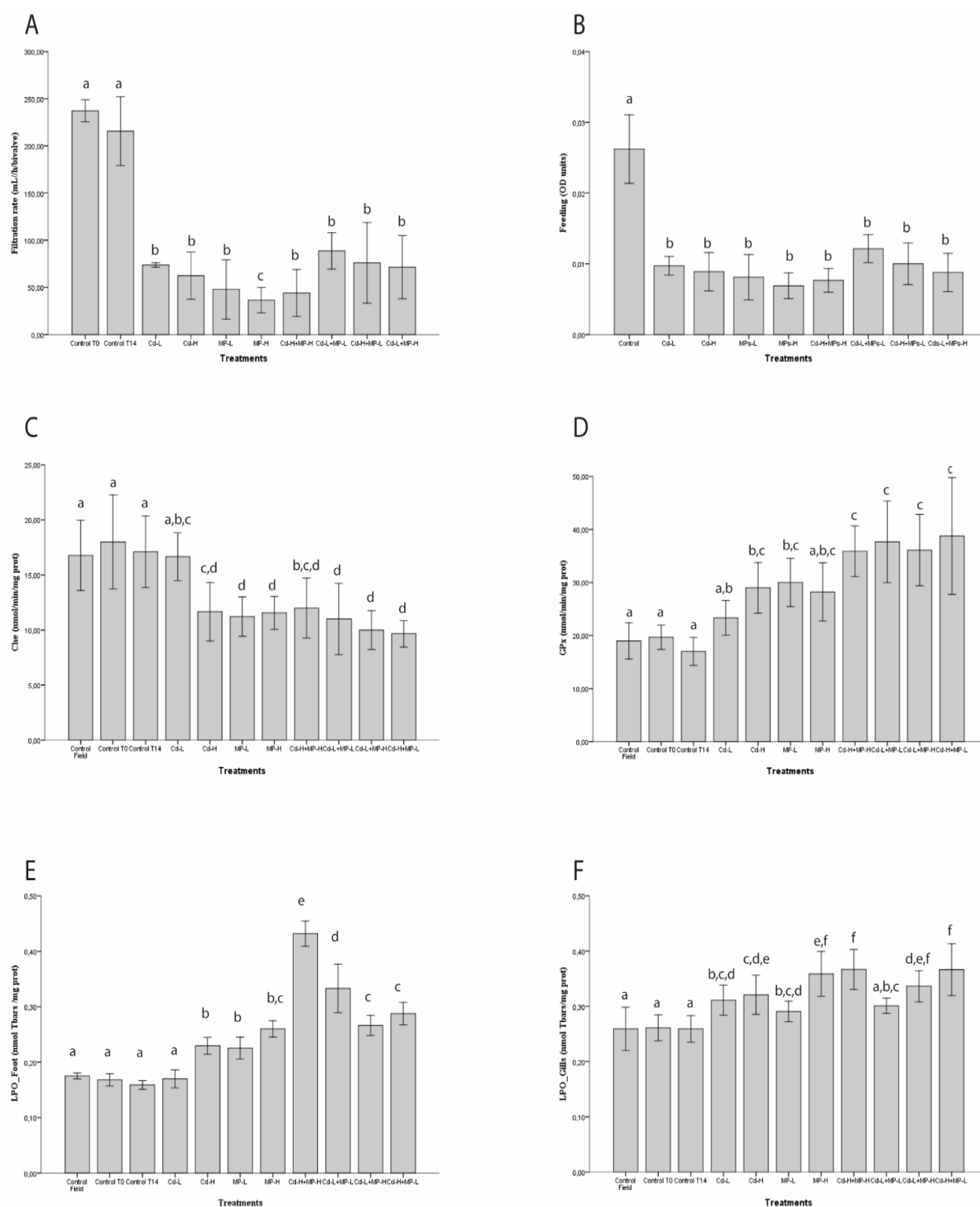
Les moules exposées à la plus forte concentration de microplastiques avaient 77 % d'inhibition de l'alimentation (Figure.125.B). En ce qui concerne le groupe témoin, le mélange contenant les concentrations les plus faibles de cadmium et de microplastiques a entraîné une réduction significative de l'alimentation (53 %, Figure.125.B). Le mélange contenant la plus faible concentration de cadmium et la plus forte concentration de microplastiques a provoqué une diminution significative de l'alimentation (69 %, Figure.125.B). Par rapport au groupe témoin, les bivalves exposés au mélange contenant la plus forte concentration de cadmium et la plus faible concentration de microplastiques ont montré une inhibition significative de l'alimentation (61 %, Figure.125.B).

Les effets des microplastiques, du cadmium et de leurs mélanges sur les biomarqueurs de *M. galloprovincialis* sont présentés dans la (Figure.125). Des différences significatives entre les traitements ont été trouvées pour l'activité Cholinestérase (ChE) du pied ( $F = 8\,016$ ,  $p = 0,000$ ), les niveaux de LPO du pied ( $F = 101\,184$ ,  $p = 0,000$ ), l'activité de La glutathion peroxydase (GPx) des branchies ( $F = 10\,346$ ,  $p = 0,000$ ), les niveaux de peroxydation lipidique via les T bars (LPO) des branchies ( $F = 11\,602$ ,  $p = 0,000$ ). Aucune différence significative entre le groupe témoin et le traitement avec la plus faible concentration de microplastiques seuls n'a été

trouvée pour l'activité LPO et GPx dans les branchies (Figure.125). Par rapport au groupe témoin, les animaux exposés aux concentrations les plus faibles et les plus élevées de microplastiques avaient inhibition significative de l'activité ChE du pied (35 %, Figure.125.C); et augmentation significative des niveaux de LPO dans le pied (Figure. 125E), induction significative de l'activité GPx (Figure.125.D), et seul MP-H avait une induction significative des niveaux de LPO dans les branchies (Figure.125.F).

En ce qui concerne le cadmium, aucune différence significative entre le groupe témoin et le traitement avec la plus faible concentration de cadmium seul n'a été trouvée pour la LPO du pied et des branchies et les activités GPx (Figure.125.D). Par rapport au groupe témoin, les bivalves exposés à des traitements contenant du cadmium seul présentaient une inhibition significative de la ChE du pied (33 %, Figure.125C), et une augmentation significative des taux de LPO dans les branchies et le pied (Figure.125 E, F) et de l'activité GPx des branchies (Figure.125.). En outre, la concentration la plus faible de cadmium a provoqué une inhibition significative de l'activité ChE (Figure.125.C), tandis que la concentration la plus élevée de cadmium seul a provoqué une augmentation des niveaux de LPO dans les branchies (Figure.125.F).

Pour le groupe témoin, tous les mélanges ont provoqué une inhibition significative de l'activité ChE (31–44 %), et une augmentation significative des niveaux de LPO à la fois (pieds et branchies) et l'activité GPx, mais pas en fonction de la concentration; nous avons observé dans certains cas que les mélanges contenant la plus faible concentration de microplastiques et de cadmium étaient significativement plus élevés que les mélanges contenant la plus faible concentration de microplastiques et la plus forte concentration de cadmium en termes d'induction ou d'inhibition de biomarqueurs.



**Figure 125.** Effets des microplastiques et du cadmium sur le taux de filtration, l'alimentation, les biomarqueurs de la neurotoxicité et des dommages oxydatifs, et les enzymes liées à l'énergie chez *Mytilus galloprovincialis*

A) FR taux de filtration ; (B) Alimentation ; (C) activité ChE du pied; (D) activité de GPx des branchies; (E) niveaux de LPO au pied; (F) branchies niveaux LPO. Les valeurs sont la

moyenne de 9 moules par traitement avec les barres d'erreur standard correspondantes. Différentes lettres indiquent des différences statistiquement significatives entre les traitements (ANOVA à un facteur et test de Tukey,  $p \leq 0,05$ ). MPs-L-(faible concentration de microplastiques); MPs-H-(concentration élevée de microplastiques); Cd-L-(faible concentration de cadmium); Cd-H –(concentration élevée de cadmium).

L'analyse bidirectionnelle de la variance avec interaction étudiant les effets des microplastiques et du cadmium sur plusieurs paramètres biologiques de *M. galloprovincialis* comparant les effets de la concentration de microplastiques et de la concentration de cadmium sur les critères d'effets à la fin de la période d'exposition (14 jours). Facteurs fixes : concentrations de microplastiques (0,2 mg / L et 0,4 mg / L) et concentrations de cadmium (0,005 mg / L et 0,05 mg / L) est représenté dans le (Tableau.61).

**Tableau 61.** Résultats de l'analyse bidirectionnelle de la variance avec interaction étudiant les effets des microplastiques et du cadmium sur plusieurs paramètres biologiques de *M. galloprovincialis* comparant les effets de la concentration de microplastiques et de la concentration de cadmium sur les critères d'effets à la fin de la période d'exposition (14 jours). Facteurs fixes : concentrations de microplastiques (0,2 mg / L et 0,4 mg / L) et concentrations de cadmium (0,005 mg / L et 0,05 mg / L). SD - écart-type.

| Paramètre   | Facteur  | Concentration (mg/L) | M± SD             | Test de Tukey | F          | p     |
|-------------|----------|----------------------|-------------------|---------------|------------|-------|
| ChE du pied | MPs      | 0                    | 17.074 ± 3.941    | a             | F=18 445   | 0,000 |
|             |          | 0,2                  | 11.222 ± 2 333    | b             |            |       |
|             |          | 0,4                  | 11.555± 1 943     | b             |            |       |
|             | Cd       | 0                    | 14.800 ± 4 335    | A             | F= 3 471   | 0,035 |
|             |          | 0,005                | 12.555 ± 4 299    | B             |            |       |
|             |          | 0,05                 | 11.111 ± 3 067    | B             |            |       |
|             | MPs x Cd |                      |                   |               | F= 3 293   | 0,014 |
|             | MPs      | 0                    | 214.645 ± 65.426  | a             | F= 24 036  | 0,000 |
|             |          | 0,2                  | 47.848 ± 31,540 6 | b             |            |       |
|             |          | 0,4                  | 36.418± 13,432 8  | b             |            |       |
| FR          | Cd       | 0                    | 111.382± 96,732 8 | A             | F= 7 756   | 0,001 |
|             |          | 0,005                | 78.037 ± 27,932 8 | B             |            |       |
|             |          | 0,05                 | 61.413± 29,397 1  | B             |            |       |
|             | MPs x Cd |                      |                   |               | F= 27 087  | 0,000 |
|             |          |                      |                   |               |            |       |
| LPO du pied | MPs      | 0                    | 0.1675 ± 0.124    | a             | F= 240 676 | 0,000 |
|             |          | 0,2                  | 0.2254 ± 0,025 8  | b             |            |       |
|             |          | 0,4                  | 0.2600 ± 0,019 1  | c             |            |       |
|             | Cd       | 0                    | 0.1976 ± 0,042 3  | A             | F= 112 504 | 0,000 |
|             |          |                      |                   |               |            |       |

|                              |                   |       |                  |                 |            |           |
|------------------------------|-------------------|-------|------------------|-----------------|------------|-----------|
|                              |                   | 0,005 | 0.2548 ± 0,078 4 | B               |            |           |
|                              |                   | 0,05  | 0.3139 ± 0,091 9 | C               |            |           |
|                              | MPs x Cd          |       |                  |                 | F= 48 335  | 0,000     |
| LPO des branchies            | MPs               | 0     | 0.2547 ± 0.0269  | a               | F= 17 357  | 0,000     |
|                              |                   | 0,2   | 0.2908 ± 0,024 4 | b               |            |           |
|                              |                   | 0,4   | 0.3588 ± 0,053 0 | c               |            |           |
|                              | Cd                | 0     | 0.2827 ± 0,052 2 | A               | F= 13 052  | 0,000     |
|                              |                   | 0,005 | 0.3162 ± 0,033 6 | B               |            |           |
|                              |                   | 0,05  | 0.3514 ± 0,054 4 | C               |            |           |
|                              | MPs x Cd          |       |                  |                 | F= 4 269   | 0,003     |
|                              | GPx des branchies | MPs   | 0                | 18.555 ± 3.714  | a          | F= 23 366 |
| 0,2                          |                   |       | 30 ± 5 916       | b               |            |           |
| 0,4                          |                   |       | 28.222 ± 7 155   | b               |            |           |
| Cd                           |                   | 0     | 22.777 ± 7 176   | A               | F = 12 686 | 0,000     |
|                              |                   | 0,005 | 32.370 ± 10 141  | B               |            |           |
|                              |                   | 0,05  | 34.555 ± 10 221  | B               |            |           |
| MPs x Cd                     |                   |       |                  | F =0,403        | 0,806      |           |
| Inhibition de l'alimentation |                   | MPs   | 0                | 0.0262 ± 0.0063 | a          | F= 26 290 |
|                              | 0,2               |       | 0.0081 ± 0,004 1 | b               |            |           |
|                              | 0,4               |       | 0.0068 ± 0,002 3 | b               |            |           |
|                              | Cd                | 0     | 0.0137± 0,010 0  | A               | F= 14 772  | 0,000     |
|                              |                   | 0,005 | 0.0106± 0,002 9  | B               |            |           |
|                              |                   | 0,05  | 0.0084± 0,003 0  | B               |            |           |
|                              | MPs x Cd          |       |                  |                 | F= 28 335  | 0,000     |

# DISCUSSION GENERALE

## 5 DISCUSSION GÉNÉRALE

L'objectif initial de la présente thèse était de « fournir de nouvelles connaissances sur les réponses Impact de la pollution du sédiment et de l'eau de mer sur la physiologie de modèle de la faune macrobenthique ». Les résultats obtenus nous ont permis d'une part de proposer des marqueurs précoces de toxicité chez les annélides polychètes et les moules et d'autre part de fournir de premières preuves scientifiques sur les différences de sensibilité de ses derniers aux contaminants. Afin de répondre à l'objectif principal de notre étude, plusieurs tâches ont été abordées. D'abord, une étude écologique comprenant un travail sur l'inventaire des espèces macrobenthiques ainsi que la faune et flore associée a nos modèles biologiques, ensuite une unique et première étude approfondie du régime alimentaire de *P. cultrifera*. Après, des bioessais de toxicité ont été adaptés à *P. cultrifera* afin d'étudier leur vulnérabilité au cadmium a différentes concentrations. Ensuite, une étude comparative sur les réponses de *P. cultrifera* face à la pollution au niveau de trois sites différents par leurs degrés de contaminations a été étudiée en abordant les aspects abiotiques, chimiques, moléculaires, biochimiques, morphométriques et comportementaux. Enfin, la moule méditerranéenne *Mytilus galloprovincialis* a été adaptée pour évaluer les effets du cadmium et des microplastiques seuls ou en mélanges sur plusieurs fonctions vitales pour l'espèce.

### 5.1. Biodiversité

Les zones marines, au-delà de la colonne d'eau de haute mer et de la zone des fonds marins, englobent plus de 60% de l'océan mondial de la Terre. Ces régions abritent des systèmes naturels complexes qui jouent un rôle clé dans le maintien de la vie sur la planète et fournissent des services écosystémiques vitaux (Rogers et al., 2014). La diversité biologique marine est composée d'un réseau complexe de gènes, d'espèces et d'habitats qui est essentiel au maintien des avantages tirés d'écosystèmes sains (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Cardinale et al., 2012).

De ce fait, des indications fiables sur l'intégrité des écosystèmes marins côtiers pourraient être obtenues en surveillant les conséquences biologiques des facteurs de stress environnementaux chez les espèces occupant des positions trophiques critiques (Depledge et Fossi, 1994; Galloway, 2006). En effet, diverses études ont été menées ces dernières années, essayant d'identifier les espèces les plus appropriées, dans chaque compartiment de l'environnement, pour être considérées comme des substituts cohérents de la fonctionnalité globale de

l'écosystème. Compte tenu des sédiments estuariens, les polychètes, connus pour jouer un rôle important dans le fonctionnement des communautés benthiques (Giangrande et al., 2005), ont été récemment proposés et utilisés non seulement comme substituts de la biodiversité marine (Olsgard et al., 2003), mais également en tant qu'organismes biomoniteurs, au moins pour les xénobiotiques organiques (Ruus et al., 2005; Cornellissen et al., 2006; Magnusson et al., 2006; Durou et al., 2007a, b).

Le travail taxonomique sous-jacent aux découvertes d'espèces jette les bases de toutes les recherches subséquentes fondées sur la biodiversité. Connaître le nombre d'espèces existantes fournit des informations précieuses sur les progrès du taux de découverte de la vie sur Terre (Costello et al., 2017). De plus, la richesse en espèces - le nombre d'espèces différentes dans une zone - est l'une des mesures clés pour estimer la diversité des espèces, qui est à la base de nombreuses études comparatives écologiques, biogéographiques et de conservation.

Les polychètes sont des vers segmentés appartenant au phylum Annelida. Ils sont principalement marins avec certaines espèces dans les eaux souterraines fraîches et terrestres (Glasby et al., 2008 ; 2017). Leur dénomination a commencé avant le début formel de la taxonomie (arbitrairement considérée comme 1758, correspondant à la 10<sup>e</sup> édition de *Systema Naturae* de Linnaeus). Les développements historiques de la taxonomie polychète et les travaux fondateurs sur chaque famille ont été examinés par Fauchald et Rouse (1997) et Rouse et Pleijel (2001). Tous les milliers de noms de Polychètes créés jusque dans les années 1960 ont ensuite été capturés par Hartman (1959, 1966). Ces premiers noms, ainsi que tous les noms publiés depuis, ont été numérisés par Kristian Fauchald, et les données ont été rendues publiques en 2007 dans le cadre de la base de données en ligne du Registre mondial des espèces marines (WoRMS).

Arvanitidis et al. (2002) avaient estimé le nombre d'espèces présentes en Mer Méditerranée à 884 espèces. Près de la moitié des espèces (402) sont considérées comme cosmopolites, 275 comme Atlantico-Méditerranéennes, 68 comme Amphi-Atlantique, 121 endémiques et 18 Indo-Méditerranéennes.

Le nombre d'espèces de polychètes signalées pour toute la côte algérienne paraît trop faible en comparaison avec d'autres régions Méditerranéennes ; la faune annélidienne du Maroc qui renferme 321 espèces est constituée essentiellement d'espèces atlantiques et d'espèces

méditerranéennes. Le nombre d'espèces diffère des totaux effectués par différents auteurs, car certaines espèces annoncées comme nouvelles avaient déjà été signalées précédemment et d'autres espèces ont été placées en synonymie (Gillet, 2017). La faune annélidienne du Maroc est moins riche que celle de Tunisie qui compte 375 espèces avec une seule façade maritime (Zaabi et al., 2012). Les comparaisons avec le nombre d'espèces de polychètes de la France qui possède trois façades maritimes. Dauvin et al. (2006) ont rapporté 934 espèces pour les côtes atlantiques françaises incluant la Manche et la Méditerranée. Ces 934 espèces appartiennent à 71 familles parmi lesquelles les Syllidae sont les plus riches avec 97 espèces suivies par les Serpulidae (69 espèces), les Spionidae et Phyllodocidae avec plus de 40 espèces.

Les inventaires effectués nous ont permis de mettre en évidence les différentes espèces qui sont associées à *Perinereis cultrifera*. Des espèces de la famille des Nereidae : *Perinereis cultrifera floridana*, *P. marionii*, *N. succinea*, *N. virens*, *N. falsa*, *P. macropus*, *Pl. dumerilii*, *N. diversicolor* ; avec la présence d'autres annélides polychètes qui sont : *Lepidonotus clava*, *Scoelelepis squamata*, *Lumbrinereis sp*, *Terebellidae* et des espèces non identifiées. En Plus de cette espèce, d'autres espèces ont été inventoriées comme *Diodora greaca*, *Patella sp*, *Tricolia speciosa* et une espèce de mollusque bivalve : *Mytilus galloprovincialis*, ainsi que des espèces d'arthropodes : *Eriphia verrucosa*, *Isopoda sp* non identifiée et une espèce d'arthropode amphipode non identifiée : *Amphipoda sp*.

Sur le plan répartition et abondance de toutes ces espèces, les Annélides polychètes y dominent, mais les bivalves (Mollusques) et les crustacés sont aussi très communs, l'association entre ces trois embranchements est assez classique (Ayari et Afli, 2003; Bigot et Amoureux, 2008).

Nous avons pu recenser trois sortes d'algues au niveau des sites d'étude (El-Kala, Annaba et Skikda) :

*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.

Les algues rouges ou Rhodophytes sont représentées par *C. elongata* (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 elongata* est une algue calcifiée qui pousse dans les zones basses et moyennes littorales, sur les côtes rocheuses.

*Corallina elongata* 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).

Enfin, *Colpomenia sinuosa* a réellement une très large distribution qui englobe toutes les mers du monde, tropicales à tempérées. Pour les côtes françaises, des observations fiables ont été faites à la Réunion, en Polynésie, en Corse, en Provence, à l'étang de Thau, sur les côtes atlantiques, et aux Caraïbes.

### **5.2. Paramètres physico-chimiques de l'eau de mer**

Les paramètres physico-chimiques peuvent influencer les réponses des biomarqueurs et la distribution des contaminants chimiques dans le biote (Eggleton et Thomas, 2004). Les variations de température peuvent affecter l'efficacité catalytique et la capacité de liaison des enzymes (Hochachka et Somero, 1984) et peuvent également perturber l'équilibre de l'oxygène dans les tissus. Les réponses biochimiques peuvent également être impactées sous un stress hypoosmotique (Hamer et al., 2008).

De ce fait ; la connaissance des paramètres physico-chimiques de l'eau est nécessaire pour la compréhension des différents comportements des espèces chimiques et détecter l'influence des contributions naturelle et anthropique.

#### **5.2.1. La température**

La température agit sur le phénomène de la photosynthèse, qui est responsable de la multiplication de nos espèces (algues), dont son rôle est très important dans la solubilité des sels et surtout des gaz. D'autre part, elle influe sur le pH. La valeur médiane 7 à 25°C, correspond à une solution neutre (De Villers, 2006). Elle permet également de corriger les paramètres d'analyse dont les valeurs sont liées à la température (conductivité). De plus, en mettant en évidence des contrastes de température de l'eau sur un milieu, il est possible d'obtenir des indications sur l'origine et l'écoulement de l'eau (Rodier, 1984). Les températures de l'eau de mer, dans les trois sites, varient entre 9°C et 32°C. Ces températures ambiantes correspondent au climat régnant au moment du prélèvement de l'échantillon. Elles sont en accord avec les normes algériennes sur les rejets (Jora, 2006).

#### **5.2.2. Le potentiel d'hydrogène (pH)**

Les valeurs observées révèlent que le pH est plus en moins neutre dans les trois stations aussi bien en saisons humides qu'en saisons sèches. En effet, la valeur moyenne du pH dans les deux stations (Annaba et Skikda), qui reçoivent l'influence des rejets urbains et industriels, est de

8,2. Cette dernière est supérieure à 8, indiquant ainsi une légère alcalinisation du milieu. Toutefois cette valeur du pH reste dans les normes algériennes préconisées dans le cas de rejets dans le milieu récepteur (Jora, 2006).

### **5.2.3. La salinité**

La salinité des trois sites varie de 31 ppt à 44 ppt au cours de la campagne annuelle. Elle est dans les normes qui prévoient des teneurs entre 35 ppt et 45 ppt (Huppatz et., 1987). La salinité des mers fermées ou isolées peut être différente de celle des grands océans. La valeur moyenne la plus faible est enregistrée au niveau du site d'El Kala avec 31 ppt au mois de décembre. La salinité peut aussi varier au cours de l'année et en fonction de la saison.

### **5.2.4. La conductivité électrique**

La conductivité de l'eau de mer subit des variations importantes suivant la température et la salinité. Nos résultats de conductivité varient entre 39 et 60 ms/cm. Cette dernière valeur est trouvée dans le site d'Annaba au mois de juin. Toutefois ces résultats restent pratiquement dans les normes puisque la conductivité électrique est de l'ordre de 40 à 53 ms/cm, à une température de 25°C (Marcet, 1919).

### **5.2.5. L'oxygène dissous**

La valeur moyenne en oxygène dissous est de 10,6, 7,5 et 7 mg/L respectivement à El Kala, Annaba et Skikda. Le site d'El Kala a les valeurs d'oxygène dissous les plus élevées, en effet ce site est le plus entrophisé, les mesures ont été réalisées en journée pendant que la photosynthèse était intense (Ramade, 1992). À l'inverse les sites d'Annaba et Skikda par la pollution représentent les valeurs les plus faibles en oxygène dissous (Taleb, 2004). L'oxygène dissous est plus élevé en étiage qu'en hautes eaux, en raison d'une activité photosynthétique plus intense, en effet, en étiage une floraison algale, avec production d'oxygène par photosynthèse augmentent le taux de O<sub>2</sub> dissous (Audry, 2003).

Les résultats obtenus dans cette étude sont semblables à d'autres études conduites par (Guemouda et al., 2014 ; Meghlaoui et al., 2015 ; Snani et al., 2015) au niveau des mêmes sites, à l'exception près pour l'oxygène dissous et le pH où dans cette étude on a observé une différence statistiquement significative entre les trois sites concernant les taux des deux paramètres ; ce qui pourrait suggérer une altération des milieux au niveau d'Annaba et El Kala.

### 5.3. Données morphométriques

Les mesures biométriques mensuelles montrent une évolution similaire chez les individus des trois populations : 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 printemps dans les trois sites (El-Kala, Annaba et Skikda). Cette augmentation est suivie d'une diminution du poids au début en été. Ceci correspond avec la période de reproduction. Des travaux conduits sur des espèces macrobenthiques exposés à des pollutions environnementales pouvaient présenter une croissance lente (Soto et al., 2000 ; Peteiro et al., 2006). Celle-ci pourrait 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 et Ansari, 2000). Même si les individus issus des trois sites présentent une évolution similaire, on constate que la moyenne du poids chez les individus d'El-Kala est supérieure à celles d'Annaba et de Skikda. Nos résultats sont en accord avec plusieurs travaux réalisés sur *P. cultrifera* et d'autres polychètes montrant que ces paramètres biométriques chez les vers en provenance du site contaminé sont toujours inférieurs au site de référence (Daas et al., 2011 ; Durou et al., 2007; Durou et al., 2008 ; Guemouda et al., 2014 ; Gillet et al., 2008; Meghlaoui et al., 2015 ; Mouneyrac et al., 2010).

Comme pour le poids, la taille des individus des trois sites d'étude varie de la même façon et durant la même période de l'année, en effet celle-ci atteint son maximum au printemps puis diminue en été atteignant par la même occasion son minimum. 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 importante. Dutrieux et al. (1989), indiquent que l'exposition chronique à des polluants organiques d'une espèce de Nereididae (*Nereis*) entraîne une diminution de la taille moyenne en fonction du gradient de pollution.

Le nombre de sétigères suit toujours les mêmes tendances que celles de la taille et du poids sans pour autant être dépendantes de celles-ci. En effet, certains individus présentent un grand

nombre de sétigères et une taille réduite du corps et vice versa. Çinar et Altun (2005) confirment que chez le Nereidae *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) explique 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 (Glasby et al., 2008).

#### **5.4. Le régime alimentaire de *Perinereis cultrifera***

Des études antérieures sur l'activité des invertébrés benthiques se sont concentrées sur le comportement alimentaire, les taux de dépôt ou d'alimentation en suspension et la sélection des particules sur la disponibilité des aliments et les conditions environnementales (par exemple, Cammen., 1989; Taghon., 1992). D'autres recherches récentes ont inclus les interactions inter et intraspécifiques (Miron et al., 1991; Rosenberg et al., 1997), les réponses aux changements environnementaux (Taghon et Greene., 1992; Ouellette et al., 2004) et la territorialité (Miron et al., 1992). Alors que les répertoires comportementaux ne sont connus que pour quelques invertébrés benthiques (Evan., 1971; Miron et al., 1992; Grelon, 2001).

Des vers *Perinereis cultrifera* avec un tube digestif vide ont été trouvés dans la zone d'étude ; selon (Fidalgo e Costa et al., 2006), deux explications principales peuvent être utilisées pour ces résultats: 1) l'augmentation de l'activité prédatrice a montré un grand nombre de vers avec seulement quelques restes non identifiables sur le contenu intestinal, soulignant Gaston (1987) affirme que des voies digestives vides peuvent révéler une stratégie d'alimentation prédatrice, dans laquelle la digestion est achevée plus rapidement, par opposition à la digestion de matière végétale riche en cellulose. 2) l'existence d'une activité reproductrice continue remarquée tout au long de l'année (Fidalgo e Costa et al., 1998), dans laquelle l'intestin a été réabsorbé et l'alimentation a cessé, comme cela a été observé pour cette espèce et d'autres Nereididae pendant sa période de maturité sexuelle (Golding 1987; Golding & Yuwono 1994; Last & Olive., 1999).

Comme observé dans notre étude, le régime alimentaire de *P. Cultrifera* dépendait d'une échelle spatiale. Aucune différence régionale n'a été trouvée dans le régime alimentaire de *P.*

*Cultrifera*. Cela suggère que même si les assemblages d'aliments potentiels diffèrent à ces échelles régionales (Cole et McQuaid., 2010).

Nous savons que *P.cultrifera* en tant qu'espèce omnivore (Scaps, 2002) préfère les algues, les diatomées et les détritiques organiques (Harley, 1956; Goerke, 1971). Selon Reish (1954), Goerke (1971) et Fauchald et Jumars (1979), mais dans notre étude, nous avons observé un comportement actif de filtrage par la production d'un filet de mucus combiné à une stratégie de carnivore.

Pendant la période d'étude, nous avons observé une différence claire concernant le niveau de répartition des régimes sur les trois sites d'études ; en effet, les nombres d'herbivores est plus important au niveau du site d'Annaba, les carnivores sont plus représentés à El Kala par rapport aux autres sites, les omnivores sont réparties d'une façon quasi égale sur les trois sites. Sachant que le site de référence (El Kala) contient un nombre important de carnivores, on pourrait suggérer que cette préférence alimentaire est choisie par l'espèce en présence de toutes les conditions nécessaires (présence de proie, condition optimale du biotope). De ce fait, on pourrait supposer que le choix d'une autre stratégie alimentaire n'est qu'une forme d'adaptation au milieu et à ses conditions.

Le mucus, l'élément le plus fréquent trouvé dans le tube digestif, n'est pas en soi un aliment ; c'est un complexe d'agrégation de matière organique, de bactéries, de champignons, de phytoplancton et de micro-phytobenthos. Les petites différences de quantité de mucus entre El Kala et les autres sites étaient certainement basés sur son état moins eutrophique (Cancela da Fonseca et al., 2001). Ce fait peut s'expliquer par i) la quantité réduite de matières particulières dans la colonne d'eau, ou ii) une nouvelle option d'alimentation favorable comme la capture de crustacés et de larves d'insectes (Fidalgo et al., 2006). L'ingestion de mucus a changé entre les classes de taille (tableau. Résultats), peut-être en raison d'un changement ontogénétique des habitudes alimentaires. Les grands individus acquièrent des habitudes détritiques en se nourrissant plus fréquemment à la surface des sédiments. Peut-être que cette stratégie est due à la préférence d'ingérer des algues et moins de mucus. Par contre, les petits individus avec une condition physique différente consommaient moins de légumes et de polychètes que d'autres avec une quantité moyenne de mucus.

La présence fréquente de sédiments principalement de sable dans le contenu du tube digestif de *P. cultrifera*, qui avale de grandes quantités de sédiments dans la stratégie de recherche de nourriture par balayage et labour. Cet élément peut également avoir été surévalué une fois qu'il était extrêmement persistant dans le tube digestif, car les processus digestifs comme les autres éléments mentionnés ne l'attaquent pas. Comme le mucus, il montre des microalgues collées à sa surface (principalement des diatomées), mais aussi une microfaune existant dans l'espace interstitiel (Lucas & Bertru., 1997; Tita et al., 2000). La quantité de sédiments ingérée était différente de EL Kala, Annaba et Skikda avec des différences significatives respectivement. Par conséquent, ces changements entre les classes de taille suggèrent un comportement adaptatif incluant une contribution saisonnière de la matière organique particulaire (MO) (Magalhães et al., 1987). Par conséquent, lorsque la quantité de MO est plus élevée, on peut s'attendre à ce que *P. cultrifera* adopte un comportement d'alimentation principalement par filtre, réduisant la quantité de sable ingérée. D'un autre côté, un débit organique réduit peut augmenter le sable ingéré tel qu'il a été trouvé sur les sites d'échantillonnage d'Annaba et de Skikda. Nos résultats sont en adéquation avec plusieurs travaux de (Tamaki., 1987; Meadows et al., 1990, Turner et al., 1995, Mclachlan 1996., Fidalgo et al., 2006).

Nos travaux confirment une étude de Scaps (1992), qui a démontré que les adultes ingèrent préférentiellement, quels que soient la nature ou le degré de décomposition, de nombreuses espèces d'algues vertes et brunes (*Fucus sp*, *Ulva Lactuca*, *Ascophyllum nodosum*) trouvées sur la côte de la Manche.

Les détritiques jouent un rôle important en tant que source de nourriture dans les eaux douces et marines pour les communautés benthiques. Il est composé de toutes sortes de matériaux biogènes tels que bactéries, protozoaires, micro et macroalgues, parties de plantes vasculaires à divers degrés de décomposition, qui peuvent contenir l'énergie à utiliser par les consommateurs d'espèces (Tenore., 1977; Hansen et Kristensen., 1998).

Dans la zone d'étude, *P.cultrifera* a utilisé des détritiques comme source de nourriture dans toutes les stations d'échantillonnage, en particulier les détritiques végétaux tels que les algues et les racines avec une préférence pour les algues vertes. Les sites d'échantillonnage ont révélé des variations du pourcentage d'occurrence des détritiques végétaux ingérés qui augmentaient en fonction de la taille de l'animal (tableau. 8), ce qui peut être lié à la capacité de métaboliser la

quantité de détritux à l'intérieur d'un système, avec un caractère plus torrentiel (Magalhães et al., 1987).

Le contenu digestif de *P.cultrifera* dans la présente étude confirme les résultats d'études précédentes (Mcintosh 1907; Bogucki 1953; Fidalgo 2006), qui suggèrent un comportement cannibale chez d'autres espèces comme *N. diversicolore*, qui est principalement étudié pour son écologie alimentaire. Il a montré une période de reproduction au printemps dans tous les sites (Snani et al., 2015) pour cette raison, la présence de larves et de juvéniles dans le contenu intestinal était fréquente dans presque tous les sites (figure.84). Les larves, les juvéniles et les parties d'individus trouvés dans le contenu intestinal suggèrent que le cannibalisme suit le cycle de vie de cette espèce et a montré une légère augmentation après le pic de larve au début du printemps référé avec la croissance des juvéniles et le début d'une vie benthique libre active. (Fidalgo e Costa et al., 1998).

La stratégie d'alimentation de *Perinereis cultrifera* consiste à prospector la surface des sédiments puis, après avoir pris de la nourriture avec les mâchoires, le ver se rétracte à l'intérieur de sa galerie pour consommer la nourriture (Scaps et al., 2002); en ajoutant à cela dans cette étude, le comportement d'alimentation par filtre observé pourrait être considéré comme un complément en raison du risque de prédation (Masson et al., 1995) et de l'effet de la biomasse.

### **5.5. Toxicité du cadmium sur *Perinereis cultrifera***

Dans le milieu naturel, les organismes aquatiques et en particulier la faune vivante dans le sédiment sont le plus souvent exposés à une large gamme de produits chimiques potentiellement toxiques en même temps (Saiz-Salinas et Francés Zubillaga, 1997; Bouraoui et al., 2009). Les animaux aquatiques sont donc invariablement exposés à des mélanges équimolaires contaminants, dont les composants individuels sont susceptibles de produire de différentes réponses au sein des mêmes organismes et/ou interagissent en produisant effets toxiques additifs, synergiques ou antagonistes (Barata et al., 2006). Cependant, la grande majorité des données de toxicité disponibles traite des effets de produits chimiques purs uniques. Les effets du cadmium les organismes marins sont largement documentés (Larba & Soltani, 2014 ; Merad et al., 2017 ; Kehal et al., 2004 ; Zeghdoudi et al., 2018 ; Gasmi, 2016 ; Amira et al., 2018).

cependant, et à notre connaissance, aucune étude n'a été faite pour explorer la réponse aiguë du ver marin *P. cultrifera* à l'exposition au cadmium.

Dans la présente étude, les vers ont été exposés plusieurs concentrations croissantes de faible à relativement élevée de Cd dans le milieu aquatique. Ainsi des essais de toxicité aiguë sur des individus adultes de *Perinereis cultrifera* exposés au cadmium à différentes concentrations (20, 50, 100, 200, 500, 1000, 1400 et 1800 µg/L) ont été effectués afin d'estimer les concentrations létales 10 (CL10), 25 (CL25), 50 (CL50) et 90 (CL90) ainsi que leurs intervalles de confiance à 95% à différents temps d'exposition (24, 48, 72 et 96 heures). Le résultat significatif de cette étude était que le cadmium pouvait conduire à la toxicité du produit sur le *P.cultrifera*. Ainsi, les données toxicologiques révèlent une toxicité du cadmium à l'égard de *Perinereis cultrifera* avec un effet dose et durée d'exposition. Les concentrations létales exprimées en µg/L sont présentées dans le chapitre des résultats.

En l'absence de travaux similaires concernant *Perinereis cultrifera* nous avons essayé de comparer ses résultats avec d'autres espèces macrobenthique telles que les annélides polychètes où un certain nombre d'espèces différentes ont été utilisées pour tester la toxicité du cadmium :

Nos résultats ne sont pas en accord avec la CL50 96h pour le cadmium chez vers (5090 µg/L) rapporté par Wang et al. (2007), et celles de Zheng et al (2010) comparé à d'autres espèces de polychètes, il semblerait que *P. cultrifera* soit plus sensible au cadmium. Un certain nombre d'espèces différentes ont été utilisées pour tester la toxicité du cadmium. La valeur de la CL50 à 96h du chlorure de cadmium pour la grenouille d'eau *Rana ridibunda Pallas* a été estimée à (51200 µg/L) (Selvi et al. 2003). La CL50 à 96h du chlorure de cadmium pour le poisson d'eau douce *Poecilia reticulata* s'est avérée être de (30400 µg/L) dans un système d'essai biologique astatique (Yilmaz et al., 2004). La CL50 à 96h du cadmium sur le juvénile *Cherax* était de (379 µg/L) (Khan et Nugagoda, 2007). La CL50 à 48h du cadmium sur *Daphnia magna* était de (244 µg/L) (Chen et Zhou, 2009). *Halteria grandinella* a montré une sensibilité au cadmium, avec une CL50 à 24 h de (70 µg/L) (Madoni et Romeo, 2006).

Les fortes perturbations métaboliques causées par le cadmium chez *P.cultrifera* ont été aussi détectées par la diminution de la TL50 chez les animaux contaminés. En effet, le test de toxicité a montré que les vers ont souffert de l'addition de contamination par le cadmium à différentes

doses. Des résultats similaires ont été observés chez *R. decussatus* (Hamza- Chaffai et al. 1998), *M. galloprovincialis* (Viarengo et al. 1995) et *M. trossulus* (Veldhuisen-Tsoerken et al. 1991). Ces travaux ont montré qu'une exposition aux polluants provoque une diminution de la tolérance des organismes.

### **5.6. Dosage des hydrocarbures totaux**

La pollution par les hydrocarbures sur l'eau entraîne souvent une condition anoxique/hypoxique qui affecte le métabolisme général des organismes aquatiques, limitant ainsi l'approvisionnement régulier en oxygène dissous (Ogeleka et al., 2016) et entraînant la mort d'espèces viables dans l'environnement affecté (akinola et al., 2019).

La température est le facteur le plus important qui régit l'élimination des hydrocarbures dans l'environnement par évaporation (Farid et al., 2014). Outre l'influence directe de la température sur l'évaporation des hydrocarbures, la température augmente la vitesse des processus de dégradation microbienne en augmentant les activités enzymatiques des micro-organismes et la solubilité des hydrocarbures (Ezeonu et al., 2012).

Durant la période d'étude, les concentrations en hydrocarbures au niveau de chaque site étaient plus ou moins stables avec une légère différence entre les saisons ; on a observé des concentrations plus élevées durant les mois où la température était basse. Maktoof et al. (2014), ont enregistré des niveaux plus élevés de HCT dans l'eau pendant l'hiver et niveaux inférieurs en été. Comme le montre résultats pour les HCT les concentrations dans les tissus des annélides étaient de l'ordre 0,4 mg/kg enregistré à El Kala comparé à 3,2mg/ kg Skikda le site le plus touché par la pollution par les hydrocarbures. Les concentrations de TPH dans l'eau et les tissus de *P. cultrifera* se situaient dans la plage des valeurs rapportées par (Guemouda et al., 2014 ; Meghlaoui et al., 2015).

On pourrait supposer que les hydrocarbures peuvent pénétrer dans les tissus des annélides par le biais de l'eau, soit à partir de la solution, soit absorbés dans les particules en suspension pendant l'alimentation comme rapporter dans d'autres travaux utilisant d'autres espèces (Farid et al., 2008).

Le facteur de bioaccumulation des hydrocarbures totaux dans les annélides provenant de l'eau tout au long de la période d'étude était significativement différent au niveau des sites d'études. La haute teneur en lipides (travaux de Djouad-Hamdi Leila, 2016, Younsi Mourad, 2014) / solubilité et la nature hydrophile de *p. cultrifera* sont une cause possible de l'absorption rapide et de la bioaccumulation de ces composés chimiques (Gobas et al., 1999; Shriadah, 2001). Bien que l'organisme examiné (*P.cultrifera*) n'indique pas de bioaccumulation par rapport à la norme limite, la faible concentration chimique dans l'eau aurait pu être la raison en est que la substance chimique était biodisponible dans les espèces. La position trophique aurait également pu expliquer la plage de bioaccumulation observée chez les espèces étudiées, comme le biote aquatique est une espèce de bas niveau trophique et ne possède pas le potentiel de métabolisation de la substance chimique dans les écosystèmes (Mackintosh et al., 2004; Arnot et Gobas, 2006). Cependant, l'exposition à long terme du biote aquatique à ce produit chimique organique pourrait éventuellement entraîner une bioaccumulation et une bioamplification, ce qui est préjudiciable aux espèces aquatiques et à l'ensemble l'écosystème.

Les résultats obtenus afin d'évaluer les dangers écologiques des HCT ont montré que le site de Skikda est assez impacté par ce type de polluant par rapport aux site d'El Kala et Annaba, il faut souligner que les concentrations des hydrocarbures au niveau de Skikda sont assez élevées et tendent vers la limite recommandée.

