

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية  
RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE



جامعة باجي مختار - عنابة  
UNIVERSITE BADJI MOKHTAR -  
ANNABA



FACULTÉ DES SCIENCES  
DÉPARTEMENT DES SCIENCES DE LA MER  
LABORATOIRE BIORESSOURCES MARINES

## THÈSE

PRÉSENTÉE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE DOCTORAT  
En Hydrobiologie Marine et Continentale  
Option : Bioressources marines

### THEME

**Biologie et contamination métallique chez la crevette Péneidé  
*Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) des côtes Est algériennes**

Auteur : MORGHAD Hanene



Directeur de thèse : Farid DERBAL, Professeur, UBMA Annaba, Laboratoire Bioressources Marines

Co-Directrice de thèse : BOUCETTA Sabrine, MCA, Université de Skikda

Jury de soutenance :

Présidente : M<sup>me</sup> CHAOUI Lamya Professeur, UBMA Annaba, Laboratoire Bioressources Marines.

Examineurs : M<sup>me</sup> KENNOUCHE Hanane MCA, ENSSMAL, Alger

M<sup>me</sup> KHATI Wyllia Professeur, Université d'El-Tarf

Année universitaire : 2024/2025

بِسْمِ اللّٰهِ الرَّحْمٰنِ الرَّحِیْمِ

"وَهُوَ الَّذِي سَخَّرَ الْبَحْرَ لِتَأْكُلُوا مِنْهُ لَحْمًا طَرِيًّا وَتَسْتَخْرِجُوا مِنْهُ حَبْلًا حَلِيَّةً تُلْبَسُونَ بِهَا وَتَرَى الْفُلْكَ مَوَاجِرَ فِيهِ  
وَلِتَبْتَغُوا مِنْ فَضْلِهِ وَلِعَلَّكُمْ تَشْكُرُونَ"

-سورة النحل -الآية 14-

"A journey of a thousand miles begins with one step"

-Lao Tzu-

# *Dédicaces*

*Je dédie ce travail*

*À toute ma famille pour le soutien qu'elle m'a apporté*

*À vous « MES CHERS PARENTS »*

*Aucune dédicace ne saurait exprimer l'amour, l'estime et le respect que j'ai  
toujours eu pour vous.*

*Que Dieu le Tout Puissant leur procure santé et longue vie.*

*J'espère que je serais à la hauteur de vos espérances.*

*À mon cher frère et mes chères sœurs*

*En témoignage de l'attachement et de l'affection que je porte pour vous, je vous  
dédie ce travail avec tous mes vœux de bonheur, de santé et de réussite.*

*À toutes mes amies et collègues.*

*À tous ceux qui m'ont aidé, soutenu et encouragé durant la réalisation de ce  
travail de recherche.*

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier en premier lieu « Dieu » le Tout Puissant qui m'a donné la force nécessaire et la volonté pour entamer et finaliser cette thèse de doctorat.

S'il faut beaucoup de motivation, de rigueur et d'enthousiasme pour mener à bien cette thèse, alors, la réalisation de ce travail de recherche a eu besoin de la contribution effective de plusieurs personnes, que je tiens à remercier.

Mes remerciements vont à l'encontre de :

Monsieur DERBAL Farid, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar et mon directeur de thèse qui m'a proposé ce travail de recherche. Il l'a suivi avec beaucoup d'intérêt, je le remercie pour ses conseils précieux et avisés, pour sa gentillesse, sa patience et sa disponibilité permanente et pour ses encouragements tout au long de l'élaboration de cette thèse. Il m'a non seulement initié à la recherche lorsque j'étais son étudiante de graduation, mais il m'a aussi prodigué de nombreux conseils pour bien débiter le troisième cycle universitaire dont cette thèse est l'accomplissement. Je suis ravi d'avoir travaillé auprès de lui. Cher maître, vous trouvez ici le témoignage de ma reconnaissance et de mon profond respect.

Madame BOUCETTA Sabine, Maître de conférences A à l'Université de Skikda qui a co-dirigé ce travail de recherche, notamment la partie contamination métallique. Non seulement, elle m'a beaucoup appris dans ce domaine mais j'ai aussi apprécié son enthousiasme et sa sympathie.

Monsieur KARA Mohamed Hichem, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar et directeur du Laboratoire Bioressources Marines, pour avoir accepté de m'accueillir au sein de son laboratoire durant mes années d'études. Il m'a autorisé à utiliser les équipements de recherche. C'est grâce à lui que j'ai pu concilier avec bonheur recherche théorique et appliquée. Toute ma reconnaissance et que Dieu vous bénisse, vous accorde la longévité et la prospérité pour que la recherche scientifique rayonne.

Madame CHAOUI Lamya, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar et responsable de la formation doctorale. Merci pour la qualité de la formation que vous m'aviez dispensée. Merci pour m'avoir honoré par votre présence en acceptant de présider ce jury malgré vos nombreuses occupations. Que Dieu vous récompense et vous donne longue vie.

Monsieur AZZOUZ Zoubir, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar et Chef de Département de Sciences de la mer, pour son aide et tous ses conseils qui m'ont accompagné tout au long de mon cursus.

Madame AMAROUAYACH E Mounia, Professeur à l'Université Badji-Mokhtar, qui malgré ses lourdes responsabilités familiales a bien voulu effectuer une relecture méticuleuse de mon article en anglais. Merci pour votre aide et gentillesse, je suis également reconnaissante pour le temps que vous m'avez accordé.

Madame RACHEDI Mounira, Maître assistante A à l'université Chadli Bendjdid, El Tarf, pour m'avoir aidé dans le traitement et l'analyse des données. Ses qualités humaines, sa passion et sa rigueur scientifique dans le travail m'ont fortement marqué. Toute ma reconnaissance et que Dieu vous bénisse, vous accorde la longévité et la prospérité.

Madame KENNOUCHE Hanane, Maître de conférences A à l'ENSSMAL, Alger, ainsi que Madame KHATI Wyllia, Professeur à l'université d'El-Tarf pour avoir accepté de se déplacer de si loin et venir examiner et scruter de si près le contenu de ma thèse de Doctorat.

Mes remerciements vont aussi :

A Monsieur BOUDINAR Ahmed Sofiane, Maître de conférences B à l'Université Badji-Mokhtar, pour son aide, sa disponibilité permanente et pour ses précieux conseils qu'il m'a prodigués.

A Madame MERZOUG Zahia, Technicienne du laboratoire Bioressources Marines, merci pour votre soutien moral, vos conseils et vos encouragements durant les moments difficiles qui ont marqué la période de réalisation de ce travail.

A tous les doctorants et membres du laboratoire Bioressources marines, avec qui j'ai partagé de bons moments, pour leur franche collaboration, leur soutien et leur bonne humeur, c'était avec eux plus qu'une expérience scientifique, une expérience humaine exceptionnelle.

A toutes les personnes qui m'ont soutenu de près ou de loin. Toute ma reconnaissance et que Dieu vous bénisse.

*... Merci*

**SOMMAIRE**

<b>INTRODUCTION GÉNÉRALE.....</b>	<b>01</b>
<b>PREMIÈRE PARTIE : BIOLOGIE DE L'ESPÈCE <i>PENAEUS KERATHURUS</i> DES CÔTES EST ALGÉRIENNES.....</b>	<b>06</b>
<b>CHAPÎTRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR L'ESPÈCE <i>PENAEUS KERATHURUS</i>.....</b>	<b>06</b>
1. Position systématique.....	07
2. Synonymes et appellations vernaculaires.....	07
3. Critères de diagnose.....	08
4. Répartition géographique et bathymétrie.....	09
5. Reproduction et cycle de vie.....	11
6. Croissance et cycle de mue.....	14
7. Alimentation.....	15
8. Ecologie.....	16
9. Intérêt halieutique et aquacole.....	16
<b>CHAPÎTRE 2 : MORPHOLOGIE.....</b>	<b>19</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>20</b>
1. MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	21
1.2. Echantillonnage.....	21
1.3. Morphométrie.....	21
1.3.1. Caractères métriques et numériques .....	21
1.3.2. Caractères pondéraux.....	23
1.3.3. Analyse statistique.....	23
2. RÉSULTATS.....	24
2.1. Morphométrie.....	24
2.1.1. Caractères métriques et numériques .....	24
2.1.2. Caractères pondéraux .....	29
3. DISCUSSION.....	30
4. CONCLUSION.....	32

<b>CHAPITRE 3 : BIOLOGIE DE LA REPRODUCTION.....</b>	<b>33</b>
INTRODUCTION.....	34
1. MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	35
1.1. Sex-ratio.....	35
1.2. Indice gonado-somatique (IGS) .....	35
1.3. Facteur de condition relative (K).....	36
1.4. Examen macroscopique des gonades et taux d'insémination .....	36
1.5. Taille à la première maturité sexuelle.....	37
1.6. Analyse statistique.....	38
2. RÉSULTATS.....	38
2.1. Sex-ratio.....	38
2.2. Indice gonado-somatique (IGS).....	41
2.3. Facteur de condition (K).....	42
2.4. Taux d'insémination.....	43
2.5. Stades de maturation.....	45
2.6. Taille à la première maturité sexuelle.....	47
3. DISCUSSION.....	49
3.1. Sex-ratio.....	49
3.2. Cycle sexuel.....	50
4. CONCLUSION.....	54
 <b>CHAPITRE 4 : AGE, CROISSANCE, MORTALITE &amp; EXPLOITATION.....</b>	 <b>55</b>
INTRODUCTION.....	56
1. MATÉRIEL ET MÉTHODES .....	57
1.1. Fréquence de taille et structure démographique .....	57
1.2. Modélisation de la croissance.....	57
1.2.1. Croissance linéaire absolue.....	57
1.2.2. Croissance relative ou relation taille-poids.....	59
1.2.3. Croissance pondérale absolue.....	60
1.3. Mortalité et exploitation.....	61
2. RÉSULTATS.....	62
2.1. Analyse de distribution de fréquence des tailles.....	62
2.2. Croissance linéaire absolue.....	64
2.3. Croissance relative .....	66

2.4. Croissance pondérale absolue .....	69
2.5. Mortalité et exploitation .....	70
3. DISCUSSION.....	70
3.1. Age, croissance et longévité.....	70
3.2. Mortalité et exploitation.....	74
4. CONCLUSION.....	76

## **DEUXIÈME PARTIE : CONTAMINATION MÉTALLIQUE CHEZ LA CREVETTE**

<b><i>PENAEUS KERATHURUS</i> DU GOLFE D'ANNABA.....</b>	<b>77</b>
---	-----------

### **CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR LES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES.....**

1. Importance écologique des milieux littoraux .....	78
2. Pollution de l'environnement littoral .....	78
3. Contamination chimique par les ETMs.....	80
3.1. Définition.....	80
3.2. Métaux lourds dans le milieu marin .....	81
3.3. Sources des métaux lourds .....	81
3.4. Principaux métaux lourds .....	82
3.5. Types de toxicité.....	83
3.6. Sources d'accumulation des métaux lourds chez les organismes marins.....	83
3.7. Impact des métaux lourds sur la santé humaine.....	83
4. Biosurveillance marine.....	84
4.1. Définition.....	84
4.2. Bioindicateurs écologiques de toxicité.....	84
4.3. Bioaccumulation.....	85
4.4. Biomarqueurs.....	85
4.5. Critères de sélection des espèces sentinelles.....	86
5. Présentation de quelques métaux lourds.....	86
5.1. Plomb (Pb).....	86
5.2. Fer (Fe).....	87
5.3. Zinc (Zn).....	88
5.4. Cuivre (Cu).....	89
5.5. Chrome (Cr).....	90

<b>CHAPÎTRE 2 : CONTAMINATION MÉTALLIQUE CHEZ LA CREVETTE <i>PENAEUS KERATHURUS</i></b> .....	91
INTRODUCTION.....	92
1. MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	93
1.1. Choix du matériel biologique.....	94
1.2. Choix des métaux .....	94
1.3. Préparation des échantillons.....	94
1.4. Techniques d'analyses.....	95
1.4.1. Appareillage, réactifs et verrerie.....	95
1.4.2. Minéralisation.....	95
1.4.3. Dosage des ETM par la SAA et à four graphite.....	96
1.4.3.1. Préparation des solutions.....	96
1.4.3.2. Préparation de la solution de modificateur de matrice biologique (SnCl <sub>2</sub> ).....	97
1.4.3.3. Etalonnage.....	97
1.5. Analyses statistiques.....	97
2. RÉSULTATS.....	99
3. DISCUSSION.....	99
3.1. Chrome.....	102
3.2. Plomb.....	103
3.3. Cuivre .....	104
3.4. Zinc.....	105
3.5. Fer .....	106
4. CONCLUSION.....	109
<b>CONCLUSION &amp; PERSPECTIVES</b> .....	110
<b>RÉSUMÉS</b> .....	113
<b>Français</b> .....	114
<b>Anglais</b> .....	115
<b>Arabe</b> .....	116
<b>RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	117
<b>Annexes</b> .....	146

### Liste des figures

N°	Titre	Page
1	Caractéristiques morphologiques de <i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775). 1-Céphalothorax, 2-Abdomen (segments abdominaux), 3-Pléopodes (5 paires), 4-Péréiopodes (5 paires), 5-Maxillipèdes, 6-Pédoncule oculaire et œil, 7-Antennes (1 paire), 8-Scaphocécrite (écailles antennaires), 9-Antennules (1 paire), 10-Rostre, 11-Telson, 12-Uropodes (1 paire).	9
2	Répartition géographique de <i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775) dans le monde.	10
3	Dimorphisme sexuel chez <i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775) (vue ventrale). a : Thélycum (l'organe sexuel externe femelle), b : Petasma (l'organe sexuel externe mâle) (Fisher <i>et al.</i> , 1987).	12
4	Cycle biologique naturel des crevettes péneïdés (Castex, 2009, modifié).	14
5	Mesures morphométriques effectuées sur <i>Penaeus kerathurus</i> (Forskål, 1775) : LT: longueur totale, LC <sub>1</sub> : longueur céphalothoracique 1, LC <sub>2</sub> : longueur céphalothoracique 2, LA: longueur abdominale, LB: longueur du corps LR: longueur du rostre, LU: longueur de l'uropode, Lt: longueur du telson, HC: hauteur du corps.	22
6	Caractéristiques rostrales de <i>Penaeus Kerathurus</i> (Forskål, 1775).	22
7	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez la population totale de <i>Penaeus kerathurus</i> des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).	26
8	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez les mâles de <i>Penaeus kerathurus</i> des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).	26
9	Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez les femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).	27
10	Variations mensuelles de la longueur (LT, en mm) totale ( $\pm$ écart-types) de <i>Penaeus kerathurus</i> (mâles et femelles) du golfe d'Annaba. ---- : absence d'échantillons (période de repos biologique).	29
11	Variations pondérales moyennes (PT, en g) mensuelles ( $\pm$ écart-types) de <i>Penaeus kerathurus</i> (mâles et femelles) du golfe d'Annaba.	29
12	Variations mensuelles de la sex-ratio (SR) et de la longueur totale moyenne (TL <sub>moy</sub> , en mm) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba durant la période d'échantillonnage. F : femelles, M : mâles. ---/ --- : absence d'échantillons (période de repos biologique).	39
13	Variations mensuelles de la sex-ratio (SR) et de la longueur céphalothoracique moyenne (TC <sub>1moy</sub> , en mm) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba durant la période d'échantillonnage. F : femelles, M : mâles. --- / --- : absence d'échantillons (période de repos biologique).	39
14	Structure saisonnière de la population de <i>Penaeus kerathurus</i> des côtes est d'Algérie (F : femelles ; M : mâles).	40