Le résultat du paramètre calculé (EHA) à Skikda révèle que l'habitat connu pour sa forte biodiversité sera incapable de survivre à une telle toxicité d'hydrocarbures. L'environnement résultant d'effet induira des changements écologiques subtils tels que des changements dans la structure et la fonction de l'écosystème, réduction de la distribution et dominance des organismes aquatiques, inconfort, potentiel de reproduction réduit et détérioration et destruction possibles des ressources halieutiques. Cela pourrait également entraîner une acidification du sol, mettant ainsi un terme à la respiration, et affamant les espèces benthiques d'oxygène vital nécessaires aux fonctions de la vie (Adelana et al., 2011). L'effet direct sera sur les organismes au sein d'un écosystème, qui affectera indirectement les hôtes d'autres organismes dans le même environnement.

### **5.7. Activité enzymatique de *P. cultrifera***

L'utilisation de l'approche intégrative des biomarqueurs pourrait fournir des informations supplémentaires qui ne peuvent être obtenues à partir de l'analyse chimique des concentrations de polluants uniquement, et elles peuvent intégrer les effets de mélanges de produits chimiques sur de longues périodes d'exposition et éviter d'analyser de nombreux produits chimiques différents. (Bouraoui et al., 2010).

L'AChE joue un rôle important dans la neurotransmission chez les invertébrés et les vertébrés, étant responsable de l'hydrolyse de l'acétylcholine en choline et acide acétique au niveau des synapses cholinergiques et des jonctions neuromusculaires (Peña-Llopis et al., 2003). L'AChE est donc impliquée dans la terminaison de l'influx nerveux et son inhibition est un biomarqueur établi de la neurotoxicité causée par l'exposition à un large éventail de contaminants autres que les pesticides, tels que les métaux, les effluents traités et les HAP (Jebali et al., 2006; Vieira et al., 2008; Ghedira et al., 2009).

Plusieurs études ont montré que les contaminants pétroliers inhibent généralement l'activité de l'AChE, les invertébrés et les poissons ayant signalé une inhibition de cette enzyme après une exposition au mazout ou aux HAP. Une inhibition de l'AChE a été observée chez *Mytilus galloprovincialis* et *Mytilus edulis* après un déversement d'hydrocarbures et chez des individus de tilapia du Nil (Lima et al., 2007).

Les résultats obtenus ici en termes d'activité AChE sont en accord avec les travaux antérieurs et ont montré une inhibition globale de ce paramètre chez les individus de *Perinereis cultrifera* des trois sites. Nous suggérons qu'Annaba et Skikda ont provoqué une inhibition significative de l'AChE, qui est caractérisée par des concentrations plus élevées d'hydrocarbures totaux par rapport au site de référence (El Kala). Il est ainsi possible d'associer l'exposition aux contaminants prédominants mesurés dans nos échantillons et l'inhibition de la principale forme de cholinestérase dans notre espèce test, ce qui peut être considéré comme une indication claire de neurotoxicité.

Cependant, des questions telles que la représentativité écologique des espèces d'essais adoptées ici peuvent être prises en considération. Parmi les rares études, qui ont porté sur la côte est algérienne, on peut trouver le rapport de Feknous et al., (2017), qui a démontré la survenue d'une contamination de cette zone. Cependant, cette étude issue de la littérature n'a pas évalué le profil de contamination de nos sites d'échantillonnage spécifiques et ne visait pas à utiliser

des dosages de biomarqueurs avec des espèces de polychètes. Daas et al. (2011) ont présenté le premier rapport sur l'application d'une échelle de classification basée sur des marqueurs biochimiques sur les vers de l'espèce *P.cultrifera* le long des côtes est Algériennes, qui était jusqu'aux travaux de (Guemouda et al., 2014; Meghlaoui et al., 2015; Snani et al., 2015) la seule étude réalisée avec cette espèce en Algérie.

En ce qui concerne les réponses biochimiques, les différences significatives d'activité de la GST chez les vers Skikda et Annaba concernant El Kala sont similaires à celles trouvées dans la même espèce dans d'autres sites contaminés (Guemouda et al., 2014) (Banni et al., 2009a, b) et (Díaz-Jaramillo et al., 2010). Ce résultat reflète la plus grande activité de désintoxication de cette espèce, déclenchée par l'exposition au HCT et est d'accord avec d'autres espèces estuariennes et établit l'inducteur caractéristique de la GST pour les contaminants dans les néréides (Geracitano et al., 2002; Elumalai et al., 2007). De plus, le métabolisme des HAP par les polychètes devrait également être considéré comme un inducteur potentiellement GST des enzymes de détoxification de phase II (Jørgensen et al., 2008).

La CAT est une enzyme antioxydante fondamentale qui participe à la défense contre le stress oxydatif puisqu'elle contrôle la quantité de peroxyde d'hydrogène ( $H_2O_2$ ), résultant de processus métaboliques normaux et induits par les xénobiotiques (Ferreira et al., 2005).

La contribution des hydrocarbures polluants à l'établissement de conditions oxydantes ne peut être écartée. Une corrélation positive significative de l'activité CAT avec la concentration d'anthracène dans les sédiments a été observée chez les espèces de poissons *Pomatoschistus microps* (Vieira et al., 2008) et *Solea senegalensis* (Oliva et al., 2010) exposées à 2 mg / L d'anthracène. *H. diversicolor* exposé à des concentrations sublétales croissantes de HCT avait également présenté des concentrations plus élevées de CAT (Catalano et al., 2012). Ces résultats sont en ligne avec les nôtres et peuvent avoir contribué à des niveaux plus élevés de CAT. Cela peut suggérer que la TH peut induire un stress oxydatif nécessitant l'activation de l'activité Catalase (Oliva et al., 2010).

D'autre part ; la mesure de la MDA est largement utilisée comme indicateur du stress oxydatif chez les invertébrés (Wheatley, 2000). Par conséquent, au niveau biochimique, des modifications chimiques des lipides et des altérations de l'activité des enzymes antioxydantes peuvent confirmer la présence d'un stress oxydatif induit dans les organismes. (Freitas, 2012).

L'augmentation des niveaux de MDA à Skikda et Annaba reflète l'incapacité des défenses antioxydantes à surmonter la charge pro-oxydante directement ou indirectement induite par les niveaux élevés de polluants dans le biotope. Nous avons trouvé une similitude avec des travaux antérieurs sur les espèces de néréides de l'estuaire pollué et où des niveaux de MDA plus élevés ont été trouvés (Nesto et al., 2010). La variabilité saisonnière de ce paramètre de « dommages oxydatifs » des sites estuariens multi-pollués historiques est évidente et doit être prise en compte pour éviter toute mauvaise interprétation en termes de biosurveillance.

Ainsi, le suivi de la pollution dans la zone de la côte orientale algérienne à l'aide d'une échelle de classification basée sur des marqueurs biochimiques dans les vers organismes sentinelles (par exemple, de l'espèce *Perinereis cultrifera*, ou d'autres espèces autochtones de polychètes) peut contribuer à une meilleure compréhension du risque toxicologique réel de nos sites étudiés. Jusqu'à aujourd'hui, le nombre d'études concernant cette zone de la mer Méditerranée est encore rare et nécessite l'adoption de nouveaux cadres de test, englobant la grande biodiversité de la zone.

## **5.8. Effets combinés des microplastiques et du cadmium sur *M. galloprovincialis***

### **5.8.1. Comportement des microplastiques et du cadmium dans l'eau**

Les résultats de l'ANOVA à 2 voies avec interaction dans le test préliminaire et le test biologique indiquent que la méthode spectrofluorométrique utilisée a été capable de distinguer la concentration la plus basse de microplastiques de la plus élevée et que la présence de cadmium n'interfère pas de manière significative avec les lectures de fluorescence. Ainsi, la méthode était adéquate pour déterminer les concentrations de microplastiques dans l'eau en présence de cadmium, comme trouvé précédemment dans d'autres milieux d'essai et la présence d'autres substances chimiques (Barboza et al., 2018; Guilhermino et al., 2018; Luís et al., 2015; Oliveira et al., 2018). Étant donné que dans les milieux propres, l'écart des concentrations réelles de microplastiques par rapport aux concentrations nominales variait de 4% à 10% (tableau.60), les concentrations réelles de microplastiques ne différaient pas significativement des concentrations nominales (OCDE, 2014) au début de l'essai biologique.

Cependant, une décroissance considérable des concentrations de microplastiques sur 24 h s'est produite, la décomposition des microplastiques dans le milieu d'essai des béciers sans bivalves peut avoir été due au dépôt des particules dans le fond des béciers parce que les microplastiques

testés avaient une densité plus élevée que le milieu d'essai, comme suggéré précédemment pour d'autres microplastiques (Cole et al., 2011). Une agrégation et une sédimentation des microplastiques peuvent également s'être produites, contribuant à une diminution des concentrations de microplastiques dans le milieu d'essai. Dans une moindre ampleur, d'autres processus (par exemple l'adsorption des particules sur la surface interne des parois de verre des béchers) peuvent également avoir contribué à la désintégration des microplastiques trouvée comme suggérée dans des études précédentes avec des microplastiques comparables dans l'eau salée artificielle (Ferreira et al., 2016; Luis et al., 2015) et l'eau de mer (Barboza et al., 2018). Ces processus se sont probablement produits dans des béchers contenant des moules ; l'absorption de microplastiques par les animaux peut également s'être produite. Ces observations suggèrent que le cadmium sorbe sur les microplastiques, comme pour d'autres métaux (Banaee et al., 2019; Lu et al., 2018; Wen et al., 2018). L'interaction significative entre les microplastiques et la présence de moules suggère que les deux facteurs agissant ensemble influencent la désintégration du cadmium. Une hypothèse pour cela est que les moules absorbent les microplastiques contenant du cadmium de l'eau.

#### **5.8.2. Microplastiques dans le corps de *M. galloprovincialis***

Des microplastiques ont été détectés le long du tube digestif et dans les branchies de *M. galloprovincialis* exposée pendant 14 jours à des microplastiques. La présence de microplastiques dans le tube digestif indique l'absorption des particules de l'eau par *M. galloprovincialis* et confirme les éléments de preuve discutés dans la section 4.1. En tant que filtre filtrant non sélectif, *M. galloprovincialis* peut filtrer les algues, les bactéries et les particules inertes de la colonne d'eau (Graham et Thompson, 2009). De plus, des preuves d'études en laboratoire et sur le terrain indiquent que *M. galloprovincialis* ingère et accumule des microplastiques (González-Soto et al., 2019). Dans la présente étude, des microplastiques ont également été trouvés dans les branchies de *M. galloprovincialis*, en bon accord avec les résultats antérieurs de la même espèce (González-Soto et al., 2019; Paul-Pont et al., 2016; Pittura et al., 2018).

**5.8.3. Effets des microplastiques et du cadmium sur *M. galloprovincialis*:** taux de filtration, inhibition de l'alimentation, réponses de neurotoxicité, dommages oxydatifs et modifications de l'activité des enzymes liées à l'énergie

Les résultats de l'ANOVA à 2 voies réalisée avec chaque ensemble de données de biomarqueurs sont présentés dans (Chapitre des résultats). L'exposition aux microplastiques (seuls ou en mélange) a eu un effet principal significatif sur plusieurs biomarqueurs. Un effet principal significatif du cadmium (seul ou en mélange) a été observé pour tous les biomarqueurs. Des interactions significatives entre les deux facteurs ont été trouvées pour plusieurs biomarqueurs. Dans l'ensemble, ces résultats indiquent que les microplastiques et le cadmium ont causé des effets toxiques chez les bivalves, suggèrent des interactions toxicologiques entre les microplastiques et le cadmium.

L'aspect le plus frappant de l'étude est que les paramètres liés à la réduction du métabolisme ou au stress oxydatif chez les moules de tous les différents traitements (concentrations) indiquent que les organismes ont développé des stratégies pour prévenir les blessures liées à la présence de cadmium et de microplastiques dans les tissus. En effet, cela prouve que les moules absorbent à la fois le cadmium et les microplastiques des milieux. Bien que les organismes n'aient pas été en mesure d'augmenter leur activité métabolique, ils ont pu activer leurs défenses antioxydantes, à savoir l'enzyme GPx, bien que cela ne soit pas suffisant pour empêcher l'apparition de dommages cellulaires (niveaux de LPO), avec l'induction d'un stress oxydatif, particulièrement remarqué aux concentrations d'exposition les plus élevées. Ces résultats mettent en évidence la survenue d'effets au-delà du temps des résidus de Cd et/ou de MP accumulés, qui peuvent résulter de la surproduction d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) et, en même temps, de la capacité limitée des bivalves à éliminer l'excès de ROS grâce à des mécanismes antioxydants.

L'activité des enzymes antioxydantes GPx a augmenté, probablement pour tenter d'éliminer l'excès d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) produit après chaque impulsion de contamination et pour prévenir les dommages cellulaires. Ce type de réponse était mieux observé à des concentrations d'exposition plus élevées. Les changements observés dans le GPx sont en ligne avec les altérations trouvées dans des organismes tels que les poissons (*Symphysodon aequifasciatus*) (Wen et al., 2018), les moules (*M. galloprovincialis*) (Monteiro et al., 2019) dans les études sur le cadmium et le titane effets respectivement sur ces espèces.

#### **5.8.3.1. Effets des microplastiques seuls sur *M. galloprovincialis***

Plusieurs facteurs peuvent avoir causé la réduction des FR induits par les microplastiques et l'inhibition de l'alimentation, principalement la présence de microplastiques dans les branchies comme discuté précédemment, la présence de microplastiques dans le système digestif et l'inhibition de la ChE. Les microplastiques dans le système digestif peuvent avoir induit une fausse saturation des aliments (Guilhermino et al., 2018). La fausse satiété des aliments est un effet bien connu des microplastiques qui a été observé chez plusieurs espèces aquatiques (Farrell et Nelson, 2013). L'inhibition de l'activité de la ChE peut également avoir contribué à la diminution du FR et à l'inhibition de l'alimentation. L'inhibition significative de la ChE du pied causé par les deux concentrations de microplastiques seuls (Fig.1C) indique une neurotoxicité, en bon accord avec des études antérieures sur d'autres espèces (Avio et al., 2015; Luís et al., 2015; Oliveira et al., 2013; Ribeiro et al., 2017). L'augmentation des niveaux de LPO du pied et des branchies induites par les microplastiques (Fig. 125E, F) indique que ces particules provoquent un stress oxydatif et des lésions lipidiques. Ainsi, les microplastiques provoquent une neurotoxicité chez *M. galloprovincialis* par inhibition de la ChE et des dommages par peroxydation lipidique. De plus, les microplastiques ont également provoqué l'induction de GPx suggérant une tentative d'éliminer l'excès d'espèces réactives de l'oxygène (ROS). Des résultats similaires ont été observés chez les moules exposées à d'autres contaminants environnementaux (Monteiro et al., 2018) et dans d'autres organismes (Oliveira et al., 2018).

#### **5.8.3.2. Effets du cadmium seul sur *M. galloprovincialis***

Les FR et les inhibitions alimentaires peuvent avoir des conséquences similaires à celles évoquées précédemment pour les microplastiques, et ont été signalées chez des bivalves exposés au cadmium, tels que *Perna perna* (Anandraj et al., 2002). Malgré l'induction GPx, nous avons remarqué l'échec du système antioxydant à empêcher les dommages oxydatifs de se produire comme indiqué par l'augmentation significative des niveaux de LPO. L'inhibition enzymatique induite par le cadmium de la ChE, le stress oxydatif et les dommages sont des effets bien connus du cadmium qui ont déjà été signalés dans plusieurs études (Lu et al., 2018; Wen et al., 2018).

#### **5.8.3.3. Effets combinés des microplastiques et du cadmium sur *M. galloprovincialis***

Tous les mélanges ont provoqué une inhibition du FR et de l'alimentation, une neurotoxicité par inhibition de la ChE du pied et une peroxydation lipidique, et une peroxydation lipidique des branchies et une augmentation de la GPx. Les résultats des taux de FR, d'alimentation, de ChE, d'activité GPx et de LPO dans le pied et les branchies (Fig.125), et l'interaction significative entre les microplastiques et le cadmium dans tous les biomarqueurs (Tableau,61) suggèrent des interactions toxicologiques entre les microplastiques et le cadmium chez les moules. Les mélanges contenant la plus forte concentration de microplastiques ont provoqué des effets différents de ceux causés par les mélanges contenant la plus faible concentration de ces particules. Des effets différents à des concentrations faibles et élevées des composants du mélange ont été signalés chez d'autres organismes exposés à différents types de mélanges (Barboza et al., 2018; Guilhermino et al., 2018; Juhel et al., 2017; Lu et al., 2018; Oliveira et al., 2018; wen et al., 2018).

# CONCLUSION ET PERSPECTIVES

## **6 CONCLUSION ET PERSPECTIVES**

Les milieux aquatiques naturels subissent une pression anthropique croissante et reçoivent des quantités remarquables de micropolluants organiques et métalliques issus de l'activité humaine, industrielle et agricole. Des suivis environnementaux sont alors nécessaires afin de progresser dans la compréhension des origines et des conséquences de la présence de ces polluants.

La compréhension des processus de transfert de micropolluants dans les réseaux trophiques, leur bioaccumulation dans les organismes, et les effets toxiques directs ou indirects qu'ils peuvent engendrer sur les individus, les populations et les écosystèmes en général apparaît fondamentale dans l'évaluation et la gestion des risques posés par les contaminants organiques et inorganiques sur l'environnement et l'homme. Parmi ces polluants, les HCTs, le cadmium, et les microplastiques qui sont particulièrement redoutés, car ils sont très persistants dans l'environnement, se concentrent dans les sédiments et se bioaccumulent dans les tissus riches en lipides et sont bioamplifiés le long des réseaux trophiques. Bien que de nombreuses études toxicologiques aient été faites sur le littoral algérien. Ces travaux ont montré que les connaissances acquises sont fragmentaires et se limitaient généralement sur l'utilisation d'une seule approche telle que le dosage des polluants ou l'étude de biomarqueurs.

L'objectif de cette étude est donc d'établir un bilan de la qualité du milieu aquatique du littoral est-algérien en utilisant une approche multimarqueurs regroupant tous les outils nécessaires (Étude de la biodiversité, analyses chimiques, bioessais et biomarqueurs) pour la surveillance des milieux et en particulier le littoral est-algérien.

Notre étude a porté sur l'impact de la pollution aquatique sur la physiologie des espèces macrobenthiques représentées par des annélides polychètes et des moules qui sont bien représentées au niveau du littoral Est-Algérien. Le choix des sites a été établi selon le niveau de la pollution afin d'estimer la qualité des sites étudiés sur la côte est de l'Algérie. Cette étude a comporté plusieurs aspects, telle qu'une étude écologique établie par l'établissement d'un inventaire des espèces. Suivie d'une étude approfondie du régime alimentaire de *P. cultrifera* durant une période de 19 mois (janvier 2014, juillet 2015). Le dosage des hydrocarbures totaux au niveau de l'eau de mer et du tissu des vers, la détermination des paramètres physico-chimiques et morphométriques, la réalisation d'une biosurveillance des

sites étudiés par les variations mensuelles des activités enzymatiques de biomarqueurs : AChE, GST, CAT et MDA.

L'étude écologique nous a permis l'identification de neuf espèces de nereidiens *Perinereis cultrifera*, *Perinereis cultrifera floridana*, *Perinereis macropus*, *P. marionii*, *Platynereis dumerilii*, *Nereis falsa*, *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Nereis succinea* avec d'autres espèces de différents embranchements : *Diodora graeca*, *Eriphia verrucosa*, *Phascolosoma granulatum*, ainsi que trois espèces d'algues : *Colpomenia sinuosa*, *Ulva lactuca* et *Corallina elongata*.

L'étude du régime alimentaire a montré que malgré les différences de niveaux de pollution entre les sites, *Perinereis cultrifera* a suivi plus ou moins le même comportement alimentaire ; cela pourrait s'expliquer par la capacité d'adaptation de l'espèce à ses conditions de biotope, ou que la concentration de xénobiotique n'était pas suffisamment pertinente pour induire une modification du régime alimentaire des vers marins.

L'enquête a révélé que le régime alimentaire changeait légèrement en fonction du site d'échantillonnage, de la saison et de la taille des spécimens (les individus plus gros ingèrent plus d'algues et de polychètes) avec une préférence de *P. cultrifera* aux algues vertes.

Aucune différence de contenu digestif entre les sexes malgré la preuve d'un comportement carnivore plus élevé chez les mâles de *Perinereis cultrifera* que chez les femelles.

La mise en œuvre du bioessai visait à examiner la toxicité aigüe d'un élément trace métallique prépondérant dans les milieux aquatiques, le cadmium, chez une espèce bio-indicatrice de la pollution *Perinereis cultrifera*. Ce travail a pour objectif d'estimer les concentrations létales CL et temps létaux TL du Cd additionné dans l'eau à différentes concentrations pendant 24, 48, 72 et 96 h d'exposition. Le Cd entraîne une mortalité de l'espèce étudiée avec une relation dose-réponse. Les données obtenues serviront de base à des études toxicologiques et physiologiques sur l'impact du cadmium sur *Perinereis cultrifera*.

L'analyse des paramètres physico-chimiques de l'eau de mer indique une différence entre le site de référence (El Kala) et les deux sites pollués (Annaba et Skikda) pour le pH et le taux d'oxygène dissous ; ce qui pourrait être une preuve de détérioration des milieux.

En ce qui concerne les paramètres morphométriques, trois paramètres (poids, taille, et nombre de sétigères) suivent la même tendance avec une diminution au niveau des sites pollués (Annaba et Skikda) et que le nombre de sétigères n'est pas proportionnel à la taille.

Cette étude a également souligné que l'établissement de relations causales potentielles entre les biomarqueurs et les concentrations des hydrocarbures étudiés a été observé ; ces relations étaient plus prononcées dans les zones industrielles (Annaba et Skikda) avec une inhibition de l'AChE, l'induction de la GST, CAT et des taux de MDA.

Nos travaux suggèrent que *Perinereis cultrifera* peut être utilisé comme un bon indicateur biologique de la pollution par les hydrocarbures pétroliers dans l'eau. Par conséquent, il est important de noter que les réponses des biomarqueurs biochimiques dépendent des tissus analysés et des sites d'échantillonnage, et de la nécessité d'une sélection judicieuse d'une espèce adéquate pour servir d'organisme d'essai.

Après 14 jours d'exposition de *Mytilus galloprovincialis* au cadmium dans l'eau. Les microplastiques seuls et le cadmium seul ont diminué de manière significative les taux de filtration et l'alimentation, ont provoqué une neurotoxicité, induit un stress oxydatif et des lésions de peroxydation lipidique. Dans l'ensemble, les mélanges microplastiques-cadmium ont causé des effets sur les mêmes biomarqueurs, mais des preuves d'interactions toxicologiques ont été trouvées.

La présence des microplastiques le long du tube digestif et dans les branchies de *M. galloprovincialis* a été observée, mettant en évidence une ingestion et une accumulation de ses micropolluants par l'espèce.

En perspective, il serait intéressant de compléter cette étude en :

1. Vérifiant la relation entre les préférences alimentaires et le risque de prédation en laboratoire. Il serait également intéressant de déterminer en laboratoire les effets des xénobiotiques sur la stratégie d'alimentation de *Perinereis Cultrifera*.
2. Complétant l'étude expérimentale de toxicité à une durée d'exposition plus longue afin de percevoir la réversibilité ou non des effets dans les organismes exposés et en évaluant l'effet du Cd via la mesure d'une batterie de biomarqueurs sur *P. cultrifera* et en déterminant les concentrations du Cd au niveau des tissus des espèces afin de mettre en évidence une possible bioaccumulation.
3. Effectuant des travaux supplémentaires (Ajout de sites avec un plus grand choix de taille et de nombre de vers) qui sont encore nécessaires pour formuler et exécuter le programme de surveillance continue et s'assurer que les concentrations d'hydrocarbures pétroliers se situent dans les limites de référence établies dans la présente étude.
4. Étudiant plus les effets combinés des microplastiques et du cadmium et/ou des métaux lourds chez *M. galloprovincialis* et d'autres espèces aquatiques, en particulier celles utilisées pour la consommation humaine, car ces substances sont des polluants omniprésents et leurs combinaisons dont leurs effets peuvent nuire aux populations sauvages, aux fonctions des écosystèmes et à la santé humaine.

# RESUMES

## 7 RÉSUMÉS

### RÉSUMÉ

Du fait de leur présence au niveau des habitats des sédiments meubles et durs des zones intertidales aux zones hadales et de leur large distribution mondiale, les Nereididae ainsi que les bivalves sont considérés comme indicateurs de changement dans la structure et/ou le fonctionnement des communautés macrobenthiques. Cette étude a pour but de déterminer d'une part l'impact du stress environnemental sur la biodiversité des annélides polychètes du littoral Est-algérien, étudier le régime et le comportement alimentaire de *P. cultrifera* vivant sur la côte-Est de l'Algérie, ainsi que de se renseigner sur la qualité de l'écosystème marin, et d'autre part consiste à déterminer les effets de l'exposition de *Mytilus galloprovincialis* au cadmium et aux microplastiques seuls ou mélangés.

L'étude de la biodiversité des annélides polychète dans les trois sites (El Kala, Annaba, Skikda ) du littoral algérien durant les deux années 2014, 2015 nous a permis d'identifier neuf espèces de nereidiens : *Perinereis cultrifera*, *Perinereis cultrifera floridana*, *Perinereis macropus*, *P. marionii*, *Platynereis dumerilii*, *Nereis falsa*, *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Nereis succinea* avec d'autres espèces de différents embranchements : *Diodora graeca*, *Eriphia verrucosa*, *Phascolosoma granulatum*, ainsi que trois espèces d'algues : *Colpomenia sinuosa*, *Ulva lactuca* et *Corallina elongata*.

L'étude du régime alimentaire a révélé que ce dernier changeait légèrement en fonction du site d'échantillonnage, de la saison et de la taille des spécimens (les individus plus gros ingèrent plus d'algues et de polychètes) avec une préférence de *P. cultrifera* aux algues vertes.

Les concentrations létales CL et temps létaux TL du Cd additionné dans l'eau à différentes concentrations pendant 24, 48, 72 et 96 h d'exposition ont été estimés. Le Cd entraîne une mortalité de l'espèce étudiée avec une relation dose-réponse. Les données obtenues serviront de base à des études toxicologiques et physiologiques sur l'impact du cadmium sur *Perinereis cultrifera*.

L'effet du stress environnemental sur les organismes vivants, a permis d'une part de suivre les variations mensuelles des paramètres physico-chimiques et morphométriques (poids, taille, nombre de sétigères) et d'autre part mesurer le niveau de contamination par les

hydrocarbures dans les régions étudiées et d'évaluer les variations mensuelles de l'activité de quatre biomarqueurs : AChE, GST et CAT et MDA chez *P. cultrifera*. Les données des paramètres physico-chimiques n'ont pas montré de différences importantes entre les sites sauf pour le pH et le taux d'oxygène dissous ; ce qui pourrait être une preuve de détérioration des milieux. Alors que les paramètres morphométriques ont révélé une diminution du poids corporel, de la taille et du nombre de sétigères d'une manière significative chez les individus récoltés à Annaba et Skikda. Concernant le degré de pollution de la ville de Skikda, les résultats du dosage des hydrocarbures montrent que ce site est exposé à une pollution par les HAP, qui est dû à la présence du complexe pétrochimique et aux rejets industriels.

Par ailleurs, Cette étude a également souligné que l'établissement de relations causales potentielles entre les biomarqueurs et les concentrations des hydrocarbures étudiés a été observé ; ces relations étaient plus prononcées dans les zones industrielles (Annaba et Skikda) avec une inhibition de l'AChE, l'induction de la GST, CAT et des taux de MDA.

Après 14 jours d'exposition de *Mytilus galloprovincialis* au cadmium dans l'eau. Les microplastiques seuls et le cadmium seul ont diminué de manière significative les taux de filtration et l'alimentation, ont provoqué une neurotoxicité, induit un stress oxydatif et des lésions de peroxydation lipidique. Dans l'ensemble, les mélanges microplastiques-cadmium ont causé des effets sur les mêmes biomarqueurs, mais des preuves d'interactions toxicologiques ont été trouvées.

La présence des microplastiques le long du tube digestif et dans les branchies de *M. galloprovincialis* a été observée, mettant en évidence une ingestion et une accumulation de ses micropolluants par l'espèce.

**Mots clés :** *Perinereis cultrifera*, *Mytilus galloprovincialis*, littoral Est Algérien, stress environnemental, pollution, éléments chimiques, biodiversité, biologie, régime alimentaire, microplastiques, biomarqueurs.

**ABSTRACT**

Due to their presence in habitats of soft and hard sediments from intertidal zones to hadal zones and their wide worldwide distribution, Nereididae as well as bivalves are considered as indicators of change in the structure and / or functioning of macrobenthic communities. This study aims to determine on the one hand the impact of environmental stress on the biodiversity of polychaete annelids of the East-Algerian coast, to study the diet and the feeding behavior of *P. cultrifera* living on the East coast of Algeria. as well as to learn about the quality of the marine ecosystem, and secondly to determine the effects of exposure of *Mytilus galloprovincialis* to cadmium and microplastics alone or mixed.

The study of the biodiversity of polychaete annelids in the three sites (El Kala, Annaba, Skikda) of the Algerian coast during the two years 2014, 2015 allowed us to identify nine species of nereidians: *Perinereis cultrifera*, *Perinereis cultrifera floridana*, *Perinereis macropus*, *P. marionii*, *Platynereis dumerilii*, *Nereis falsa*, *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Nereis succinea* with other species from different branches: *Diodora graeca*, *Eriphia verrucosa*, *Phascolosoma granulatum*, as well as three species of algae: *Colpomenia sinuosa*, *Ulva lactuca* and *Corallina elongata*.

The diet study revealed that the latter changed slightly depending on the sampling site, the season and the size of the specimens (larger individuals ingested more algae and polychaetes) with a preference for *P. cultrifera* for green algae.

The lethal concentrations and lethal time of Cd added to water at various concentrations during 24, 48, 72 and 96 h of exposure were estimated. Cd causes mortality in the species studied with a dose-response relationship. The data obtained will be used as a basis for toxicological and physiological studies on the impact of cadmium on *Perinereis cultrifera*.

The effect of environmental stress on living organisms has made it possible, on the one hand, to monitor the monthly variations in physicochemical and morphometric parameters (weight, size, number of setigers) and, on the other hand, to measure the level of contamination by hydrocarbons in the regions studied and to assess the monthly variations in the activity of four biomarkers: AChE, GST and CAT and MDA in *P. cultrifera*. The physico-chemical parameter data did not show significant differences between sites except for pH and dissolved oxygen level; which could be proof of deterioration of the environment. While morphometric parameters revealed a significant decrease in body weight, height and number of setiger in individuals collected at Annaba and Skikda. Concerning the degree of pollution of the city of Skikda, the results of the hydrocarbon dosage show that this site is exposed to pollution by PAHs, which is due to the presence of the petrochemical complex and to industrial discharges.

Furthermore, this study also pointed out that the establishment of potential causal relationships between the biomarkers and the concentrations of the hydrocarbons studied was observed; these relationships were more pronounced in industrial areas (Annaba and Skikda) with inhibition of AChE, induction of GST, CAT and MDA levels.

After 14 days of exposure of *Mytilus galloprovincialis* to cadmium in water. Microplastics alone and cadmium alone significantly decreased filtration rates and diet, caused neurotoxicity, induced oxidative stress and lipid peroxidation damage. Overall, microplastic-cadmium mixtures caused effects on the same biomarkers, but evidence for toxicological interactions was found.

The presence of microplastics along the digestive tract and in the gills of *M. galloprovincialis* has been observed, indicating ingestion and accumulation of its micropollutants by the species.

**Keywords :** *Perinereis cultrifera*, *Mytilus galloprovincialis*, East Algerian coast, environmental stress, pollution, chemical elements, biodiversity, biology, diet, microplastics, biomarkers.

## ملخص

نظراً لوجودها في موائل الرواسب اللينة والصلبة من مناطق المد والجزر إلى مناطق وتوزيعها على نطاق واسع في جميع أنحاء العالم، تعتبر Nereididae وكذلك ذوات الصدفتين مؤشرات للتغيير في بنية و / أو أداء المجتمعات الكبيرة. تهدف هذه الدراسة إلى تحديد تأثير الإجهاد البيئي على التنوع البيولوجي للحلويات متعددة الأشواك في الساحل الشرقي الجزائري، من ناحية، لدراسة النظام الغذائي والسلوك التغذوي لفطر *P. Cultrifera* الذي يعيش على الساحل الشرقي للجزائر. لمعرفة المزيد عن جودة النظام البيئي البحري، وثانياً تحديد آثار تعرض *Mytilus galloprovincialis* للكاميوم والجسيمات البلاستيكية الدقيقة وحدها أو مختلطة.

سمحت لنا دراسة التنوع البيولوجي للنباتات الحلزونية في المواقع الثلاثة (القالبة، عنابة، سكيكدة) بالساحل الجزائري خلال العامين 2014 و 2015، بتحديد تسعة أنواع من النيريديين *Perinereis Cultrifera*، *Perinereis*، *Nereis* و *Platynereis dumerilii* و *P. marionii*، *Perinereis macropus*، *Cultrifera floridana* و *Nereis differenticolor* و *Nereis succinea* مع أنواع أخرى من مختلف الفروع: الطحالب: *Colpomenia sinuosa*، *Ulva lactuca* و *Corallina elongata*، بالإضافة إلى ثلاثة أنواع من

كشفت دراسة النظام الغذائي أن الأخير تغير قليلاً اعتماداً على موقع أخذ العينات والموسم وحجم العينات (الأفراد الأكبر يتناولون المزيد من الطحالب ومتعدد الأشواك) مع تفضيل *P. cultrifera* بالطحالب الخضراء.

تم تقدير تركيزات LC المميتة والأوقات المميتة لـ TL من Cd المضاف إلى الماء بتركيزات مختلفة خلال 24 و 48 و 72 و 96 ساعة من التعرض. يتسبب الكاديوم في موت الأنواع المدروسة بعلاقة الجرعة والاستجابة. سيتم استخدام البيانات التي تم الحصول عليها كأساس للدراسات السمية والفسيولوجية حول تأثير الكاديوم على *Perinereis Cultrifera*.

لقد جعل تأثير الإجهاد البيئي على الكائنات الحية من الممكن، من ناحية، مراقبة التغيرات الشهرية في المعلمات الفيزيائية والكيميائية والمورفومترية (الوزن والحجم وعدد من سيتيجر) ومن ناحية أخرى، قياس المستوى للتلوث بالهيدروكربونات في المناطق المدروسة ولتقييم التغيرات الشهرية في نشاط أربعة مؤشرات حيوية AChE، GST و CAT و MDA في *P. Cultrifera*. لم تظهر بيانات المعلمة الفيزيائية والكيميائية فروق ذات دلالة إحصائية بين المواقع باستثناء الرقم الهيدروجيني ومستوى الأكسجين المذاب؛ والتي يمكن أن تكون دليلاً على تدهور البيئة. بينما أظهرت المعلمات الشكلية انخفاضاً معنوياً في وزن الجسم وطولها وعددها في الأفراد التي جمعت في عنابة وسكيكدة. وفيما يتعلق بدرجة تلوث مدينة سكيكدة، تظهر نتائج جرعة الهيدروكربونات أن هذا الموقع معرض للتلوث من قبل الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات، نتيجة وجود مجمع البتروكيماويات والتصريفات الصناعية.

علاوة على ذلك، أشارت هذه الدراسة أيضاً إلى أنه لوحظ إنشاء علاقات سببية محتملة بين المؤشرات الحيوية وتركيزات الهيدروكربونات التي تمت دراستها؛ كانت هذه العلاقات أكثر وضوحاً في المناطق الصناعية (عنابة وسكيكدة) مع تثبيط AChE وتحرير مستويات GST و CAT و MDA.

بعد 14 يوماً من تعرض *Mytilus galloprovincialis* للكاميوم في الماء. أدت اللدائن الدقيقة وحدها والكاميوم وحده إلى خفض معدلات الترشيح والنظام الغذائي بشكل كبير، وتسبب في السمية العصبية، والإجهاد التأكسدي المستحث وتلف بيروكسيد الدهون. بشكل عام، تسببت خلاط الكاديوم والبلاستيك الدقيق في تأثيرات على نفس المؤشرات الحيوية، ولكن تم العثور على أدلة على التفاعلات السمية.

وقد لوحظ وجود الجسيمات البلاستيكية على طول القناة الهضمية وفي خياشيم *M. galloprovincialis*، مما يشير إلى ابتلاع الأنواع وتراكمها من الملوثات الدقيقة.

**الكلمات المفتاحية:** *Perinereis Cultrifera*، *Mytilus galloprovincialis*، الساحل الشرقي الجزائري، الإجهاد البيئي، التلوث، العناصر الكيميائية، التنوع البيولوجي، علم الأحياء، النظام الغذائي، اللدائن الدقيقة، المؤشرات الحيوية

REFERENCES  
BIBLIOGRAPHIQUES

## 8 REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abbott W.B., 1925.** A method for computing the effectiveness of an insecticide. *Journal of Economic Entomology*, 18: 265-267.
- Abdel-Shafy, H.I., Mansour, M.S.M., 2016.** A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: Source, environmental impact, effect on human health and remediation. *Egypt. J. Pet.* 25, 107–123. <https://doi.org/10.1016/j.ejpe.2015.03.011>
- Abdul Malak, D., Livingston, S., Pollard, D., Polidoro, B. A., Cuttelod, A., Bariche, M., et al., 2011.** Overview of the Conservation Status of the Marine Fishes of the Mediterranean Sea. Gland, Switzerland and Malaga, Spain: IUCN. vii + 61pp.
- Abdur Rehman MY, Kamal A, Taqi MM, Malik RN., 2017.** Tracing biomarker of PAH-exposure and susceptibility factor (GSTM-polymorphism) among cancer patients in Pakistan. *Chemosphere*. 2017 Jul; 178:384-390. doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.017. Epub 2017 Mar 7. PMID: 28340461.
- Aberson, M.J.R., Bolam, S.G., Hughes, R.G., 2016.** The effect of sewage pollution on the feeding behaviour and diet of Hediste (Nereis diversicolor (O.F. Müller, 1776)) in three estuaries in south-east England, with implications for saltmarsh erosion. *Mar. Pollut. Bull.* 105, 150–160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.033>
- Adams, S. M., 2005.** Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Mar. Pollut. Bull.* 51, 649–657. doi:10.1016/j.marpolbul.2004.11.040.
- Adelana, S.O., Adeosun, T.A., Adesina, A.O., Ojuroye, M.O., elana e., 2011.** Environmental pollution and remediation: challenges and management of oil Spillage in the Nigerian coastal areas. *Am. J. Sci. Indus. Res.* 2 (6), 834–845.
- AFNOR., 1994.** Recueil des normes françaises, Qualité des sols, AFNOR Edition, (1994), 250 p.
- Akhbarizadeh, R., Moore, F., Keshavarzi, B., & Moeinpour, A., 2017.** Microplastics and potentially toxic elements in coastal sediments of Iran's main oil terminal (Khark Island). *Environmental Pollution*, 220. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.038>
- Akinola, J. O., Olawusi-Peters, O. O., & Akpambang, V. O. E., 2019.** Ecological hazards of Total petroleum hydrocarbon in brackish water white Shrimp Nematopalaemon hastatus (AURIVILLUS 1898). *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 45(3), 205–210. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2019.07.004>
- Albouy, C., Guilhaumon, F., Leprieur, F., Ben Rais Lasram, F., Somot, S., Aznar, R., et al., 2013.** Projected climate change and the changing biogeography of coastal Mediterranean fishes. *J. Biogeogr.* 40, 534–547. doi:10.1111/jbi.12013.

- Allen, E.J. & Tood, R.A., 1900.** The fauna of the Salcombe Estuary. *Journal of the Marine Biological Association United Kingdom*, 6 (2): 150-217.
- Amiard, J.C., Amiard-Triquet, C., Berthet, B. et al., 1986.** Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, lead, copper and zinc in the mussel *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.* 90, 425–431 (1986). <https://doi.org/10.1007/BF00428566>
- Amiard, J-C., Caquet, T., Lagadic, L., 1998.** Les biomarqueurs parmi les méthodes D'évaluation de la qualité de l'environnement. In *Utilisation de biomarqueurs pour la surveillance de la qualité de l'environnement*, edited by Lagadic, L., Caquet, T., Amiard, J.C., Ramade, F., (Paris : Lavoisier, Technique et Documentation), pp XXI-XXXI.
- AMINOT A., CHAUSSEPIED M., 1983.** Manuel des analyses chimiques en milieu marin. Centre National pour l'exploitation des Océans, 396 p.
- Amira A, Merad I, Marisa R, Almeida Guimarães L, Soltani N., 2018.** Seasonal variation in biomarker responses of *Donax trunculus* from the Gulf of Annaba (Algeria): implication of metal accumulation in sediments. *C R Geoscience* 350 :173–179. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2018.02.002>
- Amoureux, L., 1973.** Quelques annélides polychètes de l'Afrique occidentale et équatoriale. *Cahiers O.R.S.T.O.M: Série Océanographique*, 11 (1): 41-65.
- Anandraj, A., Marshall, D.J., Gregory, M.A., McClurg, T.P., 2002.** Metal accumulation, filtration and O<sub>2</sub> uptake rates in the mussel *Perna perna* (Mollusca:bivalvia) exposed to Hg<sup>2+</sup>, Cu<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup>. *Comp. Biochem. Physiol. C.* 132, 355–363
- Andrady AL., 2011.** Microplastics in the marine environment. *Mar Pollut Bull* 62: 1596–605.
- Andrady, A. L., 2017.** The plastic in microplastics: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 119(1), 12–22. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2017.01.082>
- Annabelle Dairain., 2018.** Sensibilité de l'espèce bioturbatrice *Upogebia* cf. *pusilla* dans un environnement littoral soumis à différents stress : infestations parasitaires et contamination métallique. *Biologie animale*. Université de Bordeaux, 2018.
- Ansalconi I., Pellizzato M. & Zunarelli-Vandini R., 1986.** Policheti di interesse economico nella laguna di Venezia. *Nova Thalassia*, 8: 64-642.
- Appeltans, W., Ahyong, S. T., Anderson, G., Angel, M. V., Artois, T., Bailly, N., ... & Błażewicz-Paszkowycz, M., 2012.** The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, 22 (23), 2189-2202.
- Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C., 2006.** A Review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *National Research Council Press. Environ. Rev.* 14, 257–297.

**Arvanitidis C, Bellan G, Drakopoulos P, Valavanis V, Dounas C, Koukouras A, Eleftheriou A., 2002.** Seascape biodiversity patterns along the Mediterranean and the Black Sea: lessons from the biogeography of benthic polychaetes. *Marine Ecology Progress Series*, 244 : 139-152.

**Arvanitidis C. Bellan G. Drakopoulos P. et al., 2002.** Seascape biodiversity patterns along the Mediterranean and the Black Sea: lessons from the biogeography of benthic polychaetes. *Marine Ecological Progress Series*, 244, 139-152.