15	Evolution de la sex-ratio (SR) en fonction de la longueur totale (LT) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba sexe (F : femelles ; M : mâles).	41
16	Evolution de la sex-ratio (SR) en fonction de la longueur céphalothoracique (LC <sub>1</sub> ) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba sexe (F : femelles ; M : mâles).	41
17	Variation mensuelle de l'indice gonado-somatique chez <i>Penaeus kerathurus</i> avec intervalle de confiance. --- / : absence d'échantillons (période de repos biologique).	42
18	Variations mensuelles de l'indices de condition relative de <i>Penaeus kerathurus</i> pour chaque sexe (F : femelles ; M : mâles). / : absence d'échantillons (période de repos biologique).	43
19	Proportions (en %) des femelles matures et inséminées en fonction de la longueur totale (LT) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	44
20	Proportions (en %) des femelles matures et inséminées en fonction de la longueur céphalothoracique (LC <sub>1</sub> ) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	44
21	Evolution mensuelle (en %) des femelles inséminées et non inséminées et variation de l'indice gonado-somatique (IGS) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba. -- : absence d'échantillons (période de repos biologique).	45
22	Morphologie externe et coloration des ovaires en fonction de la période de reproduction (Ibrahim <i>et al.</i> , 2018).	45
23	Evolution mensuelle de la maturation ovarienne des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba. ST1 : immatures ; ST2 : en développement ; ST3 : maturation précoce ; ST4 : complètement matures ; ST5 : épuisés. ---- : absence d'échantillons (période de repos biologique).	46
24	Evolution saisonnière de la maturation ovarienne des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba. ST1 : immatures ; ST2 : en développement ; ST3 : maturation précoce ; ST4 : complètement matures ; ST5 : épuisés.	47
25	Estimation de la longueur totale (LT) de la première maturité sexuelle de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	48
26	Estimation de la longueur céphalothoracique (LC <sub>1</sub> ) de la première maturité sexuelle de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	48
27	Distribution annuelle de fréquence de la longueur totale (LT) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba et nombre d'individus mesurés par classe de taille et par sexe.	63
28	Distribution annuelle de fréquence de la longueur céphalothoracique (LC <sub>1</sub> ) chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba et nombre d'individus mesurés par classe de taille et par sexe.	63
29	Courbes de croissance linéaire (LT) des mâles et des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	66
30	Courbes de croissance linéaire (LC) des mâles et des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	66
31	Relation taille (LT, LC <sub>1</sub> , LC <sub>2</sub> )-poids (PT) chez la population totale de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	67

32	Relations (LT, LC <sub>1</sub> , LC <sub>2</sub> )-poids (PT) chez les mâles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	68
33	Relation (LT, LC <sub>1</sub> , LC <sub>2</sub> )-poids (PT) chez les femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	68
34	Courbes de croissance pondérale des mâles et des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	69
35	Sources de contaminants dans le milieu littoral : apports directs et indirects (Kerambrun, 2011).	79
36	Spectrophotomètre à absorption atomique à flamme (SAAf).	95
37	Comparaisons saisonnières des ETM ciblés (Cr, Cu, Pb, Zn, Fe) en fonction des sexes de <i>P. kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	101

## Liste des tableaux

N°	Titre	Page
1	Noms vernaculaires de la crevette <i>Penaeus kerathurus</i> dans quelques pays de la Méditerranée.	8
2	Tableau récapitulatif des effectifs des échantillons de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba en fonction des mois, des sexes et de la taille moyenne. N (F) : effectif des femelles ; N (M) : effectif des mâles ; $LT_{moy}$ : Longueur moyenne totale ( $\pm$ écart-types). / : absence d'échantillons (période de repos biologique).	25
3	Signification statistique (Test U de Mann-Whitney) des différences de longueur entre les sexes pour les paramètres linéaires de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba. $p < 0,001$ , LT : longueur totale, $LC_{1,2}$ : longueurs céphalothoraciques 1 et 2, LA: longueur abdominale, LB : longueur du corps.	28
4	Sex-ratio de <i>Penaeus kerathurus</i> des côtes est d'Algérie en période et hors période de reproduction (** : valeur hautement significative ; ns : valeur non significative).	40
5	Pourcentages des femelles et des mâles chez <i>Penaeus kerathurus</i> dans différentes régions méditerranéennes et en Océan Atlantique.	50
6	Comparaison des tailles minimales (LT, $LC_1$ , en mm) des femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> au stade 4 de maturation ovarienne dans différentes zones géographiques.	51
7	Périodes de reproduction des différentes populations de <i>Penaeus kerathurus</i> de la Méditerranée et d'Atlantique. <sup>1</sup> : Présente étude, <sup>2</sup> : Jaziri <i>et al.</i> (2015a), <sup>3</sup> : Ben Mustafa (1967), <sup>4</sup> : Ben Meriem (1993), <sup>5</sup> : Rodriguez (1985), <sup>6</sup> : Lumare <i>et al.</i> (2011), <sup>7</sup> : Abdel Razek (1985), <sup>8</sup> : Türkmen et Yilmazyerli (2006), <sup>9</sup> : Türkmen <i>et al.</i> (2007), <sup>10</sup> : Kucukdermenci <i>et al.</i> (2012), <sup>11</sup> : Klaoudatos <i>et al.</i> (1992), <sup>12</sup> : Conides <i>et al.</i> (2008), <sup>13</sup> : Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2013), <sup>14</sup> : Ihsanoglu <i>et al.</i> (2021). <sup>15</sup> : Markovic <i>et al.</i> (2022).	53
8	Caractéristiques linéaire (en mm) et pondérale (g) de <i>Penaeus kerathurus</i> durant la période d'échantillonnage. N(f) : nombre de femelles, N (m) : nombre de mâles, LT: longueur totale, $LC_1$ : longueur céphalothoracique 1, PT: poids total.	64
9	Paramètres de croissance de Von Bertalanffy chez <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba. F : femelles ; M : mâles ; F+M : sexes confondus.	65
10	Equations de la croissance des mâles, des femelles et de la population totale de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	65
11	Relations taille (LT, $LC_1$ , $LC_2$ )-poids chez les sexes séparés et combinés de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba.	67
12	Estimation des mortalités naturelle (M), par pêche (F) et totale (Z) chez les mâles et les femelles de <i>Penaeus kerathurus</i> du golfe d'Annaba : mortalité totale (Z), mortalité naturelle (M) et mortalité par pêches (F).	70
13	Comparaison des paramètres de croissance ( $LT_{\infty}$ , k, $t_0$ , $\phi'$ ) et de la longévité ( $t_{max}$ ) selon les zones géographiques de <i>Penaeus kerathurus</i> (M : mâles, F : femelles) dans le bassin méditerranéen.	73

14	Paramètres de la relation taille-poids chez la population de <i>Penaeus kerathurus</i> dans différentes régions de la Méditerranée. F : Femelles, M : mâles, SC : sexes combinés, - : allométrie minorante, + : allométrie majorante.	74
15	Comparaison des mortalités (Z, M, F) et du taux d'exploitation (E) de <i>Penaeus kerathurus</i> (F : femelles, M : mâles, F+M : sexes confondus) dans différentes régions de la Méditerranée, <sup>1</sup> : Présente étude, <sup>2</sup> : Jaziri (2017), <sup>3</sup> : Jaziri (2017), <sup>4</sup> : Ben Meriem (1998), <sup>5</sup> : Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2011), <sup>6</sup> : Conides <i>et al.</i> (2006), <sup>7</sup> : Manasırlı <i>et al.</i> (2018), <sup>8</sup> : Ihsanoglu <i>et al.</i> (2020).	75
16	Limites admissibles de Cr, Pb, Cu, Zn et Fe (mg/kg <sup>-1</sup> de poids humide) dans le tissu musculaire des crevettes selon les normes internationales de la FAO et de l'OMS (Daya <i>et al.</i> , 2013).	99
17	Comparaison des concentrations moyennes d'éléments traces métalliques (Cr, Pb, Cu, Zn, Fe) dans le muscle de différentes espèces de crevettes Penaeidae et Aristeidae de Méditerranée (mg.kg <sup>-1</sup> ). nd : concentration non détectable.	108

## Liste des abréviations

**%** : unité de pourcentage

**\*\*** : différence très significative

**\*\*\*** : différence hautement significative

**\*** : différence significative

**a** : Constante de l'équation relation taille-poids

**ANOVA 1** : Analyse de Variance à un facteur

**b** : Coefficient d'allométrie de l'équation relation taille-poids

**CNRDPA** : Centre National de la Recherche et de Développement de la Pêche et de l'Aquaculture

**Cr** : Chrome

**Cu** : Cuivre

**DA** : Dinar algérien

**E** : Taux d'exploitation

**ETM** : Eléments traces métalliques

**F** : Coefficient de mortalité par pêche

**FAO** : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture

**FC** : Facteur de condition relative

**Fe** : Fer.

**Fig** : Figure

**FISAT**: The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools

**g** : gramme

**GESAMP** : Group of Expert on the Scientific Aspects of Marine Pollution

**H** : Test de Kruskal-Wallis

**HCL** : Acide chlorhydrique

**HNO<sub>3</sub>** : Acide nitrique

**IFREMER** : Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer

**IGS** : Indice gonado-somatique

**JORA** : Journal officiel de la république algérienne

**k** : Coefficient de croissance

**K** : Indice de condition relative

**KCL** : Chlorure de Potassium

**Kg** : Kilo gramme

**L** : Longueur

**L<sub>50</sub>** : Taille pour laquelle 50% des femelles sont matures

**L<sub>∞</sub>** : Longueur asymptotique

**M** : Coefficient de mortalité naturelle

**mm** : Millimètre

**N** : Effectif

**NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>** : nitrate d'ammonium

**OMS** : Organisation Mondiale de la Santé

**ONU** : Organisation des Nations unies

**P** : Poids

***P. kerathurus*** : *Penaeus kerathurus*

**Pb** : Plomb.

**pH** : Potentiel Hydrogène

**PT** : Poids total

**SAA** : Spectrophotomètre d'Absorption Atomique.

**SD** : Ecart Type

**SnCL<sub>2</sub>** : Dichlorure d'étain

**SR** : Sex-ratio

**t** : Age au temps t

**T/an** : Tonne/ an

**t<sub>0</sub>** : Age théorique pour lequel la longueur du poisson est égale à zéro

**t<sub>max</sub>** : Longévité

**Tot** : Total

**U** : Test de Mann-Whitney

**WoRMS** : World Register of Marine Species.

**Z** : Coefficient de mortalité totale

**Zn** : Zinc

**φ** : Performance de la croissance

# INTRODUCTION GÉNÉRALE

---

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

Entre 1950 et 2022, la population mondiale a été presque multipliée par quatre passant ainsi de 2,6 milliards d'habitants à 8 milliards et selon les statistiques démographiques prévisionnelles de l'ONU, elle devrait encore augmenter au cours des trente prochaines années de 2 milliards de personnes pour atteindre un chiffre de 9,7 milliards en 2050 et probablement de 11 milliards d'individus vers l'année 2100 avec plus de la moitié de la croissance démographique qui aura lieu en Afrique où les tendances démographiques futures sont effrénées dans plusieurs pays qui souffrent depuis très longtemps de malnutrition et d'insécurité alimentaire aiguë favorisées en partie par les conflits géopolitiques, les effets du changement climatique et la sécheresse persistante (stress hydrique). Sur ce continent, au moins un habitant sur cinq est privé de nourriture de base et dort le ventre vide et le rapport mondial de 2022 sur les crises alimentaires précise même que presque 140 millions de personnes seraient dans cette situation d'insécurité alimentaire.

Même les pays africains bénéficiant d'une bande maritime n'ont pas été toujours épargnés de cette insécurité alimentaire et dans lesquels la consommation des produits halieutiques et aquacoles est malheureusement pas toujours évidente pour certaines catégories d'habitants. En effet, la demande en protéines aquatiques ne cesse d'augmenter et la consommation des produits halieutiques et aquacoles par ces populations ne cesse aussi du fait de leur importance en protéines, acides gras essentiels et vitamines. Ces produits marins devenant presque inaccessibles à cause de la surexploitation des stocks naturels constituent dans plusieurs régions du monde la base de leur alimentation où la consommation mondiale est estimée à environ 16 kg/hab./an alors qu'elle est en Méditerranée de l'ordre de 12 kg/hab./an et comprise à peine entre 8 et 10 kg/hab./an dans les pays du Maghreb (<http://www.mpeche.gov.dz/>).

La ressource carcinologique (les crevettes, en particulier), qu'elle soit d'origine halieutique ou aquacole, au même titre que la ressource ichtyologique, représente une denrée alimentaire non négligeable et essentielle pour surmonter l'insécurité alimentaire et la malnutrition des populations pauvres, étant donné qu'elle offre au consommateur une valeur nutritive riche en protéines mais aussi en vitamines et acide gras polyinsaturés. Pour le cas de l'Algérie, les ressources halieutiques et aquacoles représentent un potentiel économique et stratégique mais la consommation moyenne annuelle par habitant reste malheureusement bien en deçà de 6,2 kg, le seuil minimal fixé par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS).

Sur l'ensemble des côtes algériennes, l'exploitation des ressources démersales des fonds chalutables cible non seulement la faune ichthyologique (sparidés, mullidés, carangidés, merluccidés, etc.) mais aussi de nombreuses espèces de crustacés décapodes d'intérêt économique, comme les crevettes pandalidés (essentiellement *Plesionika edwardssi*) et péneidés, aussi bien les espèces des grandes profondeurs (*Aristeus antennatus*, *Parapenaeus longirostris*) que celles des petits fonds, comme la crevette royale *P. kerathurus* (Forskål, 1775) communément connue sous l'appellation de Matsagoune par les pêcheurs annabis. La distribution de cette crevette à haute valeur marchande (3000 à 4000 DA/kg) et très cotée sur le marché mondial est limitée aux côtes est algériennes et s'étend au-delà, principalement aux côtes tunisiennes (cap Serrât, golfe de Bizerte, golfe et lac de Tunis, côte est : Korba et Hammamet, îles Kerkennah, golfe de Gabès et lac des Bibans, large de Sousse et de Sfax, Djerba) (Heldt & Heldt, 1954 ; George, 1977), libyennes (Rawag *et al.*, 2004) et égyptiennes (Abdel Razek *et al.*, 2006). Cette espèce a presque ou complètement disparu des côtes palestiniennes occupées, syriennes et du sud-est de la mer Égée (Galil & Kevrekidis, 2002 ; Hasan *et al.*, 2008). Sur les côtes d'Afrique du Nord, l'essentiel des prises proviennent de la Tunisie qui produit en moyenne 3000 tonnes/an, ce qui représente presque 85% des mises à terre totales des débarquements de crustacés (Limam *et al.*, 2010). Cette espèce occupe ainsi une place privilégiée dans l'économie de ce pays avec une valeur commerciale élevée et une production nationale annuelle de l'ordre de 1110 tonnes (GIPP, 2009).

Sur les côtes est algériennes, cette espèce nectobenthique et fouisseuse fréquente les eaux marines peu profondes et les eaux estuariennes (lagune Mellah) sur les fonds meubles, généralement sablo-vaseux, entre 0,5 et 70 m, mais principalement jusqu'à 40 m (FAO, 2009). Dans la lagune Mellah, elle est pêchée d'une manière artisanale et en petites quantités au moyen des nasses.

Malgré l'abondance et l'étendue de sa répartition en MED et en Atlantique, *P. kerathurus* n'a pas suscité le même intérêt scientifique sur les côtes d'Algérie comparés à d'autres Pénéidés d'intérêt halieutique, comme c'est le cas des genres *Aristeus* (Yahiaoui *et al.*, 1986 ; Nouar, 2001 ; Mouffok *et al.*, 2008 ; Nouar et Kennouche, 2009 ; Kennouche & Nouar, 2013) et *Parapaeneus* (Yahiaoui *et al.*, 1986; Nouar, 2001; Nouar & Maurin, 2001; Gheid, 2015; Oudainia & Derbal, 2017). Les seules informations disponibles sur *P. kerathurus* concernent la dynamique et l'exploitation du stock sur les côtes est algériennes (Lahmar, 1994), le cycle de mue (Derbal & Soltani, 2008), la physiologie de la reproduction (Soltani & Bezzazel,

2002), la toxicologie (Morsli & Soltani, 2003 ; Soltani *et al.*, 2009 ; Morsli *et al.*, 2015) et la croissance relative dans la lagune Mellah (Bensaad-Bendjedid *et al.*, 2022).

Comme de nombreux décapodes natantia des fonds chalutables, les crevettes Péneidés fréquentent les petits fonds meubles comme c'est le cas de *P. kerathurus* dans le golfe d'Annaba, un véritable récepteur de nombreux contaminants chimiques d'origine continentale, dont les éléments traces métalliques. En effet, le golfe d'Annaba est une zone de dépression qui reçoit directement ou indirectement divers polluants à usage domestique (agriculture) via les exutoires des cours d'eaux naturels (oueds Seybouse, Mafragh, etc.) et émissions de contaminants industriels émanant de complexes industriels (Fertial, Arcelor Metal, Orelait, en particulier) et du port commercial d'Annaba. Toute cette gamme d'activités anthropiques constitue un certain nombre de points critiques de pollution susceptibles d'engendrer d'importantes menaces environnementales avec des répercussions négatives non seulement sur les différentes composantes de la biodiversité, de la chaîne trophique, de leurs habitats mais aussi sur la santé publique à la suite de la consommation des divers produits halieutiques d'intérêt économique (poissons, mollusques bivalves, échinodermes, crustacés). En effet, de nombreuses études toxicologiques menées sur les côtes algériennes soumises à la pollution domestique et industrielle ont montré la présence de certains contaminants métalliques non seulement dans le compartiment sédiment (Rouane-Hacène *et al.*, 2012 ; Belabed *et al.*, 2013 ; Ouali *et al.*, 2018a ; Laouati, 2021) mais aussi chez les organismes marins d'intérêt économique, comme c'est le cas des poissons téléostéens (Ouali *et al.*, 2018b), des échinides (Amri *et al.*, 2017 ; Bouiba *et al.*, 2023 ; Belmahi *et al.*, 2023), des mollusques gastéropodes et bivalves ( ; Dermeche, 1998 ; Boutiba *et al.*, 2003 ; Beldi *et al.*, 2006 ; Taleb & Boutiba, 2007 ; Khati *et al.*, 2012 ; Boucetta *et al.*, 2017 ; Boujema *et al.*, 2016 ; Merad & Soltani, 2017 ; Laouati *et al.*, 2021) et des crevettes Péneidés (Soltani *et al.*, 2012). Cette catégorie de la faune invertébrée macrozoobenthique détritivore d'intérêt économique et de haute valeur organoleptique et qui vit en contact direct avec le sédiment, comme c'est le cas de la crevette *P. kerathurus*, pourrait refléter des niveaux de contamination très élevés avec de plus fortes capacités d'assimilation de contaminants métalliques d'où l'intérêt de rechercher la présence des EMT chez cette crevette Péneidés peu connue sur les côtes est algériennes.

Cette étude a pour objectif principal de fournir des informations sur divers aspects de la biologie et de la dynamique (morphologie, âge et croissance, biologie de la reproduction,

exploitation) ainsi que la contamination chimique par les EMTs chez la crevette *P. kerathurus* des côtes est algériennes avec un intérêt particulier pour la population du golfe d'Annaba.

Sur le plan organisation, le manuscrit est présenté en deux parties essentielles : la première partie traite de la biologie de *P. kerathurus* sur les côtes est algériennes. Elle englobe quatre chapitres ; (i) le chapitre 1 est une synthèse bibliographique sur l'espèce étudiée, (ii) le second chapitre traite de la caractérisation morphologique de la caramote, (iii) le chapitre 3 est une contribution à la connaissance de la biologie de la reproduction et (iv) le dernier chapitre est consacré à l'âge, la croissance et l'exploitation de *P. kerathurus* dans le golfe d'Annaba. La seconde partie qui a pour objectif d'étudier la contamination chimique par les éléments traces métalliques et scindée en deux principaux chapitres, le premier chapitre est une compilation bibliographique sur le EMTs tandis que le second chapitre est relatif à la contamination métallique où cinq éléments traces métalliques (Pb, Fe, Zn, Cu, Cr) ont été dosés saisonnièrement dans le muscle afin d'évaluer le degré de la contamination chez cette espèce macrozoobenthique qui colonise les fonds meubles du golfe d'Annaba.

Ce manuscrit se termine par une conclusion générale et des recommandations destinées aux différents partenaires du secteur de la pêche et de la santé publique dans une perspective de préservation de la santé du consommateur des produits halieutiques, de conservation et d'exploitation rationnelle durable de cette ressource carcinologique d'intérêt économique.

**PREMIÈRE PARTIE :**  
**BIOLOGIE DE L'ESPÈCE *PENAEUS KERATHURUS***  
**DES CÔTES EST ALGÉRIENNES**

---

**CHAPITRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR**  
**L'ESPÈCE *PENAEUS KERATHURUS***

---

## 1. Position systématique

Le nom *Penaeus* est d'origine mythologique, tandis que *kerathurus* est d'étymologie incertaine, peut-être une orthographe incorrecte pour *keraturus* : ce nom vient du grec [kerat-] : corne, et [ur-] : queue, signifiant une queue munie de cornes ou d'épines (Noel *et al.*, 2014). En Provence en France, le nom caramote est un nom local ancien utilisé pour désigner “crevette”, ce nom d'espèce est donné par Risso à cette crevette en 1816.

Selon la classification de WoRMS (World Register of Marine Species), la crevette *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775), est positionnée dans la hiérarchie du règne animale comme suit :

Animalia (Règne)

Arthropoda (Embranchement)

Crustacea (Sous embranchement)

Multicrustacea (Super classe)

Malacostraca (Classe)

Eumalacostraca (Sous classe)

Eucarida (Super ordre)

Decapoda (Ordre)

Dendrobranchiata (Sous ordre)

Penaeoidea (Super famille)

Penaeidae (Famille)

*Penaeus* (Genre)

*Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) (Espèce)

## 2. Synonymes et appellations vernaculaires

Selon la littérature, d'autres noms scientifiques ont été attribués à la crevette *Penaeus kerathurus* (Véron, 1995 ; Falciai & Minervini, 1996). Nous citons comme exemple :

*Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775)

*Cancer kerathurus* (Forskål, 1775)

*Palaemon sulcatus* (Olivier, 1811)

*Alpheu btrisolcatus* (Leach, 1814)

*Alpheus caramote* (Kisso, 1816)

*Peneus mars* (Risso, 1816)

*Penaeus caramote* (Latreille, 1817)

*Penaeus cristatus* (Risso, 1827)

Les appellations vernaculaires de la crevette *Penaeus kerathurus* varient selon le pays et la région. Les appellations de cette espèce dans quelques pays méditerranéens sont représentées dans le tableau 1.

Tableau 1. Noms vernaculaires de la crevette *Penaeus kerathurus* dans quelques pays méditerranéens.

Pays	Noms vernaculaires
Algérie	Matsagoune, Gamba rodché, Caramote
Tunisie	Gambri kbir, Gambri malaki, Grosse crevette, Crevette royale
France	Crevette du Maroc, Gros Ligubam, Caramote
Italie	Gambero imperial, Spannocchio, Mazzancolla
Espagne	Langostino, Camarón langostino español,
Grèce	Garida
Turquie	Tèke, Karides
Allemagne	Furchen krebs
Grand Bretagne	Caramote prawn, triple grooved shrimp
Afrique occidentale	Tiger shrimp, striped shrimp.

### 3. Critères de diagnose

Le corps de la crevette est segmenté (somites) et envelopper par une carapace chitineuse (exosquelette). Il se divise en deux régions (Fig. 1) : le céphalothorax ou périon et l'abdomen ou pléon.

La tête et le thorax assemblés forment le céphalothorax, protégé par une carapace fusionnée en partie avec les segments ventraux et se termine par un rostre en avant. Les crevettes Pénéides sont caractérisées par un rostre munit de dents en position ventrale et dorsale et caractérisées par la présence de pinces sur les trois premières paires de pattes thoraciques (périopodes). L'abdomen est composée de 6 segments (métamères) portant chacun une paire de pattes nageuses (pléopodes) à l'exception de dernier segment qui se termine par un telson.

La crevette caramote se diffère des autres crevettes par sa carapace lisse, son rostre court dépassant peu les yeux et denté de 8 à 13 dents sur la partie dorsal (généralement 10 à 11 dents), un abdomen assez long et segmenté, il se détermine par le telson, possède trois paires d'épines mobiles, les trois premières paires de pattes sont menée de petites pinces. Sa couleur est d'un gris rose avec une alternation des bandes tachées transversales sombres sur l'abdomen, la couleur peut être différente selon le sexe : les mâles sont souvent clairs avec des bandes

transversales roses sur l'abdomen, tandis que les femelles sont jaunes verdâtres ou gris jaunâtres avec des bandes transversales vert-bronzes ou brun-mauves. Le telson est bleuâtre à son extrémité et bordé de rouge (Heldt, 1932 ; Crosnier & De Bondy, 1967). La taille de cette crevette varie entre 160 à 180 mm chez les mâles et entre 200 à 225 mm chez les femelles (Lioris & Rucabado, 1998).

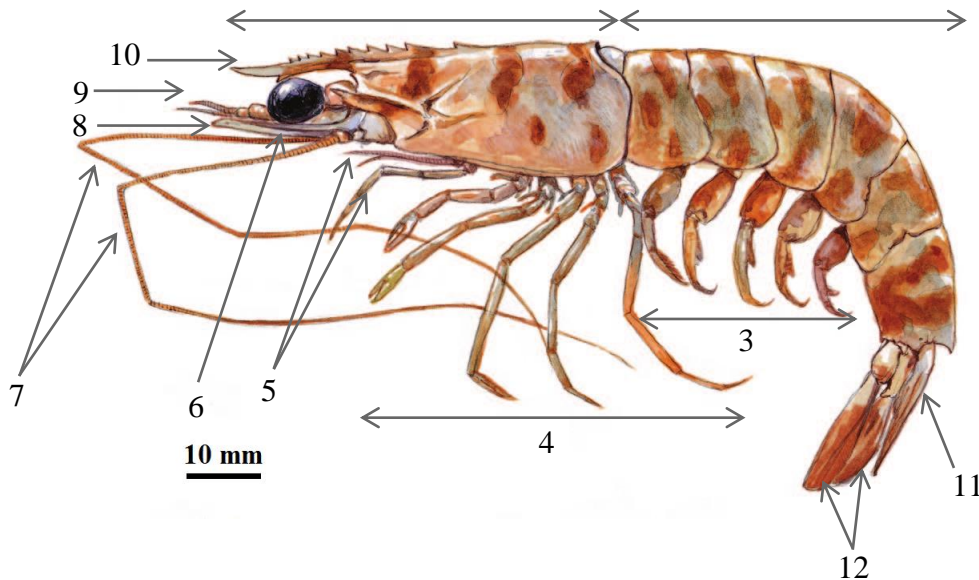


Figure 1. Caractéristiques morphologiques de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775). 1- Céphalothorax, 2-Abdomen (segments abdominaux), 3-Pléopodes (5 paires), 4-Périopodes (5 paires), 5-Maxillipèdes, 6-Pédoncule oculaire et œil, 7-Antennes (1 paire), 8-Scaphocérite (écailles antennaires), 9-Antennules (1 paire), 10-Rostre, 11-Telson, 12-Uropodes (1 paire).

#### 4. Répartition géographique et bathymétrique

La caramote est une espèce indigène présente dans tous le bassin méditerranéen et dans l'Atlantique Est, du Sud des côtes anglaises à l'Angola (Holthuis, 1980) (Fig. 2). En Atlantique oriental, la caramote est signalée sur les côtes de l'Espagne, du Maroc, de La Mauritanie, du Sénégal et du Cameroun (Heldt, 1954), cependant des observations rares ont été rapportées au Sud de l'Angleterre (Noel *et al.*, 2014).

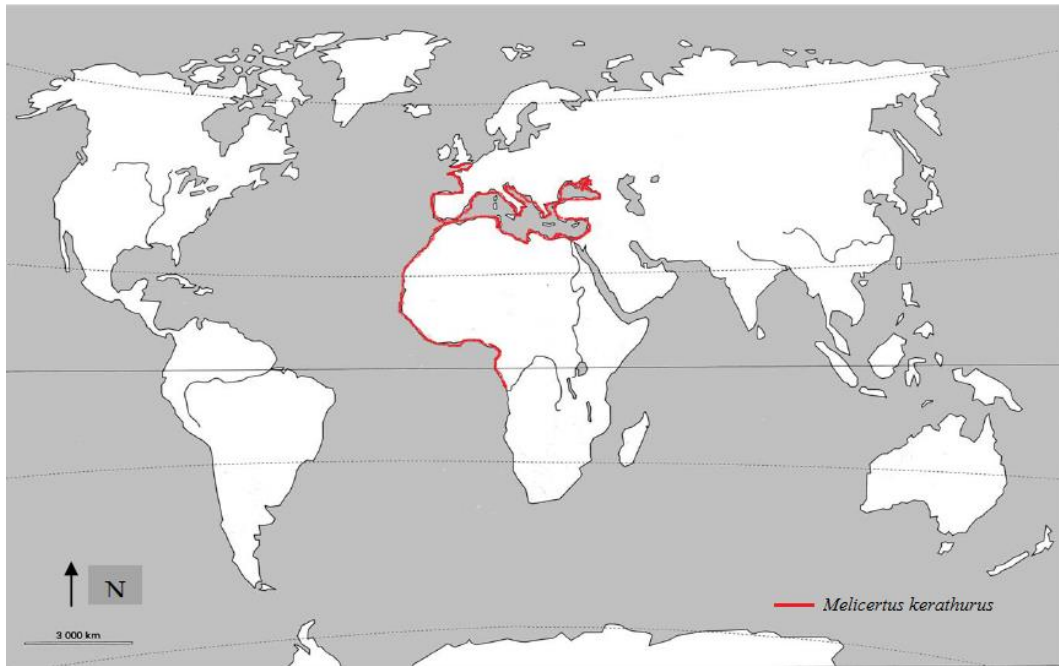


Figure 2. Répartition géographique de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) dans le monde (Jaziri, 2017, modifiée).

La crevette caramote est une espèce démersale fousseuse fréquente les eaux marines peu profondes et les eaux estuariennes sur les fonds meubles, généralement sablo-vaseux, entre 0,5 et 90 m, mais principalement jusqu'à 40 m (FAO, 2009). Dans le détroit de Sicile, Ragonese et Giusto (1998) rapportent des prises exceptionnelles de *P. kerathurus* à des profondeurs comprises entre 100 et 640 m. Azouz (1972) et Ben Mustapha (1967) ont démontré que les meilleures captures sont enregistrées à faible profondeur, ce qui indique le caractère côtier de cette crevette.

Selon la littérature, il est difficile de caractériser précisément les conditions idéales de vie de *P. kerathurus*. Elle colonise aussi bien les eaux saumâtres que les eaux salées, sur des fonds meubles (vases, sables, détritiques) de profondeurs variables (Heldt, 1932 ; Azouz, 1972). A proximité des embouchures, elle rechercherait les fonds "pourris", qui sont riches en matière organiques (Crosnier & De Bondy, 1967). Selon Ben Mustapha (1967), une partie de son cycle biologique se déroule en milieu lagunaire, en particulier pendant la phase juvénile. Elle préfère principalement les zones limitrophes aux embouchures de rivières et de fleuves, mais peut aussi coloniser les zones dépourvues de tout apport d'eau douce (Crosnier & De Bondy, 1967).

Selon Ben Khemis (1984), l'aire de distribution bathymétrique des différents stades ontogénétiques de cette crevette n'est pas tout à fait uniforme. En effet, les jeunes individus

(post-larves âgées et juvéniles) demeurent dans les eaux très peu profondes, tandis que les crevettes de moyennes et de grandes tailles occupent les eaux de profondeur moyenne. Enfin, les plus grands individus se dispersent dans les différentes profondeurs mais se concentrent principalement à des profondeurs comprises entre 37 à 70 m. En analysant la répartition bathymétrique de cette espèce dans le golfe de Gabès en Tunisie, Ben Meriem (1995) a bien constaté cette corrélation positive entre la taille des individus et la bathymétrie. *Penaeus kerathurus* fréquente notamment les endroits riches en débris de phanérogames marins où les courants de marée ne se font plus sentir favorisant ainsi l'accumulation d'éléments détritiques divers (Azouz, 1972).

Cette crevette réalise deux types de migration : une verticale de nature trophique et une horizontale de nature génétique (Zouari, 1984). Pendant la journée, elle réagit à la lumière solaire par un phototropisme négatif est posé sur le fond, s'enfonçant totalement dans le sable ou la vase, se dissimulant dans la couverture de posidonies ou les débris des végétaux. Par contre, la nuit, les crevettes quittent, en partie, le fond pour nager entre deux eaux et faire des incursions alimentaires dans les zones voisines (Ben Mustapha, 1967).