**Arvanitidis, C., 2000.** Polychaete fauna of the Aegean Sea: inventory and new information. *Bulletin of Marine Science*, 60 (1): 73-96.

**Ashraf, A., Saion, E., Gharibshahi, E., Yap, C. K., Kamari, H. M., Elias, M. S., & Rahman, S. A., 2018.** Distribution of Heavy Metals in Core Marine Sediments of Coastal East Malaysia by Instrumental Neutron Activation Analysis and Inductively Coupled Plasma Spectroscopy. *Applied Radiation and Isotopes*, 132, 222–231. <https://doi.org/10.1016/J.APRADISO.2017.11.012>

**Audry, S., Blanc, G., and Schäfer, J., 2004.** Cadmium transport in the Lot–Garonne River system (France)–temporal variability and a model for flux estimation. *Sci. Total Environ.* 319, 197–213.

**Audry, S., Blanc, G., Schäfer, J., 2004.** Cadmium transport in the Lot-Garonne River system (France) - Temporal variability and a model for flux estimation. *Sci. Total Environ.* 319. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00405-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00405-4)

**Augier, Dominique., Watson Patrick., 2010.** Marine Resources: Current Situations, Usages and Management. <https://doi.org/10.4000/etudescaribeennes.4341>

**Avio, C. G., Gorbi, S., Milan, M., Benedetti, M., Fattorini, D., D’Errico, G., Pauletto, M., Bargelloni, L., & Regoli, F., 2015.** Pollutant’s bioavailability and toxicological risk from microplastics to marine mussels. *Environmental Pollution*, 198, 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.12.021>

**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.

**B., W. R., Fisher, R. A., & Yates, F., 1958.** Statistical Tables for Biological, Agricultural & Medical Research. *The Incorporated Statistician*, 8(4). <https://doi.org/10.2307/2986384>

**Baini M, Martellini T, Cincinelli A, Campani T, Minutoli R, Panti C, et al., 2017.** First detection of seven phthalate esters (PAEs) as plastic tracers in superficial neustonic/planktonic samples and cetacean blubber. *Anal Methods* 9: 1512–1520.

**Banaee, M., Soltanian, S., Sureda, A., Gholamhosseini, A., Haghi, B. N., Akhlaghi, M., & Derikvandy, A., 2019.** Evaluation of single and combined effects of cadmium and micro-plastic particles on biochemical and immunological parameters of common carp

- (Cyprinus carpio). Chemosphere, 236, 124335. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.07.066>
- Banni, M., Bouraoui, Z., Clerandau, C., Narbonne, J.F., Boussetta, H., 2009b.** Mixture toxicity assessment of cadmium and benzo [a] pyrene in the sea worm *Hediste diversicolor*. Chemosphere 77(7):902–906. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.041>.
- Banni, M., Bouraoui, Z., Ghedira, J., Clerandau, C., Guerbej, H., Narbonne, J.F., Boussetta, H., 2009a.** Acute effects of benzo[a]pyrene on liver phase I and II enzymes, and DNA damage on sea bream *Sparus aurata*. Fish Physiol Biochem 35(2):293–299.
- Baoult Jean François., 1974.** La thèse de villa. Barbault,
- Barata, C., Baird, D.J., Nogueira, A.J.A., Soares, A.M., Riva, M.C., 2006.** Toxicity of binary mixtures of metals and pyrethroid insecticides to *Daphnia magna* Straus. Implications for multi-substance risks assessment. Aquat. Toxicol. 78, 1–14.
- Barboza, L.G.A., Dick Vethaak, A., Lavorante, B.R.B.O., Lundebye, A.K., Guilhermino, L., 2018a.** Marine microplastic debris: an emerging issue for food security, food safety and human health. Mar. Pollut. Bull. 133, 336e348.
- Barboza, L.G.A., Vieira, L.R., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, F., Carvalho, C., Guilhermino, L., 2018b.** Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). Aquat. Toxicol. 195, 49e57. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.12.008>.
- Barka, S., J.F. Pavillon, and J.C. Amiard., 2001.** Influence of different essential and non-essential metals on MTLP levels in the Copepod *Tigriopus brevicornis*. Comparative Biochemistry and Physiology 128C:479-493.
- Barnes, D.K.A., Galgani, F., Thompson, R.C., Barlaz, M., 2009.** Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci. 364, 1985–1998. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0205>
- Bartell, S.M., 2016.** Biomarkers, Bioindicators, and Ecological Risk Assessment — A Brief Review and Evaluation Assessment — A Brief Review and Evaluation 5275. <https://doi.org/10.1080/15555270591004920>
- Bayne, B.L., 1989.** Measuring the biological effects of pollution: the mussel watch approach. Water Sci. Technol. 21, 1089–1100.
- Bayne, B.L., Bayne, C.J., Carefoot, T.C., Thompson, R.J., 1976.** The physiological ecology of *Mytilus californianus* Conrad - 1. Metabolism and energy balance. Oecologia 22, 211–228.

- Bebiano, M. J., & Serafim, M. A., 2003.** Variation of metal and metallothionein concentrations in a natural population of *Ruditapes decussatus*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(1). <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2004-7>
- Belhaouari B., Rouane-Hacene O., Bendaha M., Zitouni B., 2014.** Effects of Metal Sulfates on Catalase and Glutathione-S-transferase of Marine Gastropod: *Osilinus turbinatus*. *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences* ; 4, (9) : 191- 196.
- Belhaouari B., Rouane-Hacene O., Sultana B., Zitouni B., 2011.** Utilisation d'un Gastéropode marin *Osilinus turbinatus* en biosurveillance marine: application aux métaux lourds du littoral algérien occidental. *Science Halieutique et Aquaculture* ; 1, (3) : 1 89-96
- Beliaeff, B., O'Connor, T.P., Munschy, C., Raffin, B., Claisse, D., 2002.** Comparison of polycyclic aromatic hydrocarbon levels in mussels and oysters in France and the United States. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 1783–1787. doi:10.1002/etc.5620210904
- Bellan, G., 1961.** Résultats scientifiques des campagnes de la 'Calypso'. Campagne 1955 en Méditerranée Nord-Orientale (Suite). 4. Annélides Polychètes. *Annales de l'Institut Océanographique*, 39: 161-178.
- Bellan, G., 1964.** Contribution à l'étude systématique, biogéonomique et écologique des Annélides Polychètes de la Méditerranée. *Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume*, 49 (33): 1-351.
- Ben Sghaier R., Tlili I., Latrous El Atrache L., Net S., Ghorbel-Abid I., Ouddane B., Ben Hassan- Chehimi D., Trabelsi-Ayadi M., 2016.** Use of Factorial Design in the Development of Multiresidue Method for Determination of Endocrine disrupting compound residues in water by SPE- Gas chromatography/ Mass Spectrometry.
- Benedetti-Cecchi, L., 2000.** Predicting Direct and Indirect Interactions during Succession in a Mid-Littoral Rocky Shore Assemblage. *Ecological Monographs*, 70(1), 45. <https://doi.org/10.2307/2657167>
- Ben-Eliahu, M.N., 1995.** A list of Polychaeta along the Levant coast. *Haasiana*, 1: 78-93.
- Benkhedda, B., 2018.** Assessment of the state of littoral waters in Algeria: Guidelines and recommendations *Evaluation de l'état des eaux littorales en Algérie : Orientations et recommandations*.
- Benoit, G., and Comeau, A., 2005.** A sustainable future for the Mediterranean. *The Blue Plan's Environment and Development Outlook*, Earthscan, London, UK. 450 P.
- Benyacoub S. & Chabi Y., 2000.** Egg size variation in Algerian population of the blue tit (*Parus caeruleus ultramarinus*): effects of altitude and habitat. *Revue d'écologie terre vie*, 55 : 183-192.
- Berthet, B., K. M. Y. Leung and C. Amiard-Triquet., 2011.** Inter- and Intraspecific Variability of Tolerance: Implications for Bioassays and Biomonitoring. Pages 49-84 in C.

Amiard, P. S. Rainbow and M. Roméo, Tolerance to environmental contaminants. CRC Press, Boca Raton.

**Bethoux, J.P., Gentili, B., Morin, P., Nicolas, E., Pierre, C., Ruiz-Pino, D., 1999.** The Mediterranean Sea: a miniature ocean for climatic and environmental studies and a key for the climatic functioning of the North Atlantic. *Prog. Oceanogr.* 44, 131–146.

**Beyer, J., Green, N.W., Brooks, S., Allan, I.J., Ruus, A., Gomes, T., Bråte, I.L.N., Schøyen, M., 2017.** Blue mussels (*Mytilus edulis* spp.) as sentinel organisms in coastal pollution monitoring: A review. *Mar. Environ. Res.* 130, 338–365. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.07.024>

**Bianchi, C. N., and C. Morri., 2000.** Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: Situation, problems and prospects for future research. *Marine pollution bulletin*, 40, 367–376.

**Bigot, L. et 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, 22.

**Bird, R.P., Draper, A.H., 1984.** Comparative studies on different methods of malondyaldehyde determination. *Methods Enzymol.* 90, 105–110.

**Bjerregaard, P. and Andersen, O., 2014.** Ecotoxicology of Metals - Sources, Transport, and Effects on the Ecosystem. In *Handbook on the Toxicology of Metals Fourth Edition*, pp. 251–280. Gunnar F. Nordberg, Bruce A. Fowler and Monica Nordberg.

**Blanc, G., 2016.** Les cahiers métalliques n°1 : le cadmium. (Etat de l'art 2015 en Gironde). Quelles sont les sources assurant la pérennité de la pollution en cadmium depuis plus de trente ans ? Quelles solutions pour y remédier ?

**Bliefert, C., Perraud, R., 2009.** Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets. De Boeck, Bruxelles. 477p.

**Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P., 2014.** Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. *J. Sea Res.* 92, 115–124.

**Bogucki, M., 1953.** Rozród i rozwój wieloszczeta *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) w Bałtyku. The reproduction and development of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) in the Baltic Sea. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, 14 : 251- 270.

**Boisseau, J., 1962.** Contribution à la faune du bassin d'Arcachon. I. Annélides polychètes. *Procès-Verbaux de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 99 : 113-126.

**Bonneris, E., Perceval, O., Masson, S., Hare, L., & Campbell, P. G. C., 2005.** Sub-cellular partitioning of Cd, Cu and Zn in tissues of indigenous unionid bivalves living along

a metal exposure gradient and links to metal-induced effects. *Environmental Pollution*, 135(2), 195–208. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2004.11.007>

**Boucenna N., 2011.** Effet du stress environnemental sur le système de détoxification chez *Perinereis cultrifera* (Annélides Polychètes), Université Badji Mokhtar Annaba, mémoire de Master en Biologie Animale et Environnementale.

**Boucheseiche, C., Cremill, e E., Pelte, T. & Pojer, K., 2002.** Bassin Rhône-Méditerranée-Corse. Guide technique n°7, Pollution toxique et l'écotoxicologie: notion de base. Lyon, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 83 pp.

**Boudechiche L., 2007.** Biodiversité des hélicidés du Parx National d'El-Kala (extrême Nord- Est Algérien). *Bulletin de l'INSTM*, 12: 12-123.

**Boudouresque C.F., 2004.** Marine biodiversity in the Mediterranean: status of species, populations and communities. *Sci. Rep. Port-Cros nati. Park, Fr*, 2, 97–146.

**Bouraoui, Z., Mohamed Banni., Lassad Chouba., Jihen Ghedira., Cristelle Clerandeau., Jamel Jebali., Jean Francois Narbonne., Hamadi Boussetta., 2010.** Monitoring pollution in Tunisian coasts using a scale of classification based on biochemical markers in worms *Nereis (Hediste) diversicolor*. *Environ Monit Assess* (2010) 164:691–700

**Bouraoui Z., Banni M., Ghedira J., Clerandeau C., Narbonne JF., Boussetta H., 2009.** Evaluation of enzymatic biomarkers and lipoperoxidation level in *Hediste diversicolor* exposed to copper and benzo[a]pyrene. *Ecotoxicol Environ Saf* 72

**Bradford, M., 1976.** A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*, 72, 248–254

**Breitholtz, M., C. Rudén, S. Ove Hansson, and B.-E. Bengtsson. 2006.** Ten challenges for improved ecotoxicological testing in environmental risk assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 63:324-335.

**Brignon, J.M., and Malherbe, L., 2005.** Cadmium et ses dérivés. *INERIS Données Tech.-Économiques Sur Subst. Chim. En Fr*. 25p.

**Browne, M. A., S. J. Niven, T. S. Galloway, S. J. Rowland, and R. C. Thompson., 2013.** Microplastic moves pollutants and additives to worms, reducing functions linked to health and biodiversity. *Current Biology*, 23, 2388–2392.

**Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T., Thompson, R., 2011.** Accumulation of Microplastic on Shorelines Woldwide: Sources and Sinks - *Environmental Science & Technology* (ACS Publications). *Environ. Sci. Technol* 9175– 9179. <https://doi.org/10.1021/es201811s>

- Buchanan, J.B., Kain, J.M., 1971.** Measurement of the physical and chemical environment. In: Holme, N.A., McIntyre, A.D. (Eds.), *Methods for the Study of Marine Benthos*. Blackwell Scientific Publications, UK, pp. 30–58.
- Burger, J., Gochfeld, M. et Jewett, S., 2006.** Selecting species for marine assessment of radionuclides around Amchitka: planning for diverse goals and interests. *Environ. Monit. Assess.* 123, 371–391.
- Cabioch, L., L'Hardy, J.P. & Rulier, F., 1968.** Inventaire de la faune marine de Roscoff - Annélides. Editions de la station marine de Roscoff, 1-98pp.
- Cahen, D., 2006.** Dossier didactique, moule natures, Muséum des Sciences naturelles.
- Cai, M., He, H., Liu, M., Li, S., Tang, G., Wang, W., Huang, P., Wei, G., Lin, Y., Chen, B., Hu, J., Cen, Z., 2018.** Lost but can't be neglected: huge quantities of small microplastics hide in the South China Sea. *Sci. Total Environ.* 633, 1206–1216. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.197>
- Cairraõ, E., Couderchet, M., Soares, A.M.V.M., Guilhermino, L., 2004.** Glutathione-S-transferase activity of *Fucus* spp. as a biomarker of environmental contamination. *Aquat. Toxicol.* 70, 277–286.
- Cajaraville, M.P., Olabarrieta, I., Marigomez, I., 1996.** In vitro activities in mussel hemocytes as biomarkers of environmental quality: a case study in the Abra Estuary (Biscay Bay). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 35, 253–260. <http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1996.0108>.
- Cammen, L.M., 1989.** The relationship between ingestion rate of deposit feeders and sediment nutritional value. In: Lopez, G., et al., (Eds.), *Ecology of Marine Deposit Feeders*. Springer, pp. 201–222.
- Cancela da Fonseca, L., Duarte, P., Pombo Gaspar, F., 2001.** TROPHIC GROUP PATTERNS OF MACROBENTHOS IN BRACKISH COASTAL SYSTEMS. *Bol. Mus. Mun. Funchal Sup.* No 6.
- Cappello, T., Maisano, M., D'Agata, A., Natalotto, A., Mauceri, A., Fasulo, S., 2013.** Effects of environmental pollution in caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). *Mar. Environ. Res.* 91, 52–60.
- Cardinale B.J., Duffy J.E., Gonzalez A., Hooper D.U., Perrings C., Venail P., Narwani A., Mace G.M., Tilman D., Wardle D.A., 2012.** Biological diversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486:59–67.
- Carpenter, E.J., Smith, K.L., 1972.** Plastics on the Sargasso sea surface. *Science* 175, 1240–1241.
- Carriker, M., 1961.** Interrelation of functional morphology, behaviour, and autecology in early stages of the bivalve *Mercenaria mercenaria*. *J. Elisha Mitchell Sci. Soc.* 77, 168–241.

- Carson, H.S., Colbert, S.L., Kaylor, M.J., McDermid, K.J., 2011.** Small plastic debris changes water movement and heat transfer through beach sediments. *Marine Pollution Bulletin* 62, 1708–1713
- Castelli, A., Bianchi, C.N., Cantone, G., Çinar, M.E., Gambi, M.C. et al., 2008.** Annelida Polychaeta. *Biologia Marina Mediterranea*, 15 (Suppl. 1): 323-373.
- Catalano B., Moltedo G., Martuccio G., Gastaldi L., Virno-Lamberti C., Lauria A., Ausili A., 2012.** Can Hediste diversicolor (Nereidae, Polychaete) be considered a good candidate in evaluating PAH contamination? A multimarker approach. *Chemosphere* 86(9):875–882. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.040>
- Cazaux C., 1965.** Evolution de Perinereis cultrifera (Grübe) au cours d'un cycle annuel à Arcachon. *P. V. Soc. Linn. Bordeaux.*, 101 : 1-18.
- CCME., 2010.** (Canadian Council of Ministers of the Environment). Canadian soil quality guidelines for potentially carcinogenic and other PAHs: scientific criteria document. CCME: Winnipeg: 2010.
- 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, P. M., A. Fairbrother, and D. Brown., 1998.** A critical evaluation of safety (uncertainty) factors for ecological risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 17:99-108.
- Chaudhry FN, Malik MF., 2017.** Factors Affecting Water Pollution: A Review. *J Ecosyst Ecology* 7: 225.
- Chen, F., Zhou, Q.X., 2009.** Toxic effects of galaxolide and cadmium on *Daphnia magna* under polluting flow conditions containing soil–water interfaces from urban areas. *China Environ. Sci.* 29 (1), 58–62.
- Chen, M., Jin, M., Tao, P., Wang, Z., Xie, W., Yu, X., Wang, K., 2018.** Assessment of microplastics derived from mariculture in Xiangshan Bay, China. *Environ. Pollut.* 242, 1146–1156. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.133>
- Chiffolleau, J.-F., Auger, D., Chartier, E., Michel, P., Truquet, I., Ficht, A., Gonzalez, J.-L., and Romana, L.-A., 2001.** Spatiotemporal changes in cadmium contamination in the Seine estuary (France). *Estuaries* 24, 1029–1040.
- Christian Ngo, Alain Régent., 2012.** « déchets, effluents et pollution, impact sur l'environnement et la santé » 3e édition, Dunod, Paris.
- Christopher, J. M., Sridharan, R., Somasundaram, S., & Ganesan, S., 2021.** Bioremediation of aromatic hydrocarbons contaminated soil from industrial site using surface modified amino acid enhanced biosurfactant. *Environmental Pollution*, 289, 117917. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2021.117917>

- Chua, E. M., J. Shimeta, D. Nugegoda, P. D. Morrison, and B. O. Clarke., 2014.** Assimilation of polybrominated diphenyl ethers from microplastics by the marine amphipod, *allorchestes compressa*. *Environmental science & technology*, 48, 8127–8134.
- Çinar, M.E., 2005.** Polychaetes from the coast of Northern Cyprus (eastern Mediterranean Sea), with two new records for the Mediterranean Sea. *Cahiers de Biologie Marine*, 46: 143-159.
- Claessens, M., Van Cauwenberghe, L., Vandegehuchte, M.B., Janssen, C.R., 2013.** New techniques for the detection of microplastics in sediments and field collected organisms. *Mar. Pollut. Bull.* 70, 227–233.
- Claiborne, A., 1985.** Catalase activity. In R. A. Greenwald (Ed.), *CRC handbook of methods in oxygen radical research* (pp. 283–284). Florida: CRC.
- Cole M, Lindeque P, Fileman E, Halsband C, Goodhead R, Moger J, et al., 2013.** Microplastic ingestion by zooplankton. *Environ Sci Technol* 47: 6646–55.
- Cole V.J & Chapman M.G., 2007.** Patterns of distribution of annelids: taxonomic and spatial inconsistencies between two biogeographic provinces and across multiple spatial scales. *Marine Ecology Progress Series*, 346, 235-241.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C., & Galloway, T. S., 2011.** Microplastics as contaminants in the marine environment: A review. *Marine Pollution Bulletin*, 62(12), 2588–2597. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2011.09.025>
- Cole, V.J., Mcquaid, C.D., 2010.** Bioengineers and their associated fauna respond differently to the effects of biogeography and upwelling. *Ecology* 91. <https://doi.org/10.1890/09-2152.1>
- Coll M, Piroddi C, Steenbeek J, Kaschner K, Lasram FBR, Aguzzi J, Ballesteros E, Bianchi CN, Corbera J, Dailianis T, Danovaro R, Estrada M, Froglija C, Galil BS, Gasol JM, Gertwagen R, Gil J, Guilhaumon F, Kesner-Reyes k, Kitsos MS, Koukouras A, Lam- padariou N, Laxamana E, López-Fé de la Cuadra CF, Lotze hk, Martin D, Mouillot D, Oro D, Raicevich S, Rius-Barile J, Saiz- Salinas JI, San Vicente C, Somot, S, Templado J, Turon X, Vafidis D, Villanueva R, Voultsiadou E., 2010.** The biodiversity of the Mediterranean Sea: estimates, patterns, and threats. *PLoS ONE* 5(8). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0011842>.
- Coll, M., Piroddi, C., Steenbeek, J., Kaschner, K., Ben Rais Lasram, F., Aguzzi, J., et al., 2010.** The Biodiversity of the Mediterranean Sea: Estimates, Patterns, and Threats. *PLOS ONE* 5, e11842. doi: 10.1371/journal.pone.0011842.
- Collignon, A., J.-H. Hecq, F. Glagani, P. Voisin, F. Collard, and A. Goffart., 2012.** Neustonic microplastic and zooplankton in the North Western Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 64, 861–864, doi: 10.1016/j.marpolbul.2012.01.011. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X12000343>

- Colton J.B., Burns B.R. and F.D. Knapp., 1974.** Plastic particles in surface waters of the Northwestern Atlantic. *Science*, 185: 491-497.
- Company R, Serafim A, Bebianno MJ, Cosson R, Shillito B, Fiala-Médioni A., 2004.** Effect of cadmium, copper and mercury on antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in the gills of the hydrothermal vent mussel *Bathymodiolus azoricus*. *Mar Environ Res.* Aug-Dec;58(2-5):377-81. doi: 10.1016/j.marenvres.2004.03.083. PMID: 15178056.
- Cornelissen, G., Breedveld, G.D., Næs, K., Oen, A.M.P., Ruus, A., 2006.** Bioaccumulation of native polycyclic aromatic hydrocarbons from sediment by a polychaete and gastropod: freely dissolved concentrations and activated carbon amendment. *Environ. Toxicol. Chem.* 25 (9), 2349–2355.
- Cossa, D., 1985.** Le cadmium et le mercure en milieu côtier : biogéochimie et utilisation du genre *Mytilus galloprovincialis* comme indicateur quantitatif. Thèse de Doctorat d'état, Université de Bretagne Occidentale, Brest. 387 p
- Costello, M. J. & Chaudhary, C., 2017.** Marine Biodiversity, Biogeography, Deep-Sea Gradients, and Conservation. *Current Biology*, 27(11), R511-R527.
- Costello, M. J., Coll, M., Danovaro, R., Halpin, P., Ojaveer, H., and Miloslavich, P., 2010.** A Census of Marine Biodiversity Knowledge, Resources, and Future Challenges. *PLOS ONE* 5, e12110. doi: 10.1371/journal.pone.0012110.
- Coughlan, J., 1969.** The estimation of filtering rate from the clearance of suspensions. *Mar. Biol.* 2, 356–358
- Cózar, A., M. Sanz-Martín, E. Martí, J. I. González-Gordillo, B. Ubeda, J. Á. Gálvez, X. Irigoien, and C. M. Duarte., 2015.** Plastic accumulation in the Mediterranean Sea. *PLoS One*, 10, e0121762. <http://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0121762>
- Cramer, W., Guiot, J., Fader, M., Garrabou, J., Gattuso, J.-P., Iglesias, A., et al., 2018.** Climate change and interconnected risks to sustainable development in the Mediterranean. *Nat. Clim. Change* 8, 972. doi:10.1038/s41558-018-0299-2.
- Cunha, S.C., Pena, A., Fernandes, J.O., 2017.** Mussels as bioindicators of diclofenac contamination in coastal. *Environ. Pollut.* 225, 354–360. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.061>
- Daas T., Younsi M., Daas MO., Gillet P., Scaps P., 2010.** Reproduction, population dynamics and production of *Nereis falsa* (Nereididae: Polychaeta) on the rocky coast of El Kala National Park, Algeria. *Helgol Mar Res* DOI 10.1007/s10152-010-0212-5.
- Damerdjji A & Amara A., 2013.** Composition et structure des Gastéropodes dans les stations à Retama raetam (Fabaceae) dans la région de Naâma (Algérie). *Afrique Science*, 09(1) : 77-88.

- Damerdji A., 2008.** Contribution à l'étude écologique de la malacofaune de la zone sud de la région de Tlemcen, Université Aboubeker Belkaid Tlemcen. *Afrique Science*, 4(1) : 138-153.
- Damerdji A., 2010.** Composition et structure des Gastéropodes dans les stations à *Thymus ciliatus* Desf. (Labiatae) aux alentours de Tlemcen (Algérie). *Afrique Science*, 6(1) : 13-29.
- Damerdji A., 2012.** La faune malacologique sur différentes plantes médicinales dans la région de Tlemcen (Algérie). *Afrique Science*, 8(1) : 15-23.
- Damerdji A., 2013.** Malacological diversity on some Lamiaceae in the region of Tlemcen (Northwest Algeria). *Journal of life science*, 7(8): 856-861.
- Damerdji A., Ladjmi L. & Doumandji S., 2005.** Malacofaune associée à *Rosmarinus officinalis* L. (Labiatae) : inventaire et aperçu bioécologique près de Mansourah (Tlemcen, Algérie). *Revue science et technologie*, 23 C : 11-20.
- 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*.
- Dauvin, J., Dewarumez, J., Gentil, F., 2003.** Liste actualisée des espèces d ' Annélides Polychètes présentes en Manche 2, 67–95.
- Davis, M., Faurby, S., and Svenning, J.-C., 2018.** Mammal diversity will take millions of years to recover from the current biodiversity crisis. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 201804906. doi :10.1073/pnas.1804906115.
- De la Hoz, C. F., Ramos, E., Puente, A., Méndez, F., Menéndez, M., Juanes, J. A., et al., 2018.** Ecological typologies of large areas. An application in the Mediterranean Sea. *J. Environ. Manage.* 205, 59–72. Doi : 10.1016/j.jenvman.2017.09.058.
- de Lucia, I. M., Giuseppe Andrea; Caliani., 2014.** Amount and distribution of neustonic micro-plastic off the western Sardinian coast (Central-Western Mediterranean Sea).
- de Mora, L., Butenschön, M., and Allen, J. I., 2016.** The assessment of a global marine ecosystem model on the basis of emergent properties and ecosystem function: a case study with ERSEM. *Geosci. Model Dev.* 9, 59–76. Doi :10.5194/gmd-9-59-2016.
- De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C., 2005.** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface cadre général Fiche 2, Institut Bruxellois « IBGE » pour la gestion de l'environnement/observatoire des données de l'environnement.
- Dean HK. 2008.** The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 56: 11-38.
- Depledge, M. H. & Fossi, M. C., 1994.** The role of biomarkers in environmental assessment (2). *Invertebrates. Ecotoxicology* (London, England), 3(3), 161–172.

- Derraik, J. G. B., 2002.** The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 842–852. doi:10.1016/S0025-326X(02)00220-5.
- Deycard, V.N., Schäfer, J., Blanc, G., Coynel, A., Petit, J.C., Lanceleur, L., Dutruch, L., Bossy, C., and Ventura, A., 2014.** Contributions and potential impacts of seven priority substances (As, Cd, Cu, Cr, Ni, Pb, and Zn) to a major European Estuary (Gironde Estuary, France) from urban wastewater. *Mar. Chem.* 167, 123–134.
- Díaz-Jaramillo M., Ferreira JL., Amado LL., Ventura-Lima J., Martins A., Retamal MR., 2010.** Biomonitoring of antioxidant and oxidative stress responses in *Perinereis gualpensis* (Polychaeta: Nereididae) in Chilean estuarine regions under different anthropogenic pressure. *Ecotoxicol Environ Saf* 2010; 73:515–23 DOI: 10.1007/s10661-016-5758-5
- Dirrigl, F.J., Badaoui, Z., Tamez, C., Vitek, C.J., Parsons, J.G., 2018.** Use of the sea hare (*Aplysia fasciata*) in marine pollution biomonitoring of harbors and bays. *Mar. Pollut. Bull.* 129, 681–688. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.056>
- Divrikli, Ü., Elçi, L., 2002.** Determination of some trace metals in water and sediment samples by flame atomic absorption spectrometry after coprecipitation with cerium (IV) hydroxide. *Anal. Chim. Acta* 452, 231–235. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(01\)01462-3](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(01)01462-3)
- Djouad Hamdi, L., 2016.** Etude de la biologie et de la biochimie des néréidés (Annélides, Polychètes) du Littoral Est Algérien. Thèse En vue de l'obtention d'un diplôme de Doctorat en Biologie Animale. Université Badji Mokhtar-Annaba, 154.
- Draper, H.H & Hadley, M., 1990.** Malondialdehyde determination as index of lipid peroxydation. *Meth. Enzymol.*, 186: 241-431.
- Duan, X., Shen, G., Yang, H., Tian, J., Wei, F., Gong, J., & Zhang, J. J., 2016.** Dietary intake polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and associated cancer risk in a cohort of Chinese urban adults: Inter- and intra-individual variability. *Chemosphere*, 144, 2469–2475. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.019>
- Duodu GO, Goonetilleke A, Ayoko GA., 2017.** Potential bioavailability assessment, source apportionment and ecological risk of heavy metals in the sediment of Brisbane River estuary, Australia. *Mar Pollut Bull.* 2017 Apr 15;117(1-2):523-531. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.02.017. Epub 2017 Feb 12. PMID: 28202279.
- Durchon M., 1957.** Problèmes posés par le comportement des néréidiens au moment de leur reproduction. *Année Biologique*, 33 : 31–42.
- Durchon, M., 1951.** Les modalités de l'essaimage de *Perinereis cultrifera* Grube (Annélide Polychète) à Luc-sur-mer (Calvados). *Archives of Zoological Experimental Genetics Notes Review*, 88 : 1-6.

- Durchon, M., 1967.** Rôle du système nerveux dans la régénération chez les Annélides. Bulletin de la Société Zoologique de France. 92 : 319-331.
- Durou C, Smith BD, Roméo M, Rainbow PS, Mouneyrac C, Mouloud M, Gnassia-Barelli M, Gillet P, Deutch B, Amiard-Triquet C., 2007.** From biomarkers to population responses in *Nereis diversicolor*: Assessment of stress in estuarine ecosystems Ecotox. Environ. Safe. 66:402–411
- Durou, 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 Res. 42, 2157–2165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.028>
- Durou, C., Poirier, L., Amiard, J.C., Budzinski, H., Gnassia-Barelli, M., Lemenach, K., Peluhet, L., Mouneyrac, C., Roméo, M., Amiard-Triquet, C., 2007b.** Biomonitoring in a clean and a multi-contaminated estuary based on biomarkers and chemical analyses in the endobenthic worm *Nereis diversicolor*. Environ. Pollut. 148, 445–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.022>
- Durou, C., Smith, B.D., Roméo, M., Rainbow, P.S., Mouneyrac, C., Mouloud, M., Gnassia-Barelli, M., Gillet, P., Deutsch, B., Amiard-Triquet, C., 2007a.** From biomarkers to population response in *Nereis diversicolor*: assessment of stress in estuarine organisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 66, 402–411.
- Durrieu de Madron X, Guieu C, Sempéré R, Conan P, Cossa D, D’Ortenzio F, et al., 2011.** Marine ecosystems’ responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. Prog Oceanogr 91: 97–166.
- Dutrieux, E., Martin, F., Guelorget, O., 1989.** Oil pollution and polychaeta in an estuarine mangrove community. Oil Chem. Pollut. 5. [https://doi.org/10.1016/S0269-8579\(89\)80014-0](https://doi.org/10.1016/S0269-8579(89)80014-0)
- E.A.J. Bleekern, E.M.J. Verbruggen., 2009.** Bioaccumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in aquatic organisms. RIVM report 601779002/2009
- EEA, (European Environmental Agency), 2006.** Report No4. [http://reports.eea.eu.int/eea\\_report.2006.4/en](http://reports.eea.eu.int/eea_report.2006.4/en). Cited 17 April 2006.
- Eggleton, J., Thomas, K.V., 2004.** A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events. Environ. Int. 30, 973–980.
- Ellman, G.L., Courtney, K.D., Andres, V., Featherstone, R.M., 1961.** A new rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. Biochem. Pharmacol. 7, 88–95.

- Elumalai, M., Antunes, C., Guilhermino, L., 2007.** Enzymatic biomarkers in the crab *Carcinus maenas* from the Minho River estuary (NW Portugal) exposed to zinc and mercury. *Chemosphere* 66, 1249–1255
- Engler, R. E., 2012.** The complex interaction between marine debris and toxic chemicals in the ocean. *Environmental science & technology*, 46, 12302–12315.
- Ergen, Z., 1976.** Investigations on the taxonomy and ecology of Polychaeta from Izmir Bay and its adjacent areas. *Ege Universitesi Fen Faciiltesi Ilmi Raporlar Serisi*. 209: 1-73.
- Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borerro JC, et al., 2014.** Plastic Pollution in the World's Oceans: More than 5 Trillion Plastic Pieces Weighing over 250,000 Tons Afloat at Sea. *PLoS One* 9: 1–15.
- Eriksen, M., Lebreton, L. C., Carson, H. S., Thiel, M., Moore, C. J., Borerro, J. C., et al., 2014.** Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PloS One* 9, e111913.
- Evan, S.M., 1971.** Behavior in polychaetes. *Q. Rev. Biol.* 46, 376–405.
- Ezeonu, C.S., Onwurah, I.N.E., and Oje, O.A., 2012.** Comprehensive Perspectives in Bioremediation of Crude Oil Contaminated Environments. Pages 143-184 in *InTech. Introduction to Enhanced Oil Recovery (EOR) Processes and Bioremediation of Oil-Contaminated Sites*. Shanghai, China.
- Fage L. & Legendre R., 1927.** Pêches planctoniques à la lumière effectuées à Banuyls-sur-Mer et à Concarneau. *Arch. Zool. Exp. Gen.*, 67: 23-222.
- Farid, W.A., AL-Saad, H.T., and AL- Adhub, A.Y., 2008.** Monitoring of hydrocarbons in Shatt AL-Arab River by using some species of molluscs. *Marina Mesopotamica*, 23(1):305-319.
- Farid, W.AA., AL-Eed, AM.A., and Shihab, L.AW., 2014.** Distribution, Sources, and Seasonal Variations of Hydrocarbons in Shat AL-Arab River Water. *Journal of International Academic Research for Multidisciplinary*, 2(2):729-740.
- Farrell, P., Nelson, K., 2013.** Trophic level transfer of microplastic: *Mytilus edulis* (L.) to *Carcinus maenas* (L.). *Environ. Pollut.* 177, 1–3.
- Fauchald K., 1973.** Polychaete from Central American sandy beaches. *Bulletin of the Southern California Academy of Science*, 72, 19-31.
- Fauchald K., Dellan G., 2009.** *Perinereis cultrifera* (Grube, 1840). In: Fauchald K. (Ed) (2009). *World Polychaeta database*. Accessed through: Costello M.J., Douchet P., Douhalt, G., Arvantidis C., Appeltans W., (2009) *European Register of Marine Species*.
- Fauchald K., Jumars P.A., 1979.** The diet of worms: A study of polychaete feeding guilds. *Oceanography and Marine Biology, Annual Review* 17, 193–284.

- Fauvel, P., 1923.** Polychètes errantes. In Faune de France (ed. Lechevalier), pp. 1-488. Paris.
- Fauvel, P., 1940.** Annélides Polychètes de la Haute-Adriatique. Thalassia, Jena, 4 (1): 1-24.
- Feknous, N., Branes Z., Rouabhia K., Batisson I., Amblard C., 2017.** Isolation characterization and growth of locally isolated hydrocarbonoclastic marine bacteria (eastern Algerian coast). Environmental Monitoring and Assessment 189(2)
- Fendall, L.S., Sewell, M.A., 2009.** Contributing to marine pollution by washing your face: Microplastics in facial cleansers. Mar. Pollut. Bull. 58, 1225–1228. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.04.025>
- Ferreira, M., Moradas-Ferreira, P., Reis-Henriques, MA., 2005.** Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. Aquat Toxicol 71(1):39–48.
- Ferreira, P., Fonte, E., Soares, M.E., Carvalho, F., Guilhermino, L., 2016.** Effects of multi- stressors on juveniles of the marine fish *Pomatoschistus microps*: gold nanoparticles, microplastics and temperature. Aquat. Toxicol. 170, 89–103.
- Ferretti, F., Myers, R. A., Serena, F., and Lotze, H. K., 2008.** Loss of Large Predatory Sharks from the Mediterranean Sea: Large Sharks in the Mediterranean. Conserv. Biol. 22, 952–964. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00938.x.
- Fidalgo E Costa, P., Brotas, V., Cancela Da Fonseca, L., 2002.** Physical characterisation and microphytobenthos biomass of estuarine and lagoon environments of the Southwest coast of Portugal. Limnetica 21, 69–80.
- Fidalgo e Costa, P., Oliveira, R.F., Cancela da Fonseca, L., 2006.** Feeding ecology of *Nereis diversicolor* (O.F.Müller)(Annelida, Polychaeta) on estuarine and lagoon environments in the Southwest Coast of Portugal. Pan-Am. J. Aquat. Sci. 1, 114–126.
- Fidalgo e Costa, P., Sardá, R., Cancela da Fonseca, L., 1998.** LIFE CYCLE, GROWTH AND PRODUCTION OF THE POLYCHAETE *Nereis diversicolor* O.F. MULLER IN THREE LAGOONAL ESTUARINE SYSTEMS OF THE SOUTHWESTERN PORTUGUESE COAST (ODECEIXE, ALJEZUR AND CARRAPATEIRA). Ecologie 29.
- Filho, D., Tribess, T., Gáspari, C., Claudio, F., Torres, M., Magalhães, A., 2001.** Seasonal changes in antioxidant defenses of the digestive gland of the brown mussel (*Perna perna*). Aquaculture 203, 149–158.
- Finney D.J., 1971.** Probit analysis (3 rd edn) Cambridge University Press, London.
- Flammarion, P., Devaux, A., Nehls, S., Migeon, B., Noury, P., Garric, J., 2002. Multi-biomarker responses in fish from the Moselle River (France). Ecotoxicol. Environ. Saf. 51, 145–153.

- Fonte, E., Ferreira, P., Guilhermino, L., 2016.** Temperature rise and microplastics interact with the toxicity of the antibiotic cefalexin to juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*): Post-exposure predatory behaviour, acetylcholinesterase activity and lipid peroxidation. *Aquat. Toxicol.* 180, 173–185.
- Forbes V. E. et Forbes T. L., 1997.** *Ecotoxicologie - Théorie et applications*. Paris : INRA Editions. 256p.
- Forbes, V. E. and P. Calow., 2002.** Extrapolation in Ecological Risk Assessment: Balancing Pragmatism and Precaution in Chemical Controls Legislation: Extrapolation is a practical necessity in ecological risk assessment, but there is much room for improvement in the extrapolation process. *BioScience* 52:249-257.
- Forbes, V. E., P. Calow, V. Grimm, T. Hayashi, T. Jager, A. Palmqvist, R. Pastorok, D. Salvito, R. Sibly, and J. Spromberg., 2010.** Integrating population modeling into ecological risk assessment.
- Forstner, U., & Wittmann, G.T.W., 1979.** *Metal pollution in the aquatic environment*. Ed. Springer-Verlag, USA, 475 p.
- Fossi MC, Panti C, Guerranti C, Coppola D, Giannetti M, Marsili L, et al., 2012.** Are baleen whales exposed to the threat of microplastics? A case study of the Mediterranean fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Mar Pollut Bull* 64: 2374–2379.
- Fossi, M.C., D. Coppola, M. Baini, M. Giannetti, C. Guerranti, L. Marsili, C. Panti, E. de Sabata , S. Clò., 2014.** Large filter feeding marine organisms as indicators of microplastic in the pelagic environment: The case studies of the Mediterranean basking shark (*Cetorhinus maximus*) and fin whale (*Balaenoptera physalus*). *Marine Environmental Research*, 100, 17–24, doi : 10.1016/j.marenvres.2014.02.002. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0141113614000373>
- Freitas, R., Costa, E., Velez, C., Santos, J., Lima, A., Oliveira, C., Maria Rodrigues, A., Quintino, V., & Figueira, E., 2012.** Looking for suitable biomarkers in benthic macroinvertebrates inhabiting coastal areas with low metal contamination: Comparison between the bivalve *Cerastoderma edule* and the Polychaete *Diopatra neapolitana*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 75(1), 109–118. <https://doi.org/10.1016/J.ECOENV.2011.08.019>
- Frias, J.P.G.L., Sobral, P., Ferreira, A.M., 2010.** Organic pollutants in microplastics from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin* 60, 1988–1992.
- Gaillardet, J., Viers, J., and Dupré, B., 2003.** Trace elements in river waters. *Treatise Geochem.* 5, 605.
- Gaitán-Espitia, J. D., Quintero-Galvis, J. F., Mesas, A. & D'Elía, G., 2016.** Mitogenomics of southern hemisphere blue mussels (*Bivalvia : Pteriomorphia*) : In- sights

into the evolutionary characteristics of the *Mytilus edulis* complex. Scientific Reports, 6(April), 26853.

**Gall, S.C., Thompson, R.C., 2015.** The impact of debris on marine life. Mar. Pollut. Bull. 15, 170–179.

**Galloway, T.S., 2006.** Biomarkers in environmental and human health risk assessment. Mar. Pollut. Bull. 53, 606–613.

**Galván, K., Fleeger, J.W., Fry, B., 2008.** Stable isotope addition reveals dietary importance of phytoplankton and microphytobenthos to saltmarsh infauna. Mar. Ecol. Prog. Ser. 359, 37–49.

**Galván, K., Fleeger, J.W., Peterson, B., Drake, D., Deegan, L.A., Johnson, D.S., 2011.** Natural abundance stable isotopes and dual isotope tracer additions help to resolve resources supporting a saltmarsh food web. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 410, 1–11.

**Gasmi, H., Maamcha, O., Daas, T., Scaps, P., 2016.** First record of *Perinereis macropus* and *Perinereis cultrifera* ( Annelida , Polychaeta ) from rocky shores east Algeria , ( SW Mediterranean sea ) 4, 160–166.

**Gaston, G., 1987.** Benthic Polychaeta of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36. <https://doi.org/10.3354/meps036251>

**Gayral, P., 1975.** Les algues : morphologie, cytologie, reproduction, écologie. Paris : Doin, 1975. P 166.

**Geracitano L., Monserrat JM., Bianchini A., 2002.** Physiological and antioxidant enzyme responses to acute and chronic exposure of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) to copper. J Exp Mar Biol Ecol 2002; 277:145–56.

**Géret F., Serafim A., Barreira L. and Bebianno, M.J., 2002.** Response of antioxidant systems to copper in the gills of the clam *Ruditapes decussates*. Mar. Environ. Res, 54: 413-417.

**GESAMP, 2015.** Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: a global assessment. Rep. Stud. In: Kershaw, P.J. (Ed.), IMO/FAO/UNESCO-IOC/UNIDO/WMO/IAEA/-UN/UNEP/UNDP Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection, p. 96. GESAMP No. 90.

**GESAMP, 2017.** Sources, fate and effects of microplastics in the marine environment: part 2 of a global assessment.

**Ghedira J., Jebali J., Bouraoui Z., Banni M., Chouba L., Boussetta H., 2009.** Acute effects of chlorpyrifos-ethyl and secondary treated effluents on acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in *Carcinus maenas*. J Environ Sci 21(10):1467–1472. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62441-9](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62441-9)

- Giangrande, A., 1988.** Polychaete zonation and its relation to algal distribution down a vertical cliff in the western Mediterranean (Italy): a structural analysis. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 120, 263-276.
- Giangrande, A., 1990.** Distribution and reproduction of syllids (Annelida, Polychaeta) along a vertical cliff (West Mediterranean). *Oebalia*, 16, 69–85.
- Giangrande, A., Licciano, M., Musco, L., 2005.** Review. Polychaetes as environmental indicators revisited. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 1153–1162.
- Gibson G.R., Bowman M.L., Gerritsen J.O. & Snyder D., 2000.** Estuarine and coastal marine waters. bioassessment and biocriteria technical guidance EPA 822-B-00- 024US. Washington, DC7 Environmental Protection Agency, Office of Water, 296 pp.
- Gigault, J., H. El Hadri, S. Reynaud, E. Deniau, and B. Grassl., 2017.** Asymmetrical flow field flow fractionation methods to characterize submicron particles: Application to carbon-based aggregates and nanoplastics. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 409, 6761–6769, doi:10.1007/s00216-017-0629-7. <http://link.springer.com/10.1007/s00216-017-0629-7> (Accessed August 10, 2018).
- Gillet P. 2017.** Liste des annélides polychètes du Maroc. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, Section Sciences de la Vie, 39 : 19-26
- Gilman, E., F. Chopin, P. Suuronen, and B. Kuemlangan., 2016.** Abandoned, lost or otherwise discarded gillnets and trammel nets. *FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper (FAO)* eng no. 600, Goldstein,
- Gilroy, E.A.M., Klinck, J.S., Campbell, S.D., McInnis, R., Gillis, P.L., de Solla, S.R., 2014.** Toxicity and bioconcentration of the pharmaceutical's moxifloxacin, rosuvastatin, and drospirenone to the unionid mussel *Lampsilis siliquoidea*. *Sci. Total Environ.* 487, 537–544. doi: 10.1016/j.scitotenv.2014.03.051
- Glasby, C. J & T. Timm., 2008.** Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida) In freshwater. *Hydrobiologia* 595, 107-115.
- Glasby, C. J & T. Timm., 2008.** Global diversity of polychaetes (Polychaeta; Annelida)
- Glasby, C. J. & Al-Hakim, I., 2017.** History of collection and discovery of polychaetes (Annelida), including a bibliography, from the Indo-Malay-Philippines Archipelago and surrounding seas. *Raffles Bulletin of Zoology*
- Gobas, F.A.P.C., Wilcockson, J.B., Russell, R.W., Haffner, G.D., 1999.** Mechanism of biomagnification in fish under laboratory and field conditions. *Environ. Sci. Technol.* 33 (133), 141.
- Gobin J F, Warwick R M., 2006.** Geographical variation in species diversity: a comparison of marine polychaetes and nematodes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 330 (1): 234-244.

- Gochfeld, M., 1975.** Developmental Defects in Common Terns of Western Long Island, New York. *The Auk*, 92(1), 58–65. <https://doi.org/10.2307/4084417>
- Goerke H., 1971.** Die Ern.hrungsweise der Nereis arten (Polychaeta Nereidae) der deutschen Küsten. *Veröff Int Mersforsch Bremerh.*, 13 : 1-50.
- Goldberg, E.D., 1975.** The mussel watch - A first step in global marine monitoring. *Mar. Pollut. Bull.* 6, 111. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(75\)90271-4](https://doi.org/10.1016/0025-326X(75)90271-4)
- Goldberg, E.D., 1986.** The mussel watch concept. *Environ. Monit. Assess* 7, 91–103.
- Golding, D.W., 1987.** Brain-body interactions in nereis. deactivation of the cerebral neuroendocrine system by ganglion transplantation. *Int. J. Invertebr. Reprod. Dev.* 12. <https://doi.org/10.1080/01688170.1987.10510326>
- Golding, D.W., Yuwono, E., 1994.** Latent capacities for gametogenic cycling in the semelparous invertebrate Nereis. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 91. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.25.11777>
- Gonzalez, J.-L. and Chiffolleau, J.-F., 1999.** Le Cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire. *Quae*
- González-Soto, N., Hatfield, J., Katsumiti, A., Duroudier, N., Lacave, J. M., Bilbao, E., Orbea, A., Navarro, E., & Cajaraville, M. P., 2019.** Impacts of dietary exposure to different sized polystyrene microplastics alone and with sorbed benzo[a]pyrene on biomarkers and whole organism responses in mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Science of the Total Environment*, 684, 548–566. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.161>
- Gope, M., Masto, R. E., George, J., & Balachandran, S., 2018.** Exposure and cancer risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the street dust of Asansol city, India. *Sustainable Cities and Society*, 38, 616–626. <https://doi.org/10.1016/J.SCS.2018.01.006>
- Gosling, E. e., 1992.** The mussel *Mytilus*: ecology, physiology, genetics and culture.
- Gouin, T., N. Roche, R. Lohmann, and G. Hodges., 2011.** A Thermodynamic Approach for Assessing the Environmental Exposure of Chemicals Absorbed to Microplastic. *Environ. Sci. Technol.*, 45, 1466–1472, doi :10.1021/es1032025. <http://dx.doi.org/10.1021/es1032025>
- Graham, E.R., Thompson, J.T., 2009.** Deposit- and suspension-feeding sea cucumbers (Echinodermata) ingest plastic fragments. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 368, 22–29.
- Grelon, D., 2001.** Ecologie et éthologie de *Paralvinella sulfincola*, polychète des sources hydrothermales profondes du Pacifique nord-est. MSc thesis in Oceanography. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec, Canada. 99 pp.
- Grübe E., 1840.** Actinien, Echinodermen und Würmer des Adriatischen und Mittelmeers. *J.H.Bon, Königsberg*, 92 p. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/40483>

- 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
- Guemouda M., 2015.** Impact de la pollution par les hydrocarbures sur *Perinereis cultrifera* (Annélides, Polychètes) dans le littoral Est-Algérien. Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Biologie, Université Badji Mokhtar-Annaba-, 282 p.
- Guemouda, M., Meghlaoui, Z., Daas, T., Daas-Maamcha, O., Scaps, P., 2014.** Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Ann. Biol. Res.* 5, 31–40.
- Guilhermino, L., Lopes, M.C., Carvalho, A.P., Soares, A.M.V.M., 1996.** Acetylcholinesterase activity in juveniles of *Daphnia magna* Straus. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 57, 979–985.
- Guilhermino, L., Vieira, L.R., Ribeiro, D., Tavares, A.S., Cardoso, V., Alves, A., Almeida, J.M., 2018.** Uptake and effects of the antimicrobial florfenicol, microplastics and their mixtures on freshwater exotic invasive bivalve *Corbicula fluminea*. *Sci. Total Environ.* 622–623, 1131–1142. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.020>
- Gupta, H., 2018.** PAH determination in effluent and sludge samples of paper industry. *Environmental Technology and Innovation*, 9. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2017.11.009>
- 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.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., et al., 2015.** Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nat. Commun.* 6, 7615. doi:10.1038/ncomms8615.
- Hamer HM, Jonkers D, Venema K, Vanhoutvin S, Troost FJ, Brummer R-J., 2008.** Review article: the role of butyrate on colonic function. *Aliment Pharmacol Ther* 27: 104–119.
- Hammerschlag, N., Schmitz, O. J., Flecker, A. S., Lafferty, K. D., Sih, A., Atwood, T. B., et al., 2019.** Ecosystem Function and Services of Aquatic Predators in the Anthropocene. *Trends Ecol. Evol.* 34, 369–383. doi: 10.1016/j.tree.2019.01.005.
- Hamza-Chaffai, A., Roméo, M., Gnassia-Barelli, A., El Abed, A., 1998.** Effect of copper and lindane on some biomarkers measured in the clam *Ruditapes decussatus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 61, 397–404. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2004.11.006>
- Hansen, K., Kristensen, E., 1998.** The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 231. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00070-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00070-7)

- Harmelin, J.G., 1969.** Contribution à l'étude de l'endofaune des prairies d' *Halophila stipulacea* de Méditerranée Orientale. I.- Annélides Polychètes. Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume, Bulletin, 45 (61): 305-316.
- Harper J.L. & Hawkworth D.L., 1994.** Biodiversity: measurement and estimation preface. Philosophica Transactions of the Royal Society of London, 345: 5-12.
- Hartman O., 1966.** Polychaeta errantia of antarctica. Antarctic Research Series 7: 1–158.
- Hartman, O., 1959.** Capitellidae and Nereidae (marine annelids) from the gulf side of Florida, with a review of freshwater Nereidae. Bulletin of Marine Science of the Gulf and Carribean, 9, 153–168.
- Hartman, O., 1944.** Polychaetaetous annelids.Pt.5. Eunieea. Allan Hancock Pacific Exped., Vol 10.,1:1-238.
- 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.
- Henry, B.A., Jenkins, G.P., 1995.** The impact of predation by the girdled goby, *Nesogobius* sp. 1, on abundances of meiofauna and small macrofauna 191, 223–238.
- Herpin L., 1925.** Recherches biologiques sur la reproduction et le développement de quelques annélides polychètes. Bull. Soc. Sc. Nat. Ouest. Fr., 4 : 1-250.
- Hiddink, J.G., Ter Hofstede, R., Wolff, W.J., 2002.** Predation of intertidal infauna on juveniles of the bivalve *Macoma balthica*. J. Sea Res. 47, 141–159.
- Hochachka, P.W., Somero, G.N., 1984.** Biochemical Adaptation Princeton University Press, Princeton.
- Hommen, U., J. M. Baveco, N. Galic, and P. J. van den Brink. 2010.** Potential application of ecological models in the European environmental risk assessment of chemicals I: Review of protection goals in EU directives and regulations. Integrated Environmental Assessment and Management 6:325-337.<https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000225>
- Huppertz W. et Meissner H., 1987.** Effect of the temperature and Salt Content of Sea Water on the Corrosion Behaviour of Aluminium. Worst-off und Korrosion, vol. 38, 709-710.
- Huston, M. A., 1999.** Local Processes and Regional Patterns: Appropriate Scales for Understanding Variation in the Diversity of Plants and Animals. Oikos, 86(3), 393–401. <https://doi.org/10.2307/3546645>
- Hutchings P., 1998.** Biodiversity and functioning of polychaete in benthic sediments. Biodiversity and conservation, 7: 1133-1145.

**IARC., 2010.** (International Agency for Research on Cancer), Some non-heterocyclic polycyclic aromatic hydrocarbons and some related exposures, Monogr Eval Carcinog Risks Hum 92 (2010) 765–771.

**Ikram Naifar, Fernando Pereira, Raja Zmemla, Moncef Bouaziz, Boubaker Elleuch, et al., 2018.** Spatial distribution and contamination assessment of heavy metals in marine sediments of the southern coast of Sfax, Gabes Gulf, Tunisia. *Marine Pollution Bulletin*, Elsevier, 2018, 131 (Part A), pp.53 à 62. {10.1016/j.marpolbul.2018.03.048}. {hal-01765167}

**Imhof, H.K., Sigl, R., Brauer, E., Feyl, S., Giesemann, P., Klink, S., Leupolz, K., Lfoder, M.G.J., Lfeschel, L.A., Missun, J., Muszynski, S., Ramsperger, A.F.R.M., Schrank, I., Speck, S., Steibl, S., Trotter, B., Winter, I., Laforsch, C., 2017.** Spatial and temporal variation of macro-, meso- and microplastic abundance on a remote coral island of the Maldives, Indian Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 116, 340e347

**Ioakeimidis, C., G. Papatheodorou, G. Fermeli, N. Streftaris, and E. Papathanassiou., 2015.** Use of ROV for assessing marine litter on the seafloor of Saronikos Gulf (Greece): A way to fill data gaps and deliver environmental education. *SpringerPlus*, 4, 463, doi:10.1186/s40064-015-1248-4. <http://www.springerplus.com/content/4/1/463/abstract>

**IPBES., 2016.** The methodological assessment report on scenarios and models of biodiversity and ecosystem services. S. Ferrier, K. N. Ninan, P. Leadley, R. Alkemade, L. A. Acosta, H. R. Akçakaya, L. Brotons, W. W. L. Cheung, V. Christensen, K. A. Harhash, J. Kabubo-Mariara, C. Lundquist, M. Obersteiner, H. M. Pereira, G. Peterson, R. Pichs-Madruga, N. Ravindranath, C. Rondinini and B. A. Wintle (eds.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 348 pages. Available at: [https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/2016.methodological\\_assessment\\_repo rt\\_scenarios\\_models.pdf](https://www.ipbes.net/sites/default/files/downloads/pdf/2016.methodological_assessment_repo rt_scenarios_models.pdf).

**J. Masih, A. Masih, A. Kulshrestha, R. Singhvi, A. Taneja., 2010.** *J Hazard Mater* 177 (2010) 190–198.

**J. Masih, R. Singhvi, K. Kumar, V.K. Jain, A. Taneja., 2012.** *Aerosol Air Qual Res* 12 (2012) 515–525.

**Jambeck, J. R., Geyer, R., Wilcox, C., Siegler, T. R., Perryman, M., Andrady, A., et al., 2015.** Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science* 347, 768–771. doi:10.1126/science.1260352.

**Jebali J., Banni M., Guerbej H., Almeida EA., Bannaoui A., Boussetta H., 2006.** Effects of malathion and cadmium on acetylcholinesterase activity and metallothionein levels in the fish *Seriola dumerilli*. *Fish Physiol Biochem* 32(1):93–98.

**Jernelöv A., 2018.** Environmental Effects of Terrestrial Oil Spills. *Encycl. Anthropol.* Vol. 1. 323-335.

- Jones, K. R., Klein, C. J., Halpern, B. S., Venter, O., Grantham, H., Kuempel, C. D., et al., 2018.** The Location and Protection Status of Earth's Diminishing Marine Wilderness. *Curr. Biol.* 28, 2506-2512.e3. doi: 10.1016/j.cub.2018.06.010.
- JORA., 2006.** Journal Officiel de la République Algérienne). Normes de valeurs limites des paramètres de rejet dans un milieu récepteur, Algérie.
- Jørgensen, A., Anders, M.B., Giessing, L., Rasmussen, J., Andersen, O., 2008.** Biotransformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in marine polychaetes. *Mar. Environ. Res.* 65, 171–186.
- Juhel, G., Bayen, S., Goh, C., Lee, W.K., Kelly, B.C., 2017.** Use of a suite of biomarkers to assess the effects of carbamazepine, bisphenol A, atrazine and their mixture on green mussels, *Perna viridis*. *Environ. Toxicol. Chem.* 36 (2), 429–441.
- Jumars, P. A., Dorgan, K. M. & Lindsay, S. M., 2015.** Diet of worms emended: an update of polychaete feeding guilds. *Annual Review of Marine Science*, 7, 497-520.
- Kang, J.-H., O. Y. Kwon, K.-W. Lee, Y. K. Song, and W. J. Shim., 2015.** Marine neustonic microplastics around the southeastern coast of Korea. *Marine Pollution Bulletin*, 96, 304–312, doi: 10.1016/j.marpolbul.2015.04.054. <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X15002568>
- Kedzierski, M., V. Le Tilly, G. César, O. Sire, and S. Bruzaud., 2017.** Efficient microplastics extraction from sand. A cost-effective methodology based on sodium iodide recycling. *Marine Pollution Bulletin*, 115, 120–129, doi: 10.1016/j.marpolbul.2016.12.002. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X16309882>
- Kehal, M., Mennour, A., Reinert, L., Fuzellier, H., 2004.** Heavy metals in water of the Skikda Bay. *Environmental Technology*, 25 : 1059-1065.
- Khammar H., 2007.** Caractères chimiques des effluents urbains introduits au littoral d'Annaba. Mémoire de Magister. Université d'Annaba, 49p.
- Khan, S., Nuggeoda, D., 2007.** Sensitivity of juvenile freshwater crayfish *Cherax destructor* (Decapoda: Parastacidae) to trace metals. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 68 (3), 463–469.
- 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.
- Khelil, F.Z., 2007.** Evaluation de la contamination bactérienne de l'eau de mer et d'un mollusque de moule *M. galloprovincialis* pêché du port d'Oran. 57 p.
- Kienzler, A., Bopp, S. K., van der Linden, S., Berggren, E., & Worth, A., 2016.** Regulatory assessment of chemical mixtures: Requirements, current approaches and future

perspectives. In *Regulatory Toxicology and Pharmacology* (Vol. 80). <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2016.05.020>

**Kinberg P., 1866.** A variation in another anthropochorous species of the oriental earthworm genus. *Bull. Tall Timbers Res. Sin.*, No. 13: 18-44.

**Kramer, K.J.M., Botterweg, J., 1991.** Aquatic biological early warning systems: an overview. In: Jeffrey, D.W., Madden, B., (Eds.), « bioindicators and environmental management », Academic Press, London, pp 95–126.

**Labrune C, Grémare A, Amouroux J M, Sardá R, Gil J, Taboada, S., 2007.** Assessment of soft-bottom polychaete assemblages in the Gulf of Lions (NW Mediterranean) based on a mesoscale survey. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 71 (1-2) : 133-147.

**Lagadic L, Caquet T, Amiard JC., 1997.** Biomarqueurs en écotoxicologie : principes et définitions. Dans : Lagadic L, Caquet T, Amiard JC, Ramade F (eds). *Biomarqueurs en écotoxicologie. Aspects fondamentaux*. Masson. Paris. 1-9

**Laglbauer, B. J., R. M. Franco-Santos, M. Andreu-Cazenave, L. Brunelli, M. Papadatou, A. Palatinus, M. Grego, and T. Deprez., 2014.** Macrodebris and microplastics from beaches in Slovenia. *Marine Pollution Bulletin*, 89, 356–366, doi: 10.1016/j.marpolbul.2014.09.036.  
<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X14006456>

**Lamarck, J. B. D., 1819.** *Histoire naturelle des animaux sans vertèbres*. Belin, Paris, 6, 343.

**Larba R & Soltani N., 2013.** Diversity of the terrestrial gastropods in the Northeast Algeria: Spatial and temporal distribution. *European journal of experimental biology*, 3(4): 209-215.

**Last, K.S., Olive, P.J.W., 1999.** Photoperiodic control of growth and segment proliferation by *Nereis* (Neanthes) *virens* in relation to state of maturity and season. *Mar. Biol.* 134. <https://doi.org/10.1007/s002270050537>

**Laubier, L. & Ramos, J., 1973.** Paraonidae (Polychètes sédentaires) de Méditerranée. *Bulletin du Muséum d'Histoire Naturelle, France*, 113, 1097–1148.

**Laubier, L., 1966.** Sur quelques Annélides Polychètes de la région de Beyrouth. *Miscellaneous Papers in the Natural Sciences, American University of Beirut*, 5, 9-23

**Law KL., 2017.** Plastics in the Marine Environment. *Annu Rev Mar Sci* 9: 205–229.

**Le Gall, P., 1969.** Etude des moulires normandes : renouvellement, cycle, croissance. These, Université de Caen.

**Lejeusne, C., Chevaldonné, P., Pergent-Martini, C., Boudouresque, C. F., and Pérez, T., 2010.** Climate change effects on a miniature ocean: the highly diverse, highly impacted Mediterranean Sea. *Trends Ecol. Evol.* 25, 250–260. doi: 10.1016/j.tree.2009.10.009.

- Lepom, P., Brown, B., Hanke, G., Loos, R., Quevauviller, P., and Wollgast, J., 2009.** Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive. *J. Chromatogr. A* 1216, 302–315. doi: 10.1016/j.chroma.2008.06.017.
- Leslie, H.A., 2014.** Review of Microplastics in Cosmetics.
- Levin, L.A., Neira, C., Grosholz, E.D., 2006.** Invasive cordgrass modifies wetland trophic function. *Ecology* 87, 419–432
- Libralato, G., Minetto, D., Totaro, S., Mičetić, I., Pigozzo, A., Sabbioni, E., Marcomini, A., Volpi Ghirardini, A., 2013.** Embryotoxicity of TiO<sub>2</sub> nanoparticles to *Mytilus galloprovincialis* (Lmk). *Mar. Environ. Res.* 92, 71–78.
- Lima, I., Moreira, S.M., Osten, J.R.-V., Soares, A.M.V.M., Guilhermino, L., 2007.** Biochemical responses of the marine mussel *Mytilus galloprovincialis* to petrochemical environmental contamination along the North-western coast of Portugal. *Chemosphere* 66, 1230–1242.
- Liu, L., D. Shawki, A. Voulgarakis, M. Kasoar, B.H. Samset, G. Myhre, P.M. Forster, Ø. Hodnebrog, J. Sillmann, S.G. Aalbergsjø, O. Boucher, G. Faluvegi, T. Iversen, A. Kirkevåg, J.-F. Lamarque, D. Olivié, T. Richardson, D. Shindell, and T. Takemura., 2018.** A PDRMIP multi-model study on the impacts of regional aerosol forcings on global and regional precipitation. *J. Climate*, 31, no. 11, 4429–4447, doi:10.1175/JCLI-D-17-0439.1.
- Lopez-Barea, J., Pueyo, C., 1998.** Mutagen content and métabolic activation of promutagens by molluscs as biomarkers of marine pollution. *Mutat. Res-Fund. Mol. M.* 399, 3–15.
- Lotze, H. K., and Worm, B., 2009.** Historical baselines for large marine animals. *Trends Ecol. Evol.* 24, 254– 262. doi: 10.1016/j.tree.2008.12.004.
- Lotze, H. K., Lenihan, H. S., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R. G., Kay, M. C., et al., 2006.** Depletion, Degradation, and Recovery Potential of Estuaries and Coastal Seas. *Science* 312, 1806–1809. Doi :10.1126/science.1128035.
- Lu, K., Qiao, R., An, H., & Zhang, Y., 2018.** Influence of microplastics on the accumulation and chronic toxic effects of cadmium in zebrafish (*Danio rerio*). *Chemosphere*, 202, 514–520. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.145>
- Lubet, P., 1973.** Exposé synoptique des données biologiques sur la moule *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck 1819), Synop. F.A.O. pêche, Volume 88.
- Lubet, P., 1959.** Recherche sur le cycle sexuel et l'émission des gamètes chez les Mytilidés et les Pectinidés. *Rev. Trav. Inst. Pêches Marit*, 23 (4). 548 p.

- Lubet, P., 1963.** “Physiologie des moules”. Bull. Soc. Sci. Vét. Med. Comp. Lyon, 65, 1, pp 31?62.
- Lubet, P., 1981.** Action de la température sur le cycle de reproduction des lamellibranches. Extrait Bull. Soc. Zool. France, 106, 3, pp 283-291.
- Lubet, P., Aloui, N., 1987.** Limites létales thermiques et action de la température sur la gamétogénèse et l’activité neurosécrétoire chez la moule (*Mytilus eduliss* et *Mytilus galloprovincialis*), Mollusques bivalves. Haliotis, 16. pp 309?316.
- Lucas, F., Bertru, G., 1997.** Bacteriolysis in the gut of *Nereis diversicolor* (O.F. Muller) and effect of the diet. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 215. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00051-8)
- Luis, L.G., Ferreira, P., Fonte, E., Oliveira, M., Guilhermino, L., 2015.** Does the presence of microplastics influence the acute toxicity of chromium (VI) to early juveniles of the common goby (*Pomatoschistus microps*)? A study with juveniles from two wild estuarine populations. Aquat. Toxicol. 164, 163–174.
- Lusher, A., Hollman, P., Mendozal, J., 2017.** Microplastics in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 615. <https://doi.org/978-92-5-109882-0>
- M.J. Suess., 1976.** Sci Total Environ 6 (1976) 239–250. K. Ravindra, R. Sokhi, R.V. Grieken, Atmos Environ 42 (2008) 2895–2921.
- Machreki-Ajmi, M., Hamza-Chaffai, A., 2008.** Assessment of sediment/water contamination by in vivo transplantation of the cockles *Cerastoderma glaucum* from a non-contaminated to a contaminated area by cadmium. Ecotoxicology 17, 802–810.
- Mackie A.S.Y., Parmiter C. & Tong L.K.Y., 1997.** Distribution and diversity of Polychaeta in the southern Irish Sea. Bulletin Marine SCI, 60, 467–481.
- Mackintosh, C.E., Maldonado, J., Hongwu, J., Hoover, N., Chong, A., Ikonomou, M., Gobas, F.A.P.C., 2004.** Distribution of phthalate esters in a marine aquatic food web: comparison to polychlorinated biphenyls. Environ. Sci. Technol. 38, 2011– 2020.
- Madoni, P., Romeo, M.G., 2006.** Acute toxicity of heavy metals towards freshwater ciliated protists. Environ. Pollut. 141 (1), 1–7.
- Magalhães, F., Cancela da Fonseca, L., Bernardo, J.M., Costa, A.M., Moita, I., Franco, J.E. & Duarte, P., 1987.** Physical characterisation of the Odeceixe, Aljezur and Carrapateira lagunary systems (SW Portugal). Limnetica, 3: 211-218.
- Magnusson, K., Ekelund, R., Grabic, R., Bergqvist, P.A., 2006.** Bioaccumulation of PCB congeners in marine benthic infauna. Mar. Environ. Res. 61, 379–395.

- Mahanta MJ, Bhattacharyya KG., 2011.** Total concentrations, fractionation and mobility of heavy metals in soils of urban area of Guwahati, India. *Environ Monit Asses* 173:221–240
- Maktoof, A.A., ALkhafaji, B.Y., and Al- Janabi, Z.Z., 2014.** Evaluation of Total Hydrocarbons Levels and Traces Metals in Water and Sediment from Main Outfall Drain in Al-Nasiriya City/Southern Iraq. *Scientific Research*, 5(13):795-803.
- Marbà, N., Díaz-Almela, E., and Duarte, C. M., 2014.** Mediterranean seagrass (*Posidonia oceanica*) loss between 1842 and 2009. *Biol. Conserv.* 176, 183–190. doi: 10.1016/j.biocon.2014.05.024.
- Marbà, N., Jorda, G., Agusti, S., Girard, C., and Duarte, C. M., 2015.** Footprints of climate change on Mediterranean Sea biota. *Front. Mar. Sci.* 2. doi :10.3389/fmars.2015.00056.
- 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.
- Marcet A., Phil., 1919.** *Trans. Royal Society* n°206, p.161 (1919)
- Marigómez, I., Zorita, I., Izagirre, U., Ortiz-Zarragoitia, M., Navarro, P., Etxebarria, N., Orbea, A., Soto, M. & Cajaraville, M. P., 2013.** Combined use of native and caged mussels to assess biological effects of pollution through the integrative biomarker approach. *Aquatic Toxicology*, 136-137(April 2013), 32–48.
- Martin-Garin, O.S., 2004.** Fiche radionucléide. Cadmium 109 et environnement. Martino, M., Turner, A., Nimmo, M., and Millward, G. (2002). Resuspension, reactivity and recycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Mar. Chem.* 77, 171–186.
- Marzloff, M. P., Oliver, E. C. J., Barrett, N. S., Holbrook, N. J., James, L., Wotherspoon, S. J., et al., 2018.** Differential vulnerability to climate change yields novel deep-reef communities. *Nat. Clim. Change*, 1. doi:10.1038/s41558-018-0278-7.
- Mason, R. P., 2013.** *Trace Metals in Aquatic Systems*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK doi: 10.1002/9781118274576.
- Masson, S., Desrosiers, G., Retiere, C., 1995.** Periodicite d'alimentation du polychete *Nereis diversicolor* (O.F. Muller) selon les changements de la maree. *Ecoscience* 2. <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682264>
- May R.M., 1994.** Conceptual aspects of the quantification of the extent of biological diversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 345, 13-30.
- McCauley, D. J., Pinsky, M. L., Palumbi, S. R., Estes, J. A., Joyce, F. H., and Warner, R. R., 2015.** Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science* 347, 1255641. doi:10.1126/science.1255641.

- McDonald, P., Henderson, A. R. & Heron, S. J. E., 1991.** The biochemistry of silage. Chalcombe Publications, London.
- McIntosh, W.C., 1907.** On the reproduction of *Nereis diversicolor*. *Annals and Magazine of Natural History*, 20: 176-185.
- McLachlan, A., 1996.** Physical factors in benthic ecology: Effects of changing sand particle size on beach fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131. <https://doi.org/10.3354/meps131205>
- Meade, L. E., Riva, M., Blomberg, M. Z., Brock, A. K., Qualters, E. M., Siejack, R. A., Ramakrishnan, K., Surratt, J. D., & Kautzman, K. E., 2016.** Seasonal variations of fine particulate organosulfates derived from biogenic and anthropogenic hydrocarbons in the mid-Atlantic United States. *Atmospheric Environment*, 145, 405–414. <https://doi.org/10.1016/J.ATMOENV.2016.09.028>
- Meadows, D. H., Meadows, D. L., Randers, J., & Behrens, W., 1972.** The limits to growth Universe Books. New York.
- Meadows, P.S., Tait, J., Hussain, S.A., 1990.** Effects of estuarine infauna on sediment stability and particle sedimentation. *Hydrobiologia* 190. <https://doi.org/10.1007/BF00008194>
- Meghlaoui, Z, Messaouda, G., Meriem, S., Tarek, D., Ouided, M., Patrick, S., 2015(b).** Effect of oil pollution on polychaete annelids in the Algerian East coast. *J. Entomol. Zool. Stud.* 3, 339–343.
- Meghlaoui, Zoubeida, Daas, T., Snani, M., Daas-Maamcha, O., Scaps, P., 2015(a).** Annual variations of the presence of Nereididae (Annelida: Polychaeta) from intertidal rocky shores along the east coast of Algeria. *Check List* 11. <https://doi.org/10.15560/11.6.1808>
- Merad I, Bellenger S, Hichami A, Khan NA, Soltani N., 2017.** Effect of cadmium exposure on essential omega-3 fatty acids in the edible bivalve *Donax trunculus*. *Environ Sci Pollut Res* 25 :18242– 18250. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9031-4>
- Merhaby D., Net S., Ouddane B., and Halwani J., 2015.** Characterization of organic pollution in sediment in Port of Tripoli-Lebanon: Study case. *Marine Pollution Bulletin.* 93, 284-293, 2015.
- Merhaby D., Rabodonirina S., Net S., Ouddane B., Halwani J., 2016.** Overview of POPs in Mediterranean Basin: Transport, Fate, Occurrence, and Distribution of POPs in Mediterranean countries.
- 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.

- Meybeck, M., 1987.** Global chemical weathering of surficial rocks estimated from river dissolved loads. *Am. J. Sci.* 287, 401–428.
- Micheli, F., Levin, N., Giakoumi, S., Katsanevakis, S., Abdulla, A., Coll, M., et al., 2013.** Setting Priorities for Regional Conservation Planning in the Mediterranean Sea. *PLOS ONE* 8, e59038. doi: 10.1371/journal.pone.0059038.
- Mikac, B., Musco, L., 2010.** Faunal and biogeographic analysis of Syllidae (Polychaeta) from Rovinj (Croatia, northern Adriatic Sea). *Scientia Marina*, 74, 353–370.
- Millennium Ecosystem Assessment., 2005.** Ecosystems and Human Well-being: Biological diversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.
- Minier, C., Levy, F., Rabel, D., Bocquene, G., Godefroy, D., Burgeot, T., Leboulenger, F., 2000.** Flounder health status in the Seine Bay. A multibiomarker study. *Mar. Environ. Res.* 50, 373–377.
- Minin, E. D., Brooks, T. M., Toivonen, T., Butchart, S. H. M., Heikinheimo, V., Watson, J. E. M., et al., 2019.** Identifying global centers of unsustainable commercial harvesting of species. *Sci. Adv.* 5, eaau2879. doi:10.1126/sciadv. aau2879.
- Miron, G., Desrosiers, G., Retière, C., 1992.** Organization of fighting in the polychaete *Nereis virens* (Sars) and the effects of the residency and orientation. *Behaviour* 121, 20–30.
- Miron, G., Desrosiers, G., Retière, C., Lambert, R., 1991.** Dispersion and prospecting behaviour of the polychaete *Nereis virens* (Sars) as a function of density. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 145, 65–77. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90006-I](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90006-I)
- 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.
- Mohandas, J., Marshall, J., Duggins, G., Horvath, J., Tiller, D., 1984.** Differential distribution of glutathione and glutathione related enzymes in rabbit kidney. Possible implications in analgesic nephropathy. *Biochem. Pharmacol.* 33, 1801–1807.
- Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD., 2008.** Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Front Ecol Environ* 6: 485–492.
- Monteiro, R.C.P., Ivar do Sul, J.A., Costa, M.F., 2018.** Plastic pollution in islands of the atlantic ocean. *Environ. Pollut.* 238, 103e110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.096>.
- Moore, C.J., 2008.** Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environ. Res.* 108, 131e139.
- Mouneyrac C, Amiard JC, Amiard-Triquet C, Cottier A, Rainbow PS, Smith BD., 2002.** Partitioning of accumulated trace metals in the talitrid amphipod crustacean *Orchestia*

gammarellus: a cautionary tale on the use of metallothionein-like proteins as biomarkers. *Aquat Toxicol* 57:225–242

**Mouneyrac C, Amiard JC, Amiard-Triquet C., 1998.** Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters *Crassostrea gigas* from a polluted estuary. *Mar Ecol Prog Ser* 162 :125- 135.

**Mouneyrac, C., Perrein-Ettajani, H., Amiard-Triquet, C., 2010.** Influence of anthropogenic stress on fitness and behaviour of a key-species of estuarine ecosystems, the ragworm *Nereis diversicolor*. *Environ. Pollut.* 158, 121–128.

**MPO, 2003.** Direction des politiques et des services économiques, Région du Golfe, « Profil de la moule bleue (*Mytilus edulis*) », pêche et Océans Canada., 59 p.

**Musco, L., 2012.** Ecology and diversity of Mediterranean hard- bottom Syllidae (Annelida): a community-level approach. *Marine Ecology Progress Series*, 461, 107-119.

**Musco, L., Mikac, B., Tataranni, M., Giangrande, A., Terlizzi, A., 2011.** The use of coarser taxonomy in the detection of long-term changes in polychaete assemblages. *Marine Environmental Research*, 71, 131-138.

**Naciri, M., 1998.** Dynamique d ' une population de moules, *Mytilus galloprovincialis* ( Lmk .), vivant sur la côte atlantique marocaine. *Bulletin de l'Institut Scientifique*, 21(1963), 43–50.

**Napper, I.E., Bakir, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., 2015.** Characterisation, quantity and sorptive properties of microplastics extracted from cosmetics. *Mar. Pollut. Bull.* 99, 178– 185. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.029>

**Napper, I.E., Thompson, R.C., 2016.** Release of synthetic microplastic plastic fibres from domestic washing machines: Effects of fabric type and washing conditions. *Mar. Pollut. Bull.* 112, 39–45. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.09.025>

**Narbonne, J.F., Aarab, N., Clérandeau, C., Daubèze, M., Narbonne, J., Champeau, O., Garrigues, P., 2005.** Scale of classification based on biochemical markers in mussels: Application to pollution monitoring in Mediterranean coasts and temporal trends. *Biomarkers* 10, 58–71.

**Neal MS, Zhu J, Foster WG., 2008.** Quantification of benzo[a]pyrene and other PAHs in the serum and follicular fluid of smokers versus non-smokers. *Reprod Toxicol.* 2008 Jan;25(1):100-6. doi: 10.1016/j.reprotox.2007.10.012. Epub 2007 Nov 1. PMID: 18065195.

**Nesto, N., Cassin, D., Da Ros, L., 2010.** Is the polychaete, *Perinereis rullieri* (Pilato 1974), a reliable indicator of PCB and PAH contaminants in coastal sediments? *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 73, 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.09.004>

- Net S., Dumoulin D., El-Osmani R., Delcourt V., Bigan M., Ouddane B., 2014.** Experimental design approach to the optimization of hydrocarbons extraction from the sediment: Method development and application. *Appl Geochem.*, 40, 126-134, 2014.
- Net S., El-Osmani R., Prygiel E., Rabodonirina S., Dumoulin D., Ouddane B., 2015.** Overview of persistent organic pollution in sediments from Northern France: Study case. *J. Geochem. Explor.* 148, 181- 188, 2015.
- Ni, Z., Wang, S., Wu, Y., & Pu, J., 2020.** Response of phosphorus fractionation in lake sediments to anthropogenic activities in China. *Science of The Total Environment*, 699, 134242. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2019.134242>
- Nicholson, F. A., Smith, S. R., Alloway, B. J., Carlton-Smith, C. and Chambers, B. J., 2003.** An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of The Total Environment* 311, 205–219. doi: 10.1016/S0048-9697(03)00139-6.
- Norèn, F., 2007.** Small plastic particles in Coastal Swedish waters . KIMO Sweden, N-Research.
- Norme AFNOR NT F.** Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO), 1975. 90-103.
- Nriagu, J.O., and Pacyna, J.M., 1988.** Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333, 134–139.
- Occhipinti-Ambrogi A., 2007.** Global change and marine communities: Alien species and climate change. *Marine Pollution Bulletin* 55: 342-352.
- Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., 2003.** Biological invasions as a component of global change in stressed marine ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, 46, 542–551.
- OECD, 2014.** OECD Guideline for the Testing of Chemicals. Guideline 211: *Daphnia magna* Reproduction Test, Adopted 2 October 2012. Organisation for Economic Co-operation and Development, France.
- Ogeleka, D.F., Edjere, O., Nwudu, A., Okieimen, F.E., 2016.** Ecological effects of oil spill on pelagic and bottom-dwelling organisms in the riverine areas of Odidi and Egwa in Warri, Delta State. *J. Ecol. Nat. Environ.* 8 (12), 201–211.
- Ohkawa, H., Ohishi, N., Yagi, K., 1979.** Assay for lipid peroxides in animal tissues by thio- barbituric acid reaction. *Anal. Biochem.* 95, 351–358.
- OIE.** Office International de l'eau, indicateur de qualité, REFEA. France. **2009.**
- Oikari, A., 2006.** Caging techniques for field exposures of fish to chemical. contaminants. *Aquat. Toxicol.* 78, 370–381. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.010>
- Olah George A., Molnar Arpad, Prakash G. K. Surya., 2003.** *Hydrocarbon Chemistry*, (3rd Ed.) 2 Volume Set.

- Oliva M., González de Canales ML., Gravato C., Guilhermino L., Perales JA., 2010.** Biochemical effects and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in Senegal sole (*Solea senegalensis*) from a Huelva estuary (SW Spain). *Ecotoxicol Environ Saf* 73(8):1842–1851. <https://doi.org/10.1016/j.ecoen.v.2010.08.035>
- Oliveira, M., Ribeiro, A., Hylland, K., Guilhermino, L., 2013.** Single and combined effects of microplastics and pyrene on juveniles (0+ group) of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Ecol. Indic.* 34, 641–647.
- Oliveira, P., Barboza, L. G. A., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, C., & Guilhermino, L., 2018.** Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164(August), 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.062>
- Oliveira, P., Barboza, L. G. A., Branco, V., Figueiredo, N., Carvalho, C., & Guilhermino, L., 2018.** Effects of microplastics and mercury in the freshwater bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Filtration rate, biochemical biomarkers and mercury bioconcentration. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164(August), 155–163. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.07.062>
- Olsgard F. & Somerfield P.J., 2000.** Surrogates in marine benthic investigations- which taxonomic unit to target? *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*, 7:25-42.
- Olsgard F., Brattegard T. & Holthe T., 2003.** Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicator groups. *Biodiversity and conservation*, 12: 1033-1049.
- Olsgard, F., Brattegard, T., Holthe, T., 2003.** Polychaetes as surrogates for marine biodiversity: lower taxonomic resolution and indicators groups. *Biodivers. Conserv.* 12, 1033–1049.
- Omena, E.P. & Amaral, A.C.Z., 2000.** Population dynamics and secondary production of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta). *Bulletin of Marine Science*, 67, 421–431.
- Orani, A.M., Barats, A., Vassileva, E., Thomas, O.P., 2018.** Marine sponges as a powerful tool for trace elements biomonitoring studies in coastal environment. *Mar. Pollut. Bull.* 131, 633–645. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.04.073>
- Ouellette, D., Desrosiers, G., Gagne, J., Gilbert, F., Poggiale, J., Blier, P.U., Stora, G., 2004.** Effects of temperature on in vitro sediment reworking processes by a gallery biodiffusor, the polychaete *Neanthes virens* 266, 185–193.
- 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.

- Pacheco, A., Martins, A., Guilhermino, L., 2018.** Toxicological interactions induced by chronic exposure to gold nanoparticles and microplastics mixtures in *Daphnia magna*. *Sci. Total Environ.* 628–629, 474–483.
- Pacyna, J. M. and Pacyna, E. G., 2001.** An assessment of global and regional emissions of trace metals to the atmosphere from anthropogenic sources worldwide. *Environmental Reviews* 9, 269–298. doi: 10.1139/a01-012.
- Pan, K. and Wang, W.-X., 2012.** Trace metal contamination in estuarine and coastal environments in China. *Science of The Total Environment* 421–422, 3–16. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.03.013.
- 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. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 70(4). <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.033>
- Paramor, O.A.L., Hughes, R.G., 2004.** The effects of bioturbation and herbivory by the polychaete *Nereis diversicolor* on loss of saltmarsh in south-east England. *J. Appl. Ecol.* 41, 449–463.
- Paramor, O.A.L., Hughes, R.G., 2005.** Effects of invertebrate infauna on early saltmarsh plant colonisation of managed realignment areas in south-east England. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 303, 61–71.
- Paramor, O.A.L., Hughes, R.G., 2007.** Restriction of *Spartina anglica* (C.E. Hubbard) marsh development by the infaunal polychaete *Nereis diversicolor* (O.F. Müller). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71, 202–209.
- Paredes, E., Perez, S., Rodil, R., Quintana, J.B., Beiras, R., 2013.** Ecotoxicological evaluation of four UV filters using marine organisms from different trophic levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata*.
- Paul-Pont, I., Lacroix, C., Fernández, C.G., Hégaret, H., Lambert, C., Le Goïc, N., Frere, L., Cassone, A.L., Sussarellu, R., Fabioux, C., Guyomarch, J., Albentosa, M., Huvet, A., Soudant, P., 2016.** Exposure of marine mussels *Mytilus* spp. to polystyrene microplastics: toxicity and influence on fluoranthene bioaccumulation. *Environ. Pollut.* 216, 724–737
- Peakall, D.B., Shugart, L.R., 1993.** Biomarkers: Research and Application in the Assessment of Environmental Health. NATO ASI Series, Ser H: Cell Biology, Vol 68. Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Pedrotti ML, Petit S, Elineau A, Bruzaud S, Crebassa JC, Dumontet B, et al., 2016.** Changes in the floating plastic pollution of the mediterranean sea in relation to the distance to land. *PLoS One* 11: 1–14.