## 5. Reproduction et cycle de vie

La crevette caramote est une espèce gonochorique (Fisher *et al.*, 1987), c'est-à-dire que les sexes sont séparés avec des gonades paires situées dorsalement et par et d'autre du cœur. Chez les Péneidés adultes, il existe un dimorphisme sexuel très apparent (Heldt, 1954). Plusieurs critères permettent de distinguer les deux sexes notamment :

- La taille : les mâles sont généralement plus petits (18 cm) que les femelles (22,5 cm).
- La coloration : les mâles sont souvent de couleur vive avec des bandes transversales rosâtres tout le long de l'abdomen, alors que les femelles sont de couleur jaune verdâtre ou jaune grisâtre avec des bandes vert-cuivres ou mauve brunâtres avec des uropodes souvent bleuâtres et bordés de rouge.
- L'observation, principalement, de la partie ventrale de l'animal au niveau de la première paire de pléopodes du mâle montre que les deux articles se fusionnent par une membrane munie de crochets pour constituer l'organe copulateur ou pétasma, tandis que chez la femelle ces deux articles sont séparés et elle présente plutôt réceptacle séminal ou thélycum situé à la base de la troisième paire de péréiopodes (Rafalimanana, 1990 ; Murai *et al.*, 2003) (Fig. 3).

Chez les femelles ayant récemment pondu ou chez les individus trop jeunes la différence de couleur n'est pas toujours évidente. Généralement, les individus de petite taille sont des

mâles alors que les femelles sont nettement plus grandes. En outre, les mâles peuvent se reproduire à partir d'une taille de 96 mm, tandis que les femelles doivent atteindre 106 mm de la longueur totale (Heldt, 1932). La reproduction de cette espèce est généralement estivale (Azzouz, 1973).

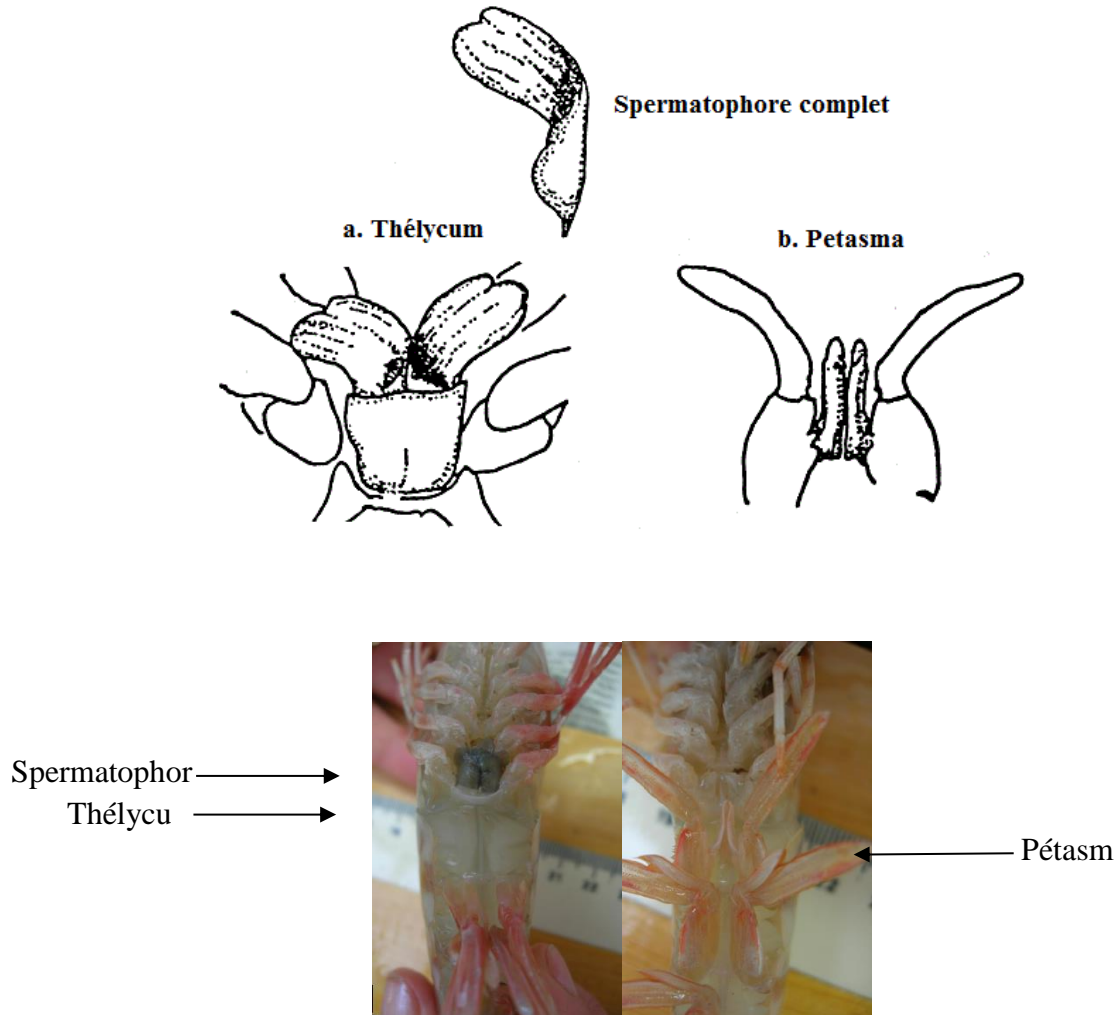


Figure 3. Dimorphisme sexuel chez *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) (vue ventrale). a : Thélycum (organe génital externe de la femelle), b : Pétasma (organe copulateur du mâle) (Clichés personnels).

La reproduction a lieu après l'exuviation c'est-à-dire en période post-exuviale lorsque la nouvelle carapace est encore molle. En s'accouplant, le mâle arrive à déposer ses spermatophores sur le thélycum de la femelle. La fécondation est donc externe et la femelle une fois fécondée libère dans l'eau ses œufs (Garcia & Le Reste, 1981).

Le cycle biologique de la caramotte se déroule généralement en trois étapes, caractérisées par des changements d'habitat en fonction du développement ontogénétique de l'espèce considérée :

- La première phase est méroplanctonique et planctonique et a lieu en zone océanique et côtière (stades larvaires Nauplius, Zoé et Mysis).
- La seconde phase qui se déroule en milieu estuarien est benthique et cible les post-larves et les juvéniles.
- La dernière phase de migration sexuelle pendant laquelle la crevette quitte la lagune pour se reproduire en mer dans les eaux du large (Azouz, 1972).

La copulation et la ponte ont lieu dans les eaux peu profondes, à quelques dizaines de mètres (Azouz, 1972). Tandis que les femelles adultes pondent leurs œufs, à une profondeur comprise entre 10 et 80 mètres. D'après les travaux de Heldt (1938) et Mayrat (1959), la ponte s'effectue au-dessus des fonds de 20 à 35 mètres et contient environ un million d'œufs qui sont enveloppés dans une sorte de gelée, qui reposent sur le fond. Après 10 à 12 h de développement embryonnaire, l'éclosion a lieu et donne naissance à des nauplii pélagiques. Ensuite, les nauplii subissent des changements morphologiques et comportementaux à travers onze stades larvaires, dont cinq stades "nauplius", trois stades "zoé" et trois stades "mysis" (Garcia & Le Reste, 1981). La zoé est planctonophage et la mysis sont strictement carnivore. Transportées par le courant vers la bande côtière, la mysis se transforme en post-larve et passent en quelques jours (10 à 20) d'une vie pélagique à une vie benthique. Bien qu'elle ne mesure que quelques millimètres, la post-larve ressemble énormément à la forme adulte mais avec une formule rostrale incomplète. Cette formule rostrale deviendra complète au fur et à mesure des prochains stades de développement. Les premiers stades post-larvaires (présence de 3 épines rostrales) sont encore planctoniques, mais les suivants deviennent semi-benthiques. Trois semaines après la ponte, les individus mesurant une longueur comprise entre 6 à 14 mm, présentent l'aspect d'une crevette et atteignent les eaux saumâtres côtières, quittant leur mode de vie planctonique et devenant benthiques. Colonisant les zones littorales peu profondes mais riches en nourriture, cette petite crevette va se développer rapidement (8 à 12 cm) et acquérir sa formule rostrale définitive, c'est le stade juvénile. Au fur et à mesure qu'elle grandit linéairement, elle retourne progressivement vers les hydrosystèmes continentaux (estuariens, lagunes) pour devenir une sub-adulte. Cette dernière présente des organes sexuels externes (pétasma chez le mâle et thélycum chez la femelle) qui sont apparents et physiologiquement fonctionnels. Après une période d'engraissement de quelques semaines, les crevettes quittent la lagune pour rejoindre

les eaux marines côtières pour se transformer en adultes. En mer, les crevettes vont continuer leur croissance pendant 8 à 12 mois avant de se reproduire et le cycle biologique recommence de nouveau (Fig. 4) (Azouz, 1972 ; Castex, 2009).

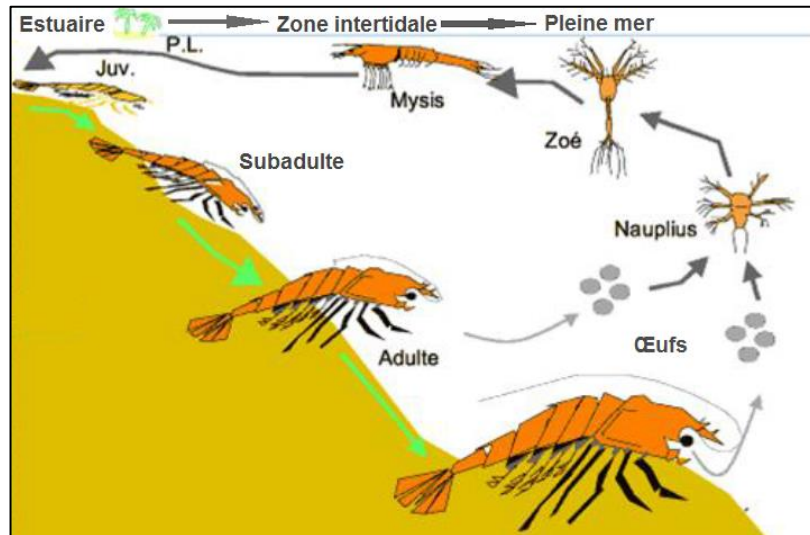


Figure 4. Cycle biologique naturel des crevettes péneïdés (Castex, 2009, modifié).

## 6. Croissance et cycle de mue

La croissance chez les crustacés, est un phénomène discontinu qui s'effectue par des cycles de mue successives. Le cycle de mue est un processus périodique qui est lié à une succession de transformations métaboliques et morphologiques qui se déroulent entre deux exuviations successives. Chaque cycle est scindé généralement en 5 phases essentielles : (i) l'intermue qui correspond au repos physiologique, (ii) l'apolyse qui correspond au décollement de l'ancienne cuticule de la nouvelle, (iii) la prémue qui prépare l'animal à l'exuviation avec un début d'édification de la nouvelle cuticule, (iv) l'exuviation où l'animal se débarrasse de son ancienne cuticule et (v) la postmue où la nouvelle cuticule poursuit son édification. Généralement, l'exuviation correspond à une période critique, celle de la fragilité de la crevette puisque l'animal presque inactif physiquement devient une proie facile pour les prédateurs. Selon Derbal et Soltani (2008), la durée du cycle de mue de *P. kerathurus* en conditions expérimentales est d'environ 26,5 jours avec une durée moyenne de 3,5 jours pour la postmue, présentant 13 % du cycle. L'intermue, de durée plus longue de 8 à 10 jours, présente 34 % du cycle.

C'est en passant par l'ensemble de ces étapes que la crevette croit en longueur et en poids (Castex, 2009). La croissance des crevettes est influencée par deux facteurs principaux : la fréquence d'exuviation et le taux de croissance. La fréquence d'exuviation est sous contrôle neuroendocrinien et dépend de l'âge physiologique, du sexe et des conditions environnementales (Chartois *et al.*, 1994).

Le cycle de mue est sous contrôle hormonale spécifique, l'ecdysone, dont la sécrétion est provoquée par des stimuli externes comme la photopériode et le changement de l'environnement (salinité, température de l'eau, etc.). Ce processus physiologique qui permet la croissance discontinue de l'animal présente l'avantage d'éliminer les ectoparasites et d'assurer la régénération des appendices amputés par l'action des prédateurs (phénomène d'autotomie) (Silva & Regnault, 1980).

La croissance augmente de 30 à 60 mm/mois de longueur totale pendant la phase juvénile et diminue ensuite avec l'âge. Elle dépend aussi de la température ambiante et de la densité des individus (Garcia & Le Reste, 1981).

## 7. Alimentation

L'étude du régime alimentaire des crevettes Pénéides d'intérêt aquacole a fait l'objet de nombreux travaux, en particulier les crevettes côtières, à des fins d'aquaculture et aussi dans le but de mieux comprendre certains aspects écologiques et éthologiques de ces espèces (Kennouche & Nouar, 2013). Le régime alimentaire de *P. kerathurus* est très peu connu en Méditerranée sauf en Mer Egée où Karani *et al.* (2005) ont traité un échantillon de 145 individus adultes et de 148 juvéniles qui proviennent respectivement du large et de l'intérieur de l'estuaire de Pinios (partie Nord-Ouest de la Mer Egée). Ces auteurs ont constaté que le régime alimentaire subissait des changements qualitatif et quantitatif en fonction des stades de développement avec une activité alimentaire de juvéniles apparemment plus élevés que ceux des adultes, entraînant un taux de croissance plus élevé. Cette étude a montré que le régime alimentaire des adultes était diversifié et basée principalement sur des mollusques, des crustacés et des polychètes. Le régime alimentaire des juvéniles qui sont aussi des prédateurs actifs est aussi diversifié, les crustacés représentant la classe de proies dominante.

Le faible taux des mouvements diurne et les déplacements importants observés du crépuscule à minuit indiquent que la période d'alimentation de la crevette est principalement nocturne. Cette espèce ne semble pas interrompre son alimentation même pas pendant les mois les plus froids de l'année (Rodriguez, 1977).

## 8. Ecologie

La présence de la crevette *P. kerathurus* est signalée sur le littoral marocain par Zariquiey Alvarnez (1952) et par Munoz-Sevilla (1982). Elle a été observée aussi en Tunisie par Azzouz (1981), ainsi qu'en Adriatique par Karlovac (1959). En Algérie cette espèce est très répandue à l'Est du pays et surtout dans le golfe d'Annaba (Derbal, 1991). Sa pêche s'effectue sur des fonds meubles et chalutables au large des oueds Mafragh et Seybouse où les eaux et le sédiment sont riches en éléments détritiques d'origine continentale. En hiver, cette espèce se réfugie en s'enfouissant dans le sédiment. Les crevettes, une fois adultes deviennent d'excellents fousseurs la journée et s'activent à la tombée du crépuscule. C'est pour cela que sa pêche nocturne au moyen de chaluts apporte des quantités appréciables (Lumare, 1979). Le rendement varie principalement en fonction des saisons, de l'état de la mer et des vents, avec des meilleurs rendements au printemps et en été. La pêche de la caramotte n'est pas sélective puisque de nombreuses espèces de poissons téléostéens sont capturées aussi avec cette espèce (Rodriguez 1977).

Les crevettes ont des comportements migratoires bien connus puisqu'elles effectuent chaque année des migrations génétiques entre la mer et le continent (Demestre & Leonardi, 1993). En saison chaude, les crevettes migrent vers les eaux peu profondes et calmes (faible hydrodynamisme) pour se reproduire (Lumare, 1978).

Comme c'est le cas chez la plupart des crevettes, *P. kerathurus* a une activité qui semble inhibée par une lumière intense. Cette espèce est normalement, enfouie dans les sédiments pendant le jour et se déplace pendant la nuit, durant cette dernière, une période de forte activité plus particulièrement entre 20 h et 00 h (observation en captivité) (San Feliu, 1966). La crevette peut toutefois être aussi active de jour si l'eau est très turbide et filtre la lumière, ce qui se passe souvent à proximité des embouchures des rivières. La connaissance de la période d'activité est importante pour la pêche au chalut car les captures sont plus fructueuses lorsque les crevettes se déplacent que lorsqu'elles sont enfouies, et les filets passent alors plus souvent au-dessus d'elles (Crosnier & De Bondy, 1967).