- Peña-Llopis S., Ferrando MD., Peña JB., 2003.** Fish tolerance to organophosphate-induced oxidative stress is dependent on the glutathione metabolism and enhanced by N-acetylcysteine. *Aquat Toxicol* 65(4):337–360. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(03\)00148-6](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(03)00148-6)
- Pereira, J. L. ; Branco, L. H., 2006.** Influência do nitrato e fosfato no crescimento de *Schizomeris leibleinii* Kützing (Chaetophorales, Chlorophyta). *Acta Botanica Brasilica*, v. 21, n. 1, p. 155-162. 2006.
- Peteiro, L.G., Babarro, J.M.F., Labarta, U., Fernández-Reiriz, M.J., 2006.** Growth of *Mytilus galloprovincialis* after the Prestige oil spill. *ICES J. Mar. Sci.* 63. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.03.010>
- Pettibone M.H., 1963.** Marine polychaete worms of the New England region. Part 1. *Bull. u.s. Nat. Mus.*, 227: 1-356.
- Philippart, C.J.M., Beukema, J.J., Cadée, G.C., Dekker, R., Goedhart, P.W., Van Iperen, J.M., Leopold, M.F., Herman, P.M.J., 2007.** Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9006-7>
- Pimm, S. L., Russell, G. J., Gittleman, J. L., and Brooks, T. M., 1995.** The Future of Biodiversity. *Science* 269, 347–350. doi:10.1126/science.269.5222.347.
- Pittura, L., Avio, C.G., Giuliani, M.E., d'Errico, G., Keiter, S.H., Cormier, B., Gorbi, S., Regoli, F., 2018.** Microplastics as vehicles of environmental PAHs to marine organisms: combined chemical and physical hazards to the Mediterranean mussels, *Mytilus galloprovincialis*. *Front. Mar. Sci.* 5, 103. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00103>.
- Plastics Europe (2013).** Plastics—the facts 2013: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Available: [www.plasticseurope.de/cust/documentrequest.aspx?DocID559179](http://www.plasticseurope.de/cust/documentrequest.aspx?DocID559179).
- PlasticsEurope., 2018.** Plastics -The facts 2018: An analysis of European latest plastics production, demand and waste data. Available: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.015> facts 2018 1–57.
- PNUE., 2002.** Substances chimiques. Mediterranean Regional Report. Regionally based assessment of persistent toxic substances [Rapport régional pour la Méditerranée. Évaluation régionale des substances toxiques persistantes], (2002) p. 148.
- PNUE., 2007.** Convention sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée et ses protocoles, éd. Programme des Nations Unies pour l'environnement (Grèce). 175 p.
- Polidoro, BA, Ralph, GM, Strongin, K, et al., 2017.** The status of marine biodiversity in the Eastern Central Atlantic (West and Central Africa). *Aquatic Conserv: Mar Freshw Ecosyst.* 2017; 27: 1021– 1034. <https://doi.org/10.1002/aqc.2744>
- Pomiès, M., Chiubert, J. M. and Coquery, M., 2009.** Devenir des métaux au sein des stations d'épuration - Analyse d'une base de données spécifique.

- Porchet M., 1996.** Transitions écologiques chez les annélides. Bull. Soc. Zool., Fr., 121 (2): 223- 229.
- Pruell, R. J., Lake, J. L., Davis, W. R. & Quinn, J. G., 1986.** Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to environmentally contaminated sediment. Marine Biology, 91(4), 497–507.
- Rabhi L, Lemou A, Cecinato A, Balducci C, Cherifi N, Ladjji R, Yassaa N., 2018.** Polycyclic aromatic hydrocarbons, phthalates, parabens and other environmental contaminants in dust and suspended particulates of Algiers, Algeria. Environ Sci Pollut Res Int. 2018 Aug ;25(24) :24253-24265. doi: 10.1007/s11356-018-2496-y. Epub 2018 Jun 13. PMID : 29948708.
- Ramade F., 1992.** Précis d'écotoxicologie. Ed. Paris. 300p.
- Ramade, F., 2007.** Introduction à l'écotoxicologie : Fondements et applications. Lavoisier.
- Ramdani, M., Mahcene, H.R., Daas, T., Denis, F., 2020.** Effects of environmental stress on the growth and the reproduction of *Perinereis cultrifera* (Annelida Polychaeta) from the eastern coasts of Algeria. Biodivers. J. 11, 505–526. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2020.11.2.505.526>
- Ramsar Convention on Wetlands (2018).** Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Reish D.J., 1954.** The life history and ecology of the polychaetous annelid *Nereis grubei* (Kingberg). Allan Hancock Found Publ. Occas. Paper 14: 1-75
- Reiss H. & Kröncke I., 2005.** Seasonal variability of benthic indices: An approach to test the applicability of different indices for ecosystem quality assessment. Marine Pollution Bulletin, 50, 1490–1499.
- Reisser J, Shaw J, Hallegraeff G, Proietti M, Barnes DKA, Thums M, et al., 2014.** Millimeter-sized marine plastics: A new pelagic habitat for microorganisms and invertebrates. PLoS One 9: 1–11
- Retière, C. & Richoux, P., 1973.** Ecologie des polychètes des lithoclastes intertidales. Cahiers de Biologie Marine, 14 : 39-55.
- Ribeiro, F., Garcia, A.R., Pereira, B.P., Fonseca, M., Mestre, N.C., Fonseca, T.G., Ilharco, L.M., Bebianno, M.J., 2017.** Microplastics effects in *Scrobicularia plana*. Mar. Pollut. Bull. 122, 379–391.
- Ribolzi, O., Valles, V., Gomez, L. and Voltz, M., 2002.** Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. Environmental Pollution 117, 261–271. doi: 10.1016/S0269-7491(01)00274-3.
- Ricciardi, K.L., Poynton, H.C., Duphily, B.J., Blalock, B.J., Robinson, W.E., 2016.** Bioconcentration and depuration of (14)C-labeled 17 $\alpha$ -ethinyl estradiol and 4- nonylphenol

in individual organs of the marine bivalve *Mytilus edulis* L. *Environ. Toxicol. Chem.* 35, 863–873. doi:10.1002/etc.3137

**Riisgård, H. U., 1991.** Suspension feeding in the polychaete *Nereis diversicolor*. *Marine Ecology. Progress Series* 70: 29-37.

**Rios LM, Moore C, Jones PR., 2007.** Persistent organic pollutants carried by synthetic polymers in the ocean environment. *Mar Pollut Bull* 54: 1230–1237.

**Rittschof, D. & McClellan-Green, P., 2005.** Molluscs as multidisciplinary models in environment toxicology.

**Roberto, C., Giulia, L.M., Francesco, D., Aldo, V., Trifone, S., 2010.** Carbonic anhydrase activity in *Mytilus galloprovincialis* digestive gland: sensitivity to heavy metal exposure. *Comp. Biochem. Physiol. Part C Toxicol. Pharmacol.* 152, 241–247. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.04.011>.

**Rocha, T.L., Gomes, T., Durigon, E.G., Bebianno, M.J., 2016.** Subcellular partitioning kinetics, metallothionein response and oxidative damage in the marine mussel *Mytilus galloprovincialis* exposed to cadmium-based quantum dots. *Sci. Total Environ.* 554–555, 130–141. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.168>.

**Rochman CM, Browne MA, Underwood AJ, Van Franeker JA, Thompson RC, Amaral- Zettler LA., 2016.** The ecological impacts of marine debris: Unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology* 97: 302–312.

**Rochman CM, Browne MA, Underwood AJ, Van Franeker JA, Thompson RC, Amaral- Zettler LA., 2016.** The ecological impacts of marine debris: Unraveling the demonstrated evidence from what is perceived. *Ecology* 97: 302–312.

**Rochman CM, Hoh E, Kurobe T, Teh SJ., 2013.** Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Sci Rep* 3: 3263.

**Rochman, C. M., 2015.** The Complex Mixture, Fate and Toxicity of Chemicals Associated with Plastic Debris in the Marine Environment. *Marine Anthropogenic Litter*, M. Bergmann, L. Gutow, and M. Klages, Eds., Springer International Publishing, 117–140 [http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-16510-3\\_5](http://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-16510-3_5)

**Rochman, C.M., E. Hoh, T. Kurobe, and S. J. The., 2013.** Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. *Scientific reports*, 3, 3263.

**Roff, G., Brown, C. J., Priest, M. A., and Mumby, P. J., 2018.** Decline of coastal apex shark populations over the past half century. *Commun. Biol.* 1, 223. doi:10.1038/s42003-018-0233-1.

**Rogers AD, Sumaila UR, Hussain SS, Baulcomb C., 2014.** The high seas and us: understanding the value of high-seas ecosystems. *Global Ocean Commission*, Oxford.

- Romero, J., Martínez-Crego, B., Alcoverro, T., and Pérez, M., 2007.** A multivariate index based on the seagrass *Posidonia oceanica* (POMI) to assess ecological status of coastal waters under the water framework directive (WFD). *Mar. Pollut. Bull.* 55, 196–204. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.08.032.
- Rosenberg, R., Nilsson, H.C., Hollertz, K., Hellman, B., 1997.** Density-dependent migration in an *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodermata) infaunal population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159. <https://doi.org/10.3354/meps159121>
- Rouabah, A., P. Scaps., 2003.** P.S.Z.N:Mar. Ecol., 2003, 24, 85-99.
- Rouabah, A., Rouabah, L., Tahar, A., Scaps, P., 2008.** Variations in Paragnath Number of the Different Morphs of the Polychaete *Perinereis* Cf. *Cultrifera* in Relation to Geographical Location and Type of Reproduction 1, 19–26.
- Rouhi, A., Sif, J., Gillet, P. & Deutsch, L., 2008.** Reproduction and population dynamics of *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) from the Atlantic coast of El Jadida, Morocco. *Cah. Biol. Mar.*, 49, 151-160.
- Rouse G. & Pleijel F., 2001.** Polychaetes. Oxford University Press, 354pp, New York.
- Rouse G. W. & Fanchald, K., 1997.** Cladistics and polychaetes. 2001. Scr., this issue.
- Rouse, G. W., & Pleijel, F., 2006.** Annelid phylogeny and systematics. In G. W. Rouse & F. Pleijel., (Eds.), Reproductive biology and phylogeny of Annelida (Vol. 4, pp. 3–21). Enfield: Science.
- Ruus, A., Schaanning, M., Øxnevad, S., Hylland, K., 2005.** Experimental results on bioaccumulation of metals and organic contaminants from marine sediments. *Aquat. Toxicol.* 72, 273–292.
- Ryan PG, Moore CJ, van Franeker JA, Moloney CL., 2009.** Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos Trans R Soc B Biol Sci* 364: 1999–2012.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., Van Franeker, J.A., Moloney, C.L., 2009.** Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* 364, 1999– 2012. <https://doi.org/10.1098/rstb.2008.0207>
- Saiz-Salinas, J.I., Francés Zubillaga, G., 1997.** *Nereis diversicolor*: an unreliable biomonitor of metal contamination in the Ría de Bilbao (Spain). *Mar. Ecol*; 18, 113–125.
- Saker I.E., 2007.** Pollution chimique par les effluents industriels directs introduits au littoral d'Annaba. Mémoire de Magister. Université d'Annaba, 34p.
- Salvador Cesa, F., Turra, A., Baruque-Ramos, J., 2017.** Synthetic fibers as microplastics in the marine environment: A review from textile perspective with a focus on domestic washings. *Sci. Total Environ.* 598, 1116–1129. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.172>

- Sánchez-Marín, P., Aierbe, E., Lorenzo, J.I., Mubiana, V.K., Beiras, R., Blust, R., 2016.** Dynamic modeling of copper bioaccumulation by *Mytilus edulis* in the presence of humic acid aggregates. *Aquat. Toxicol.* 178, 165–170. doi:10.1016/j.aquatox.2016.07.021
- Sanders H.L., Hessler R.R. & Hampson G.R., 1965.** An introduction to the study of deep-sea benthic faunal assemblages along the Gay Head–Bermuda transect. *Deep-Sea Res.*, 12, 845–867.
- Santos, N., Silva, A., Faust, D.R., Sakai, H., Bianchini, A., Carneiro, C., Aguirre, A.A., 2018.** Cadmium in tissues of green turtles (*Chelonia mydas*): A global perspective for marine biota. *Sci. Total Environ.* <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.317>
- Sarker, S., Rahman, M. M., Yadav, A. K., & Islam, M. M., 2019.** Zoning of marine protected areas for biodiversity conservation in Bangladesh through socio-spatial data. *Ocean and Coastal Management*, 173, 114–122. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.03.002>
- Scaps, P., 2002.** A review of the biology, ecology and potential use of the ragworm *Hediste diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida: Polychaeta). *Hydrobiologia* 470, 203–218.
- Scaps, P., Brenot, S., Retiere, C & Desrosiers, G., 1998.** Space occupation by the polychaetous annelid *Perinereis cultrifera*: influence of substratum heterogeneity and intraspecific interactions on burrow structure. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 78 :435-449.
- Scaps, P., O, A.R., Lepre, A., Constantine, D., Institut, F.O., Nature, D., 2000.** Morphological and biochemical evidence that *Perinereis cultrifera* (Polychaeta: Nereididae) is a complex of species 735–736.
- Scaps, P., Retiere, C., Desrosiers, G., Miron, G., 1992.** Dynamique d’une population de *Perinereis cultrifera* (Grube) de la côte nord Bretagne. *Cah. Biol. Mar.* 33, 477–494.
- Schäfer, J., Blanc, G., Bossy, C., Guérin, F., Lapaquellerie, Y., Lavaux, G., Lissalde, J.P., Masson, M., Maillet, N., and Robert, S., 2002.** Budget of the metal inputs into the Gironde estuary: Cd desorption process in the salinity gradient (Bilan des apports métalliques à l’estuaire de la Gironde: processus de désorption de cadmium dans le gradient de salinité). Final Sci. Rep. Liteau Program.
- Seltenrich, N., 2015.** New link in the food chain? Marine plastic pollution and seafood safety. *Environ. Health Perspect.* 123, A34-41. doi:10.1289/ehp.123-A34.
- Selvi, M., Güll, A., Yılmaz, M., 2003.** Investigation of acute toxicity of cadmium chloride ( $\text{CdCl}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ) metal salt and behavioral changes it causes on water frog (*Rana ridibunda* Pallas, 1771). *Chemosphere* 52 (1), 259–263.
- Serafim, A., Lopes, B., Company, R., Cravo, A., Gomes, T., Sousa, V. & Bebianno, M. J., 2011.** A multi-biomarker approach in cross-transplanted mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Ecotoxicology*, 20(8), 1959–1974.

- Serrano Samaniego L G., 2012.** Distribution of Soft-Bottom Polychaetes Assemblages at Different Scales in Shallow Waters of the Northern Mediterranean Spanish Coast. Universitat Politècnica de Catalunya. 172p.
- Shahidul Islam, Md., and Tanaka, M., 2004.** Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Mar. Pollut. Bull.* 48, 624–649. doi:10.1016/j.marpolbul.2003.12.004.
- Shiber, J.G., 1979.** Plastic pellets on the coast of Lebanon. *Mar. Pollut. Bull.* 10, 28–30. [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(79\)90321-7](https://doi.org/10.1016/0025-326X(79)90321-7)
- Shriadah, M.A., 2001.** Petroleum hydrocarbon concentration in Arabian gulf fish tissues. *Bull. Environ. Contamination Toxicol.* 67 (4), 560–567.
- Simboura, N. & Nicolaidou, A., 2001.** The Polychaetes (Annelida, Polychaeta) of Greece: checklist, distribution and ecological characteristics. *Monographs on Marine Sciences*, No. 4. Athens, NCMR, 115 pp.
- Singh, B., Sharma, N., 2008.** Mechanistic implications of plastic degradation. *Polym. Degrad. Stab.* 93, 561–584. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2007.11.008>
- Sittig, M., 1975.** Environmental sources and emissions handbook. NOYES DATA CORP., \$36. <https://doi.org/10.2134/jeq1976.00472425000500020027x>
- Sivaperuman, C., Velmurugan, A., Singh, A. K., and Jaisankar, I., 2018.** Biodiversity and Climate Change Adaptation in Tropical Islands. Academic Press.
- Skibinski, D. O. F., Beardmore, J. a. & Cross T.F., 1983.** Aspects of the population genetics of *Mytilus* (Mytilidae; Mollusca) in the British Isles. *Biological Journal of the Linnean Society*, 19(2), 137–183.
- Skibinski, D. O. F., Beardmore, J. a. & Cross T.F., 1983.** Aspects of the population genetics of *Mytilus* (Mytilidae ; Mollusca) in the British Isles. *Biological Journal of the Linnean Society*, 19(2), 137–183.
- Small, C., Nicholls, R.J., 2003.** A Global Analysis of Human Settlement in Coastal Zones. *J. Coast. Res.* 19, 584–599.
- Smalling, K.L., Deshpande, A.D., Blazer, V.S., Dockum, B.W., Timmons, D., Sharack, B.L., Baker, R.J., Samson, J., Reilly, T.J., 2016.** Young of the year blue fish (*Pomatomus saltatrix*) as a bioindicator of estuarine health: Establishing a new baseline for persistent organic pollutants after Hurricane Sandy for selected estuaries in New Jersey and New York. *Mar. Pollut. Bull.* 107, 422–431. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.03.019>
- Smith R.L., 1958.** On reproductive pattern as specific characteristic among nereid polychaetes. *Syst Zool.*, 7 : 60-73.

- Smol, M., & Włodarczyk-Makula, M., 2012.** Effectiveness in the removal of polycyclic aromatic hydrocarbons from industrial wastewater by ultrafiltration technique. *Archives of Environmental Protection*, 38(4). <https://doi.org/10.2478/v10265-012-0040-6>
- Snani, M., Meghlaoui, Z., Maamcha, O., Daas, T., Scaps, P., 2015.** Laying period and biomarkers of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the eastern coast of Algeria - Annaba- subjected to marine pollution 3, 249–254.
- Songy, P., Avezard, J., 1963.** Documents pour l'étude des invertébrés (non Arthropodes). Cours de sciences naturelles. Classique Hachette, 84 p.
- 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, in: *Science of the Total Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00489-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00489-1)
- Staniszewska, M., Koniecko, I., Falkowska, L., & Krzemyk, E., 2015.** Occurrence and distribution of bisphenol A and alkylphenols in the water of the gulf of Gdansk (Southern Baltic). *Marine Pollution Bulletin*, 91(1), 372–379. <https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2014.11.027>
- Steffen, W., Broadgate, W., Deutsch, L., Gaffney, O., and Ludwig, C., 2015.** The trajectory of the Anthropocene: The Great Acceleration. *Anthr. Rev.* 2, 81–98. doi:10.1177/2053019614564785.
- Stock, A., Crowder, L. B., Halpern, B. S., and Micheli, F., 2018.** Uncertainty analysis and robust areas of high and low modeled human impact on the global oceans. *Conserv. Biol.* 32, 1368–1379. doi:10.1111/cobi.13141.
- Struck, T. H., Paul, C., Hill, N., Hartmann, S., Hösel, C., Kube, M., ... & Bleidorn, C., 2011.** Phylogenomic analyses unravel annelid evolution. *Nature*, 471(7336), 95.
- Sun, C., Zhang, J., Ma, Q., Chen, Y., Ju, H., 2017.** Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in water and sediment from a river basin: sediment–water partitioning, source identification and environmental health risk assessment. *Environ. Geochem. Health* 39, 63–74. <https://doi.org/10.1007/s10653-016-9807-3>
- Sundt, P., Schulze, P.-E., Syversen, F., 2014.** Sources of microplastic- pollution to the marine environment. <https://doi.org/M-321|2015>
- Sussarellu, R., Suquet, M., Thomas, Y., Lambert, C., Fabioux, C., Pernet, M. E. J., Goïc, N. le, Quillien, V., Mingant, C., Epelboin, Y., Corporeau, C., Guyomarch, J., Robbens, J., Paul-Pont, I., Soudant, P., & Huvet, A., 2016.** Oyster reproduction is affected by exposure to polystyrene microplastics. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(9). <https://doi.org/10.1073/pnas.1519019113>

- Taghon, G.L., Greene, R.R., 1992.** Utilization of deposited and suspended particulate matter by benthic “interface” feeders. *Limnol. Oceanogr.* 37. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.7.1370>
- Taleb, A., Belaidia, N., Gagneur, J., 2004.** Water quality before and after dam building on a heavily polluted river in Semi-Arid Algeria. *River Res. Appl.* 20. <https://doi.org/10.1002/rra.800>
- Taleb, M.Z., Benghali, S., Kaddour, A., Boutiba, Z., 2007.** Monitoring the biological effects of pollution on the Algerian west coast using mussels *Mytilus galloprovincialis*. *Oceanologia* 49 (4), 543—564.
- Tamaki, A., 1987.** Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37. <https://doi.org/10.3354/meps037181>
- Tanaka, K., H. Takada, R. Yamashita, K. Mizukawa, M.-a. Fukuwaka, and Y. Watanuki., 2013.** Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine pollution bulletin*, 69, 219– 222.
- Tarafdar A, Sinha A., 2018.** Health risk assessment and source study of PAHs from roadside soil dust of a heavy mining area in India. *Arch Environ Occup Health*. 2019;74(5):252-262. doi: 10.1080/19338244.2018.1444575. Epub 2018 Mar 20. PMID: 29482466.
- Tena, J., Capaccioni-Azzati, R., Torres-Gravila, F.J., Garcia- Carrascosa, A.M., 2000.** Polychaetes associated with different facies of the photophilic algal community in the Chafarinas archipelago (SW Mediterranean). *Bulletin of Marine Science*, 67, 55-72.
- Tenore, K.R., 1977.** Utilization of aged detritus derived from different sources by the polychaete *Capitella capitata*. *Mar. Biol.* 44. <https://doi.org/10.1007/BF00386904>
- Teuten, E. L., S. J. Rowland, T. S. Galloway, and R. C. Thompson., 2007.** Potential for Plastics to Transport Hydrophobic Contaminants. *Environ. Sci. Technol.*, 41, 7759–7764, doi:10.1021/es071737s. <https://doi.org/10.1021/es071737s>
- Thompson R.C., 2015.** Microplastics in the Marine Environment: Sources, Consequences and Solutions. In: Bergmann M., Gutow L., Klages M. (eds) *Marine Anthropogenic Litter*. Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3\\_7](https://doi.org/10.1007/978-3-319-16510-3_7)
- Thompson RC, Olsen Y, Mitchell RP, Davis A, Rowland SJ, John AWG, et al., 2004.** Lost at sea: where is all the plastic? *Science* 304: 838.
- Tiquio, Ma. G. J. P., Marmier, N., and Francour, P., 2017.** Management frameworks for coastal and marine pollution in the European and South East Asian regions. *Ocean Coast. Manag.* 135, 65–78. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2016.11.003.

**Tita, G., Desrosiers, G., Vincx, M., Nozais, C., 2000.** Predation and sediment disturbance effects of the intertidal polychaete *Nereis virens* (Sars) on associated meiofaunal assemblages. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 243. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00116-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00116-1)

**Tlili I., Ben Sghaier R., Ghorbel-Abid I., Caria G., Net S., Ternane R., Ouddane B., Ayadi-Trabelsi M., 2016.** Determination of antibiotics in waters, Northern Tunisia by an off-line SPE combined with on-line SPE-LC-MS/MS.

**Torres, M.A., Testa, C.P., Gaspari, C., Masutti, M.B., Panitz, C.M.N., Curi-Pedrosa, R., de Almeida, E.A., Di Mascio, P., Wilhelm, D., 2002.** Oxidative stress in the mussel *Mytella guyanensis* from polluted mangroves on Santa Catarina Island. Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 44, 923–932.

**Torres-Gavila F.J., 2008.** Estudio faunístico, ecológico y ambiental de La fauna de Anélidos poliquetos de sustratos sueltos de Las Islas Chafarinas (Mar de Alboran, SW. Mediterráneo). Tesis Doctoral, Valencia, 695 pp.

**Tosun, M. S., 2011.** Demographic Divide and Labor Migration in the Euro-Mediterranean Region. Rochester, NY: Social Science Research Network Available at: <https://papers.ssrn.com/abstract=1973917> [Accessed July 17, 2019].

**Travers, M.-A., Pepin, J.-F., Soletchnik, P., Guesdon, S., Le Moine, O., 2016.** Mortalités de moules bleues dans les Pertuis Charentais : description et facteurs liés - MORBLEU.

**Turgeon, D.D., Quinn, J.F., Bogan, A.E., Coane, V., Hochberg, F.G., Lyon, W.G., 1998.** Noms communs et scientifiques des invertébrés aquatiques des Etats-Unis et Canada : Mollusque, 2ème ED. Publication spéciale 26 de Société Américaine de pêche. Société Américaine de pêche. Bethesda, Le Maryland, Etats-Unis. 526, ISBN/ 1-888569-01-8.

**Turley, C. M., 1999.** The changing Mediterranean Sea — a sensitive ecosystem? *Prog. Oceanogr.* 44, 387– 400. doi:10.1016/S0079-6611(99)00033-6.

**Turner, S.J., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Maskery, M., 1995.** Are soft-sediment communities stable? An example from a windy harbour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120. <https://doi.org/10.3354/meps120219>

**U.S.EPA. 2000.** Deposition of Air Pollutants to the Great Waters: Third Report to Congress. Office of Air Quality Planning and Standards. EPA-453/R-00-0005; June 2000. <<http://www.epa.gov/air/oaqps/gr8water/3drpt/index.html>>.

**UNEP and GRID-Arendal., 2016.** Marine Litter Vital Graphics.

**UNEP/MAP., 2012.** State of the Mediterranean Marine and Coastal Environment, UNEP/MAP – Barcelona Convention, Athens, 201.

**UNEP/MAP/BP/RAC., 2005.** A sustainable future for the Mediterranean. United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan, Blue Plan Regional Activity Centre, Vallbonne.

- Valsecchi, S., Ademollo, N., Patrolecco, L., Rusconi, M., & Polesello, S., 2017.** Contaminant concentrations in bivalve tissues are not necessarily representative of the chemical status of a site. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13(6). <https://doi.org/10.1002/ieam.1941>
- Van Cauwenberghe L, Devriese L, Galgani F, Robbens J, Janssen CR., 2015.** Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Mar Environ Res* 111: 5–17.
- Van der Oost, R., Beber, J., Vermeulen, N.P.E., 2003.** Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 13, 57–149
- Van der Oost, R., Goksøyr, A., Celander, M., Heida, H., Vermeulen, N.P.E., 1996.** Biomonitoring aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*): II. Biomarkers: pollutioninduced biochemical responses. *Aquat. Toxicol.* 36, 189–222.
- Vasilakopoulos, P., Maravelias, C. D., and Tserpes, G., 2014.** The Alarming Decline of Mediterranean Fish Stocks. *Curr. Biol.* 24, 1643–1648. doi: 10.1016/j.cub.2014.05.070.
- Viarengo A., 1989.** Heavy metals in marine invertebrates: mechanisms of regulation and toxicity at the cellular level. *Critical Reviews in Aquatic Sciences* 1989; 1:295–317.
- Viarengo, A., Canesi, L., Pertica, M., Mancinelli, G., Accomando, R., Smaal, A. C., & Orunesu, M., 1995.** Stress on stress response: A simple monitoring tool in the assessment of a general stress syndrome in mussels. *Marine Environmental Research*, 39(1–4). [https://doi.org/10.1016/0141-1136\(94\)00075-Z](https://doi.org/10.1016/0141-1136(94)00075-Z)
- Vieira LR., Sousa A., Frasco MF, Lima I., Morgado F., Guilhermino L., 2008.** Acute effects of benzo[a]pyrene, anthracene and a fuel oil on biomarkers of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Sci Total Environ* 395 2–3):87–100.
- Viers, J., Dupré, B., and Gaillardet, J., 2009.** Chemical composition of suspended sediments in World Rivers: New insights from a new database. *Sci. Total Environ.* 407, 853–868.
- Vigneron, A., O. Geffard, M. Coquery, A. François, H. Quéau, and A. Chaumot., 2016.** Evolution of cadmium tolerance and associated costs in a *Gammarus fossarum* population inhabiting a low- level contaminated stream. *Ecotoxicology*.
- Vinagre, C., Salgado, J.P., Mendonca, V., Cabral, H., Costa, M.J., 2012.** Isotopes reveal fluctuation in trophic levels of estuarine organisms, in space and time. *J. Sea Res.* 72, 49–54
- Viñas, L., Pérez-fernández, B., Soriano, J.A., López, M., Bargiela, J., 2018.** Limpet ( *Patella* sp ) as a biomonitor for organic pollutants . A proxy for mussel ? *Mar. Pollut. Bull.* 133, 271– 280. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.05.046>

- Vlahogianni T, Dassenakis M, Scoullou MJ, Valavanidis A., 2007.** Integrated use of biomarkers (superoxide dismutase, catalase and lipid peroxidation) in mussels *Mytilus galloprovincialis* for assessing heavy metals' pollution in coastal areas from the Saronikos Gulf of Greece. *Mar Pollut Bull.* 2007 Sep;54(9):1361-71. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.05.018. Epub 2007 Jul 10. PMID: 17624376.
- Wade, T., Martin, N. G. & Tiggemann, M., 1998.** Genetic and environmental risk factors for the weight and shape concerns characteristic of bulimia nervosa. *Psychological Medicine*, 28(4), 761–771.
- Walpole SC, Prieto-Merino D, Edwards P, Cleland J, Stevens G, Roberts I., 2012.** The weight of nations: an estimation of adult human biomass. *BMC Public Health* 12: 439.
- Wang, J., Zhou, Q.X., Zhang, Q.R., Zhang, Y., 2007.** Toxic effects of petroleum hydrocarbons, copper and cadmium on polychaete *Perinereis aibuhitensis* Grube and on its responses in acetylcholinesterase activity. *Environ. Sci.* 28 (8), 1196–1800.
- Wang, M., Zhang, Y., Guo, P., 2017.** Effect of florfenicol and thiamphenicol exposure on the photosynthesis and antioxidant system of *Microcystis flos-aquae*. *Aquat. Toxicol.* 186, 67–76.
- Wen, B., Jin, S.R., Chen, Z.Z., Gao, J.Z., Liu, Y.N., Liu, J.H., Feng, X.S., 2018.** Single and combined effects of microplastics and cadmium on the cadmium accumulation, antioxidant defence and innate immunity of the discus fish (*Symphysodon aequifasciatus*). *Environ. Pollut.* 243, 462e471. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.029>.
- Wheatley, R.A., 2000.** Some recent trends in the analytical chemistry of lipid peroxidation. *Trends Anal. Chem.* 19, 617–628.
- Widdows, J., Donkin, P., 1992.** Mussels and environmental contaminants: bioaccumulation and physiological aspects. In: Gosling, E.G. (Ed.), *The Mussel Mytilus; Ecology, Physiology, Genetics, and Culture*. Elsevier, Amsterdam, pp. 383–424.
- Wilcox, C., Seville, E. V., and Hardesty, B. D., 2015.** Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 11899–11904. doi:10.1073/pnas.1502108112.
- Williams, C., 1996.** Combatting marine pollution from land-based activities: Australian initiatives. *Ocean Coast. Manag.* 33, 87–112. doi:10.1016/S0964-5691(96)00046-4.
- Williams, D.E., Dawe, S.C., Kent, M.L., Andersen, R.J., Craig, M., Holmes, C.F., 1997.** Bioaccumulation and clearance of microcystins from salt water mussels, *Mytilus edulis*, and in vivo evidence for covalently bound microcystins in mussel tissues. *Toxicol. Off. J. Int. Soc. Toxinology* 35, 1617–1625.
- Wong, C.S., Green, D.R. & Cretney, W.J. 1974.** Quantitative tar and plastic waste distributions in the Pacific Ocean. *Nature* 247, 30–32.

- Worm, B., Lotze, H. K., Jubinville, I., Wilcox, C., and Jambeck, J., 2017.** Plastic as a Persistent Marine Pollutant. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 42, 1–26. doi:10.1146/annurev-environ-102016-060700.
- Wright, S. L., R. C. Thompson, and T. S. Galloway., 2013.** The physical impacts of microplastics on marine organisms: A review. *Environmental Pollution*, 178, 483–492, doi: 10.1016/j.envpol.2013.02.031.
- 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.
- Xue, W.-L. and Warshawsky, A., 2005.** Metabolic Activation of Polycyclic and Hetero-Cyclic Aromatic Hydrocarbons and DNA Damage: A Review. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 206, 73-93.
- Yasuhara, M., Hunt, G., Breitburg, D., Tsujimoto, A., and Katsuki, K., 2012.** Human-induced marine ecological degradation: micropaleontological perspectives. *Ecol. Evol.* 2, 3242–3268. doi:10.1002/ece3.425.
- Yılmaz, M., G"ul, A., Karak "ose, E., 2004.** Investigation of acute toxicity and the effect of cadmium chloride (CdCl<sub>2</sub> ? H<sub>2</sub>O) metal salt on behavior of the guppy (*Poecilia reticulata*). *Chemosphere* 56 (4), 375–380.
- Yoshida, S., Hiraga, K., Takehana, T., Taniguchi, I., Yanaji, H., Maeda, Y., Toyohara, K., Miyamoto, K., Kimura, Y., Oda, K., 2016.** A bacterium that degrades and assimilates poly(ethyleneterephthalate). *Science* (80.). 351, 1196–1199.
- Younsi M., 2014.** Etude biologique de deux espèces de Polychète Nerididae du littoral Est Algérien et analyse comparative : biogéographie, morphométrie et biochimique. Thèse présentée pour l'obtention du grade de doctorat en biologie, Université Badji Mokhtar-Annaba, 171.
- Younsi, M. 2006.** Contribution a l'étude de la position taxonomique de *Perinereis cultrifera* au niveau du bassin mediterraneen (Littoral Nord Est Algerien), Universite Badji Mokhtar Annaba, memoire de Magistere en Biologie Moleculaire et Cellulaire, 139 pp.
- Younsi, M., Daas, T., Daas, O., Scaps, P., 2010.** Polychaetes of commercial interest from the Mediterranean East Coast of Algeria.
- Zaâbi, 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 36–48.
- Zeghdoudi F., Tandjir L., Ouali N., Rachedi M., 2018.** Evaluation of four metals (Cd, Pb, Zn and Cu) contamination in the superficial sediment and in salema, *Sarpa salpa* caught in the Gulf of Skikda (Mediterranean coast, East of Algeria). *AACL Bioflux* 11(4):1311-1322.

**Zghal, F. & Ben Amor, Z., 1986.** Polymorphism in *Perinereis cultrifera* (Annelida Polychaeta). *Adv. Invert. Reprod.*, 4 : 554.

**Zghal, F. & Ben Amor, Z., 1989.** Sur la présence en Méditerranée de la race épitoque de *Perinereis cultrifera* (Polychète). *Archives de l'Institut de Pasteur Tunis*, 66 : 293-301.

**Zhang, J., Fan, S.-k., 2016.** Consistency between health risks and microbial response mechanism of various petroleum components in a typical wastewater-irrigated farmland. *J. Environ. Manag.* 174, 55-61.

**Zhang, Y., Yang, L., Gao, Y., Chen, J., Li, Y., Jiang, P., Zhang, J., Yu, H., & Wang, W., 2019.** Comparative study of PAHs in PM1 and PM2.5 at a background site in the north China plain. *Aerosol and Air Quality Research*, 19(10).  
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2018.12.0462>

**Zibrowius, H., 1978.** Quelques récoltes de Serpulidae (Anneli- da Polychaeta) sur les côtes nord de la Tunisie. *Bulletin de l'Office Nationale de Pêche, Tunisie*, 2 : 211-222.

**Zukal, J., Pikula, J., Bandouchova, H., 2015.** Bats as bioindicators of heavy metal pollution: history and prospect. *Mamm. Biol.* 80, 220–227.  
<https://doi.org/10.1016/j.mambio.2015.01.001>

# ANNEXE

## ➤ Publications

- Belfetmi N. Z., Daas T., Maamcha O., 2021 The effects of total hydrocarbons on the polychaete *Perinereis cultrifera* (Grube, 1840): Impacts on morphometric aspects and biochemical markers. *AACL Bioflux* 14(3):1464-1477.
- Naoufel Zouheir Belfetmi, Ouided Maamcha, Patrick Scaps, Tarek Daas., 2021. Feeding Ecology of *Perinereis Cultrifera* (Grube, 1840) On Eastern Coastline of Algeria. *BIOSCIENCE RESEARCH*, 2021 18(4):2954-2972.

## ➤ Communications

### • Communications internationales

Naoufel Belfetmi, Messaouda GUEMOUDA, Tarek DAAS, Ouided MAAMCHA & Patrick SCAPS (2014).

Intitulé : Contamination Metallique Chez Les Vers Marins Du Littoral Est D'Algérie.

**Le IXème Congrès Maghrébin des Sciences de la Mer** : Du 21 au 24 Décembre 2014 Sousse ; Tunisie.

Site Web: <http://atsmer.asso-web.com/>

Naoufel Zouheir Belfetmi, Messaouda GUEMOUDA, Tarek DAAS, Ouided MAAMCHA & Patrick SCAPS (2015).

Intitulé : OIL POLLUTION IN EASTERN COASTLINE OF ALGERIA.

**18th International Symposium on Environmental Pollution and its Impact on Life in the Mediterranean Region.** September 26 to 30, 2015. Crete – Greece.

Site Web: <https://www.mesaep.org/>

Naoufel Zouheir Belfetmi, Tarek DAAS, Ouided Maamcha & Patrick SCAPS (2016).  
Intitulé : Bio-monitoring du Littoral Est d'Algérie : Pollution et Biodiversité.

**The 3rd conference for young scientists on Conservation Sciences in the Mediterranean Region.** From 22 to 24 March 2016 Arles; France .

Site Web: <https://medconsci-2016.sciencesconf.org/resource/news>

Naoufel Zouheir Belfetmi, Messaouda GUEMOUDA, Tarek DAAS, Ouided MAAMCHA & Patrick SCAPS (2016).

Intitulé: Biochemical Responses of The Annelidae Polychaete *Perinereis Cultrifera* to Heavy Metal Environmental Contamination Along the East Coast of Algeria.

**International Conference on Occupational & Environmental Toxicology** 2016.21-23 June Porto; Portugal.

N. Z. Belfetmi, M. GUEMOUDA, T. Daas , o. Daas-Maamcha and P. Scaps (2016).  
Intitulé : Effets De La Contamination Metallique Sur *Perinereis Cultrifera* Dans Le Littoral Est D'Algérie.

**41st CIESM Congress – Kiel, Germany**, 12 September - 16 September 2016.

## **Communications nationales**

Belfetmi Naoufel Zouheir, Said Ramdani , Tarek DAAS, Ouided MAAMCHA & Patrick SCAPS (2016).

**Intitulé :** Effect of pollution on the distribution of annelids: inventory of species and response to marine contaminants.

**BEL 04. 4ème Colloque International sur la Biodiversité et Ecosystèmes Littoraux.** 23-24 Novembre 2016, Oran, Algérie.

## ➤ **Bourse de mobilité**

### **Description :**

Bourse d'excellence accordée dans le cadre du programme **ERASMUS MUNDUS** financé par la Commission Européenne, **BATTUTA** est dédié au développement des relations entre l'Europe et l'Afrique du Nord par le biais de mobilités entre les deux régions.

### **Durée :**

11 Mois

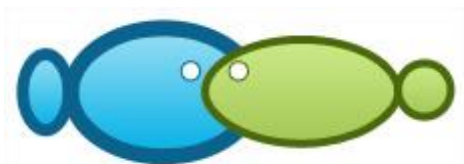
### **Université d'accueil :**

Laboratoire d'Ecotoxicologie, institut des sciences biomédicales Abel Salazar, Université de Porto « Portugal ».

### **Travaux Réalisés :**

La contamination des écosystèmes marins avec différents produits chimiques, y compris les classiques (par exemple des métaux, des hydrocarbures) et les contaminants émergents est très préoccupante de nos jours. Plus de connaissances sur leurs effets, seuls ou en mélange est nécessaire de toute urgence pour améliorer la base de l'évaluation des risques environnementaux et humains. Lors de mon stage, j'ai pu effectuer une étude sur différentes espèces bio-indicatrices de la faune macrobenthique de notre littoral est Algérien et au Nord-Ouest du Portugal (Carreço). Les individus collectés des différents sites ont été acclimatés en conditions de laboratoire (stabulation). Durant cette dernière année, nous avons testé les effets toxiques de certains polluants (cadmium et autres) seuls ou en mélange sur notre matériel biologique. Les hypothèses à tester étaient de comparer les interactions de nos polluants sur les individus servant de modèle biologique. Les critères d'effet ont été déterminés par plusieurs biomarqueurs individuels, et par l'évaluation des concentrations des polluants dans l'eau et dans le corps.

- Traitement des données des résultats obtenus.
- Rédaction d'articles scientifiques en rapport avec mes travaux pendant ma mobilité à l'université de Porto.



# The effects of total hydrocarbons on the polychaete *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840): Impacts on morphometric aspects and biochemical markers

Naoufel Zouheir Belfetmi, Tarek Daas, Ouided Maamcha

Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria. Corresponding author: T. Daas, tarek63daas@yahoo.fr

**Abstract.** Following the development of urban and industrial centers, petrochemical products have become a widespread class of contaminants. This paper aimed to investigate the effects of petrochemical contamination in wild populations of annelid polychaetes *Perinereis cultrifera* along the Algerian east coasts, based on biomarkers response. Worms were collected from three sites: Skikda, Annaba, and El Kala, the latter being considered a reference site. The biomarkers selected in this work were: (1) the acetylcholinesterase activity (AChE), as a neurotoxicity marker; (2) glutathione S-transferase (GST), as phase II enzyme; (3) oxidative stress was evaluated using catalase activity (CAT); and (4) lipid peroxidation using malondialdehyde levels. Furthermore, the concentrations of total hydrocarbons and abiotic parameters were quantified in seawater at each site. The results showed differences between sites compared with the reference samples; seaworms from polluted sites showed higher neurotoxicity, oxidative stress responses and lipid peroxidation values. Principal component analysis (PCA) produced significant groupings that revealed correlative relationships (both positive and negative) between neurotoxicity/oxidative stress variables and Total Petroleum Hydrocarbons (TPHs) and physicochemical parameters. The overall results suggest that the multi-marker approach confirms that worms from Annaba and Skikda have been exposed to a highly polluted environment. Seaworms from Skikda had the highest values, indicating a high contamination status.