## 9. Intérêt halieutique et aquacole

Les crustacés, notamment les crevettes, ont un intérêt commercial, nutritionnel et économique de haute valeur marchande à l'échelle mondiale (Limam *et al.*, 2010). La crevette à elle seule reste le produit le plus précieux en termes de valeur puisque, en 2010, elle a représenté environ 15 % de la valeur totale des produits halieutiques qui ont fait l'objet d'un

commerce au niveau international (FAO, 2012). Les crevettes engendrent des recettes économiques considérables, en particulier dans de nombreux pays en voie de développement (Mili *et al.*, 2017). La majorité des crevettes d'intérêt économique sont pêchées sur le plateau continental à des profondeurs inférieures à 100 m (Sohou & Djiman, 2011). La majorité des captures de crevettes sont représentés par les péneïdés dont *Penaeus kerathurus*, *P. semisulcatus*, *P. japonicus*, *Metapenaeus stebbingi*, *M. monoceros*, *Parapenaeus longirostris*, *Trachypenaeus curvirostris*, *Penaeus hathor*, *Aristaeomorpha foliacea* et *Plesionika heterocarpus*).

Sur le marché mondial, la crevette *Penaeus kerathurus* est classé parmi les espèces de crustacés les plus exploitées en Méditerranée avec une production qui était de l'ordre de 1000 tonnes entre 1950 à 1970. À partir de 1970, cette production a connu des augmentations et des fluctuations pour atteindre une production 6000 t en 2011 (Jaziri *et al.*, 2015). En Algérie, cette crevette occupe une position privilégiée dans l'économie des pêcheries algériennes avec une valeur commerciale très élevée (3000-4000 DA/kg, soit 15-20 €/kg). La crevette *P. kerathurus* communément appelée "Matsagoune", est pêchée essentiellement le long des côtes Est du pays et ciblée à la fois par la pêche au chalut et par la pêche artisanale, au moyen des chaluts de fond et des filets maillants fixes. Selon le témoignage des pêcheurs, les plus grandes quantités capturées de cette crevette sont observées dans le golfe d'Annaba. Elle est présente aussi dans la lagune El-Mellah (Nord-est algérien) où elle est pêchée d'une manière artisanale (nasses) en quantités limitées (Draredja & Derbal, 1997). Le décret exécutif n° 04-188 du 19 Jomada El Oula 1425 correspondant au 7 juillet 2004 fixant les conditions de capture, de transport et de commercialisation des produits de pêche fixe la taille minimale marchande de *P. kerathurus* à 10 cm.

Plusieurs études ont été menées sur l'intérêt de cette crevette en aquaculture intensif (Klaoudatos, 1984), semi-intensif et extensif (Rodriguez, 1981 ; San Feliu *et al.*, 1976 ; Lumare, 1976) dans les hydrosystèmes lagunaires de Méditerranée ainsi qu'en milieu expérimental. Globalement, cette espèce n'a pas donné de résultats suffisamment satisfaisants en raison de ses faibles performances de croissance comparées à d'autres Péneïdés (*P. japonicus*, *P. monodon*, *P. vannamei*) (Chakraborti *et al.*, 1986 ; Macabee *et al.*, 2003 ; Tilman, 2003 ; Laurent, 2023 ; Ranivoarivelo, 2023).

En Algérie, de nombreuses opérations de repeuplement de larves produites dans des conditions contrôlées ont été initiées avec succès par le CNRDPA (Centre national de recherche et développement de la pêche et de l'aquaculture) à la ferme pilote d'élevage de crevettes d'El Marsa (Skikda). D'autre part, en 2012, cette ferme a réussi à produire 3 millions de post-larves

de la *P. kerathurus*, ayant fait objet d'ensemencement du milieu naturel dans El- Marsa (wilaya de Skikda), Joinville et Sidi Salem (wilaya d'Annaba). En 2015, la production de 1,6 millions de post-larves, qui ont été ensuite relâchées en mer à des fins de repeuplement, avec 1 million de post-larves (wilaya de Skikda), et 600000 dans la région d'Annaba (Joinville, et Sidi Salem) (Bendjedou & Souahlia, 2018).

Sur les côtes de l'est algérien où cette espèce est présente, ce type d'aquaculture de repeuplement de post-larves en mer mérite d'être encourager en raison de la forte pression de pêche exercée sur les stocks sauvages.

## CHAPÎTRE 2 : MORPHOLOGIE

---

## INTRODUCTION

La condition fondamentale pour étudier un groupe d'animaux est l'identification des individus qui le forment. Le concept morphologique considère que la distinction morphologique est le critère décisif de la classification des espèces (De La Paz, 1975). L'objet de la morphométrie est de permettre de distinguer les différences au sein d'une même population, soit spécifiques, soit au sein d'une même espèce, des sous-espèces ou groupements raciaux, on se basant sur des critères métriques et numériques. Ces critères morphologiques, confortés parfois par des analyses phylogénétiques pour de nombreux Pénéidés (Lavery *et al.*, 2004 ; Zitari-Chatti *et al.*, 2008 ; Mili *et al.*, 2017 ; Eman *et al.*, 2022), sont intimement liés aux conditions environnementales comme la salinité, la lumière, l'oxygène dissous et la température (Beacham, 1990). Les investigations morphométriques sont très importantes pour l'étude biologique de l'espèce et constitueraient donc un premier pas vers des études complémentaires, notamment la reproduction, la croissance, la dynamique des populations et la physiologie.

L'étude de variation morphologique chez les crevettes Pénéidés à l'état sauvage a débuté initialement à des fins taxonomiques et aussi dans une perspective de gestion des stocks naturels. En effet, les Pénéidés se distinguent par une variété de caractéristiques morphologiques qui sont l'expression des différences génétiques parmi eux (Lester et Pante, 1992).

Malgré que beaucoup des aspects biologiques de ces pénéidés sont déjà connus, les données biométriques sur l'espèce *Penaeus kerathurus* sont rares, provenant des côtes sud-est de l'Italie (Lumare *et al.*, 1996), du golfe de Gabès en Tunisie (Ben Meriem, 1995) et du golfe de Cadix en Espagne (Rodriguez, 1987). Sur les côtes est algériennes, seuls Bensaâd-Bendjedid *et al.* (2022) ont étudié la croissance relative de cette espèce dans la lagune du Mellah.

Cette étude est complémentaire et permettra de comparer éventuellement les caractéristiques morphologiques de cette espèce vivant en milieu marin. Un intérêt particulier sera accordé à l'influence du sexe sur la morphologie et la recherche d'éventuelles variations morphologiques avec d'autres stocks sauvages.

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Echantillonnage

Sur une période de 13 mois (entre décembre 2017 et janvier 2019) nous avons échantillonné un total de 534 individus (254 femelles et 280 mâles) auprès des mareyeurs et des poissonneries de la ville d'Annaba, avec une fréquence d'un échantillon par mois. Les échantillons frais ont été ensuite transporté au laboratoire dans une glacière afin d'effectuer une série des mesures morpho-somatiques. Selon le témoignage des poissonniers, les crevettes proviennent de la pêche professionnelle (chalut de fond) et artisanale (filets trémails) exercée au large du golfe d'Annaba, entre les caps de Garde et Rosa, à moins de 100 m.

## 1.2. Morphométrie

### 1.2.1. Caractères métriques et numériques

En halieutique, les caractères métriques ou numériques sont des critères qui servent à identifier et à classer des espèces. Les premiers donnent des valeurs décimales qui, de plus, doivent être analysées par rapport à d'autres paramètres tandis que les seconds s'expriment en valeurs entières et peuvent être comptés avec précision.

Sur chaque individu, nous avons effectué les mesures de neuf caractères métriques (Fig. 5 ; Annexe 1) pour décrire la morphologie de *P. kerathurus* : la longueur totale (LT), la longueur abdominale (LA) qui est mesurée du bord postérieur dorsal du céphalothorax à l'extrémité de telson, la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) qui est mesurée de l'extrémité du rostre au bord postérieur dorsal du céphalothorax, la longueur céphalothoracique (LC<sub>2</sub>) qui est la distance entre la cavité orbitaire du céphalothorax jusqu'à l'extrémité du rostre, la longueur du corps (LB) qui est la distance entre le bord postérieur de l'orbite et l'extrémité du telson prolongée en ligne droite, la hauteur de carapace (HC), la longueur rostrale (LR), la longueur du l'uropode et la longueur du telson (LU, Lt). Les mesures de longueur (LT, LA et LB) sont obtenues à l'aide d'une règle plate graduée, alors que tous les autres paramètres de longueur (LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>, LR, HC, LU et Lt) ont été faites à l'aide d'un pied à coulisse électronique au millimètre près. L'ensemble de l'échantillon a été traité pour déterminer les fréquences de taille et les relations taille-poids.

Le paramètre numérique étudié est la formule rostrale où sur chaque individu, nous avons compté le nombre de dents sur les parties dorsales et ventrales du rostre (Fig. 6).

Pour caractériser la morphologie de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, les diverses parties mesurées du corps ont été exprimées en fonction de la longueur totale (LT) ou de la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>), sachant que la longueur céphalothoracique est la mesure la plus aisée et la plus précise que la longueur totale.

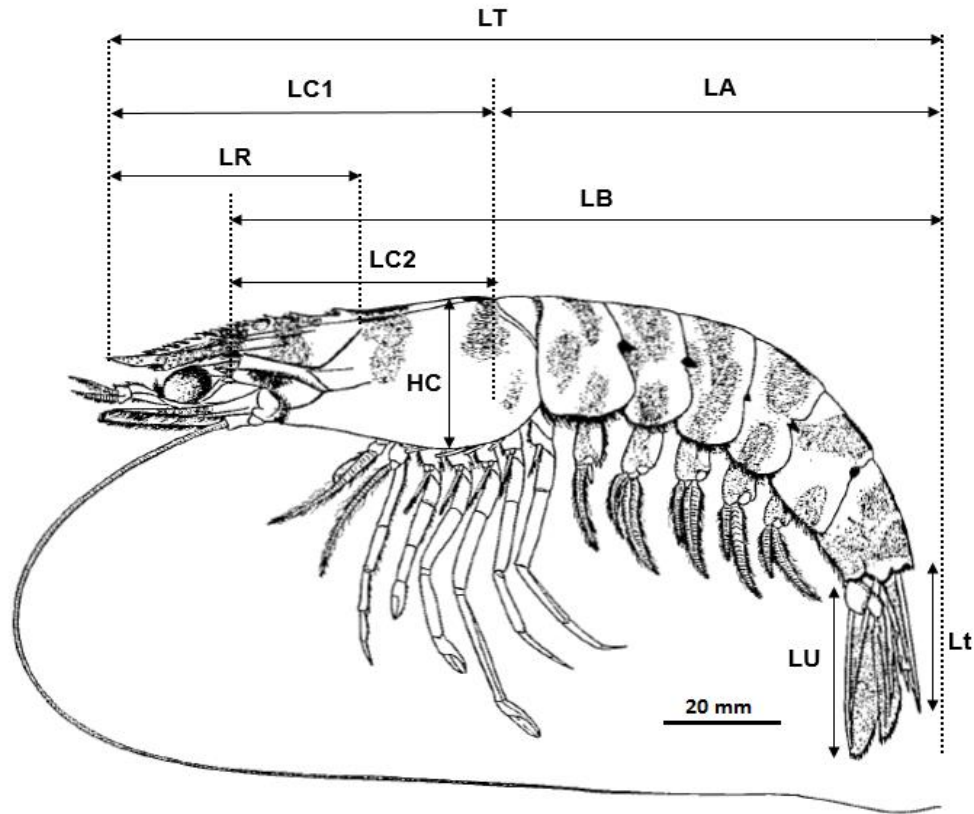


Figure 5 : Mesures morphométriques effectuées sur *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) : LT: longueur totale, LC<sub>1</sub>: longueur céphalothoracique 1, LC<sub>2</sub>: longueur céphalothoracique 2, LA: longueur abdominale, LB: longueur du corps, LR: longueur du rostre, LU: longueur de l'uropode, Lt: longueur du telson, HC: hauteur du corps.

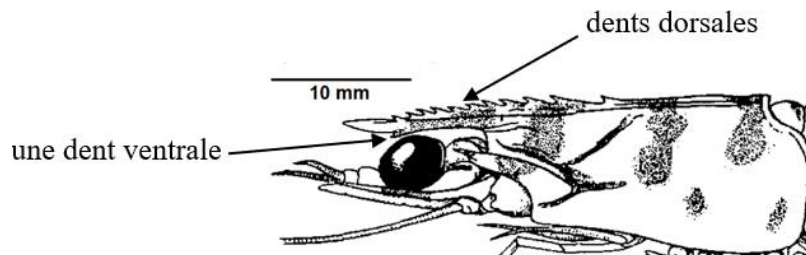


Figure 6 : Caractéristiques rostrales de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775).

### 1.2.2. Caractères pondéraux

Une fois la mesure prise, chaque individu est pesé au milligramme près. Les paramètres pondéraux recueillis sont (i) le poids total (PT) qui est le poids de l'animal à l'état frais, (ii) le poids de la gonade (PG) qui est le poids des ovaires et (iii) le poids de la chair ou du muscle abdominal qui a été isolé après dissection (PC). Les pesées ont été effectuées à l'aide d'une balance électronique de précision de marque Kern ( $\pm 0,001g$ ). Les paramètres pondéraux permettent de déterminer les relations taille-poids et caractériser certains paramètres de la biologie de la reproduction.

### 1.2.3. Analyse statistique

Le traitement de l'ensemble de l'échantillon nous a permis de déterminer le nombre moyen, le mode et la valeur extrême pour chaque caractère numérique considéré et comparer statistiquement ces valeurs entre les sexes (mâles et femelles), les différentes distributions de la fréquence de taille (mois, saison et sexes) ont été aussi déterminées. La structure démographique par sexe a été obtenue à partir des distributions de fréquence de longueur. Le test U de Mann-Whitney a été appliqué en tant que test non paramétrique pour une comparaison de deux échantillons indépendants permettant d'évaluer les différences de distribution de taille (LT, LC<sub>1</sub> et PT) entre les sexes. En outre, un test H de Kruskal-Wallis a été réalisé pour chaque sexe séparément pour évaluer les différences mensuelles de distribution de taille (LT). Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS (version 25).

Les équations d'allométrie entre différents paramètres linéaires ont été établies. Chaque longueur a été rapportée à la longueur totale de l'individu (LT) ou à celle céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) par une équation de régression préconisée par Teissier (1948). Elle s'écrit de la manière suivante :  $Y = a X^b$ , avec :

b : pente de la droite.

a : ordonné à l'origine.

X et Y : dimensions mesurées sur un même individu.

La valeur  $t_{obs}$  est calculée en utilisant le test "t" de Student (Dagnelie, 1975) qui s'écrit de la manière suivante :

où:

n: le nombre de couples de données,

r: le coefficient de corrélation,

b: le coefficient d'allométrie (pente).

La valeur de  $t_{obs}$  est comparée à celle de "t" théorique =  $t_{1-\alpha/2}$  (valeur donnée par table de Student) ou  $\alpha$  représente le seuil de confiance au risque d'erreur de 5%. Deux cas peuvent se présenter :

- Si  $t_{obs} \leq t_{1-\alpha/2}$ : on accepte l'hypothèse, la différence n'est pas significative et  $b = 1$ , il y a donc une isométrie entre les deux paramètres étudiés.

- Si  $t_{obs} > t_{1-\alpha/2}$ : on rejette l'hypothèse, la différence est significative entre la pente et la valeur théorique, il y a donc une allométrie minorante (négative), si  $b < 1$ , ou allométrie majorante (positive), si  $b > 1$ .

## 2. RÉSULTATS

### 2.1. Morphométrie

#### 2.1.1. Caractères métriques et numériques

Les caractères métriques et numériques ont été déterminés sur un échantillon total de 534 spécimens, dont 254 femelles et 280 mâles. La longueur des femelles échantillonnées est comprise entre 108 et 230 mm avec une moyenne égale à 161,30 mm ( $\pm 18,86$  mm) alors que chez les mâles les tailles sont situées entre 91 et 196 mm avec une moyenne plus faible de l'ordre 143,61 mm ( $\pm 11,79$  mm) (Tab. 2). De même, le poids des femelles est estimé entre 8,98 et 66,64 g (Moy :  $29,95 \pm 10,16$  g) et celui des mâles entre 9,59 et 40,68 g (Moy :  $19,42 \pm 3,83$  g).

Tableau 2. Tableau récapitulatif des effectifs des échantillons de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba en fonction des mois, des sexes et de la taille moyenne. N (F) : effectif des femelles ; N (M) : effectif des mâles ;  $LT_{moy}$  : Longueur moyenne totale ( $\pm$  écart-types). / : absence d'échantillons (période de repos biologique).

Mois	Femelles		Mâles	
	N(F)	LT <sub>moy</sub> (mm)	N(M)	LT <sub>moy</sub> (mm)
Décembre-17	22	149,77±30,07	8	114,13±22,12
Janvier-18	16	157,38±8,88	18	150,28±8,81
Février-18	33	156,09±12,30	13	146±4,24
Mars-18	22	164,18±10,59	27	148,07±5,26
Avril-18	24	166,92±11,46	34	141,33±12,51
Mai-18	23	177,91±11,26	29	146,28±6,62
Juin-18	15	182,57±8,87	39	152,63±10
Juillet-18	26	186,38±7,60	9	153,87±10,89
Aout-18	/	/	/	/
Septembre-18	10	143,20±13,20	19	128,47±6,83
Octobre-18	32	145,75±8	16	137,31±7,54
Novembre-18	17	144,76±8,97	18	139,11±7,37
Décembre -18	10	157,5±7,66	21	142,14±5,08
Janvier-19	4	148,5±7,72	29	143,9±5,30
Total	254	161,30±10,16	280	143,61±11,83

L'analyse du caractère numérique de la population totale montre que le nombre moyen des dents sur le bord dorsal du rostre est de dix (10) dents avec des valeurs limites situées entre 6 à 12 dents. Le nombre moyen des dents sur le bord ventral est d'une seule dent avec des valeurs limites variant entre 0 à 2 dents. L'analyse statistique par l'application du test t de Student pour échantillons indépendants à montrer qu'il n'existe aucune différences significatives du caractère numérique entre les deux sexes ( $t = 0,29$ ,  $p > 0,05$ ).

Les équations de conversion des différents caractères métriques (LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>, LA, LB, LR, LU, Lt) mesurés en fonction de la longueur totale (LT) ou de la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) et leurs coefficients de corrélation sont annexés (Annexes 2, 3 et 4). Les différents paramètres métriques en fonction de leurs coefficients d'allométrie sont représentés par les figures 7, 8 et 9.

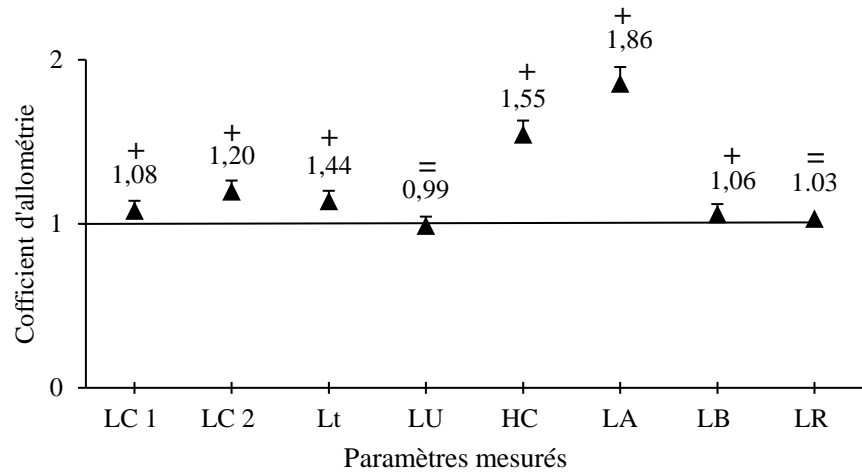


Figure 7. Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez la population totale de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).

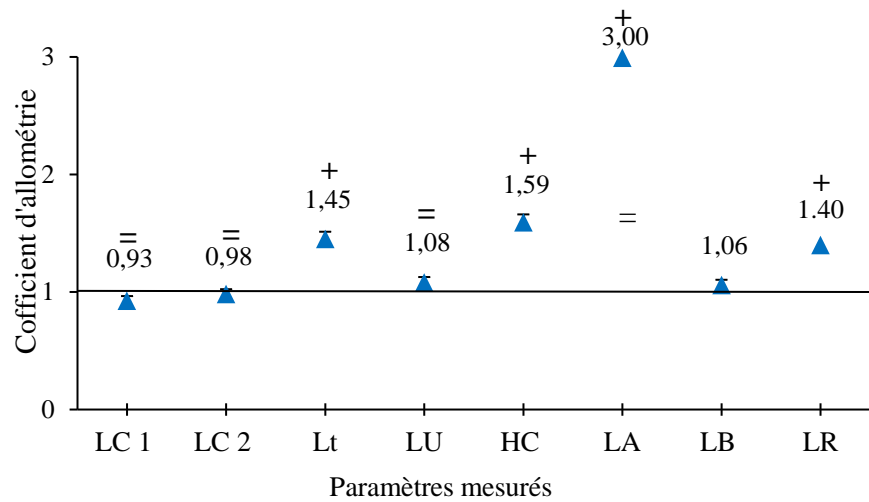


Figure 8. Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez les mâles de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).

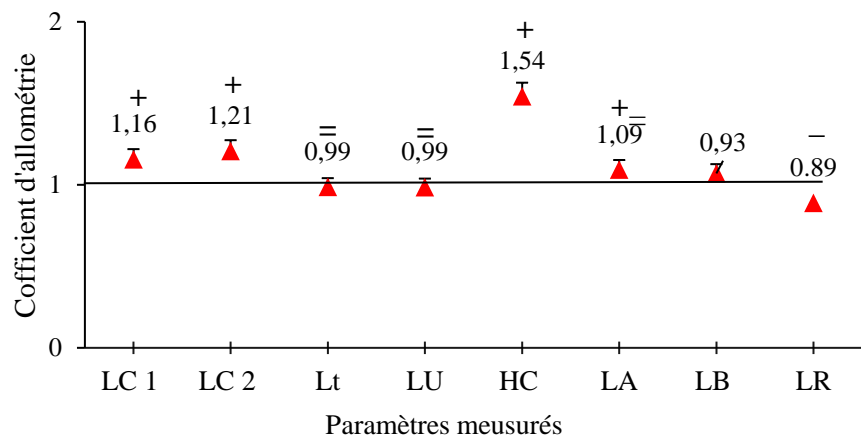


Figure 9. Coefficient d'allométrie en fonction des paramètres métriques chez les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie (+: allométrie majorante, -: allométrie minorante, =: isométrie).

Chez la population totale, les différents caractères métriques étudiés montrent une corrélation très hautement significative ( $0,615 \leq r \leq 0,928$ ;  $p \leq 0,001$ ) par rapport à la longueur totale (LT) ou la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>). Parmi les paramètres étudiés, deux paramètres métriques présentent une croissance isométrique, (1) la longueur de l'uropode (LU) par rapport à la longueur totale (LT) et (2) la longueur du rostre (LR) par rapport à la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>). Par contre, six autres caractères présentent une allométrie majorante de croissance à la longueur totale (LT) qui sont : LC<sub>1</sub>: longueur céphalothoracique 1, LC<sub>2</sub>: longueur céphalothoracique 2, LA: longueur abdominale, LB: longueur du corps, Lt: longueur du telson, HC: hauteur du corps. La deuxième longueur céphalothoracique (LC<sub>2</sub>) présente une allométrie majorante à la première longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>).

Chez les mâles, les corrélations sont très hautement significatives ( $0,355 \leq r \leq 0,930$ ;  $p \leq 0,001$ ). Les équations de régressions montrent que les longueurs céphalothoracique (LC<sub>1</sub> et LC<sub>2</sub>), du corps (LB) et de l'uropode (LU) présentent une croissance isométrique par rapport à la longueur totale. Le reste des caractères (LA, HC et Lt) ont une allométrie majorante. La longueur céphalothoracique (LC<sub>2</sub>) et celle du rostre (LR) présentent une allométrie majorante par rapport à la première longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>).

Chez les femelles, l'étude morphométrique montre aussi une corrélation très hautement significative pour l'ensemble des couples de longueurs ( $0,582 \leq r \leq 0,919$ ;  $p \leq 0,001$ ) où nous avons enregistré une seule allométrie minorante, celle de la longueur du rostre (LB) par rapport à la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>). Les longueurs céphalothoraciques (LC<sub>1</sub> et LC<sub>2</sub>) et

abdominale (LA) ainsi que la hauteur du corps (HC) présentent une croissance majorante par rapport à la longueur totale (LT). Pour les caractères restants, nous avons trouvé une isométrie de croissance.

La distribution globale en longueur de la population échantillonnée a révélé des différences. Le test U de Mann-Whitney a confirmé les différences significatives entre les sexes ( $p < 0,05$ ) pour l'ensemble des variables, longueurs totale (LT), céphalothoracique (LC<sub>1</sub> et LC<sub>2</sub>), abdominale (LA) et du corps (LB). (Tab. 3, Fig. 10).

Des différences mensuelles de distribution de longueurs tout au long de la période d'étude ont été confirmées par le test H de Kruskal-Wallis chez les mâles (HM = 116,02) et les femelles (HF = 161,80 ;  $p < 0,05$ ). La distribution de taille augmente d'abord entre février et juillet (pic) puis baissent entre septembre et janvier. Les valeurs de taille augmentent progressivement à partir de mars pour les femelles et avril pour les mâles (Fig.10 ; Annexe 5).

Tableau 3. Signification statistique (Test U de Mann-Whitney) des différences de longueur entre les sexes pour les paramètres linéaires de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.  $p < 0,001$ , LT : longueur totale, LC<sub>1,2</sub>: longueurs céphalothoraciques 1 et 2, LA: longueur abdominale, LB : longueur du corps.

	<i>U</i>	<i>Z</i>
LT	14925	-11,59
LC <sub>1</sub>	13450	-12,417
LC <sub>2</sub>	10314	-14,178
LA	15417	-11,321
LB	13951	-11,16

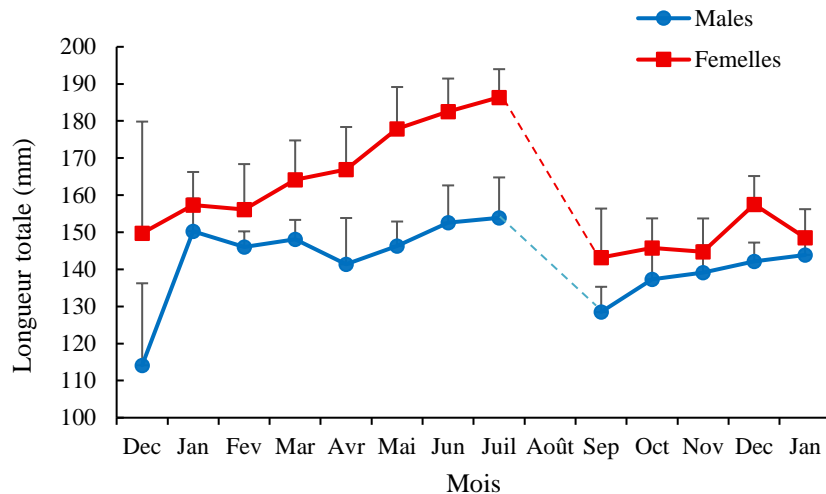


Figure 10. Variations mensuelles de la longueur (LT, en mm) totale ( $\pm$  écart-types) de *Penaeus kerathurus* (mâles et femelles) du golfe d'Annaba. ---- : absence d'échantillons (période de repos biologique).

### 2.1.2. Caractères pondéraux

La distribution globale en poids de la population échantillonnée a montré des différences (Fig. 11). Le test U de Mann-Whitney a confirmé des différences significatives du poids totale (PT) entre les sexes ( $U = 25616$  ;  $p < 0,05$ ). Le poids moyen (PT<sub>moy</sub>) de *P. kerathurus* est de 24,43 g avec un intervalle compris entre 8,98 à 66,64 g. La distribution en poids augmente d'abord de février jusqu'à juillet pour atteindre son pic, puis baisse entre septembre et janvier (Fig. 11, Annexe 5).

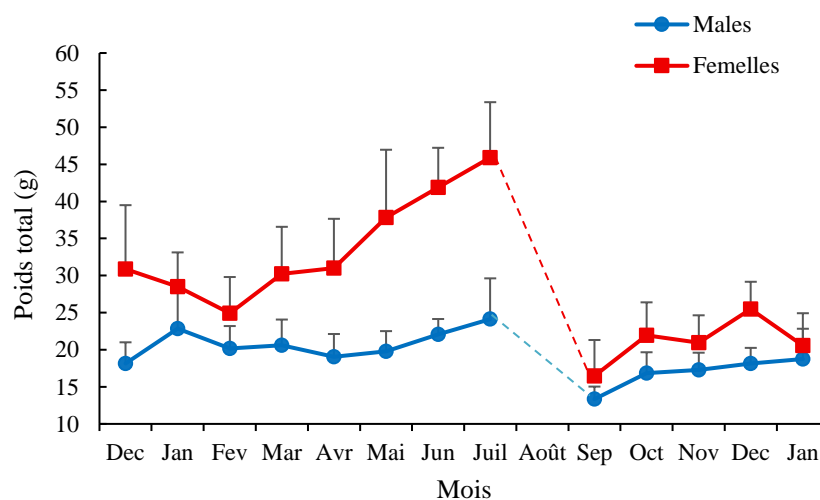


Figure 11. Variations pondérales moyennes (PT, en g) mensuelles ( $\pm$  écart-types) de *Penaeus kerathurus* (mâles et femelles) du golfe d'Annaba.

### 3. DISCUSSION

L'analyse des échantillons de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba durant un cycle annuel a révélé une dominance des mâles par rapport aux femelles. Cette dominance numérique des mâles a été aussi observée par Bensaad-Benjedid et al. (2022) dans la lagune du Mellah. Selon la littérature, la prédominance d'un sexe sur l'autre chez les Pénéidés dépend de plusieurs facteurs, notamment (i) de la taille des échantillons où les femelles domineraient dans les classes de tailles supérieures contrairement aux mâles qui sont plus nombreux numériquement dans les plus petites classes de tailles (Jaziri *et al.*, 2015) et aussi (ii) de la sélectivité de l'engin de prélèvement (nasses, filets maillants, etc.). Les mouvements migratoires des femelles Pénéidés vers les hydrosystèmes continentaux (estuaires, étangs, lac, lagune, etc.) pour s'engraisser peuvent aussi expliquer les disparités numériques entre les sexes dans les prises. En effet, Rodriguez (1987) et Jaziri *et al.* (2015) ont montré que les chutes sensibles des effectifs femelles *P. kerathurus* dans les captures, notamment entre avril et septembre, peut être expliqué essentiellement par le déplacement des femelles vers les zones de frayères propices.

En plus de la disparité numérique des sexes lors de l'échantillonnage, nous avons constaté que l'étude de la distribution en longueur de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba a montré que les femelles étaient de plus grande taille que les mâles, notamment en période de reproduction. Ce dimorphisme sexuel en faveur des femelles a déjà été signalé chez cette espèce par plusieurs auteurs : sur les côtes est algériennes (Lahmar, 1994), dans le golfe de Gabès en Tunisie (Ben Meriem, 1993 ; Jaziri 2017) et sur les côtes Grecques (Conides *et al.*, 2006 ; Kapiris & Conides, 2009 ; Kevrekidis & Thessalon-Legaki, 2011). Cette différence de longueur totale a été également observée chez d'autres crevettes Pénéides d'intérêt halieutique, comme c'est le cas de la crevette rouge *Aristeus antennatus* (Nouar, 1985 ; Merbah, 2002) et de crevette rose *Parapenaeus longirostris* (Mouffok *et al.*, 2008 ; Benkabouche Bekadja *et al.*, 2014) des côtes algériennes ainsi que de la crevette rose *Penaeus notialis* des côtes espagnoles méditerranéennes (Garcia, 1977).

La taille maximale (LT) observée est de 230 mm pour les femelles et de 196 mm pour les mâles, alors que la taille maximale mentionnée pour la zone méditerranéenne est de 235 mm pour les femelles et 180 mm pour les mâles et les plus grosses femelles peuvent atteindre jusqu'à 75 g environ (Crosnier, 1967) alors que dans le golfe d'Annaba, le poids maximal enregistré pour les femelles est de 66,64 g. La longueur totale (LT) moyenne est de 162,7 mm et 143,5 mm pour les femelles et les mâles respectivement, dans la même zone d'étude. Gheid (2015) trouve des tailles moyennes légèrement supérieures pour les sexes séparés (femelles : 173,5

mm, mâles : 149,5 mm). Ces valeurs sont similaires de celles rapportées par Turkmen *et al.* (2007) en Turquie ( $LT_{moyF}=174,4$  ;  $LT_{moyM}=144$  mm). Par contre, les tailles enregistrées chez la population des côtes espagnoles (Rodriguez, 1981) sont proches ( $LT_{moyF}=168,1$  ;  $LT_{moyM}=142,4$  mm) de celles trouvées chez la population du golfe d'Annaba. La longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) moyenne de *P. kerathurus* est de 52,57 mm avec des limites comprises entre 30,31 et 75,75 mm, des valeurs nettement supérieures de celles observées par Conides (2010) (20-65 mm) et Kevrekidis & Thessalou-Legaki (2006) (17-60 mm) chez la population des côtes grecques. Ces dissemblances des longueurs céphalothoraciques enregistrées chez les différentes populations échantillonnées peuvent être globalement attribuées aux conditions environnementales des zones d'échantillonnage et aussi au type et la sélectivité des engins de capture utilisés par les différents auteurs.