**Key Words:** Algerian eastern coast, bioaccumulation, morphometry, oxidative stress, polychaetes.

**Introduction.** The Mediterranean Sea is a semi-enclosed basin where waters are slowly renewed (fifteen years for deep waters) (Zaghden et al 2016). In the past few decades, the increasing economic development on its coastline has resulted in major environmental changes (Barhoumi et al 2014). In the 1988-2008 period, Algeria's population has increased by 50% and about 45% of this population is concentrated on a very narrow strip of the littoral, especially in the industrial and harbor zones (Grimes et al 2010). The development of urbanization, industrialization, and population has led to environmental pollution in some coastal regions. Every year, large amounts of wastewater from industrial, agricultural, and municipal sources are discharged into the sea, which is the main receiving end for pollutants (Danion et al 2011). Most of these pollutants accumulate in the tissues of marine organisms and cause physiological problems and genetic disorders in marine species (Chen et al 2012).

Invertebrates, in particular worms, are essential vectors of contaminants from environmental compartments (water, food, or sediment) to higher trophic levels (Cattaneo et al 2009), like wading birds and economically important species. Polychaetes such as *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840) are commonly used in ecotoxicological studies because of their high sensitivity towards organic contamination (Bouraoui et al 2009); they contribute to the biogeochemical cycles of nutrients and contaminants during bioturbation activity due to their close interaction with the environment (Scaps 2002); they are easy to procure due to their abundance (Suriya et al 2012). These characteristics make polychaetes a suitable class for environmental studies under a broad

set of abiotic conditions. Thus, polychaetes are good candidates for ecotoxicological studies (Cong et al 2011).

Considering the putative presence of contaminants such as total petroleum hydrocarbons (TPH), chronic exposure to this combination of chemical classes is likely to result in oxidative stress, metabolic alterations, and changes in the cholinergic neurotransmission mechanisms (Oliva et al 2012). TPH can enter the environment through accidents, from industries, or as by-products from commercial or private uses (Cai et al 2021). When TPHs directly enter waters through spills or leaks, some fractions float and form thin surface films. Other heavier fractions will accumulate in the sediment at the bottom, which may affect fish and other organisms (Olaji et al 2014).

According to Lam & Gray (2003), biomarkers are relatively effective in revealing overall toxicities of complex mixtures, particularly those that are at a high level of a biological organization such as physiological biomarkers relating to the growth or reproduction of individual organisms. The natural factors and the biology of a species needs to be known to interpret ecotoxicological data. The abundant literature on energetics in polychaetes provides a convenient basis (Durou et al 2007).

Therefore, in the present study, three sites (El Kala, Annaba, Skikda) located on the Algerian eastern coast were selected because of the distinct nature of the pollution sources present. The present study aimed to establish a seasonal assessment of the marine environment quality and a putative contamination gradient between the three sites. For this purpose, a morphometric study of seaworms was performed. The bioavailability and the bioaccumulation of total hydrocarbon, and the biochemical responses of *P. cultrifera* were assessed and related to seasons and sites. The overall results improve our knowledge on the influence of oil pollution, monitoring the potential impact of anthropogenic activities on the water quality of the Algerian east coast.

## Material and Method

**Sampling sites.** The studied area extends along the eastern coast of Algeria, from El Kala to Skikda. As presented in Figure 1, three sampling sites were selected concerning the main identified pollution sources. Site 1 was El Morjan beach, El Kala (S1: 36°53'52.7"N; 8°26'10.7"E). It served as a reference site for the study, because of its remoteness from any polluting source. The site was classified as a biosphere reserve by UNESCO in 1990. Site 2 was St. Cloud Beach, Annaba (S2: 36°55'00.5"N; 7°46'05.8"E). St. Cloud beach is located near a commercial harbor, which is characterized by the presence of urban and anthropogenic pollutants. Site 3 was Bikini beach, Skikda (S3: 36°53'54.5215"N; 6°52'48.229"E) and it was characterized by the presence of pollutants, such as total hydrocarbons, by the implementation of the petrochemical complex, and has more human activities.

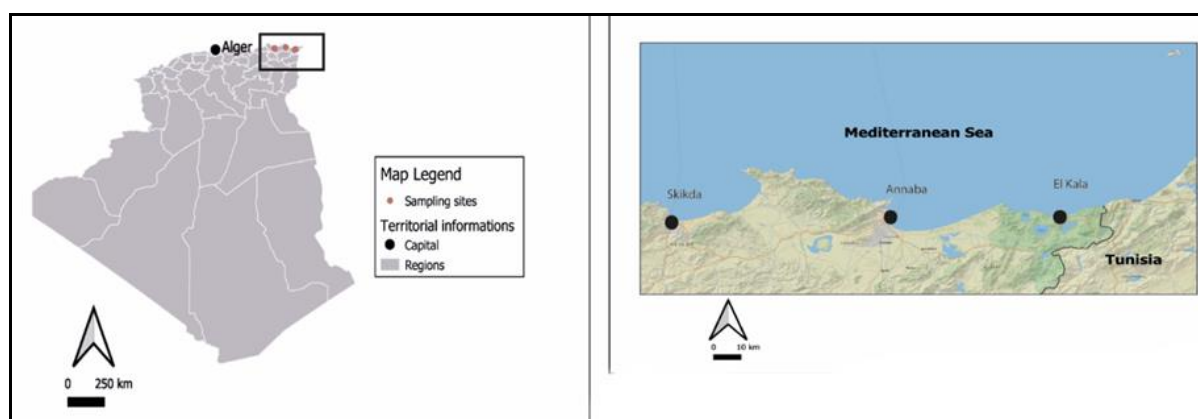


Figure 1. Location of the sampling sites along the eastern coast of Algeria (black dots).

**Collection and preparation of samples.** Coastal waters and *P. cultrifera* samples were collected monthly From January to July 2017 from each of the three studied sites (1050

individuals). Identification and description of species were basically focused on the count and shape of paragnath from all areas of the everted pharynx. The species were identified using the Fauvel species identification guide (Fauvel 1924). In algal-covered hard bottom, the worms prefer the low intertidal zone and extend down into the sublittoral (Scaps et al 2002). In consequence, the intertidal and shallow sublittoral hard bottoms were sampled methodically by scraping algae and looking for individuals. The fresh weight, the length, and the number of setigers of each individual were measured. The specimens were immediately washed at each site with seawater to eliminate encrusted organisms and transported in cooler boxes to the Laboratory of Applied Animal Biology (Badji Mokhtar University, Annaba, Algeria). Upon arrival, seaworms were inspected. Thirty individuals per month and site were used for biometric characterization.

**Seawater characterization.** Three samples of seawater from each site were collected from 3 m from the seafront, at a depth of 30 cm. 3 samples were corrected each month, from each site. For the determination of hydrocarbon, samples were collected in glass bottles transported in cooler boxes at to 4°C, to avoid contamination and sample development. According to Chapman (1996), basic hydrological parameters of surface coastal waters were monitored simultaneously at the sampling sites to provide information on the global water quality. The three samples of seawater were collected at each site while sampling. Physico-chemical parameters (temperature, pH, salinity, dissolved oxygen, and conductivity) were measured using a multiparameter (Thermo Scientific Orion StarMeter; 5 Star) to provide a preliminary assessment of the water quality.

**Determination of total hydrocarbons.** Samples were collected in 1.5 L glass containers, acidified to a pH of 2, and stored at 4°C. The analysis was carried out in the laboratory using an OCMA 220 type infrared spectrometer (Oil Content Analyzer). The instrumental analysis of TPHs was carried out with UV-VIS, using AFNOR T90-114 (1994) standards. Quantification was performed at 310 and 360 nm, as excitation and emission wavelengths, respectively, after Rodier et al (2009). The concentration in hydrocarbons was calculated taking into account the volumes of water and solvent given by the following equation (Rodier et al 2009):

$$X = (50 \times A \times 50) / [(m_2 - m_1) \times 20]$$

Where: X - concentration in hydrocarbons; m1 - mass of the empty container; m2 - mass of the container full of water; A - absorbance (OD).

**Bioaccumulation assessment (BAF).** Bioaccumulation often occurs when a chemical is absorbed and retained in an organism through all routes of exposure in the natural ecosystem (Akinola et al 2019). The bioaccumulation factor (BAF) in organisms was determined using the next equation (Akinola et al 2019):

Bioaccumulation factor = concentration of TPH in *P. cultrifera* tissue (mg kg<sup>-1</sup>) / concentration of TPH in the water (mg L<sup>-1</sup>)

**Ecological hazard assessment (EHA).** High levels of ecological hazard occur when the concentrations of chemical substances in an aquatic environment are above the permissible limits. The EHA was therefore calculated using the following equation (Akinola et al 2019):

Ecological Hazard Quotient (EHA) = concentration in the environment (mg L<sup>-1</sup>) / recommended limit (mg L<sup>-1</sup>)

According to the Executive Decree No. 06-141 of April 19, 2006, defining the limit values for discharges of industrial liquid effluents, published in the official journal of the Algerian Republic No. 26, the maximum limits of hydrocarbons must not exceed 10 mg L<sup>-1</sup>.

**Biomarkers.** Individuals were homogenized in a solution of 38.08 mg EGTA, 0.1 mL TritonX100, 5.845 g NaCl and 80 mL Tris-HCL buffer pH 7 for AChE, and in 0.1 M phosphate buffer pH 6 for glutathione S-transferase (GST) and catalase (CAT), at 4°C. Homogenates were centrifuged at 9000×g for 15 min at 4°C for AChE activity and 13000×g for 30 min at 4°C for GST and CAT activities. The supernatant of each sample was stored at -20°C. Acetylcholinesterase activity was determined according to Ellman et al (1961) and results were expressed as nanomoles (AtChI) hydrolyzed per minute per mg protein. (GST) activity was determined according to Habig et al (1974), and results were expressed as micromoles produced per minute per mg protein. (CAT) activity was determined according to Greenwald (1985) and results were expressed as micromoles H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> consumed per minute per mg protein. The malondialdehyde (MDA) was assayed according to the method of Draper & Hadley (1990). The method is based on the colorimetric measurement of the reaction between thiobarbituric acid (ATB) and (MDA), and results were expressed as nanomoles per mg of protein. The total protein content in the homogenate was determined according to Bradford (1976), at 595 nm using Bovine Serum Albumin as standard.

**Statistical analysis.** Data was expressed as mean ( $\pm$  standard deviation) and checked for variance homogeneity by Levene's test and for distribution normality by Kolmogorov-Smirnov or Shapiro-Wilk's test, depending on the number of samples. Significant differences were assessed by one-way or two-way analysis of variance (ANOVA) followed by the post-hoc Tukey test, if the conditions were met, or with non-parametric tests: U-Mann-Whitney. The principal component analysis (PCA) was applied to establish relationships among total hydrocarbon concentrations and abiotic parameters. A multivariate analysis was performed to compare the biomarker responses, hydrocarbon levels, and abiotic parameters. According to PCA, after using a KMO test (Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) (KMO=0.65) and Bartlett's test of sphericity with significance ( $p=0.000$ ) we could confirm a strong use of the PCA. The significance level was at  $p<0.05$ . All the statistical analyses were performed using SPSS v. 20 software (SPSS Inc., Chicago IL, USA).

## Results and Discussion

**Morphometric parameters.** The mean fresh weight of individuals collected from the three study sites increased from January to April, when the highest values were recorded ( $0.21\pm0.065$  g;  $0.097\pm 0.01$  g and  $0.13\pm0.047$  g for El Kala, Annaba and Skikda, respectively), then it decreased to July ( $0.13\pm0.07$  g,  $0.07\pm0.06$  and  $0.089\pm0.05$  g for El Kala, Annaba and Skikda, respectively) (Figure 2a). The mean fresh weight was significantly higher in El Kala compared to Annaba and Skikda throughout the studied period (Figure 2a). There was a significant difference between worms from the three sites ( $p=0.000$ ).

The mean length of individuals collected from the three study sites increased from February to May ( $4.1\pm0.78$  cm, for El Kala,  $3.52\pm0.82$  cm for Annaba, and  $3.48\pm0.49$  cm for Skikda) then it decreased (Figure 2b). The mean length was significantly higher in El Kala compared to Annaba and Skikda throughout the studied period, except in July. There was no significant difference between individuals collected in Annaba and Skikda, excepting March and May (Figure 2b).

The mean number of setigers of individuals collected from the three study sites increased from February to April ( $59.06\pm17.37$ ;  $35.4\pm13.05$  and  $45.2\pm9.09$  setigers for El Kala, Annaba and Skikda, respectively). It decreased to July ( $35.5\pm12.22$ ;  $35.93\pm11.52$  and  $31.1\pm5.8$  setigers for El Kala, Annaba and Skikda, respectively). The mean number of setigers was significantly higher in El Kala compared to Annaba and Skikda in March, April, and May, but no significant differences were observed in the other months (Figure 2c). The mean number of setigers was not significantly higher in Annaba compared to Skikda throughout the studied period.

**Seawater characterization.** The physico-chemical parameters were measured *in situ* throughout the study at the three study sites. We did not observe any significant differences between the studied sites for seawater temperature, pH, and salinity (Table 1). For dissolved oxygen (DO), we observed a significant difference between the study sites ( $p=0.004$ ) (Table 1). DO at El Kala was significantly higher than in Annaba and Skikda. No significant difference was observed between Annaba and Skikda.

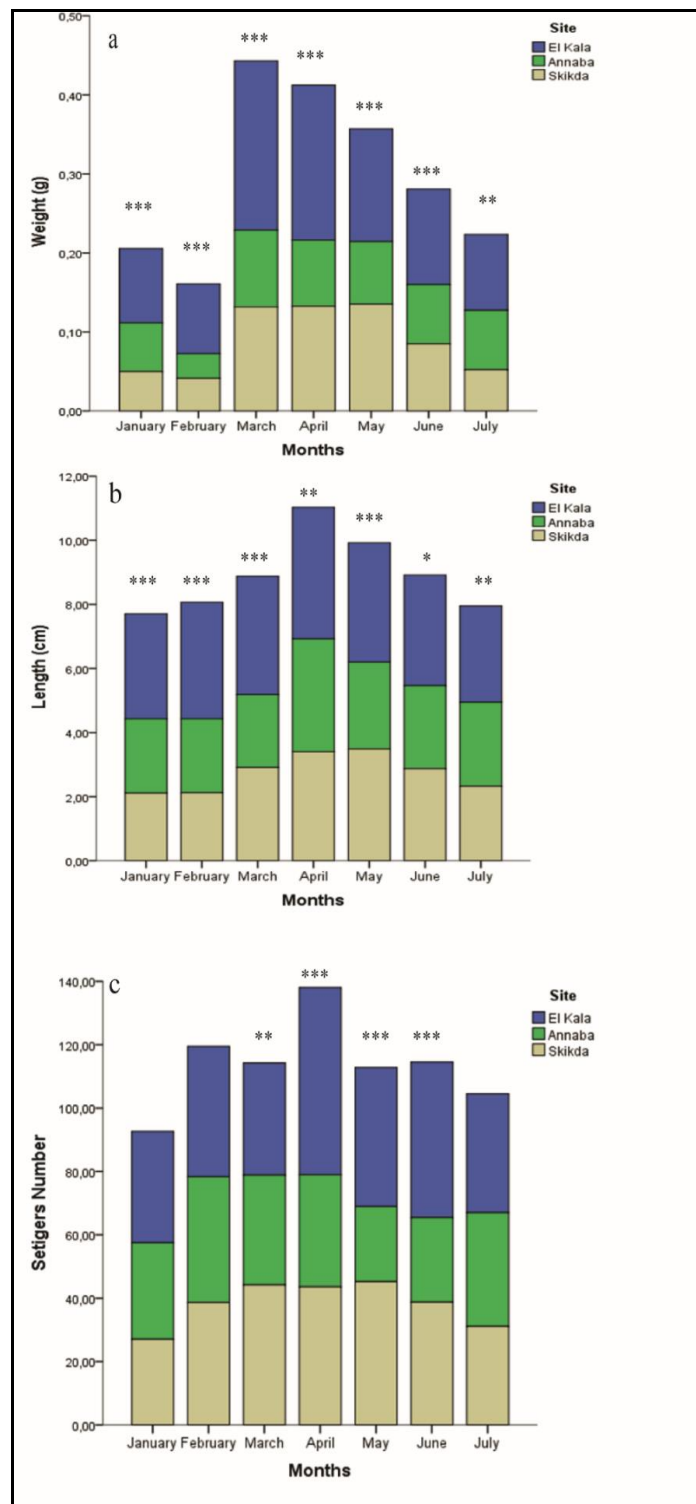


Figure 2. Monthly variations of morphometric parameters for individuals collected in El Kala, Annaba and Skikda from January to July 2017; a - mean fresh weight (g); b - mean length (cm); c - mean number of setigers; \* -  $p<0.05$ ; \*\* -  $p<0.01$ ; \*\*\* -  $p<0.001$ .

**Determination of total hydrocarbons.** Samples collected at Skikda presented the highest total hydrocarbons concentrations. There was a significant difference between concentrations of total hydrocarbons in the three study sites, both in organisms and water ( $p=0.000$ ) (Table 1).

Table 1

Water physicochemical parameters for the study sites and total hydrocarbon concentrations

| Water parameters                        |      | Site    |         |         |
|-----------------------------------------|------|---------|---------|---------|
|                                         |      | El Kala | Annaba  | Skikda  |
| pH                                      | Mean | 7.97    | 8.14    | 8.21    |
|                                         | SD   | 0.18    | 0.20    | 0.20    |
| Temperature (degrees Celsius)           | Mean | 20.24   | 21.86   | 20.21   |
|                                         | SD   | 6.20    | 6.07    | 5.04    |
| Salinity (ppt)                          | Mean | 40.67   | 38.93   | 39.26   |
|                                         | SD   | 3.93    | 3.32    | 0.66    |
| Dissolved Oxygen ( $\text{mg L}^{-1}$ ) | Mean | 10.5*** | 6.86    | 6.90    |
|                                         | SD   | 2.62    | 1.76    | 1.08    |
| Conductivity ( $\text{ms cm}^{-1}$ )    | Mean | 47.60   | 53.21   | 51.22   |
|                                         | SD   | 5.76    | 6.07    | 4.58    |
| THC in water                            | Mean | 1.87*** | 2.68*** | 5.52*** |
|                                         | SD   | 0.14    | 0.20    | 0.16    |
| THC in organisms                        | Mean | 0.42*** | 1.25*** | 3.23*** |
|                                         | SD   | 0.05    | 0.04    | 0.05    |

Note: each data point represents mean $\pm$ standard deviation ( $n=3$ ); THC - total hydrocarbon concentration; \* -  $p<0.05$ ; \*\* -  $p<0.01$ ; \*\*\* -  $p<0.001$ .

**Relationship between TPH in water and *P. cultrifera*.** A Shapiro-Wilk test of independent samples for hydrocarbons in water and *P. cultrifera* at 95% confidence level is presented in Table 2. The test reveals a significant relationship between TPH in *P. cultrifera* and water, suggesting the rejection of the null hypothesis. The relationship between the presence of hydrocarbons in *P. cultrifera* and water suggests that the chemicals were derived exogenously.

Table 2

Relationship between total hydrocarbon concentration in water and *Perinereis cultrifera* (Shapiro-Wilk's test)

| Total ( $n$ )            |          | 63    |
|--------------------------|----------|-------|
| Most extreme differences | Absolute | 0.964 |
|                          | Positive | 0.964 |
|                          | Negative | 0.338 |
| Signification            |          | 0.05  |

**Bioaccumulation assessment (BAF).** The factor of bioaccumulation of total hydrocarbons in the worms in the three study sites was significantly different ( $p=0.000$ ) throughout the months, as presented in Figure 3. It can be observed that the reference site El Kala had the lowest values compared to the other two sites, Annaba and Skikda. The maximum values were observed at Skikda (0.61), and the lowest at El Kala (0.17).

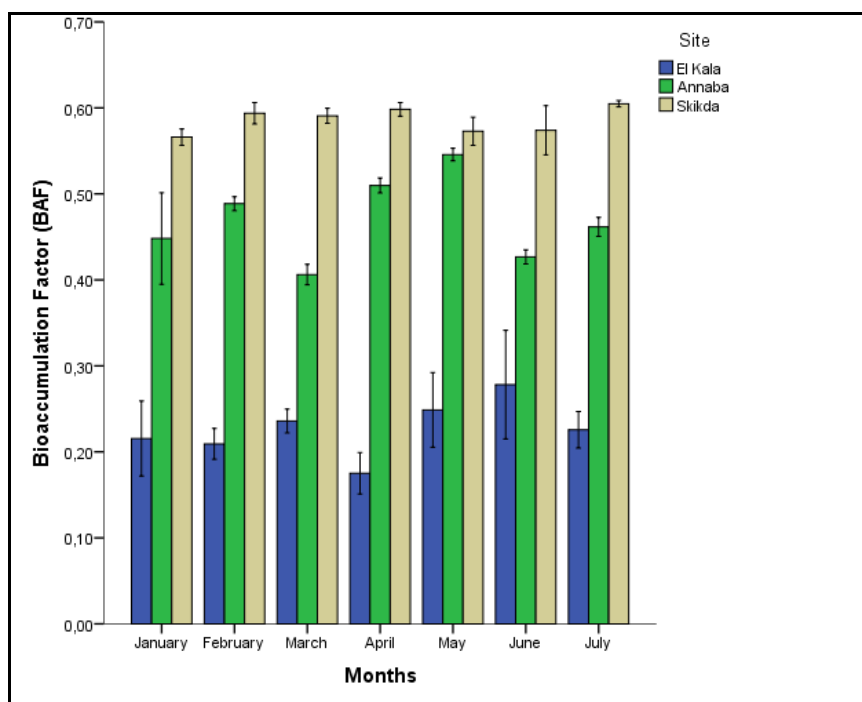


Figure 3. Bioaccumulation factor (BAF) in *Perinereis cultrifera* during the study period at the three sites.

**Ecological hazard assessment (EHA).** The ecological risk indices of TPH are presented in Figure 4. The results show a very high significant difference between the sites ( $p=0.000$ ). All the hydrocarbons examined at the Skikda site presented significant ecological risks throughout the months, as they were very close to the tolerable range of 1. The highest risk values were recorded in January and May (0.68) in Skikda, and the lowest in May (0.16), in El Kala.

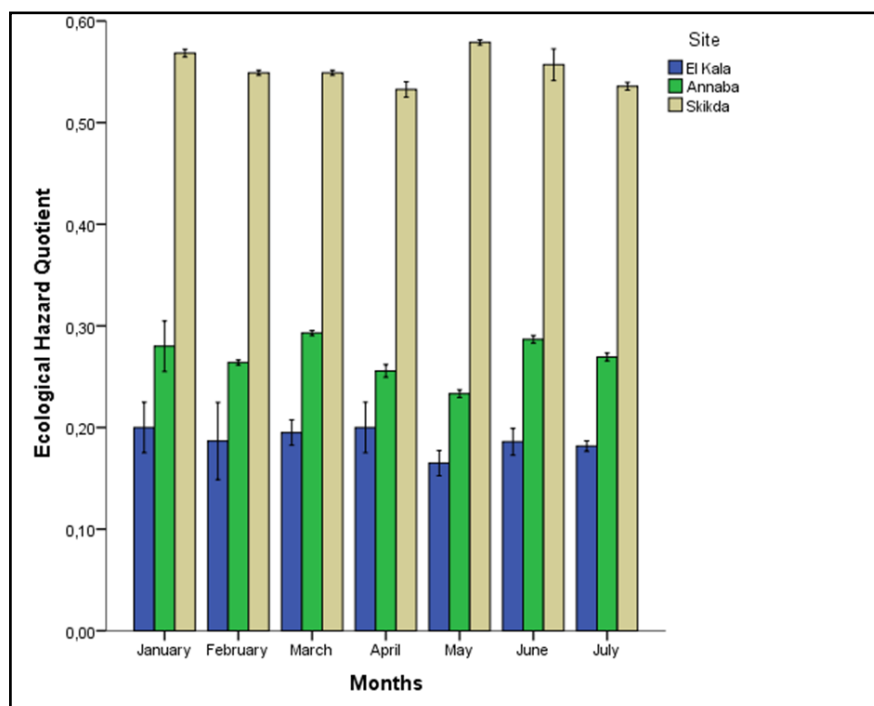


Figure 4. Ecological hazard assessment of hydrocarbons from *Perinereis cultrifera* in the three study sites.

**AChE activity.** AChE activity remained more or less stable from February to April in each site (Figure 5a). The higher values of AChE activity were observed in June and July, at the three study sites ( $32.72 \pm 0.13$ ,  $24.27 \pm 0.14$  and  $17.96 \pm 0.17$  nmol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein for individuals collected in El Kala, Annaba and Skikda, respectively), while the lower values were observed in March ( $12.64 \pm 0.18$ ,  $8.94 \pm 0.15$  and  $7.64 \pm 0.22$  nmol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein for individuals collected in El Kala, Annaba and Skikda, respectively). AChE activity was significantly higher in El Kala compared to Annaba and Skikda throughout the studied period (Figure 5a). AChE activity was significantly higher in Annaba compared to Skikda throughout the studied period.

**GST activity.** GST activity remained more or less stable. The lowest values were at El Kala. GST activity increased in early summer (Figure 5b). The higher values of GST activity were observed in July at the three study sites ( $6.39 \pm 0.09$ ,  $8.68 \pm 0.11$  and  $9.50 \pm 0.11$   $\mu$ mol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein for individuals collected in El Kala, Annaba and Skikda, respectively). The lowest values were observed in May ( $2.43 \pm 0.07$ ,  $4.65 \pm 0.18$  and  $8.31 \pm 0.14$   $\mu$ mol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein for individuals collected in El Kala, Annaba and Skikda, respectively). GST activity was significantly lower in El Kala compared to Annaba and Skikda throughout the studied period (Figure 5b). GST activity was significantly higher in Skikda compared to Annaba throughout the studied period.

**CAT activity.** We did not observe a seasonal variation of CAT activity at the three studied sites (Figure 5c). CAT activity was significantly higher in Skikda compared to Annaba and El Kala, and in Annaba compared to El Kala (Figure 5c).

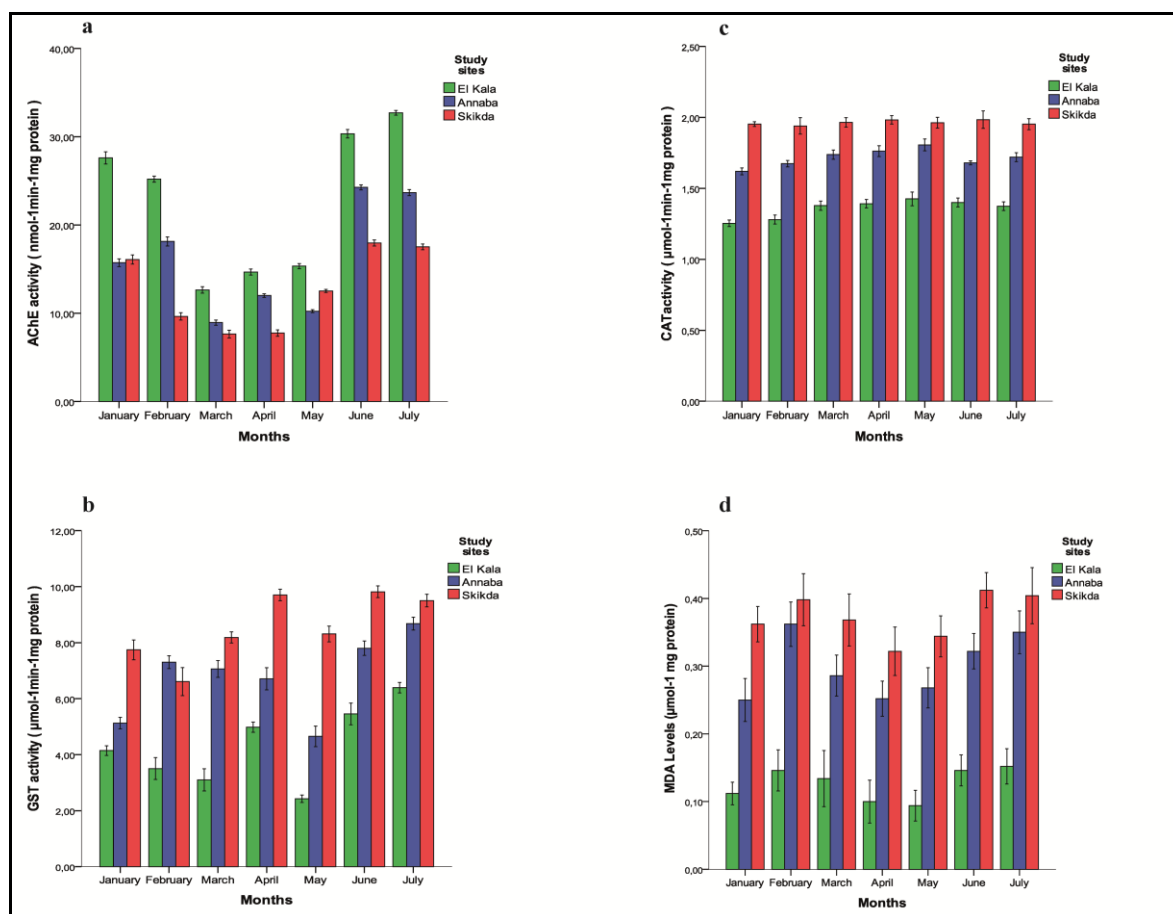


Figure 5. Monthly variations of biochemical markers of individuals according to sampling sites from January to July 2017; a - acetylcholinesterase activity (nmol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein) ; b - glutathione S-transferase ( $\mu$ mol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein) ; c - catalase activity ( $\mu$ mol min<sup>-1</sup> mg<sup>-1</sup> protein); d - malondialdehyde levels ( $\mu$ mol l<sup>-1</sup> mg protein). Each data point represents mean  $\pm$  standard deviation (n=5).

**MDA levels.** The MDA levels results revealed significant differences among polychaetes from the three sites (one-way ANOVA:  $p < 0.05$ ), being statistically higher in organisms from Skikda and Annaba when compared to El Kala (Figure 5d).

**Relationships among biomarker's responses, total hydrocarbons, and abiotic parameters.** In our study, two main components described 67.009% of the variation (Figure 6). Each component is described according to the dominant group of variables. The first principal component accounting for 44.109% of the variances was associated with hydrocarbon content, as well as an increase in biomarker activities. Only AChE and DO were represented by the second component. Correlations were established to assess the relationships between total hydrocarbon contents in samples of water and organisms and biochemical responses in *P. cultrifera* (Figure 6).

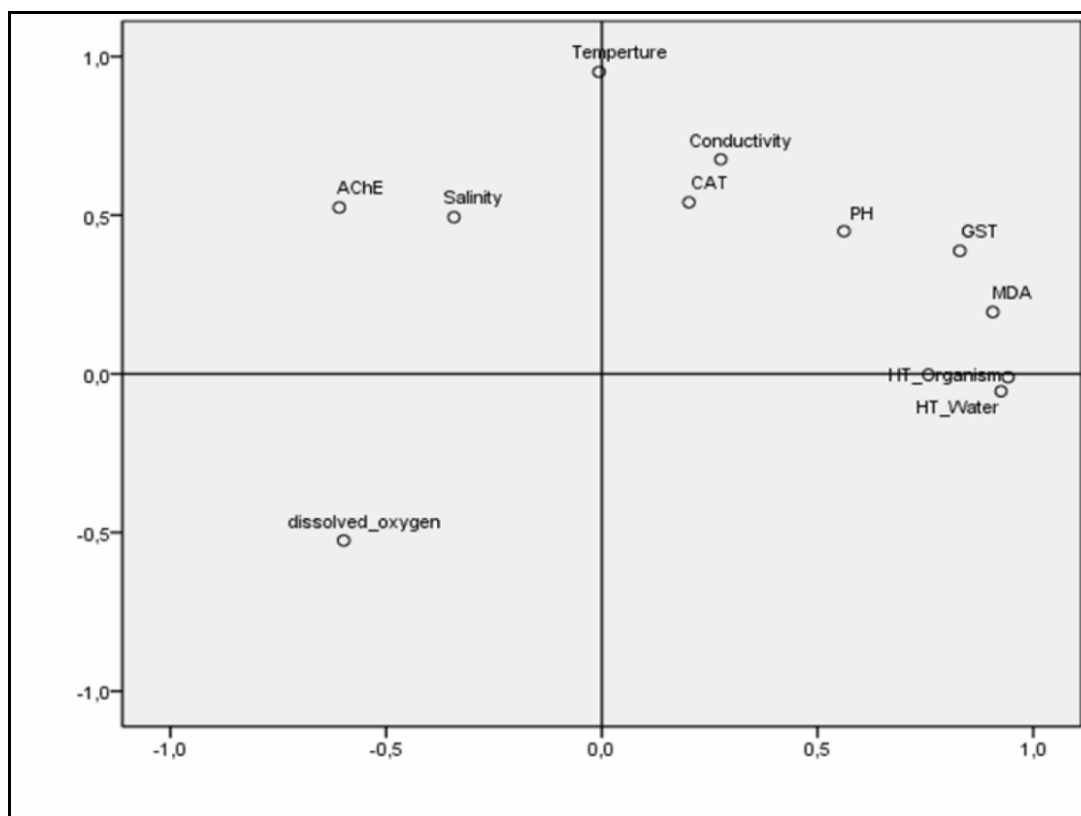


Figure 6. Relationship among biochemical, geochemical, and abiotic parameters via a representation on the correlation circle using a principal component analysis (PCA).

The results showed that total hydrocarbons were strongly correlated to GSTs and MDA activities, and negatively correlated with AChE activity. We observed a negative correlation between pH and DO. The position of stations and variables in a biplot is presented in Figure 7. Skikda site differs from the two other sites with its highest levels of TPH being associated with increased biological alterations. El Kala had the highest values for DO and AChE activity.

Due to their life-history characteristics and the relatively rapid response to pollution, polychaetes are frequently used to evaluate the impact of environmental disturbances in aquatic systems (Maranho et al 2014). However, almost no information is available on their capacity to reflect toxicity effects induced by the presence of pollutants in aquatic systems (Maranho et al 2014). For this reason, the present study evaluated the effects induced by total hydrocarbons on *P. cultrifera*. These compounds are widely distributed in coastal regions, and contamination by hydrocarbons is increasing yearly due to anthropogenic activities (Feknous et al 2017).

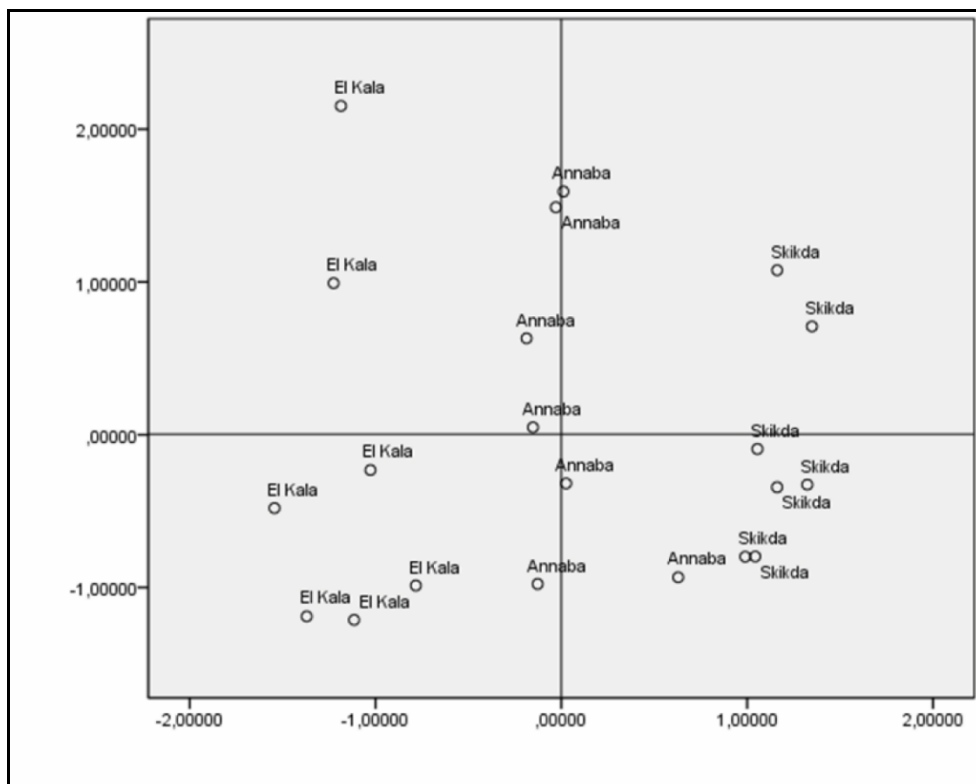


Figure 7. Principal component analysis correlation biplot based on position of sites and variables.

In the present study, the overall physico-chemical parameters were within the same range of values for all three sites. These values were similar to those reported in previous studies performed in El Kala, Annaba and Skikda (Guemouda et al 2014). We noticed a decrease in the DO level in water samples collected from sites with pollutants (Annaba and Skikda). DO is consumed during heterotrophic oxidation of the organic material, and respiration by aquatic fauna and flora. All measured total hydrocarbon concentrations in water and species clearly showed a higher level in the Skikda site compared with the other sites. We observed that Annaba had higher values compared to El Kala. These results are similar to those obtained by Guemouda et al (2014) and Saker (2007). The major alterations found in exposed organisms could result from the presence of total hydrocarbon with high toxicity.

The examined organisms indicated a lower level of bioaccumulation when compared with the standard limit. This could be explained by the low chemical concentration in water. The studied species does not possess the potential to metabolize the chemical substance in the aquatic ecosystem (Arnot & Gobes 2006).

The mean fresh weight, length, and the number of setigers decreased in individuals collected from the polluted sites. Previous studies using the same species showed that the mean fresh weight of worms collected in a polluted site was lower than those of organisms collected in reference sites (Zoubeida et al 2015). The length of animals followed the same principle in our study. The only difference in our work compared with these studies was in the number of setigers, as presented in Figure 2c, with a non-significant difference.

The use of biomarkers integrative approach could provide some additional information that cannot be obtained otherwise, like from a chemical analysis of pollutant concentrations, and they can integrate the effects of mixtures of chemicals over long exposure periods, without analyzing many different chemicals (Lionetto et al 2019).

AChE is involved in nerve impulse termination, and its inhibition is an established biomarker of neurotoxicity caused by exposure to a wide range of contaminants other than pesticides, such as metals, treated effluents and TPHs (Ghedira et al 2009). Several

studies showed that petroleum contaminants generally inhibit AChE activity. Moreover, studies on invertebrates and fish reported this enzyme's inhibition after the exposure to fuel oil or PAHs. An AChE inhibition was observed in *Mytilus galloprovincialis* and *Mytilus edulis* after an oil spill and in individuals of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) (De Lima et al 2013). Our obtained results in terms of AChE activity are in agreement with previous works and have shown an overall inhibition of this parameter in *P. cultrifera* individuals from the two contaminated sites. We suggest that Annaba and Skikda caused significant AChE inhibition, which is characterized by higher concentrations of total hydrocarbons compared with the reference site El Kala. Thus, it is thus possible to associate exposure to the predominant contaminants measured in our samples with the inhibition of the main cholinesterase in our test species, which can be considered as a clear indication of neurotoxicity. However, issues like ecological representability of the test species may be considered. Among the few studies that focused on the Algerian east coast, the report of Feknous et al (2017) demonstrated the occurrence of contamination in this area. However, the study did not assess the profile contamination of our specific sampling sites and was not aimed at using biomarkers assays with polychaetes species. Daas et al (2011) presented a report on the application of a classification scale based on biochemical markers on worms of the species *P. cultrifera* along the Algerian east coasts, which preceded the works of Guemouda et al (2014) and Zoubeida et al (2015).

Regarding biochemical responses, the significant differences in GST activity in Skikda and Annaba worms, compared to those from El Kala are similar to those found in the same species in other contaminated sites (Banni et al 2009). This result reflects the greater detoxification activity of this species, triggered by the exposure to TPH. It is also consistent with other studies on estuarine species and it establishes the characteristic of induction of GST to nereid contaminants (Elumalai et al 2007). Moreover, the metabolism of polychaetes regarding TPHs should also be considered as a potential GST inducer of phase II detoxification enzyme.

CAT is a fundamental antioxidant enzyme that takes part in the defense against oxidative stress, since it controls the amount of hydrogen peroxide ( $H_2O_2$ ), and results from normal and xenobiotic-induced metabolic processes (Ferreira et al 2005). The contribution of hydrocarbon pollutants to the establishment of oxidative conditions cannot be discarded. A significant positive correlation of CAT activity with anthracene concentration in sediment was observed in *Pomatoschistus microps* fish species (Vieira et al 2008). *Hediste diversicolor* exposed to increasing sub-lethal concentrations of TPH also had higher concentrations of CAT (Catalano et al 2012). This can suggest that TPH may induce oxidative stress requiring the activation of catalase activity.

The level of MDA is widely used as an indicator of oxidative stress in invertebrates. Therefore, chemical changes in lipids and alterations in the activity of antioxidant enzymes may confirm the presence of induced oxidative stress in organisms (Carregosa et al 2014). The increased MDA levels in seaworms from Skikda and Annaba reflects the inability of the antioxidant defenses to overcome the pro-oxidant charge directly or indirectly induced by the high levels of pollutants in the biotope. We found a similarity with previous works on nereid species from the polluted estuary (San Giuliano, Italy), where higher MDA levels were found in a station close to the mainland industrial site of Porto Marghera compared to other stations (Nesto et al 2010). The seasonal variability of this "oxidative damage" endpoint from historical multi-polluted estuarine sites is evident and should be considered to avoid misinterpretation in terms of biomonitoring.

Thus, monitoring pollution in the Algerian eastern coast area using a scale of classification based on biochemical markers in sentinel organisms like worms (e.g., of the species *P. cultrifera*, or other autochthonous polychaete species) may contribute to a better comprehension of the real toxicological risk in the investigated sites. Until today, the number of studies concerning this area of the Mediterranean Sea is still scarce and demands the adoption of new testing frameworks, encompassing the large biodiversity in the area.