Le test t de Student a montré qu'il n'y avait aucune différence significative entre les deux sexes concernant le paramètre numérique. Par contre, les caractères métriques semblent présenter d'importantes disparités entre les deux sexes. Ils sont significativement corrélés à la longueur totale (LT) ou à la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) ( $0,615 \leq r \leq 0,928$  ;  $p \leq 0,001$ ). La majorité des caractères examinés (7/9) ont une croissance plus rapide (allométrie majorante), les 2/9 des paramètres mesurés croissant au même rythme que la longueur totale (LT) et la longueur céphalothoracique (LC), qui sont la longueur de l'uropode (LU) et la longueur du rostre (LR). Le test U de Mann-Whitney a confirmé les différences significatives pour l'ensemble des paramètres métriques (LT,  $LC_1$ ,  $LC_2$ , LA et LB) entre les sexes. La taille moyenne des femelles (56 mm de  $LC_1$ ) est significativement plus grande que celle des mâles (49,19 mm). La même observation a été constatée par Ben Meriem (1995) dans le golfe de Gabès en Tunisie ( $LC_{1F}= 38,8$  ;  $LC_{1M}= 32,5$ ) avec une taille plus grande chez la population du golfe d'Annaba. Par contre, chez la population de *P. kerathurus* de la lagune Mellah, Bensaad-Benedid *et al.* (2022) qui s'est intéressée à la caractérisation morphométrique ont constaté que les relations allométriques reliant les différentes parties métriques corporelles, notamment les longueurs totale, céphalothoracique, abdominale et du telson des crevettes mâles et femelles révèlent sans exception une allométrie minorante significative. Ces conclusions montrent que les caractères métriques précités croient nettement moins vite que la Lc, comme c'est le cas chez la population des côtes tunisiennes (Ben Meriem, 1995), italiennes (Lumare *et al.*, 1996), espagnoles (Rodriguez, 1987) et grecques (Kapiris & Conides, 2009). Selon Lumare *et al.* (1996), ce type de profil morphométrique confirmerait l'uniformité génétique des populations de *P. kerathurus* du bassin méditerranéen (Mattoccia *et al.*, 1987).

#### 4. CONCLUSION

Cette étude nous a permis de caractériser la morphologie de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. Les valeurs numériques obtenues sont très proches ou égales de celles rapportées par la littérature. La comparaison statistique du caractère numérique entre les deux sexes a montré l'inexistence de différences morphologiques. Toutefois, le type d'allométrie semble être différent en fonction des zones d'études.

Les régressions des différents paramètres métriques mesurés en fonction de la longueur totale ou de la longueur céphalothoracique ont été déterminées afin d'évaluer leur constance d'allométrie. La croissance des différentes parties du corps n'est pas toujours isométrique par rapport à la longueur totale ou céphalothoracique. En effet, chez la population totale, l'allométrie majorante concerne 77,78% des caractères métriques étudiés, contre 22,22% d'isométrie. L'allométrie majorante domine chez les mâles (55,56%) et l'isométrie vient en deuxième position. Chez les femelles, l'allométrie majorante et l'isométrie sont en équilibre où chacune représente 44,44% des paramètres mesurées, l'allométrie minorante ne concerne que la longueur du rostre (11,11%).

La longueur abdominale (LA) et la hauteur du rostre (HC) présentent toujours une allométrie majorante chez la population totale ou chez les sexes séparés. La longueur de l'uropode (LU) présente toujours une isométrie. La croissance de la longueur céphalothoracique ( $LC_1$  et  $LC_2$ ) par rapport à la longueur totale (LT) est isométrique chez les mâles tandis qu'elle est majorante chez les femelles. La longueur du rostre (LR) est majorante chez les deux sexes par rapport à la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ).

## **CHAPITRE 3 : REPRODUCTION**

---

## INTRODUCTION

La compréhension des processus liés à la biologie de la reproduction est une base d'évaluation de l'état physiologique et écobiologique d'un organisme donné pour une meilleure connaissance de certains comportements de ce dernier, notamment chez les espèces d'intérêt halieutique et aquacole. L'étude de la reproduction constitue aussi une étape fondamentale pour l'étude dynamique du stocks (Marshall *et al.*, 2003). Par conséquent, les informations clés sur la stratégie de la reproduction constituent des données essentielles pour la gestion des ressources halieutiques (Hunter *et al.*, 1992 ; Marshall *et al.*, 2003 ; Joaquim *et al.*, 2008 ; Renones *et al.*, 2010).

La connaissance approfondie de la biologie de la reproduction est un préalable pour le développement de la crevetticulture et la maîtrise des étapes de la reproduction artificielle et de l'obtention des pontes en écloséries, notamment chez les Pénéidés. Les espèces rattachées à cette famille et colonisant les zones tropicales et subtropicales, ont deux périodes de frai principales : au printemps et en automne ; tandis que les Pénéidés habitant les zones tempérées se caractérisent par un frai saisonnier unimodal avec une seule période de recrutement (Staples 1991 ; Crocos & van de Velde 1995). En milieu naturel, le succès de la reproduction des Pénéidés est influencé par la lumière, la température, les précipitations et la bathymétrie (Dall *et al.*, 1990 ; Crocos *et al.*, 2001).

En Méditerranée, la reproduction de *Penaeus kerathurus* a été étudiée sur les côtes italiennes (Lumare *et al.*, 2011) et croates (baie de Boka Kotorska, Monténégro) en mer Adriatique (Markovic *et al.*, 2022), sur les côtes turques (baie d'Izmir, mer Egée : Turkmen et Ylamazyerli, 2006 et Kucukdermenci, 2012 ; baie de Gulluk, mer Egée : Tukmen *et al.*, 2007 ; golfe de Erdek, mer Marmara : Ihsanoglu *et al.*, 2021). Sur les côtes grecques, plusieurs aspects de la reproduction ont été abordés par Conides *et al* (2008) dans le golfe de Amvrakikos (mer Ionienne) et par Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2013) dans le golfe de Thermaikos (Nords de la mer Egée). A l'exception des populations de *P. kerathurus* des côtes tunisiennes (Heldt, 1932 ; Jaziri *et al.*, 2015 ; Ben Meriem, 1993), les informations sur la biologie de la reproduction dans le Sud de la Méditerranée sont généralement ponctuelles. En Algérie, seul Lahmar (1994) s'est intéressé à certains aspects de la biologie de la reproduction de cette espèce sauf que ces travaux ne sont pas disponibles dans toutes les bibliothèques universitaires algériennes que nous avons consultées.

Ce chapitre aborde l'étude de la stratégie de la reproduction de la crevette *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, avec un intérêt spécifique pour l'évolution saisonnière de la sex-ratio et des différents indices gonadiques et somatiques. Toutes ces informations permettront d'apprécier le cycle de maturité, les stades de maturation ovarienne, la taille à la première maturation sexuelle et la période de reproduction.

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Sex-ratio

La sex-ratio renseigne sur l'équilibre des sexes au sein d'une population donnée. Elle est traditionnellement calculée en utilisant le nombre total d'individus mâles et femelles dans une espèce à reproduction sexuée, soit pour une génération, soit dans la descendance d'un individu. Le résultat espéré serait en général une égalité numérique entre les deux sexes (SR = 1:1), et les variations observées sont généralement considérées comme des déviations par rapport à la situation normale (Garcia & Albaret, 1977). La sex-ratio a été estimée comme le rapport des femelles au nombre total d'individus :  $SR = \text{nombre de femelles} / \text{nombre total d'individus}$ . L'écart des valeurs observées du sex-ratio par rapport à la proportion théorique 50% a été évalué par le test de khi deux ( $\chi^2$ ) (Dagnelie, 1975) où l'hypothèse nulle  $H_0$  : sex-ratio = 50 % est testée en calculant la quantité :

$$\chi^2_{\text{obs}} = \left( \frac{M^2}{f} \right) + \left( \frac{F^2}{f} \right) - n \quad \text{où :}$$

M : nombre de mâles,

F : nombre de femelles,

n : M + F : nombre de mâles et de femelles dans l'échantillon,

f = n/2 : fréquence théorique absolue pour chaque sexe.

L'hypothèse nulle est rejetée à un seuil de signification  $\alpha = 0,05$  lorsque la valeur de  $\chi^2_{\text{obs}}$  est supérieure ou égale à la valeur théorique ( $\chi^2_{1-\alpha}$ ) de la distribution du ( $\chi^2$ ) à la valeur 1 degré de liberté. Ce test est valide seulement pour des effectifs mâles ou femelles supérieurs à 5 individus.

La variabilité de la sex-ratio moyenne (SR) en fonction des saisons et de la taille a également été analysée en appliquant le test du khi-deux ( $\chi^2$ ).

### 1.2. Indice gonado-somatique (IGS)

L'indice gonado-somatique ou IGS se base sur la variation de la masse des gonades au cours du cycle sexuel. C'est un indice pondéral dont les variations temporelles, dans une classe de taille, sont variables en fonction de la maturité sexuelle. Il représente le poids des gonades en pourcentage du poids corporel.

L'indice de reproduction indique des périodes privilégiées de ponte, mais il ne peut quantifier l'intensité de la reproduction car celle-ci dépend de divers facteurs, tels que l'importance du stock reproduction existant (Fontana, 1979). L'IGS est calculé mensuellement et pour chaque individu et il s'exprime selon Bougis (1952) par le rapport du poids de la gonade sur le poids somatique selon la formule suivante :

$$IGS = \left( \frac{Pg}{PT} \right) \times 100 \text{ , où}$$

PG : poids des gonades (g),

PT : poids total du corps (g).

Ce rapport peut être considéré comme un coefficient de maturation (Lahaye, 1972), car sa représentation graphique reflète correctement les différentes étapes de la maturation des gonades.

### 1.3. Facteur de condition relative (K)

Le facteur de condition relative (K) estime l'évolution mensuelle de la condition somatique. Il s'agit en fait d'un indicateur de l'état physiologique d'un organisme en relation avec son embonpoint (Tabassum *et al.*, 2013). Ce coefficient nous informe sur le stockage des réserves nécessaires à la gamétogenèse (Fehri-Bedoui, 2002).

Le facteur de condition relative (K) est plus adapté pour détecter les situations de stress physiologique et il ne s'applique que dans des cas de croissance majorante (Stevenson & Woods, 2006) et de ce qui est différent du facteur de condition de Fulton (1904). Il est écrit comme suit :

$$K = \frac{PT}{a \times LT^b} \text{ , où}$$

PT : poids corporel total (mg),

LT : longueur totale (mm),

a et b sont, respectivement, l'interception et la pente obtenues de la relation taille-poids.

#### 1.4. Examen macroscopique des gonades et taux d'insémination

L'évolution mensuelle de la proportion de chaque phase reproductive a été obtenue grâce à une étude macroscopique des gonades afin d'identifier les pics de ponte de la crevette. Pour cette raison, chaque ovaire a été isolé puis pesé au centième de gramme près et sa coloration a été notée. L'observation macroscopique de l'ensemble des femelles a permis l'identification et le suivi des stades de maturité sexuelle.

Le développement gonadique a été évalué à l'aide d'une échelle de maturité sexuelle, comprenant plusieurs stades, associés à l'aspect macroscopique de la gonade et à son évolution pondérale (IGS). Nous avons utilisé dans cette étude une échelle macroscopique de maturité des gonades qui tient compte de la coloration, la forme et le volume occupé par la gonade durant la période d'échantillonnage. Ainsi, nous avons pu déterminer le stade de maturité ovarienne en respectant l'échelle proposée par Rodriguez (1985) qui comprend cinq (05) stades : Stade 1 (immatures) avec gonades translucides/transparentes, Stade 2 (en développement) avec des gonades blanchâtres/crémeux, Stade 3 (matures ou presque) avec des gonades de couleur jaune-verdâtre, Stade 4 (matures) avec des gonades vert olive/vert foncé/gris-brun, Stade 5 (adultes au repos) avec gonades jaunâtres/blanchâtres. Les femelles étaient considérées adultes du Stade 3 au Stade 5, immatures au Stades 1 et 2.

Pour chaque femelle, la présence d'un spermatophore inséré dans le thélycum a été notée, ce qui a permis de distinguer aisément les femelles inséminées.

#### 1.5. Taille à la première maturité sexuelle

La détermination de la taille à la première maturité sexuelle repose sur l'observation de l'évolution du pourcentage des individus matures en fonction de leurs longueurs totales en période de reproduction. C'est la taille à laquelle 50 % des individus présentent des signes d'activité sexuelle ( $L_{50}$ ) (Rikhter & Efanov, 1976). Cette taille qui permet de connaître la participation des petites crevettes à la reproduction trouve une application pratique dans la dynamique des populations exploitées où elle permet de déterminer la taille minimale de capture. L'estimation de la taille de la première maturation sexuelle ( $L_{50}$ ) a été réalisée en utilisant les longueurs totale ( $LT_{50}$ ) et céphalothoracique ( $LC_{50}$ ) qui correspondent à celles où 50% des femelles ont été inséminées. Les pourcentages des individus matures de chaque classe de taille ont été calculés. Un modèle logistique de type sigmoïde symétrique a été utilisé pour la représentation graphique (Amenzoui *et al.*, 2005) :

$$P = \frac{1}{1 + e^{-(a+b*LT)}} \quad (1)$$

La valeur de  $L_{50}$  est déduite du rapport (a/b) :  $L_{50} = \frac{a}{b}$

Les paramètres a et b, dérivés de la transformation logarithmique de l'expression (1), permettent d'établir une équation de droite (2), formulée comme suit :

$$-Ln \left( \frac{1-P}{P} \right) = a + b * LT \quad (2)$$

où P représente le pourcentage des individus matures pour une taille L, LT étant la longueur totale (en mm) et a, b les constantes.

L'intervalle de maturité sexuelle "IM" est défini comme l'intervalle de taille qui correspond à la transformation pubère. Sa limite inférieure représente la taille pour laquelle il y a au moins 25% d'individus immatures ( $L_{25}$ ) et sa limite supérieure est celle pour laquelle il y a au moins 75% d'adultes ( $L_{75}$ ) aptes à la reproduction (Loubens, 1980). L'intervalle de maturité (IM) est estimé pour les femelles par l'équation :  $IM = L_{75\%} - L_{25\%}$ .

## 1.6. Analyses statistiques

La variabilité de la sex-ratio moyenne (SR), compte tenu la saison et la taille, a été analysée en appliquant le test de khi-deux. Le test H de Kruskal-Wallis a été appliqué sur les données pour déceler éventuellement les différences mensuelles de l'IGS. Le test t pour échantillons indépendants a été appliqué pour comparer le facteur de condition relative entre les mâles et les femelles. Enfin, le test à deux échantillons de Kolmogorov-Smirnov a été utilisé pour détecter d'éventuelles différences entre les distributions de fréquence de taille des femelles inséminées et non inséminées et le test de Mann-Whitney a été utilisé afin de comparer les moyennes.

## 2. RÉSULTATS

### 2.1. Sex-ratio

Sur les 534 individus examinés, 280 (52,43%) sont des mâles et 254 (47,57%) sont des femelles. Pendant la période d'étude, la sex-ratio varie entre 0,12 à 0,73 avec une valeur moyenne globale de 0,48 ( $\pm 0,19$ ). La comparaison statistique en utilisant le test de khi-deux indique qu'il n'y a aucune différence significative entre le nombre des mâles et des femelles ( $\chi^2 : 1,27$ ), ce qui signifie que la population échantillonnée est équilibrée entre les deux sexes.