**Conclusions.** This study suggests that *P. cultrifera* can be used as a good biological indicator for petroleum hydrocarbon pollution in water. Therefore, it is important to note that the responses of biochemical biomarkers depend on the analyzed tissue and sampling sites, and on the need for a judicious selection of an adequate species to serve as a test organism. This study also underlined the establishment of potential causal relationships between biomarkers and total petroleum hydrocarbon. These relationships were more pronounced in industrial areas. It is recommended that the addition of sites along with a wider selection of sizes and a greater number of worms would give considerable insight into the relationships between biomarkers, worm weight, and TPH concentrations in the environment. Finally, additional work is still needed to formulate and conduct a continuous monitoring program, and ensure that the concentrations of total petroleum hydrocarbons are within the baseline levels established in the present study.

**Acknowledgements.** We are thankful to the staff of the Laboratory of Applied Animal Biology for their help and assistance, all who have facilitated the realization of this scientific contribution.

**Conflict of Interest.** The authors declare that there is no conflict of interest.

## References

- Akinola J. O., Olawusi-Peters O. O., Akpambang V. O. E., 2019 Ecological hazards of total petroleum hydrocarbon in brackish water white shrimp *Nematopalaemon hastatus* (Aurivillius 1898). The Egyptian Journal of Aquatic Research 45(3):205-210.
- Arnot J. A., Gobas F. A. P. C., 2006 A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. Environmental Reviews 14(4):257-297.
- Banni M., Bouraoui Z., Clerandeanu C., Narbonne J. F., Boussetta H., 2009 Mixture toxicity assessment of cadmium and benzo[a]pyrene in the sea worm *Hediste diversicolor*. Chemosphere 77(7):902-906.
- Barhoumi B., Clérandeanu C., Gourves P. Y., Le Menach K., El Megdiche Y., Peluhet L., Budzinski H., Baudrimont M., Driss M. R., Cachot J., 2014 Pollution biomonitoring in the Bizerte lagoon (Tunisia), using combined chemical and biomarker analyses in grass goby, *Zosterisessor ophiocephalus* (Teleostei, Gobiidae). Marine Environmental Research 101:184-195.
- Bouraoui Z., Banni M., Ghedira J., Clerandeanu C., Narbonne J. F., Boussetta H., 2009 Evaluation of enzymatic biomarkers and lipoperoxidation level in *Hediste diversicolor* exposed to copper and benzo[a]pyrene. Ecotoxicology and Environmental Safety 72(7):1893-1898.
- Bradford M. M., 1976 A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72:248-254.
- Cai Y., Wang R., Rao P., Wu B., Yan L., Hu L., Park S., Ryu M., & Zhou, X., 2021 Bioremediation of petroleum hydrocarbons using acinetobacter sp. SCYY-5 isolated from contaminated oil sludge: Strategy and effectiveness study. International Journal of Environmental Research and Public Health 18(2):819, 14 p.
- Carregosa V., Velez C., Pires A., Soares A. M. V. M., Figueira E., Freitas R., 2014 Physiological and biochemical responses of the polychaete *Diopatra neapolitana* to organic matter enrichment. Aquatic Toxicology 155:32-42.
- Catalano B., Molledo G., Martuccio G., Gastaldi L., Virno-Lamberti C., Lauria A., Ausili A., 2012 Can *Hediste diversicolor* (Nereidae, Polychaete) be considered a good candidate in evaluating PAH contamination? A multimarker approach. Chemosphere 86(9):875-882.
- Cattaneo A. G., Gornati R., Chiriva-Internati M., Bernardini G., 2009 Ecotoxicology of nanomaterials: the role of invertebrate testing. Invertebrate Survival Journal 6:78-97.

- Chapman D. V., 1996 Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2<sup>nd</sup> Edition. World Health Organization, Unesco, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, London, 651 p.
- Chen X., Zhou Y., Yang D., Zhao H., Wang L., Yuan X., 2012 CYP4 mRNA expression in marine polychaete *Perinereis aibuhitensis* in response to petroleum hydrocarbon and deltamethrin. *Marine Pollution Bulletin* 64(9):1782-1788.
- Cong Y., Banta G. T., Selck H., Berhanu D., Valsami-Jones E., Forbes V. E., 2011 Toxic effects and bioaccumulation of nano-, micron- and ionic-Ag in the polychaete, *Nereis diversicolor*. *Aquatic Toxicology* 105(3-4):403-411.
- Daas T., Hamdi L., Daas-Maamcha O., Scaps P., 2011 [Ecotoxicology biomarkers of pollution in annelid polychete *Perinereis cultrifera* from the east coast of Algeria]. *Bulletin de la Societe Zoologique de France* 136(1-4):117-130. [In French].
- Danion M., Le Floch S., Kanan R., Lamour F., Quentel C., 2011 Effects of in vivo chronic hydrocarbons pollution on sanitary status and immune system in sea bass (*Dicentrarchus labrax* L.). *Aquatic Toxicology* 105(3-4):300-311.
- De Lima D., Roque, G. M., De Almeida E. A., 2013 In vitro and in vivo inhibition of acetylcholinesterase and carboxylesterase by metals in zebrafish (*Danio rerio*). *Marine Environmental Research* 91:45-51.
- Draper H. H., Hadley M., 1990 Malondialdehyde determination as index of lipid peroxidation. *Methods in Enzymology* 186:421-431.
- Durou C., Smith B. D., Romeo M., Rainbow P. S., Mouneyrac C., Mouloud M., Gnassia-Barelli M., Gillet P., Deutch B., Amiard-Triquet C., 2007 From biomarkers to population responses in *Nereis diversicolor*: Assessment of stress in estuarine ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 66(3):402-411.
- Ellman G. L., Courtney K. D., Andres V. Jr., Featherstone R. M., 1961 A new and rapid colorimetric determination of acetylcholinesterase activity. *Biochemical Pharmacology* 7(2):88-95.
- Elumalai M., Antunes C., Guilhermino L., 2007 Enzymatic biomarkers in the crab *Carcinus maenas* from the Minho River estuary (NW Portugal) exposed to zinc and mercury. *Chemosphere* 66(7):1249-1255.
- Fauvel P., 1924., [Faune de France 5: Polychètes errantes]. *Nature* 113(2841):528-529. [In French].
- Feknous N., Branes Z., Rouabhia K., Batisson I., Amblard C., 2017 Isolation characterization and growth of locally isolated hydrocarbonoclastic marine bacteria (eastern Algerian coast). *Environmental Monitoring and Assessment* 189:49, 13 p.
- Ferreira M., Moradas-Ferreira P., Reis-Henriques M. A., 2005 Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. *Aquatic Toxicology* 71(1):39-48.
- Ghedira J., Jebali J., Bouraoui Z., Banni M., Chouba L., Boussetta H., 2009 Acute effects of chlorpyrifos-ethyl and secondary treated effluents on acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activities in *Carcinus maenas*. *Journal of Environmental Sciences*, 21(10):1467-1472.
- Greenwald R. A., 1985 CRC handbook of methods for oxygen radical research. CRC Press, Boca Raton, 467 p.
- Grimes S., Ruellet T., Dauvin J. C., Boutiba Z., 2010 Ecological quality status of the soft-bottom communities on the Algerian coast: General patterns and diagnosis. *Marine Pollution Bulletin* 60(11):1969-1977.
- Guemouda M., Meghlaoui Z., Daas T., Daas-Maamcha O., Scaps P., 2014 Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. *Annals of Biological Research* 5(2):31-40.
- Habig W. H., Pabst M. J., Jakoby W. B., 1974 Glutathione S-transferases. The first enzymatic step in mercapturic acid formation. *Journal of Biological Chemistry* 249(22):7130-7139.
- Lam P. K. S., Gray J. S., 2003 The use of biomarkers in environmental monitoring programmes. *Marine Pollution Bulletin* 46(2):182-186.

- Lionetto M. G., Caricato R., Giordano M. E., 2019 Pollution biomarkers in environmental and human biomonitoring. *The Open Biomarkers Journal* 9(1):1-9.
- Maranho L. A., Baena-Nogueras R. M., Lara-Martín P. A., DelValls T. A., Martín-Díaz M. L., 2014 Bioavailability, oxidative stress, neurotoxicity and genotoxicity of pharmaceuticals bound to marine sediments. The use of the polychaete *Hediste diversicolor* as bioindicator species. *Environmental Research* 134:353-365.
- Nesto N., Cassin D., Da Ros L., 2010 Is the polychaete, *Perinereis rullieri* (Pilato 1974), a reliable indicator of PCB and PAH contaminants in coastal sediments? *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73(2):143-151.
- Olaji E., Nwogu N. A., Yakubu A. F., Olaji C. O., 2014 Assessment of total hydrocarbon concentration in four fish species of Degele community, Nigeria and their dietary intake in the populace. *Advances in Research* 2(2):109-118.
- Oliva M., Vicente J. J., Gravato C., Guilhermino L., Galindo-Riaño M. D., 2012 Oxidative stress biomarkers in Senegal sole, *Solea senegalensis*, to assess the impact of heavy metal pollution in a Huelva estuary (SW Spain): Seasonal and spatial variation. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 75(1):151-162.
- Rodier J., Legube B., Merlet N., Brunet R., 2009 [Water analysis - 9<sup>th</sup> edition - Natural water, waste water, sea water]. DUNOD, Paris, 1600 p. [In French].
- Saker I. E., 2007 Chemical pollution by direct industrial effluents introduced to the Annaba coast. Msc thesis, University of Annaba, 34 p.
- Scaps P., 2002 A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida: Polychaeta). *Hydrobiologia* 470:203-218.
- Suriya J., Bharathiraja S., Sekar V., Rajasekaran R., 2012 Metallothionein induction and antioxidative responses in the estuarine polychaeta *Capitella capitata* (Capitellidae). *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine* 2(2):S1052-S1059.
- Vieira L. R., Sousa A., Frasco M. F., Lima I., Morgado F., Guilhermino L., 2008 Acute effects of Benzo[a]pyrene, anthracene and a fuel oil on biomarkers of the common goby *Pomatoschistus microps* (Teleostei, Gobiidae). *Science of The Total Environment* 395(2-3):87-100.
- Zaghden H., Serbaji M. M., Saliot A., Sayadi S., 2016 The Tunisian Mediterranean coastline: potential threats from urban discharges Sfax-Tunisian Mediterranean coasts. *Desalination and Water Treatment* 57(52):24765-24777.
- Zoubeida M., Messaouda G., Meriem S., Daas T., Ouided M., Patrick S., 2015 Effect of oil pollution on polychaete annelids in the Algerian East coast. *Journal of Entomology and Zoology Studies* 3(3):339-343.
- \*\*\* AFNOR (Association Française de Normalisation), 1994 [Collection of French standards, soil quality]. AFNOR Edition, 250 p. [In French].
- \*\*\* Algerian Ministry of Regional Planning and Environment, 2006 [Executive Decree No. 06-141]. [In French].

Received: 26 January 2021. Accepted: 16 March 2021. Published online: 31 May 2021.

Authors:

Naoufel Zouheir Belfetmi, Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, 23000 Annaba, Algeria, e-mail: naoufel.belfetmi@gmail.com

Tarek Daas, Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, 23000 Annaba, Algeria, e-mail: Tarek63daas@yahoo.fr

Ouided Maamcha, Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, 23000 Annaba, Algeria, e-mail: ouided\_dz\_maamcha@yahoo.fr

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution License, which permits unrestricted use, distribution and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

How to cite this article:

Belfetmi N. Z., Daas T., Maamcha O., 2021 The effects of total hydrocarbons on the polychaete *Perinereis cultrifera* (Grübe, 1840): Impacts on morphometric aspects and biochemical markers. *AACL Bioflux* 14(3):1464-1477.



Available online freely at [www.isisn.org](http://www.isisn.org)

# Bioscience Research

Print ISSN: 1811-9506 Online ISSN: 2218-3973

Journal by Innovative Scientific Information & Services Network



RESEARCH ARTICLE

BIOSCIENCE RESEARCH, 2021 18(4):2954-2972.

OPEN ACCESS

## Feeding Ecology of *Perinereis Cultrifera* (Grube, 1840) On Eastern Coastline of Algeria

Naoufel Zouheir Belfetmi<sup>1</sup>, Ouided Maamcha<sup>1</sup>, Patrick Scaps<sup>2</sup>, Tarek Daas<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Laboratory of Applied Animal Biology, Department of Biology, Faculty of Sciences, Badji Mokhtar University, 23000 Annaba, **Algeria**

<sup>2</sup>Laboratory of Animal Biology, University of Sciences and Technologies of Lille1, 59655 Villeneuve d'Ascq Cedex, **France**

\*Correspondence: [tarek63daas@yahoo.fr](mailto:tarek63daas@yahoo.fr) Received 19-09-2021, Revised: 30-10-2021, Accepted: 05-11-2021 e-Published: 16-11-2021

Polychaetes are naturally important components of the food webs of aquatic ecosystems. *Perinereis cultrifera* (Annelida: Polychaeta), a benthic species characterized by wide geographic distribution, has economic importance because it is used as bait in recreational fishing and as a food source in aquaculture. The feeding ecology of *Perinereis cultrifera* was studied over 12 months at three sites on the northeast coast of Algeria; a total of 1192 guts were observed. The investigation revealed that diet changed slightly according to the sampling site, season, and specimen sizes (larger individuals ingest more algae and polychaete) with a preference of *P.cultrifera* to green algae. In all sampling stations, a total of twelve items were found, but only five shown an occurrence superior to 3%. These were: mucus (51%), sand (15.6%), vegetable detritus (17.2%), Nereididae (6.7%) and Crustaceans (3.8%). No difference in digestive contents between sexes despite the evidence of higher carnivore behaviour for the males of *Perinereis cultrifera* than females. Individuals from El Kala (reference site) had bigger weight, length, and differentiated sexes comparing with Annaba and Skikda where the degree of pollution is more consequent.

**Keywords:** polychaetes, feeding behaviour, gut content, Length-weight relationship, coastal zone

### INTRODUCTION

It is well known that growth and reproduction in marine invertebrates can be directly influenced by the quantity and quality of food available (Prevedelli and Simonini, 2000). Polychaetes have been radiating into marine, freshwater, and terrestrial environments since the Cambrian (Butterfield, 2003). Conservatively,  $1.3 \times 10^4$  species of polychaetes are accepted as taxonomically valid (Read, 2014). They colonize a wide variety of marine habitats, from soft to hard substrates, from the intertidal zone to the hadal zone (Aguado et al. 2015; Graciela et al. 2012) and dominate marine sedimentary environments. Polychaetes are important components of hard-

bottom and pelagic communities as well. As common prey of various fishes, crustaceans, and shorebirds, polychaetes represent key trophic links in the estuarine and marine food web (Jumars et al. 2015).

*Perinereis cultrifera* (Grube, 1840) occurs along the Mediterranean, northwestern Europe, the Atlantic Ocean, the Indian Ocean, and the Pacific. In Algeria this species is known as the "worm with antennae and legs" or the "green worm", and is commercially collected from natural populations (Rouabah et al. 2008), this species is used as bait in recreational fishing and as a food source in aquaculture. (Younsi et al. 2010).

Benthic marine assemblages are

characterized by heterogeneity in species composition and abundance due to the interaction of various abiotic and biotic processes operating at different spatial scales and depths. Spatial heterogeneity is particularly evident among marine benthic assemblages associated with shallow-water habitats, as they generally undergo fluctuations in key environmental factors such as temperature, salinity, wave action, etc. (Witman and Dayton, 2001). Thus, several factors are known to influence the distribution and abundance of polychaetes, including the nature of the substrate, the amount of organic matter contained in the sediment, depth, salinity, and temperature (Hutchings, 1998).

The study of morphometric parameters such as total length and body weight of polychaetes is used to detect a possible effect of pollution on the growth and reproduction of this species (Ramdani et al. 2020). The responses of organisms to chemical contamination of the environment allow them, to a certain extent, to maintain or restore a certain balance. These homeostatic mechanisms are reflected at the individual level by energy expenditure (Le Gal et al. 1997). A change in growth may reflect a change in the amount of energy present in an organism and suggests a decrease in energetic conversion to somatic tissues. Organisms can increase their survival in an environment polluted by the development of resistance with an evolutionary response to pollutants. However, the evolution of this resistance is usually accompanied by an expensive physical form, such as reduction of reproduction, growth (Wirgin and Waldman, 2004) or reduced tolerance to various stressors (Meyer and Di Giulio, 2003).

The infaunal polychaete is regarded as a key species in ecosystem functioning because of its feeding behaviour, sediment reworking activities, and as a major link in food webs to fish and birds (Bocher et al. 2014; Vinagre et al. 2012). Polychaetes have a key role in bioturbation and deposit-feeding, which increases sediment erodibility, and consumption of some saltmarsh seeds and plants (Paramor and Hughes, 2007). Some polychaetes like *Perinereis cultrifera* can switch between a filter-feeding and a detritus-feeding diet (Dean, 2008). *Hediste diversicolor* can feed in three ways (Durou et al. 2007; Scaps, 2002) with a surface deposit feed by partially emerging from its burrow and consuming sediment, microphytobenthos, macroalgae, detritus and plant material using its eversible proboscis (Aberson et al. 2016). Nereididae may

also be a predator of small invertebrates (Costa et al. 2006), and can suspension feed by secreting a mucous bag near the entrance of its burrow, drawing down suspended food particles by undulating its body, trapping them in the bag which is then eaten (Riisgard, 1991). The feeding methods and diets of polychaetes vary spatially and temporally, depending on the availability of different foods (Galvan et al. 2011).

So far, there has been no complete research on the feeding ecology of *Perinereis cultrifera*. In the present study, we investigate about diet and feeding behaviour of *P.cultrifera* on the Algerian east coast. We analyzed monthly and seasonal variation of individual's digestive tract contents to assess its feeding patterns and so, its trophic position in the wild. The study was carried out on different sizes, classes and sexes of polychaetes.

## MATERIALS AND METHODS

### 2.1. Study area / Choice of sampling sites

Sampling sites are located on the east coast of Algeria (Figure 1). The maximum tidal range in this region is 0.9 m. ElKala (36°53'44" N, 008°26'35" E). This site is part of a national park and a naturally protected area that constitutes vital habitats for many species. Annaba (36°54'27" N, 007°45'26" E) is located about 78 km from El Kala. This site is exposed to pollution by pesticides and/or heavy metals released from a fertilizer factory and port activities (Sifi et al. 2007). Skikda (36°45'0" N, 006°49'60" E) is located about 182 km from El Kala and it is near the city harbor, characterized by intense maritime traffic and polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) due to the presence of a petrochemical site and human activities (Meghlaoui et al. 2015,b). Site selection was based on the abundance of species as well as ease of access to the study area; although representing a great geomorphological diversity from an ecological point of view.

The sampling sites have the highest occurrences of *Perinereis cultrifera* according to previous studies conducted in those systems (Guemouda et al. 2014; Meghlaoui et al. 2015, a, b; Snani et al. 2015). To facilitate the statistical work and to keep the initial goal of comparing different environments, we decided to combine and analyze all data per sampling site (El Kala, Annaba, and Skikda) with no specific reference to sampling sites.

## 2.2. Field and laboratory work

Monthly data on seawater pH, salinity, temperature, dissolved oxygen, and sediment abiotic parameters, were obtained to characterize the environmental conditions of each site. Salinity, pH and temperature values were measured *in situ* at each station.

Organic matter of sediment was determined on the top centimeters of sediment samples obtained in each station with a 5 cm diameter corer and was frozen until laboratory analysis (Fidalgo E Costa et al. 2002); sediment samples were analyzed using Anne Method (1945).

All specimens of *Perinereis cultrifera* used in this work were collected between December 2013 and November 2014; at low tide in the intertidal zone. Some of the captured animals were too small to be dissected while others had no digestive tract contents due to damages during sampling. Therefore, the guts of 1192 animals were observed but, from these, 309 (35%) had any content. All seaworms were measured, based on the total length of individuals and body weight. The collection of digestive tract content was done after opening individuals with iris scissors, from the first to the last chaetiger. The material was then placed in a Petri dish and observed with a binocular stereomicroscope and, when necessary, a compound microscope. The identification of the found food items was narrowed down to the lowest possible taxonomic level. Due to the conditions of gut material, we chose to represent individual results as a percentage of the occurrence. For each month the data were analyzed as the frequency of occurrence according to the following formula:

$$\left( \frac{\text{number of the digestive tract with a certain item}}{\text{number of the digestive tract with the observed content}} \right) \times 100$$

Sex was determined when the individuals were opened to extract out the tract contents. Observation of the oocytes and the sperm plates was performed using binocular microscopes.

## 2.3. Data Analysis

The proportions of different food items ingested per individual were compared between the sexes using T-tests and among size classes (large, medium, small) using one-way ANOVA (each food item was analyzed separately). In both cases, the variables conformed to the assumptions of parametric statistics of normality by Kolmogorov-Smirnov or Shapiro-Wilk test according to sample size and homogeneity of variances were

investigated by Levene's test respectively (Zar, 1984; Underwood, 1997).

For the statistical analysis of seasonal effects and due to the scarcity of gut contents in some months, the data from the different months were merged into four seasons of 2014: spring (March, April, and May), summer (June, July and August), autumn (September, October and November) and winter (December; January and February).

Spatial (El Kala vs. Annaba vs. Skikda) and seasonal (spring vs. summer vs. autumn vs. winter) effects in the proportion of food items ingested were investigated using two-way. A similar analysis (i.e. two-way ANOVA followed by planned comparisons) was performed for the abiotic factors measured. To evaluate which groups differed significantly from each other, posthoc tests for samples with different sizes were used with a p-level of 0.05. All descriptive statistics were expressed as mean  $\pm$  standard error or standard deviation of the mean. All statistical tests were performed using SPSS version 20 software (SPSS Inc., Chicago IL, USA).

## RESULTS

### 3.1. Abiotic factors of water and sediment

Monthly water temperature values showed a variation according to the normal annual behaviour of this parameter (Table.1). The ANOVA revealed a non-significant effect of the sampling site ( $F= 0.021$ ,  $p= 0.98$ ), but revealed an effect of the season ( $F= 4.21$ ,  $p= 0.013$ ). Temperature with the highest values and the lowest were recorded respectively during Summer in El Kala ( $32^{\circ}\text{C}$ ) and winter in Skikda ( $9^{\circ}\text{C}$ ). There is also an effect caused by seasonality (Spring:  $18.5 \pm 2.93^{\circ}\text{C}$ ; Summer  $28.11 \pm 2.26^{\circ}\text{C}$ ; Autumn;  $18.22 \pm 4.14^{\circ}\text{C}$ ; Winter:  $12.38 \pm 1.81^{\circ}\text{C}$ ; - posthoc HSD test,  $p= 0.000 < 0.001$ ).

Salinity values reflect tidal influence, rainfall, and river flow, which is observed through constant stratification throughout the year (Table.1). There was a non-significant effect between sites ( $F= 0.048$ ,  $p= 0.95$ ). On the other hand; an effect of seasonality was observed ( $F= 4.21$ ,  $p= 0.013$ ) especially in summer and autumn at the three sites.

pH levels were higher in Skikda and Annaba comparing to El Kala site with a significant effect ( $F= 412.068$ ,  $p= 0.000$ ). there was an effect of seasonality, especially during the summer.

ANOVA showed significant differences between sites ( $p = 0.000$ ) concerning water's

dissolved oxygen the values were higher in El Kala site, and at their lowest levels in Skikda (Table.1).

The sediment organic matter (Table.1) is related to grain size composition in the different sampling sites. The ANOVA showed significant differences between sites ( $p = 0.000$ ).

Sediment's pH, Conductivity, and  $\text{CaCo}_3$  values were stable during the study period with a significant difference between sites ( $p = 0.000$ ).

### 3.2. Relationships among sediment and seawater abiotic parameters

With the use of Principal Component Analysis (PCA) as a preliminary and exploratory descriptive, the approach made it possible to visualize the structuring of the temporal and spatial variation at the three sites according to 8 variables. After using a KMO test (Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy) ( $\text{KMO} = 0.652$ ) and Bartlett's test of sphericity with significance ( $p=0.000$ ) we could confirm a strong use of the PCA in our study. Two main components described 92.653% of the variation (Figure.2). Each component is described according to the dominant group of variables. The first principal component accounting for 69.833% of the variances was associated with pH of water and sediment as well as a higher value of  $\text{CaCo}_3$ . Only water salinity and water temperature were represented by the second component. Correlations were established to assess the relationships between abiotic parameters in samples of water and sediment in the three sites (Figure.2).

The results have shown that water temperature was strongly correlated to the salinity and pH of water, respectively. We observed a negative correlation between pH and dissolved oxygen.

### 3.3. General view of the distribution of sex and diet of *P. cultrifera* between the studied sites

(Table.2) showed that the number of seaworms is higher in El Kala site comparing with Annaba and Skikda respectively, but there is no significant difference between the number of specimens collected in the three studied sites ( $p=0.169$ ).

The distribution of sexes differs from a site to another, in fact, we noticed that the number of males is higher and dominant in Annaba site, Skikda site has more undifferentiated individuals, and El Kala site seems to be more balanced between males and females (Figure.3).

(Figure.4) showed an unequal distribution of the diet in the studied sites, the number of the herbivorous is higher in Annaba site, El Kala has more carnivorous specimens than Annaba and Skikda, and no significant difference for the omnivorous individuals between the three sites.

### 3.4. Spatial and seasonal diet variations

Twelve items were found in gut contents for all sampling sites (Table.3). However, from this total, only five showed a frequency of occurrence higher than 3%. These items were mucus (51%), sediment (15.6%), vegetable detritus (17.2%), Nereididae (6.7%) and Crustacea (3.8%).

The results for feeding habits of *P. cultrifera* in all sampling stations clearly show the ingestion of various food items, with differences in the occurrence of these items between sites and during the year (Figure 5).

ANOVA showed a non-effect of sampling site ( $p \geq 0.005$ ) and the season ( $p \geq 0.005$ ) on the percentage of mucus; there was no effect of the interaction between the two independent variables ( $p \geq 0.005$ ).

Results showed that mucus seems to be the most important item especially during summer/autumn periods (El Kala 52.2%; Annaba 54.7%; Skikda 55.3%), lowest values were observed during winter (El Kala 49.2%; Annaba 46.9%; Skikda 46.8%).

There were no significant differences between sampling sites concerning the amount of ingested sediment ( $p \geq 0.005$ ). Besides, noteworthy differences related to season ( $p \geq 0.005$ ) interaction ( $p \geq 0.005$ ). In autumn *P. cultrifera* ingested a higher percentage of sand (El Kala 17.39%; Annaba 15.94%; Skikda 16.92%). The lowest values were in winter and spring (El Kala 13.33%; Annaba 14.75%; Skikda 16.22%).

ANOVA results showed, for vegetable detritus, that there were no differences between sampling sites ( $F = 0.48$ ,  $p = 0.61$ ), seasons ( $F = 0.22$ ,  $p = 0.87$ ) and interaction sites and season ( $F = 0.23$ ,  $p = 0.96$ ).

Table1: abiotic parameters of water and sediment in the sampling sites.

| Site    | Sediment    |      |                      |      |                    |      |           |      | Water   |      |                |      |                         |      |        |       |
|---------|-------------|------|----------------------|------|--------------------|------|-----------|------|---------|------|----------------|------|-------------------------|------|--------|-------|
|         | pH (at 25°) |      | Conductivity (ms/cm) |      | Organic Matter (%) |      | CaCo3 (%) |      | pH      |      | Salinity (ppt) |      | Dissolved Oxygen (mg/l) |      | T (°C) |       |
|         | Mean        | SD   | Mean                 | SD   | Mean               | SD   | Mean      | SD   | Mean    | SD   | Mean           | SD   | Mean                    | SD   | Mean   | SD    |
| El Kala | 7.12        | 0.01 | 2.71                 | 0.01 | 4.40               | 0.10 | 0.45      | 0.01 | 8.03    | 0.01 | 36.83          | 0.29 | 11.52                   | 0.03 | 19.10  | 0.577 |
| Annaba  | 8.80        | 0.00 | 1.50                 | 0.00 | 1.06               | 0.01 | 3.42      | 0.33 | 8.08    | 0.01 | 36.77          | 0.25 | 8.40                    | 0.01 | 19.70  | 0.603 |
| Skikda  | 8.80        | 0.00 | 1.50                 | 0.00 | 1.76               | 0.01 | 3.56      | 0.02 | 8.18    | 0.01 | 37.39          | 0.02 | 6.10                    | 0.10 | 19.18  | 0.560 |
| F       | 84672       |      | 43923                |      | 2737.529           |      | 275.933   |      | 412.067 |      | 7.082          |      | 6083.765                |      | 1.010  |       |
| p       | 0.000       |      | 0.000                |      | 0.000              |      | 0.000     |      | 0.000   |      | 0.26           |      | 0.000                   |      | 0.148  |       |

(SD = standard deviation, F = F-test, p = P Value).

Table 2: General comparison of the distribution of sex and diet of *P. cultrifera* between the studied sites.

| Site    | Number of individuals | Sex   |        |                  | Diet        |             |            |
|---------|-----------------------|-------|--------|------------------|-------------|-------------|------------|
|         |                       | Male  | Female | Undifferentiated | Herbivorous | Carnivorous | Omnivorous |
| El Kala | 475                   | 186   | 215    | 74               | 89          | 237         | 149        |
| Annaba  | 441                   | 229   | 145    | 67               | 267         | 27          | 147        |
| Skikda  | 289                   | 73    | 77     | 139              | 166         | 25          | 98         |
| F       | 1.877                 | 3.772 | 3.391  | 4.408            | 6.358       | 13.05       | 1.729      |
| P Value | 0.169                 | 0.033 | 0.046  | 0.02             | 0.005       | 0.000       | 0.193      |

(F = Fisher test)

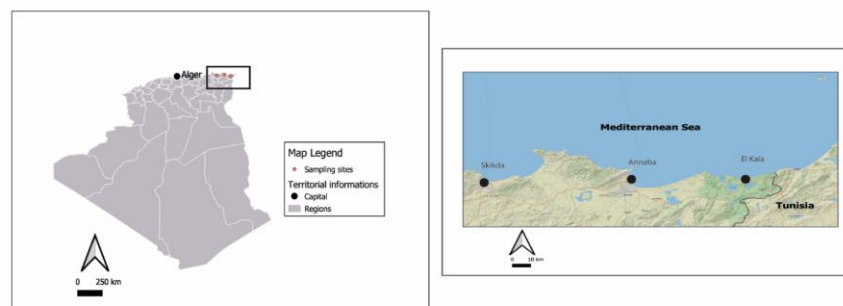
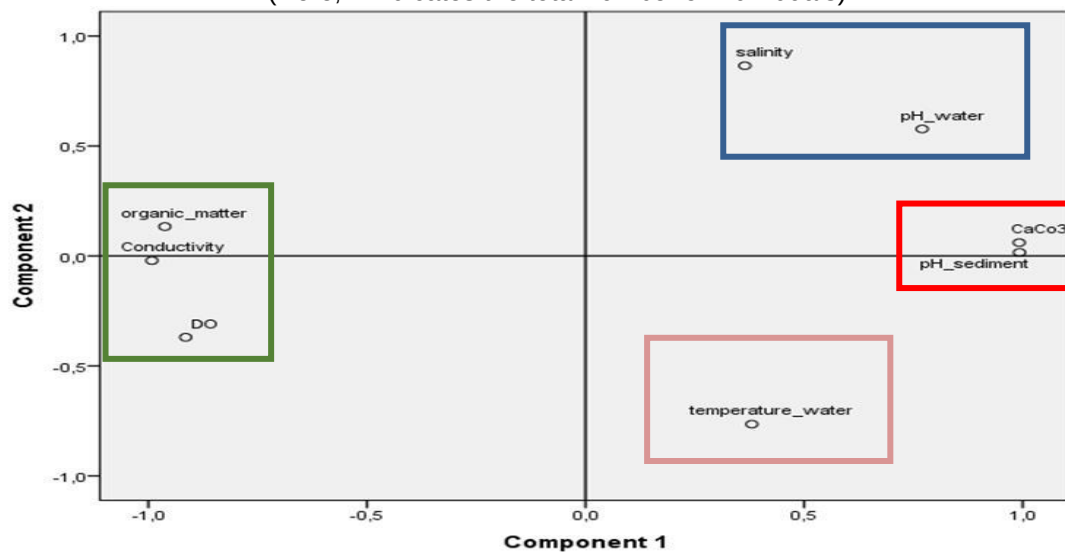


Figure 1 :Location of the sampling sites along the eastern coast of Algeria (black dots).

Table3: Gut content of *Perinereis cultrifera* in the whole sampling sites (main items in bold).

| Gut Contents (n= 883)     | %           |
|---------------------------|-------------|
| <b>Mucus</b>              | <b>51</b>   |
| <b>Sediment</b>           | <b>15.6</b> |
| <b>Vegetable detritus</b> | <b>17.2</b> |
| <b>Total Polychaeta</b>   | <b>9.2</b>  |
| Nereididae                | 6.7         |
| Polychaeta (unidentified) | 2.5         |
| <b>Total Crustacea</b>    | <b>3.8</b>  |
| Isopoda (unidentified)    | 1           |
| Amphipoda (unidentified)  | 0.6         |
| Crustacea (remains)       | 2.2         |
| <b>Others</b>             | <b>3.2</b>  |
| Gastropoda                | 0.5         |
| Bivalvia                  | 0.9         |
| Insecta (unidentified)    | 0.6         |
| (unidentified)            | 1.2         |

(Here, n indicates the total number of individuals).



**Figure 2** :Principal component analysis (PCA) based on the spatiotemporal variation. Component1: 69.83%, Component 2: 22.82%. correlation circle of variables assayed with the first two principal axes.

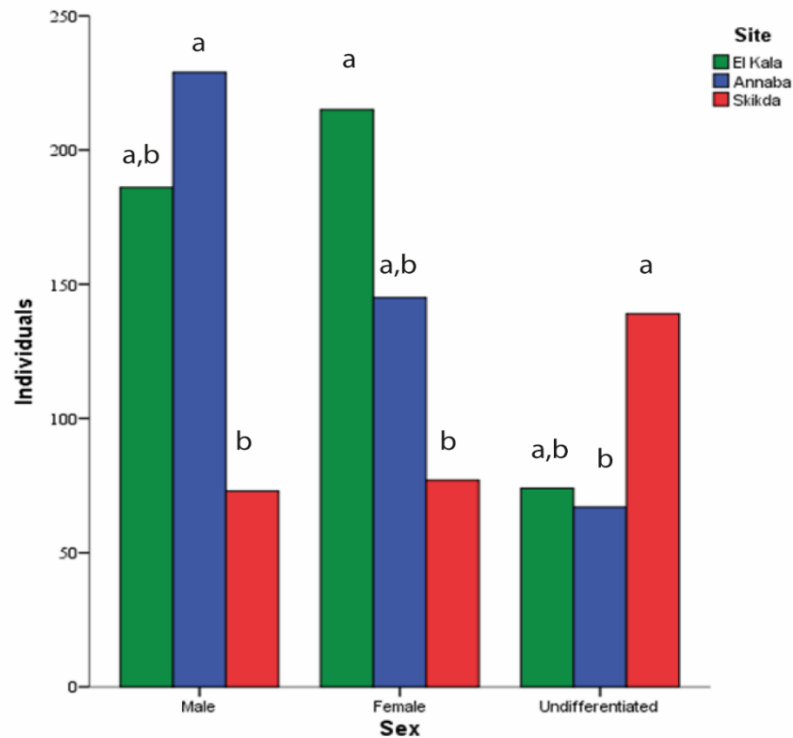


Figure 3: Sex distribution of *P. cultrifera* in the sampling sites. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ( $p < 0.05$ , Tukey test).

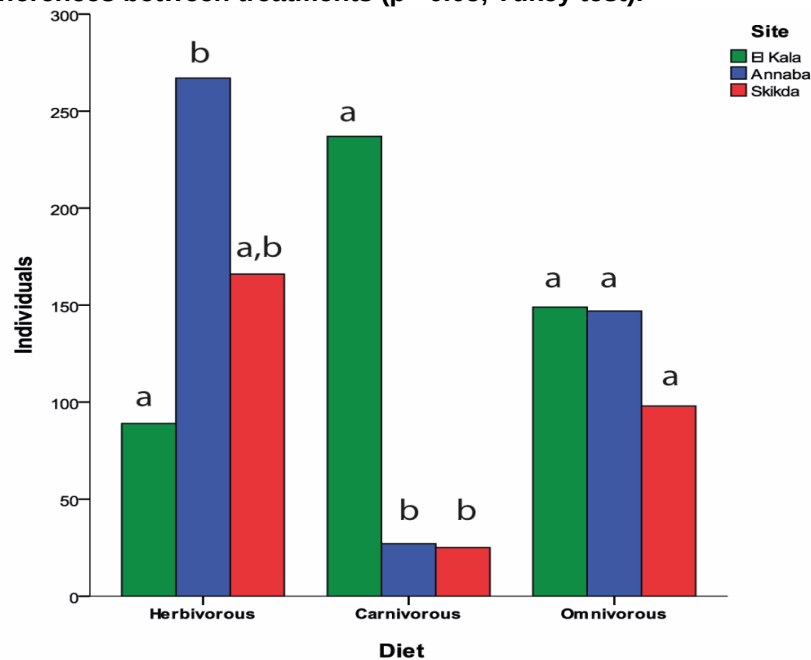


Figure 4: Diet distribution of *P. cultrifera* in the sampling sites. Different letters indicate statistically significant differences between treatments ( $p < 0.05$ , Tukey test).

Parapods and rests of *P.cultrifera*, as well as some other Nereididae, were found in the samples suggesting cannibalistic behaviour. The ANOVA showed a non-significant marginal effect for the sampling sites ( $F= 0.34$ ,  $p = 0.79$ ) and a non-significant effect for the season of the year ( $F= 0.13$ ,  $p = 0.87$ ). Although, the same analysis revealed a non-significant effect of the interactions between variables ( $F= 0.18$ ,  $p = 0.98$ ).

There were non-significant effects away from the sampling sites ( $F = 1.57$ ,  $p= 0.20$ ) on the percentage of total Crustaceans items found in the digestive tract of *Perinereiscultrifera*. These observations were found for seasons effect ( $F = 0.44$ ,  $p= 0.72$ ) and interaction between variables ( $F = 0.88$ ,  $p= 0.50$ ). The highest values were observed in El Kala site in winter (10%), Annaba in summer (4.7%), and Skikda in autumn (4.6%).

For the increment of the item "other" (different animal groups found in small quantities; see Table.3), results showed higher values in this item in winter (Figure. 5) was due to the presence of a variety of these items. In spring, a slight decrease was observed in all sampling sites (Figure. 5).

(Figure. 6) shows the contents for each site and a graph formed by the whole of the sampling sites. All crustaceans and polychaetes found were grouped for all sampling sites, as well as other items were grouped in one variable.

The analysis of this figure makes clear the main gradients found in the diet of this species from EL Kala, Annaba, and Skikda. A slight decrease of sand and increased predation of crustaceans and polychaetes from El Kala comparing to Annaba and Skikda respectively.

### 3.5. Body size, body weight, and sex effects on diet

Results showed a significant difference between the three sizes studied (S1, S2, and S3) (posthoc HSD test,  $p<0.05$ ) for mucus, sand, vegetable detritus, and polychaetes (Table.4). Smaller individuals (S1) ingest a higher quantity of sediment ( $S1>S2>S3$ ) and a lower quantity of polychaetes ( $S1<S2<S3$ ). On the other hand, larger individuals (S3) ingest more algae and polychaetes and have lower mucus values ingested. The feeding strategies have changed between S1, S2, and S3 size classes, ingesting the latter higher quantities of mucus (Table.4).

The results of the three category sizes (W1, W2, W3) showed statistical differences between them for mucus, sand, vegetable detritus, and polychaetes (Table.4). Heavier individuals (W3) ingest more algae and polychaetes comparing to light individuals (W1) and medium (W2) (Table.4). There is no significant difference between the three weight classes about "crustacean" and "others" items.

(Figure.7) shows the relationship between the length and the weight of *P.cultrifera* in the studied sites. Results showed that generally, individuals with higher length are heavier with some exceptions; some worms were small with a high weight, and some were big with lightweight. Results showed that individuals from El Kala were bigger comparing to Annaba and Skikda respectively (Figure.7).

There were no significant differences in food contents between males and females (Table.5) excepted for the polychaetes item where we found that males are tended to ingest polychaetes than females ( $p= 0.003$ ).

**Table 4: Comparison (ANOVA) of gut contents of *P. cultrifera* (%) separated in different size classes: (S1) small, (S2) medium, (S3) large, and Comparison (ANOVA) of gut contents of *P. cultrifera* (%) separated in different weight classes: (W1) light, (W2) medium, (W3) heavy.**

|                    |     | S1                |     | S2                |     | S3                |        |       |
|--------------------|-----|-------------------|-----|-------------------|-----|-------------------|--------|-------|
|                    | n   | mean $\pm$ se     | n   | mean $\pm$ se     | n   | mean $\pm$ se     | F      | p     |
| Mucus              | 294 | 52.04 $\pm$ 0.029 | 295 | 62.71 $\pm$ 0.028 | 294 | 38.1 $\pm$ 0.028  | 18.65  | 0.000 |
| Sediment           |     | 36.73 $\pm$ 0.028 |     | 8.47 $\pm$ 0.016  |     | 1.7 $\pm$ 0.007   | 9.92   | 0.000 |
| Vegetable detritus |     | 3.06 $\pm$ 0.01   |     | 11.86 $\pm$ 0.018 |     | 36.73 $\pm$ 0.028 | 7.31   | 0.000 |
| Polychaeta         |     | 2.72 $\pm$ 0.009  |     | 8.81 $\pm$ 0.016  |     | 15.99 $\pm$ 0.021 | 16.07  | 0.000 |
| Crustacea          |     | 2.38 $\pm$ 0.008  |     | 1.36 $\pm$ 0.006  |     | 2.72 $\pm$ 0.009  | 0.34   | 0.709 |
| Others             |     | 4.08 $\pm$ 0.011  |     | 2.71 $\pm$ 0.009  |     | 2.72 $\pm$ 0.009  | 0.55   | 0.575 |
|                    |     | W1                |     | W2                |     | W3                |        |       |
|                    | n   | mean $\pm$ se     | n   | mean $\pm$ se     | n   | mean $\pm$ se     | F      | p     |
| Mucus              | 295 | 55.93 $\pm$ 2.895 | 293 | 53.24 $\pm$ 2.920 | 295 | 43.73 $\pm$ 2.893 | 4.888  | 0.008 |
| Sediment           |     | 28.81 $\pm$ 2.641 |     | 11.60 $\pm$ 1.874 |     | 6.44 $\pm$ 1.432  | 32.869 | 0.000 |
| Vegetable detritus |     | 7.46 $\pm$ 1.532  |     | 15.36 $\pm$ 2.110 |     | 28.81 $\pm$ 2.641 | 25.441 | 0.000 |
| Polychaeta         |     | 2.37 $\pm$ 0.888  |     | 10.92 $\pm$ 1.825 |     | 14.24 $\pm$ 2.038 | 13.629 | 0.000 |
| Crustacea          |     | 3.05 $\pm$ 1.003  |     | 6.48 $\pm$ 1.441  |     | 3.39 $\pm$ 1.160  | 2.425  | 0.089 |
| Others             |     | 2.71 $\pm$ 0.947  |     | 4.10 $\pm$ 1.257  |     | 2.71 $\pm$ 0.947  | 0.567  | 0.567 |

(n = indicates the number of individuals, SE = Standard error).

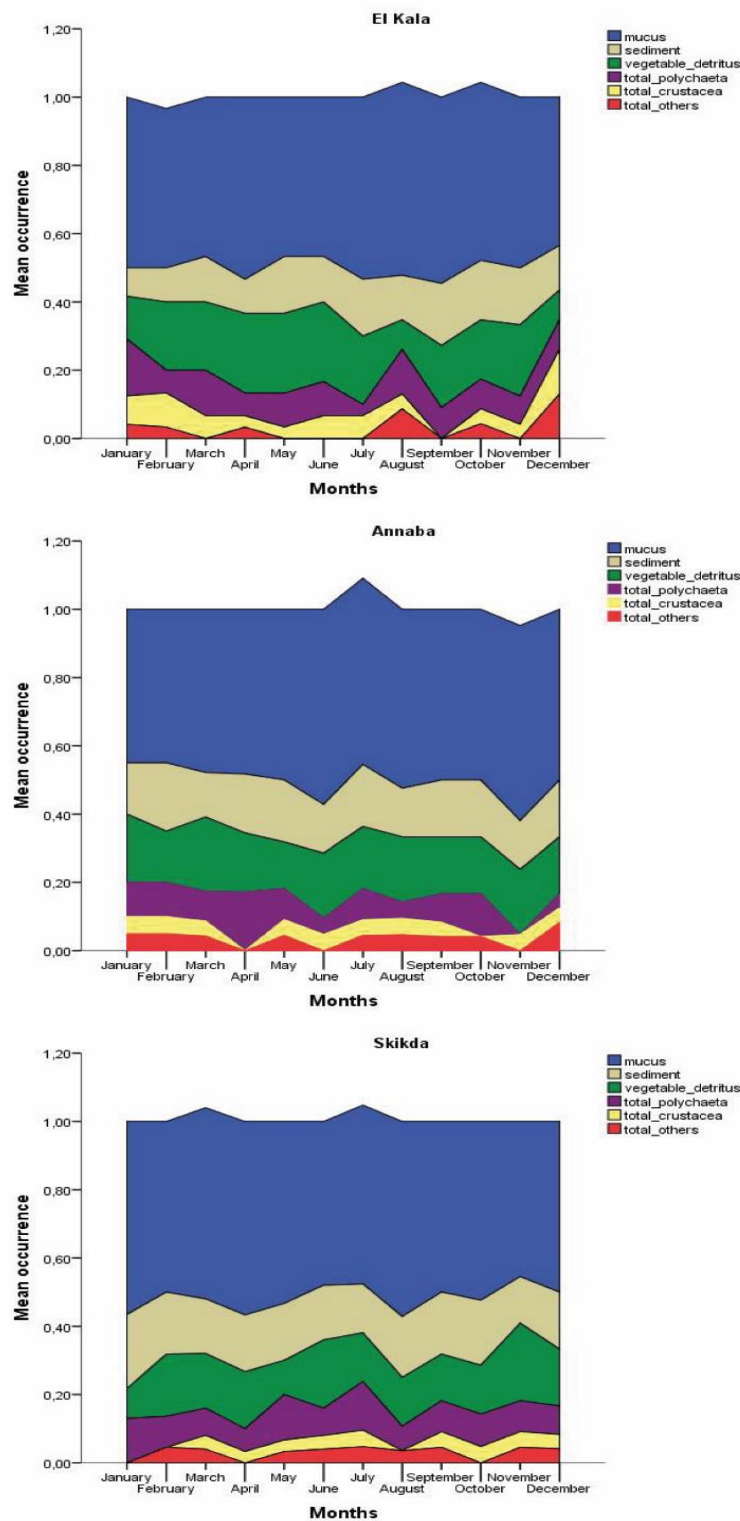
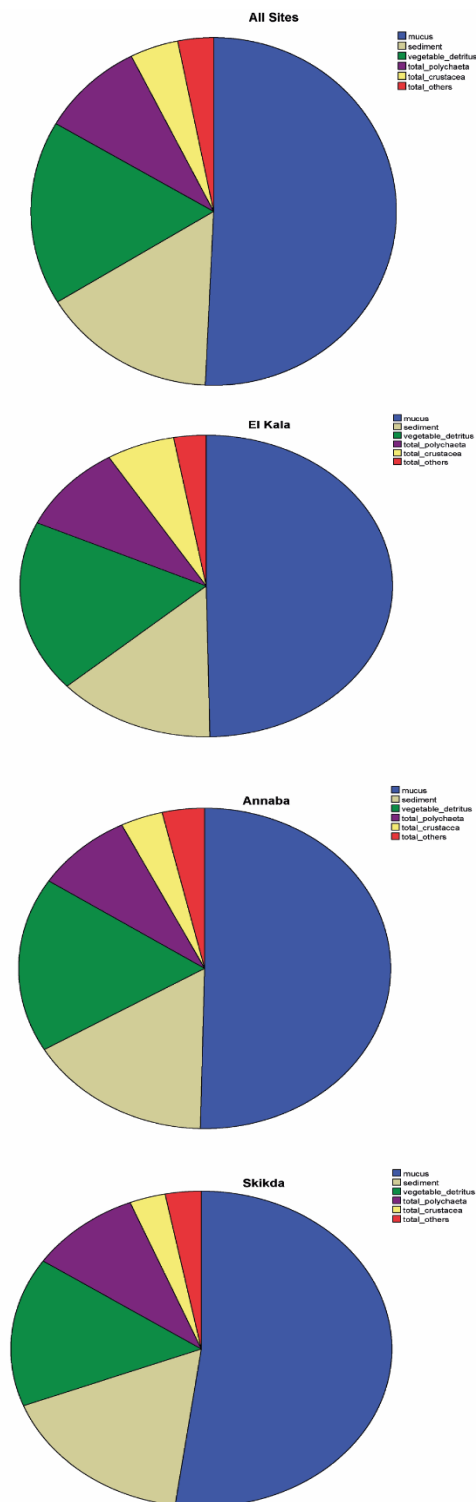
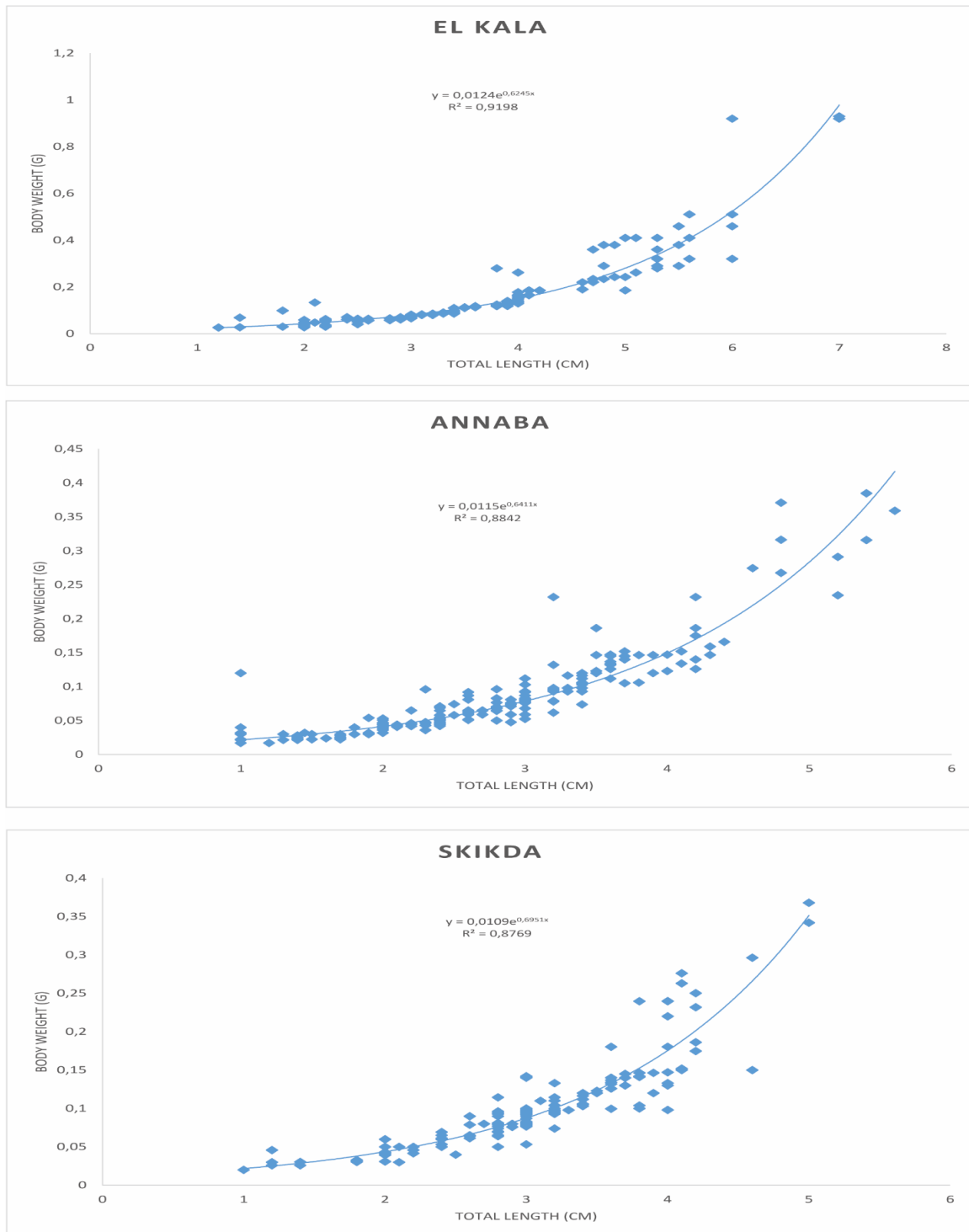


Figure 5: Different items ingested by *Perinereis cultrifera* in all sampling sites showing the ingestion of various food items between sites and during the year.



**Figure 6: Main gut content of *Perinereis cultrifera* (%) in the whole sampling sites and in each site separately.**



**Figure 7: Length to weight relationship of *Perinereis cultrifera* in the three sampling sites (n=200, in each site).**

**Table 5 :Male and female *P. cultrifera* gut contents (%).**

|                           | Male (n= 229)    | Female (n= 654)  |       |       |
|---------------------------|------------------|------------------|-------|-------|
|                           | mean $\pm$ sd    | mean $\pm$ sd    | F     | p     |
| <b>Mucus</b>              | 45.85 $\pm$ 0.49 | 52.75 $\pm$ 0.49 | 3.231 | 0.072 |
| <b>Sediment</b>           | 12.66 $\pm$ 0.33 | 16.67 $\pm$ 0.37 | 2.061 | 0.151 |
| <b>Vegetable Detritus</b> | 21.40 $\pm$ 0.41 | 15.75 $\pm$ 0.36 | 3.805 | 0.051 |
| <b>Polychaeta</b>         | 13.97 $\pm$ 0.34 | 7.49 $\pm$ 0.26  | 8.616 | 0.003 |
| <b>Crustacea</b>          | 5.68 $\pm$ 0.23  | 3.82 $\pm$ 0.19  | 1.341 | 0.247 |
| <b>Others</b>             | 4.37 $\pm$ 0.20  | 2.75 $\pm$ 0.17  | 1.341 | 0.248 |

(n = indicates the number of individuals, SD = Standard deviation, F = Fisher test, P = P value).

## DISCUSSION

The study of the physico-chemical parameters of the sediments aims to specify the sedimentological characteristics to determine the environmental conditions. The study of the sediments collected from the study sites made it possible, on the one hand, to characterize in detail the granulometry of the sediment cover and, on the other hand, to establish the spatial variations of these characteristics. Our results on the sediment analyzes show that the El Kala site has a neutral pH, while the Annaba site, Skikda has a basic pH, this corresponds with the important values obtained by the determination of limestone contents in the sediments studied, and with the work of (Ben Bouih et al. 2005) mentioning that the neutral and basic character reflects the nature of the sediments, dominated by limestone soils. The conductivity of the sediments is very high at all the stations studied, indicating that the sediments studied are rich in monovalent and divalent ions. The recorded results of the particle size fraction show that these sediments are made up of the larger fractions of silt and sand and devoid of the clay fraction. The organic matter contents show that the sediments studied are not loaded with organic matter. The carbonate contents obtained vary and are very high in the site of Annaba and Skikda compared to El Kala. These results are in agreement with the granulometric data obtained, where these stations are characterized by the presence of coarse silt and sand fractions with high contents compared to other fractions and with low contents of organic matter. Our results agree with those of (Ben Bouih et al. 2005), who noted that these carbonates are abundant in the coarse fraction and accompanied by a low percentage in organic matter.

Knowledge of the Physico-chemical parameters of water is necessary for understanding the different behaviours of chemical species and detecting the influence of

natural and anthropogenic contributions. Thus, temperature changes can affect the catalytic efficiency and the binding capacity of enzymes (Hochachka and Somero, 2014) and can also upset the oxygen balance in tissues. Biochemical responses can also be impacted by hypoosmotic stress (Hamer et al. 2008). The temperature acts on the phenomenon of photosynthesis, which is responsible for the multiplication of our species (algae), whose role is very important in the solubility of salts and especially gases. On the other hand, it influences the pH. The median value of 7 at 25 ° C corresponds to a neutral solution (De Villers et al. 2005). It also makes it possible to correct the analysis parameters whose values are related to temperature (conductivity). The values observed show that the pH is increasingly neutral in the three stations both in wet and dry seasons. Indeed, the average pH value in the two stations (Annaba and Skikda), which receive the influence of urban and industrial discharges, is "8.2". The latter is greater than 8, thus indicating a slight alkalization of the medium. The salinity of the three sites varies from 31 ppt to 44 ppt during the annual campaign. It is in the names which provide for contents between 35 ppt and 45 ppt (Huppertz et al. 1987). The salinity of closed or isolated seas may be different from that of large oceans. The lowest average value is recorded at the El Kala site with 31 ppt in December. Salinity can also vary throughout the year and depending on the season. The conductivity of seawater undergoes significant variations depending on temperature and salinity. Our conductivity results vary between 39 and 60 ms/cm. The latter value is found on the Annaba site in June. However, these results remain practically within the standards since the electrical conductivity is of the order of 40 to 53 ms/cm, at a temperature of 25 ° C (Marcet, 1919). The average dissolved oxygen value is 10.6, 7.5, and 7 mg / L respectively in El Kala, Annaba, and Skikda. The El Kala site has the highest dissolved

oxygen values, this site is the most entrophied, measurements were made during the day when photosynthesis was intense (Ramade, 2002). Conversely, the sites of Annaba and Skikda by pollution represent the lowest values of dissolved oxygen (Taleb et al. 2004). Dissolved oxygen is higher at low water than at high water, due to more intense photosynthetic activity, in fact, at low water, an algal bloom, with the production of oxygen by photosynthesis increases the rate of dissolved oxygen (Audry et al. 2004). The results obtained in this study are similar to other studies conducted by (Guemouda et al. 2014; Meghlaoui et al. 2015, a; Snani et al. 2015) at the same sites, except for the dissolved oxygen and pH where in this study a statistically significant difference was observed between the three sites regarding the levels of the two parameters; which could suggest an alteration of the environments at Annaba and Skikda.

Monthly biometric measurements show a similar evolution in individuals of the three populations: weight and total body length. The weight increases gradually at the start of the study period, reaching a maximum value in the spring at all three sites (ElKala, Annaba, and Skikda). This increase is followed by a decrease in weight in early summer. This corresponds with the breeding season. Work carried out on macrobenthic species exposed to environmental pollution could exhibit slow growth (Peteiro et al. 2006; Soto et al. 2000). This could be associated with episodes of chemical stress which involve a loss of weight of the tissues of the organisms, linked to the mobilization of energy reserves for their detoxification (Modassir and Ansari, 2000). Even if the individuals from the three sites show a similar evolution, we see that the average weight in individuals from ElKala is higher than those from Annaba and Skikda. Our results are in agreement with several works carried out on *P. cultrifera* and other polychaetes showing that these biometric parameters in the worms coming from the contaminated site are always lower than the reference site (Durou et al. 2008; Gillet et al. 2008; Meghlaoui et al. 2015, b; Mouneyrac et al. 2010).

As for the weight, the size of the individuals of the three study sites varies in the same way and during the same period of the year, it reaches its maximum in spring then decreases in summer reaching at the same time its minimum. This is in agreement with a study carried out showing the effect of environmental stress on Polychaete Annelids in the Skikda and ElKala site

(Guemouda et al. 2014), by revealing the existence of a pollution effect on weight and height. in females of *P. cultrifera*. The individuals collected at Skikda (contaminated site) are smaller than those collected at El-Kala (reference site) and the difference between the two populations is very important. (Dutrieux et al., 1989), indicate that chronic exposure to organic pollutants of a species of Nereididae (Nereis) results in a decrease in mean size as a function of the pollution gradient.

Earlier studies of the activity of benthic invertebrates focused on feeding behaviour, deposit or suspension-feeding rates, and particle selection about food availability and environmental conditions e.g. (Cammen, 2013; Taghon and Greene, 1992). More research that is recent has included inter- and intra-specific interactions (Miron et al. 1991; Rosenberg et al. 1997), responses to environmental change (Ouellette et al., 2004), and territoriality (Miron et al. 1992). While the behavioral repertoires are known only for a few benthic invertebrates (Evans, 1971; Grelon et al. 2006).

*Perinereis cultrifera* worms with an empty digestive tract were found in the study area. According to (Fidalgo e Costa et al. 2006), two main explanations may be used for these results: 1) the increase of predatory activity showed a large number of worms with only a few unidentifiable remains on the gut contents, pointing out (Gaston, 1987) statement that empty digestive tracts can reveal a predatory feeding strategy, in which digestion is completed more quickly, as opposed to the digestion of vegetable matter rich in cellulose. 2) the existence of a noticed continuous reproductive activity throughout the year (Fidalgo e Costa et al. 1998), in which the gut was reabsorbed and feeding ceased, as observed for this species and other Nereididae during its sexual maturity period (Golding and Yuwono, 1994; Last and Olive, 1999).

As observed in our study, the diet of *P. cultrifera* was contingent on a spatial scale. No regional differences in the diet of *P. cultrifera* were found. This suggests that although assemblages of potential food differ at these regional scales (Cole and McQuaid, 2010).

It is known that *P. cultrifera* as an omnivore species (Scaps, 2002) prefers algae, diatoms, and organic detritus (Goerke, 1971). According to Reish (1954) and (Barnes and Fauchald, 1979), but in our study, we observed an active filter-feeding behaviour through the production of a

mucus net combined with a carnivore strategy.

Mucus, the most frequent item found in the digestive tracts, is not by itself a food item; it is an aggregation complex of organic matter, bacteria, fungi, phytoplankton, and micro-phytobenthos. The little differences in mucus amount between El Kala and the other sites were certainly based on its less eutrophic state (Cancela da Fonseca et al. 2001). This fact can be explained by i) the reduced quantity of particulate material in the water column, or ii) a favorable new feeding option as the capture of crustaceans and insect larvae (Costa et al. 2006). Mucus ingestion changed between size classes (Table.4), which maybe due to an ontogenetic change in feeding habits. Large individuals, acquire detritivorous habits feeding more frequently on the surface of the sediment. Possibly this strategy is due to the preference of ingesting algae and less mucus. On the other hand, small individuals with a different physical condition consumed fewer vegetables and polychaetes than others with an average amount of mucus.

The frequent presence of sediment mainly sand in the digestive tract contents of *P.cultrifera*, which swallows large amounts of sediment in the sweep-and-plow food-searching strategy. This item may also have been overvalued once it was extremely persistent in the digestive tract because the digestive processes like the other mentioned items do not attack it. Like mucus, it shows microalgae glued to its surface (mainly diatoms), but also microfauna existing in the interstitial space (Lucas and Bertru, 1997; Tita et al. 2000). The amount of sediment ingested was different from EL Kala, Annaba, and Skikda with significant differences respectively. Consequently, those changes between the size classes suggest adaptative behaviour including a seasonal contribution of particulate organic matter (OM) (Magalhães et al. 1987). Therefore, when the OM amount is higher one may expect that *P.cultrifera* adopts a predominantly filter-feeding behaviour, reducing the amount of sand ingested. On the other hand, a reduced organic flow may increase ingested sand as it was found in Annaba and Skikda sampling sites. Our results are in adequation with several works from (Costa et al. 2006; McLachlan, 1996; Meadows et al. 1990; Tamaki, 1987; Turner et al. 1995).

Our work confirms a study of (Scaps et al. 1992), who demonstrated that adults preferentially ingest, regardless of the nature or degree of decomposition, many species of green and brown algae (*Fucus sp*, *Ulva Lactuca*, *Ascophyllum*

*nodosum*) found on the Channel coast.

Detritus has an important role as a food source both in the freshwater and marine benthic communities. It is made up of all kinds of biogenic materials such as bacteria, protozoa, micro and macroalgae, parts of vascular plants in various degrees of decomposition, which may contain the energy to be used by the species consumers (Hansen and Kristensen, 1998; Tenore, 1977). In the study area, *P.cultrifera* used detritus as a food source in all sampling stations, especially vegetable detritus such as algae and roots with a preference for green algae. The sampling sites revealed variations in the percent occurrence of ingested vegetable detritus which increased according to animal size (Table.4), which may be related to the capacity of metabolizing the detritus amount inside a system, with a more torrential character (Magalhães et al.1987).

The digestive contents of *P.cultrifera* in the present study confirm the results of previous studies (Mcintosh, 1907; Bogucki, 1953; Fidalgo e Costa, 2006), which suggest cannibalistic behaviour in other species such as *N.diversicolore*, which is mostly studied for its feeding ecology. It showed a reproduction period in spring in all sites (Snani et al. 2015) for this reason the presence of larvae and juveniles in the gut contents was frequent at almost all sites (Figure 4). The larvae, juveniles, and parts of individuals found in the gut contents suggest that cannibalism follows the life cycle of this species and showed a slight increase after the referred early spring peak of larva with the growth of juveniles and the beginning of an active free benthic life (Fidalgo e Costa et al.1998).

feeding strategy of *Perinereis cultrifera* consists of prospecting the surface of the sediments and then, after taking food with the jaws, the worm retracts inside its gallery to consume the food (Scaps, 2002); adding to that in this study the filter-feeding behaviour observed could be considered as a compliment due to predation risk (Masson et al. 1995) and Biomass effect.

In the future, it would be interesting to verify the relation between food preferences and predation risk in the laboratory. It would also be interesting to determine in the laboratory the effects of xenobiotics on the feeding strategy of *Perinereis cultrifera*.

## CONCLUSION

The study of the abiotic parameters that are important for the growth and maturation of

*Perinereis cultrifera*, revealed differences between the three studied sites. Individuals from El Kala (reference site) had bigger weight, length, and differentiated sexes comparing with Annaba and Skikda where the degree of pollution is more consequent.

The present study showed that despite the differences in pollution levels between sites *Perinereis cultrifera* has followed more or less the same feeding behaviour; it could be explained by the adaptive capacity of the species to their biotope conditions, or the concentration of xenobiotics was not enough relevant to induce alteration on the seaworms diet.

The investigation revealed that diet changed slightly according to the sampling site, season and specimen sizes (larger individuals ingest more algae and polychaete) with a preference of *P.cultrifera* to green algae.

No difference in digestive contents between sexes despite the evidence of higher carnivore behaviour for the males of *Perinereis cultrifera* than females.

#### CONFLICT OF INTEREST

The authors declared that present study was performed in absence of any conflict of interest.

#### ACKNOWLEDGEMENT

We are thankful to the staff of the Laboratory of Applied Animal Biology for their help and assistance, all who have facilitated the realization of this scientific contribution.

#### AUTHOR CONTRIBUTIONS

Conceived and designed the experiments: T.Daas, P.Scaps; performed the experiments: N,Z.Belfetmi; Analyzed the data: N,Z.Belfetmi, O.Maamcha,. Contributed materials/ analysis/ tools: T.Daas, O.Maamcha. Wrote the original paper: N,Z.Belfetmi. Edited and reviewed the final draft: T.Daas, O.Maamcha,P.Scaps. All authors read and approved the final version.

#### Copyrights: © 2021@ author (s).

This is an open access article distributed under the terms of the [Creative Commons Attribution License \(CC BY 4.0\)](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original author(s) and source are credited and that the original publication in this journal is cited, in accordance with accepted academic practice. No use, distribution or reproduction is permitted which does not comply

with these terms.

#### REFERENCES

- Aberson, M.J.R., Bolam, S.G., Hughes, R.G., 2016. The effect of sewage pollution on the feeding behaviour and diet of Hediste (Nereis diversicolor (O.F. Müller, 1776)) in three estuaries in south-east England, with implications for saltmarsh erosion. Mar. Pollut. Bull. 105, 150–160. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.02.033>
- Aguado, M.T., Glasby, C.J., Schroeder, P.C., Weigert, A., Bleidorn, C., 2015. The making of a branching annelid: An analysis of complete mitochondrial genome and ribosomal data of Ramissyllis multicaudata. Sci. Rep. 5. <https://doi.org/10.1038/srep12072>
- Anne P. (1945). Dosage rapide du carbone organique des sols. Ann. agron. 2:161-172
- Audry, S., Blanc, G., Schäfer, J., 2004. Cadmium transport in the Lot-Garonne River system (France) - Temporal variability and a model for flux estimation. Sci. Total Environ. 319. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(03\)00405-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(03)00405-4)
- Barnes, M., Fauchald, K., 1979. THE DIET OF WORMS: A STUDY OF POLYCHAETE FEEDING GUILDS 193–284.
- Ben Bouih, H., Nassali, H., Leblans, M., Srhiri, A., 2005. Contamination en métaux traces des sédiments du lac Fouarat (Maroc). Afrique Sci. Rev. Int. des Sci. Technol. 1. <https://doi.org/10.4314/afsci.v1i1.35403>
- Bocher, P., Robin, F., Kojadinovic, J., Delaporte, P., Rousseau, P., Dupuy, C., Bustamante, P., 2014. Trophic resource partitioning within a shorebird community feeding on intertidal mudflat habitats. J. Sea Res. 92. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2014.02.011>
- Bogucki, M. (1953). Rozród i rozwój wieloszczeta *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) w Bałtyku. The reproduction and development of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) in the Baltic Sea. Polskie Archiwum Hydrobiologii, 14: 251-270.
- Butterfield, N.J., 2003. Exceptional fossil preservation and the Cambrian explosion, in: Integrative and Comparative Biology. <https://doi.org/10.1093/icb/43.1.166>
- Cammen, L.M., 2013. The Relationship Between Ingestion Rate of Deposit Feeders and Sediment Nutritional Value.

- <https://doi.org/10.1029/ln031p0201>
- Cancela da Fonseca, L., Duarte, P., Pombo Gaspar, F., 2001. TROPHIC GROUP PATTERNS OF MACROBENTHOS IN BRACKISH COASTAL SYSTEMS. Bol. Mus. Mun. Funchal Sup. N° 6.
- Cole, V.J., Mcquaid, C.D., 2010. Bioengineers and their associated fauna respond differently to the effects of biogeography and upwelling. Ecology 91. <https://doi.org/10.1890/09-2152.1>
- Costa, P.F. e, Oliveira, R.F., Fonseca, L.C. da, 2006. Feeding ecology of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida, Polychaeta) on estuarine and lagoon environments in the southwest coast of Portugal. Panam. J. Aquat. Sci.
- De Villers, J., Squilbin, M., Yourassowsky, C., 2005. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: Cadre général. L'eau à Bruxelles.
- Dean, H.K., 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review 56, 11–38.
- Durou, 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 Res. 42, 2157–2165. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.028>
- Durou, C., Poirier, L., Amiard, J.C., Budzinski, H., Gnassia-Barelli, M., Lemenach, K., Peluhet, L., Mouneyrac, C., Rom??o, M., Amiard-Triquet, C., 2007. Biomonitoring in a clean and a multi-contaminated estuary based on biomarkers and chemical analyses in the endobenthic worm *Nereis diversicolor*. Environ. Pollut. 148, 445–458. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.022>
- Dutrieux, E., Martin, F., Guelorget, O., 1989. Oil pollution and polychaeta in an estuarine mangrove community. Oil Chem. Pollut. 5. [https://doi.org/10.1016/S0269-8579\(89\)80014-0](https://doi.org/10.1016/S0269-8579(89)80014-0)
- Evans, S.M., 1971. Behavior in Polychaetes. Q. Rev. Biol. 46. <https://doi.org/10.1086/407004>
- Fidalgo E Costa, P., Brotas, V., Cancela Da Fonseca, L., 2002. Physical characterisation and microphytobenthos biomass of estuarine and lagoon environments of the Southwest coast of Portugal. Limnetica 21, 69–80.
- Fidalgo e Costa, P., Sardá, R., Cancela da Fonseca, L., 1998. life cycle, growth and production of the polychaete nereis diversicolor o.f. muller in three lagoonal estuarine systems of the southwestern portuguese coast (odeceixe, aljezur and carrapateira). ecologie 29.
- Galvan, K., Fleeger, J.W., Peterson, B., Drake, D., Deegan, L.A., Johnson, D.S., 2011. Natural abundance stable isotopes and dual isotope tracer additions help to resolve resources supporting a saltmarsh food web. J. Exp. Mar. Bio. Ecol. 410. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.08.007>
- Gaston, G., 1987. Benthic Polychaeta of the Middle Atlantic Bight: feeding and distribution. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36. <https://doi.org/10.3354/meps036251>
- 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). Estuar. Coast. Shelf Sci. 76, 201–210. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.07.004>
- Golding, D.W., Yuwono, E., 1994. Latent capacities for gametogenic cycling in the semelparous invertebrate *Nereis*. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 91. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.25.11777>
- Goerke H. (1971) - Die Ern.hrungsweise der *Nereis* arten (Polychaeta Nereidae) der deutschen Küsten. Veröff Int Mersforsch Bremerh., 13 : 1-50.
- Graciela, L., Samaniego, S., Sardá, R., Barcelona, B., 2012. Distribution of Soft-Bottom Polychaetes Assemblages At Different Scales in Shallow Waters of the Northern Mediterranean Spanish Coast.
- Grelon, D., Morineaux, M., Desrosiers, G., Juniper, S.K., 2006. Feeding and territorial behavior of *Paralvinella sulfincola*, a polychaete worm at deep-sea hydrothermal vents of the Northeast Pacific Ocean 329, 174–186. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2005.08.017>
- Grübe E., 1840. Actinien, Echinodermen und Würmer des Adriatischen und Mittelmeers. J.H.Bon, Königsberg, 92 p. <https://www.biodiversitylibrary.org/item/40483>
- Guemouda, M., Meghlaoui, Z., Daas, T., Daas-Maamcha, O., Scaps, P., 2014. Monitoring pollution in East Algerian coasts using biochemical markers in the polychaete annelid *Perinereis cultrifera*. Ann. Biol. Res. 5, 31–40.
- Hamer, B., Jakšić, Ž., Pavičić-Hamer, D., Perić, L., Medaković, D., Ivanković, D., Pavičić, J.,

- Zilberberg, C., Schröder, H.C., Müller, W.E.G., Smolaka, N., Batel, R., 2008. Effect of hypoosmotic stress by low salinity acclimation of Mediterranean mussels *Mytilus galloprovincialis* on biological parameters used for pollution assessment. *Aquat. Toxicol.* 89. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.06.015>
- Hansen, K., Kristensen, E., 1998. The impact of the polychaete *Nereis diversicolor* and enrichment with macroalgal (*Chaetomorpha linum*) detritus on benthic metabolism and nutrient dynamics in organic-poor and organic-rich sediment. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 231. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(98\)00070-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(98)00070-7)
- Hochachka, P.W., Somero, G.N., 2014. Biochemical adaptation, *Biochemical Adaptation.* <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-395521-0.50011-7>
- Hutchings, P., 1998. Biodiversity and functioning of polychaetes in benthic sediments. *Biodivers. Conserv.* 7. <https://doi.org/10.1023/A:1008871430178>
- Huppertz W. et Meissner H., 1987 - Effect of the temperature and Salt Content of Sea Water on the Corrosion Behaviour of Aluminium. *Worst-off und Korrosion*, vol. 38, 709-710.
- Jumars, P.A., Dorgan, K.M., Lindsay, S.M., 2015. Diet of Worms Emended: An Update of Polychaete Feeding Guilds. *Ann. Rev. Mar. Sci.* 7, 497–520. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-020007>
- Last, K.S., Olive, P.J.W., 1999. Photoperiodic control of growth and segment proliferation by *Nereis* (*Neanthes*) *virens* in relation to state of maturity and season. *Mar. Biol.* 134. <https://doi.org/10.1007/s002270050537>
- Le Gal Y, Laurent Lagadic, S. Le Bras, Thierry Caquet. Charge énergétique en adénylates (CEA) et autres biomarqueurs associés au métabolisme énergétique. *Biomarqueurs en écotoxicologie, aspects fondamentaux.*, Elsevier Mason SAS, 1997, 2-225-83053-3. (hal-02841820).
- Lucas, F., Bertru, G., 1997. Bacteriolysis in the gut of *Nereis diversicolor* (O.F. Muller) and effect of the diet. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 215. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(97\)00051-8](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(97)00051-8)
- Magalhães, F., Cancela da Fonseca, L., Bernardo, J.M., Costa, A.M., Moita, I., Franco, J.E. & Duarte, P. (1987). Physical characterisation of the Odeceixe, Aljezur and Carrapateira lagunary systems (SW Portugal). *Limnetica*, 3: 211-218.
- Marcet A., Phil. Trans. Royal Society n°206, p.161 (1919)
- Masson, S., Desrosiers, G., Retiere, C., 1995. Periodicite d'alimentation du polychete *Nereis diversicolor* (O.F. Muller) selon les changements de la maree. *Ecoscience* 2. <https://doi.org/10.1080/11956860.1995.11682264>
- McLachlan, A., 1996. Physical factors in benthic ecology: Effects of changing sand particle size on beach fauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 131. <https://doi.org/10.3354/meps131205>
- McIntosh, W.C. (1907). On the reproduction of *Nereis diversicolor*. *Annals and Magazine of Natural History*, 20: 176-185.
- Meadows, P.S., Tait, J., Hussain, S.A., 1990. Effects of estuarine infauna on sediment stability and particle sedimentation. *Hydrobiologia* 190. <https://doi.org/10.1007/BF00008194>
- Meghlaoui, Zoubeida, Daas, T., Snani, M., Daas-Maamcha, O., Scaps, P., 2015(a). Annual variations of the presence of Nereididae (Annelida: Polychaeta) from intertidal rocky shores along the east coast of Algeria. *Check List* 11. <https://doi.org/10.15560/11.6.1808>
- Meghlaoui, Z, Messaouda, G., Meriem, S., Tarek, D., Ouided, M., Patrick, S., 2015(b). Effect of oil pollution on polychaete annelids in the Algerian East coast. *J. Entomol. Zool. Stud.* 3, 339–343.
- Meyer, J.N., Di Giulio, R.T., 2003. Heritable adaptation and fitness costs in killifish (*Fundulus heteroclitus*) inhabiting a polluted estuary. *Ecol. Appl.* 13. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0490:HAAFCI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0490:HAAFCI]2.0.CO;2)
- Miron, G., Desrosiers, G., Retière, C., Lambert, R., 1991. Dispersion and prospecting behaviour of the polychaete *Nereis virens* (Sars) as a function of density. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 145, 65–77. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(91\)90006-I](https://doi.org/10.1016/0022-0981(91)90006-I)
- Miron, G., Desrosiers, G., Retière, C., Miron, G., Desrosiers, G., Retière, C., 1992. Organization of Fighting in the Polychaete *Nereis Virens* (Sars) and the Effects of Residency and Orientation. *Behaviour* 121. <https://doi.org/10.1163/156853992X00426>
- 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.
- Mouneyrac, C., Perrein-Ettajani, H., Amiard-Triquet, C., 2010. Influence of anthropogenic stress on fitness and behaviour of a key-species of estuarine ecosystems, the ragworm *Nereis diversicolor*. *Environ. Pollut.* 158, 121–128. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.07.028>
- Osta, P.E.F.I.E.C., Liveira, R.U.I.F.O., Ancela, L.U.Í.S.C., Onseca, D.A.F., 2006. Feeding Ecology of *Nereis diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida, Polychaeta) on Estuarine and Lagoon Environments in the Southwest Coast of Portugal 1, 114–125.
- Ouellette, D., Desrosiers, G., Gagne, J., Gilbert, F., Poggiale, J., Blier, P.U., Stora, G., 2004. Effects of temperature on in vitro sediment reworking processes by a gallery biodiffusor, the polychaete *Neanthes virens* 266, 185–193.
- Paramor, O.A.L., Hughes, R.G., 2007. Restriction of *Spartina anglica* (C.E. Hubbard) marsh development by the infaunal polychaete *Nereis diversicolor* (O.F. Müller). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 71. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.07.012>
- Peteiro, L.G., Babarro, J.M.F., Labarta, U., Fernández-Reiriz, M.J., 2006. Growth of *Mytilus galloprovincialis* after the Prestige oil spill. *ICES J. Mar. Sci.* 63. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2006.03.010>
- Philippart, C.J.M., Beukema, J.J., Cadée, G.C., Dekker, R., Goedhart, P.W., Van Iperen, J.M., Leopold, M.F., Herman, P.M.J., 2007. Impacts of nutrient reduction on coastal communities. *Ecosystems* 10. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-9006-7>
- Prevedelli, D., Simonini, R., 2000. Effects of salinity and two food regimes on survival, fecundity and sex ratio in two groups of *Dinophilus gyrocalatus* (Polychaeta: Dinophilidae). *Mar. Biol.* 137. <https://doi.org/10.1007/s002270000327>
- Ramade F., 2002. Dictionnaire encyclopédique de l'Écologie et des Sciences de l'environnement. Paris, Dunod Science.
- Ramdani, M., Mahcene, H.R., Daas, T., Denis, F., 2020. Effects of environmental stress on the growth and the reproduction of *Perinereis cultrifera* (Annelida Polychaeta) from the eastern coasts of Algeria. *Biodivers. J.* 11, 505–526. <https://doi.org/10.31396/Biodiv.Jour.2020.11.2.505.526>
- Read G. 2014. Polychaeta. *World Regist. Mar. Species*, updated Feb. 8, 2012, last accessed June 30, 2014. <http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=883>
- Reish D.J. (1954) - The life history and ecology of the polychaetous annelid *Nereis grubei* (Kingberg). *Allan Hancock Found Publ. Occas. Paper* 14: 1-75
- Riisgard, H.U., 1991. Suspension feeding in the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 70. <https://doi.org/10.3354/meps070029>
- Rosenberg, R., Nilsson, H.C., Hollertz, K., Hellman, B., 1997. Density-dependent migration in an *Amphiura filiformis* (Amphiuridae, Echinodermata) infaunal population. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 159. <https://doi.org/10.3354/meps159121>
- Rouabah, A., Rouabah, L., Tahar, A., Scaps, P., 2008. Variations in Paragnath Number of the Different Morphs of the Polychaete *Perinereis* Cf. *Cultrifera* in Relation to Geographical Location and Type of Reproduction 1, 19–26.
- Scaps, P., 2002. A review of the biology, ecology and potential use of the common ragworm *Hediste diversicolor* (O.F. Müller) (Annelida: Polychaeta) 203–218.
- Scaps, P., RETIERE, C., DESROSIERS, G., MIRON, G., 1992. Dynamique d'une population de *Perinereis cultrifera* (Grube) de la côte nord Bretagne. *Cah. Biol. Mar.* 33, 477–494.
- Sifi K., Chouahda S., Soltani N. Biomonitoring of the environment by measuring biomarkers in *Donax trunculus* (L., 1758) in the Gulf of Annaba, (Algeria). *Mésogée Bulletin of the Natural History Museum of Marseille* 63 (2007) 11-18
- Snani, M., Meghlaoui, Z., Maamcha, O., Daas, T., Scaps, P., 2015. Laying period and biomarkers of the polychaete *Perinereis cultrifera* from the eastern coast of Algeria - Annaba- subjected to marine pollution 3, 249–254.
- 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, in: *Science of the Total Environment*. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00489-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00489-1)
- Taghon, G.L., Greene, R.R., 1992. Utilization of deposited and suspended particulate matter by benthic "interface" feeders. *Limnol. Oceanogr.* 37.

- <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.7.1370>
- Taleb, A., Belaidia, N., Gagneur, J., 2004. Water quality before and after dam building on a heavily polluted river in Semi-Arid Algeria. *River Res. Appl.* 20. <https://doi.org/10.1002/rra.800>
- Tamaki, A., 1987. Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 37. <https://doi.org/10.3354/meps037181>
- Tenore, K.R., 1977. Utilization of aged detritus derived from different sources by the polychaete *Capitella capitata*. *Mar. Biol.* 44. <https://doi.org/10.1007/BF00386904>
- Tita, G., Desrosiers, G., Vincx, M., Nozais, C., 2000. Predation and sediment disturbance effects of the intertidal polychaete *Nereis virens* (Sars) on associated meiofaunal assemblages. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 243. [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(99\)00116-1](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(99)00116-1)
- Turner, S.J., Thrush, S.F., Pridmore, R.D., Hewitt, J.E., Cummings, V.J., Maskery, M., 1995. Are soft-sediment communities stable? An example from a windy harbour. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 120. <https://doi.org/10.3354/meps120219>
- Underwood, A.J. (1997). *Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance*. Cambridge University Press, Cambridge. 504p. doi:10.1017/CBO9780511806407
- Vinagre, C., Salgado, J.P., Mendonça, V., Cabral, H., Costa, M.J., 2012. Isotopes reveal fluctuation in trophic levels of estuarine organisms, in space and time. *J. Sea Res.* 72, 49–54. <https://doi.org/10.1016/j.seares.2012.05.010>
- Virgin, I., Waldman, J.R., 2004. Resistance to contaminants in North American fish populations. *Mutat. Res. - Fundam. Mol. Mech. Mutagen.* <https://doi.org/10.1016/j.mrfmmm.2004.06.005>
- Witman, Jon. D., & Dayton Paul K. (2001). Rocky subtidal communities.
- Younsi, M., Daas, T., Daas, O., Scaps, P., 2010. Polychaetes of commercial interest from the Mediterranean East Coast of Algeria.
- Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analysis* (2nd ed.) Prentice-Hall International, New Jersey, 718 p.