Toutefois, nous notons certaines hétérogénéités mensuelles de la sex-ratio en décembre 2017 ( $\chi^2 : 6,53$ ), février et juillet 2018 ( $\chi^2 : 8,02$  et  $8,26$ ) et octobre 2018 ( $\chi^2 : 5,33$ ) en faveur des femelles et en juin 2018 ( $\chi^2 : 11,36$ ) en faveur des mâles (Fig. 12. Annexe 6 et 7). Nous observons aussi que les valeurs les plus élevées de la longueur (LT,  $LC_1$ ) et de la sex-ratio sont enregistrées en juillet 2018 (Fig. 12 et 13).

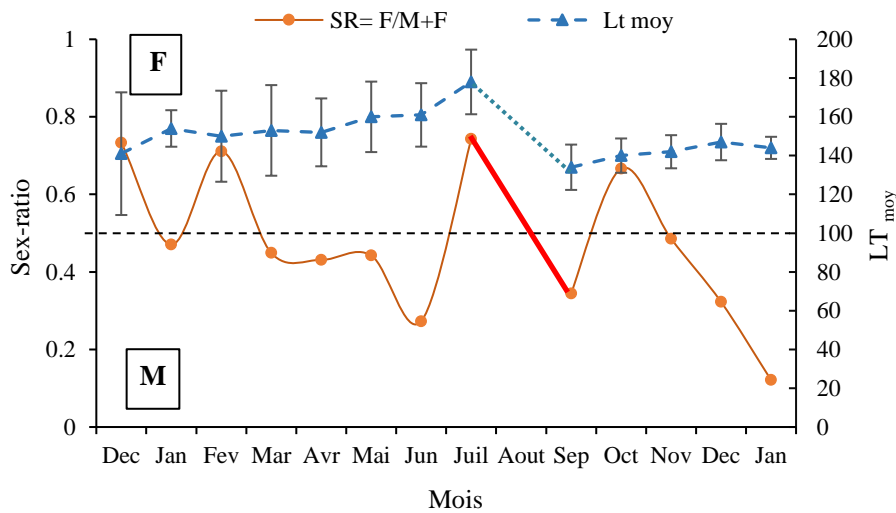


Figure 12. Variations mensuelles de la sex-ratio (SR) et de la longueur totale moyenne ( $TL_{moy}$ , en mm) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba pendant la période d'échantillonnage. F : femelles, M : mâles. ---/— : absence d'échantillons (période de repos biologique).

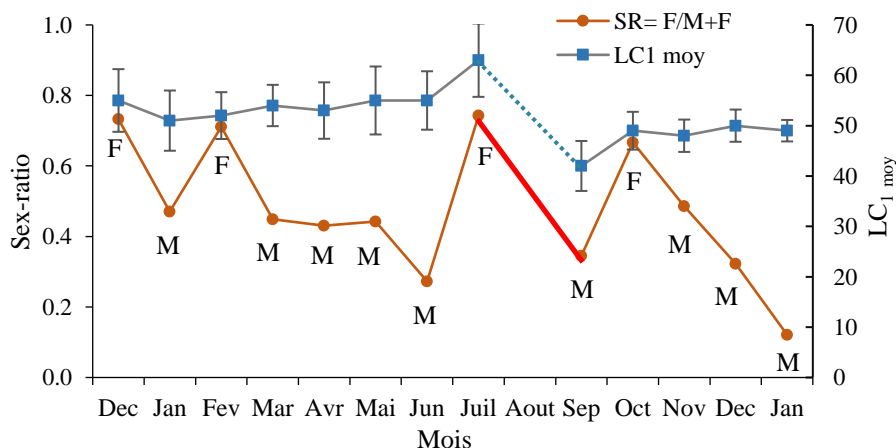


Figure 13. Variations mensuelles de la sex-ratio (SR) et de la longueur céphalothoracique moyenne ( $TC_{1moy}$ , en mm) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba pendant la période d'échantillonnage. F : femelles, M : mâles. --- / — : absence d'échantillons (période de repos biologique).

La répartition saisonnière des sexes montre que les mâles dominent en hiver (SR = 0,49;  $\chi^2_{\text{obs}} = 0,15$ ), au printemps (SR = 0,44 ;  $\chi^2_{\text{obs}} = 2027$ ) et en été (SR = 0,46 ;  $\chi^2_{\text{obs}} = 0,71$ ), tandis que les femelles dominent seulement en automne (SR = 0,53 ;  $\chi^2_{\text{obs}} = 0,32$ ) (Fig. 14. Annexe 8). L'analyse de la répartition saisonnière des sexes indique qu'il y a aucune différence significative entre le nombre des femelles et des mâles et la sex-ratio est constante pendant toutes les saisons.

L'analyse de la variation saisonnière de la sex-ratio, pendant et hors période de reproduction (Tab. 4) montre un certain équilibre des proportions pendant la période de reproduction, de même qu'en dehors de cette période où nous constatons un certain équilibre entre les deux sexes : hiver ( $\chi^2 = 4,64$ ,  $P < 0,05$ ), automne ( $\chi^2 = 57,60$  ;  $P < 0,05$ ) et en été ( $\chi^2 = 8,42$  ;  $P < 0,05$ ), ce qui correspond à la période hors reproduction.

Tableau 4. Sex-ratio de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie en période et hors période de reproduction (\*\* : valeur hautement significative ; ns : valeur non significative).

Périodes	F	M	SR	$\chi^2_{\text{obs}}$
Période de reproduction (avril à juillet)	84	129	0,4	9,51**
Hors période de reproduction (septembre à mars)	170	151	0,51	1,12 ns

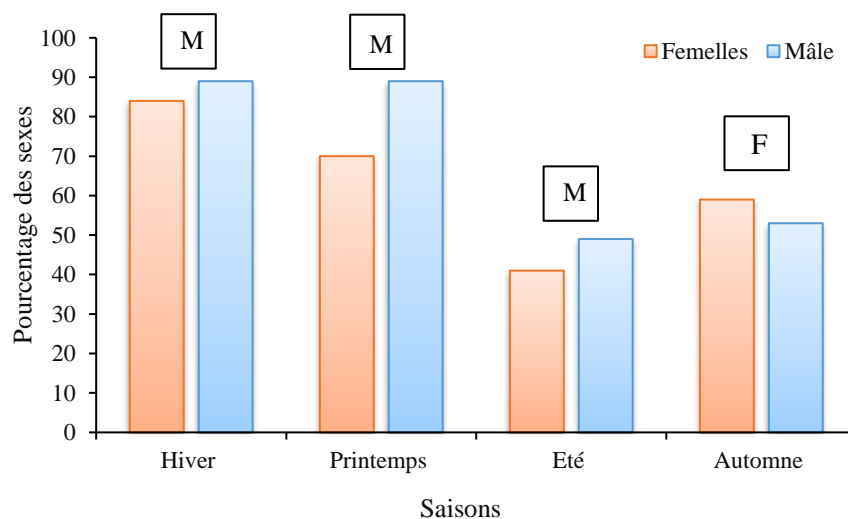


Figure 14. Structure saisonnière de la population chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba (F: femelles ; M : mâles).

L'évolution de la sex-ratio par rapport à la taille révèle que lorsque la longueur totale (LT) se situe entre 95 et 150 mm, il y a une prédominance des mâles. En revanche, la dominance des femelles s'installe à partir de 155 mm jusqu'à 230 mm, et les individus de taille est supérieure à 180 mm sont tous des femelles (Fig. 15 ; Annexe 9). La même observation concerne la variation de la sex-ratio en fonction de la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ), où les mâles dominent dans les tailles comprises entre 38 et 50 mm et les femelles à partir de 52 mm de  $LC_1$ . Le pic enregistré à la taille de 35 mm peut être expliqué par un faible effectif échantillonné (Fig. 16 ; Annexe 10).

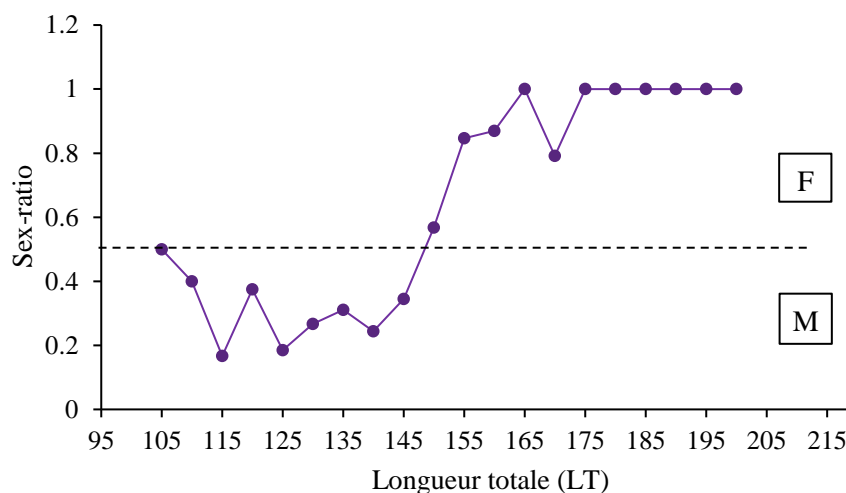


Figure 15. Variation de la sex-ratio (SR) en fonction de la longueur totale (LT) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba sexe (F : femelles ; M : mâles).

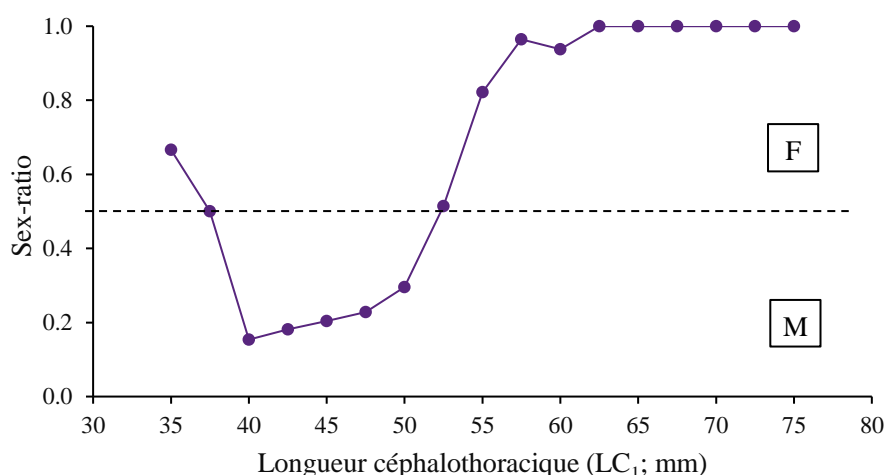


Figure 16. Variation de la sex-ratio (SR) en fonction de la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba sexe (F : femelles ; M : mâles).

## 2.2. Indice gonado-somatique (IGS)

L'IGS mensuel varie de manière significative (test H de Kruskal-Wallis :  $H = 88,85$  ;  $p < 0,05$ ) affichant des valeurs constantes durant l'hiver et augmentent continuellement jusqu'à juin. Les plus grandes valeurs sont observées au printemps et en été, les gonades atteignent un taux maximum de développement pondéral en juin ( $12,21 \pm 4,56$ ), à l'approche de la ponte qui se situe en juillet. L'IGS atteignant sa valeur minimale en janvier 2018 ( $0,98 \pm 0,98$ ) (Fig. 17 ; Annexe 11). L'IGS n'était pas indépendant du statut d'insémination de *P. kerathurus*, l'IGS chez les femelles inséminées est supérieure à celui des non-inséminées (Fig. 17).

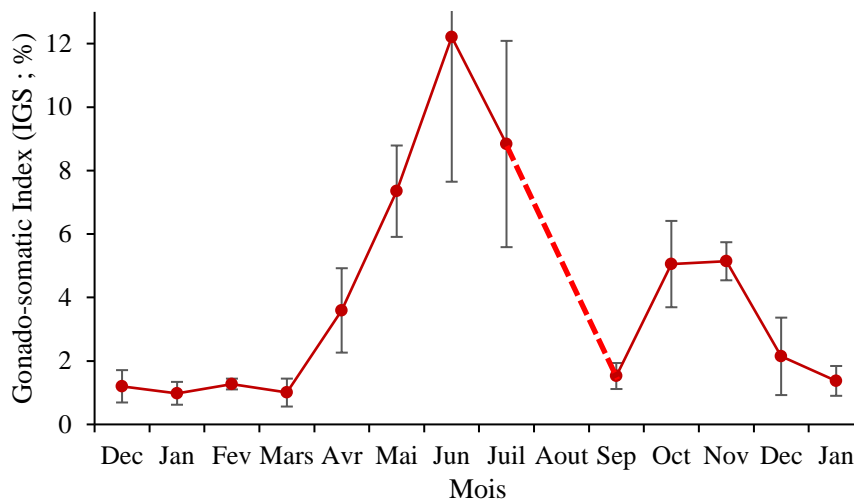


Figure 17. Variation mensuelle de l'indice gonado-somatique chez *Penaeus kerathurus* avec intervalle de confiance. ..... : absence d'échantillons (période de repos biologique).

## 2.3. Facteur de condition relative (K)

Le facteur de condition relative des femelles (0,80) est légèrement supérieur à celui des mâles (0,78). L'utilisation de test t pour échantillons indépendants a révélé l'absence de différences significatives du facteur de condition entre les deux sexes ( $t = -1,26$  ;  $p > 0,05$ ). Chez la population totale, le facteur de condition relative est faible en septembre puis tend à se stabiliser à partir d'octobre (Fig. 18 ; Annexe 12).

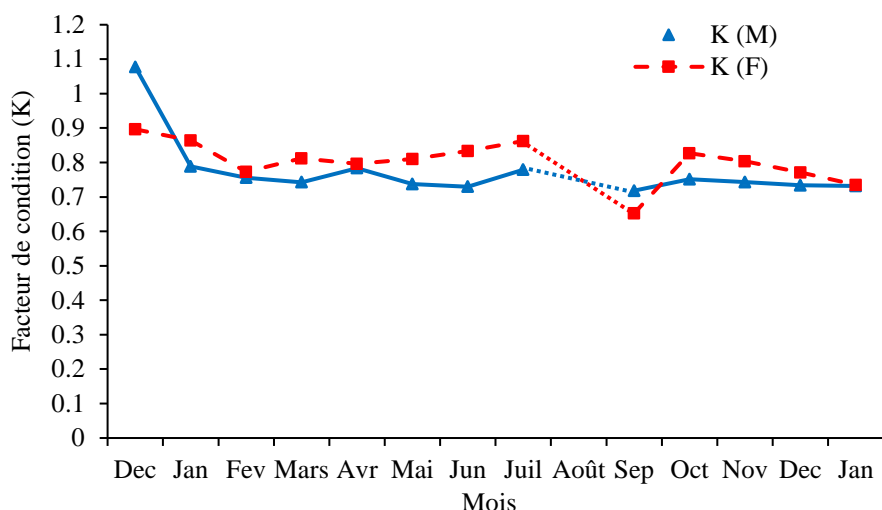


Figure 18. Variations mensuelles de l'indice de condition relative de *Penaeus kerathurus* pour chaque sexe (F : femelles ; M : males). ...../.....: absence d'échantillons (période de repos biologique).

#### 2.4. Taux d'insémination

La fréquence par taille des femelles inséminées est illustrée par la figure 19 (Annexe 13). Environ 41% des femelles examinées ont été trouvées inséminées. Leur taille varie généralement entre 130 et 210 mm LT, avec une moyenne de 172,52 mm. Les femelles inséminées présentaient une gamme de taille plus large que les femelles non inséminées. Les moyennes et les distributions de fréquences de tailles des deux groupes (femelles inséminées et non inséminées) ont montré des différences significatives (Test de Mann-Whitney :  $U = 3014,500$ ,  $p < 0,05$  ; Test Z de Kolmogorov-Smirnov à deux échantillons :  $Z = 4,427$ ,  $p < 0,05$ ). Nous avons constaté que le pourcentage des femelles inséminées augmentait proportionnellement avec la taille (LT) à partir d'une LT de 170 mm avec une fréquence de 100% chez les grandes classes ( $> 200$  mm).

La figure 20 illustre la fréquence par la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) des femelles inséminées qui évolue avec une tendance similaire à la fréquence des femelles inséminées par rapport à la longueur totale (LT). Ce pourcentage des femelles inséminées augmente logiquement avec la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ). Lorsque  $LC_1$  atteint 65 mm, le taux d'insémination augmente progressivement pour atteindre 100% chez les femelles dont la taille dépasse 72,5 mm.

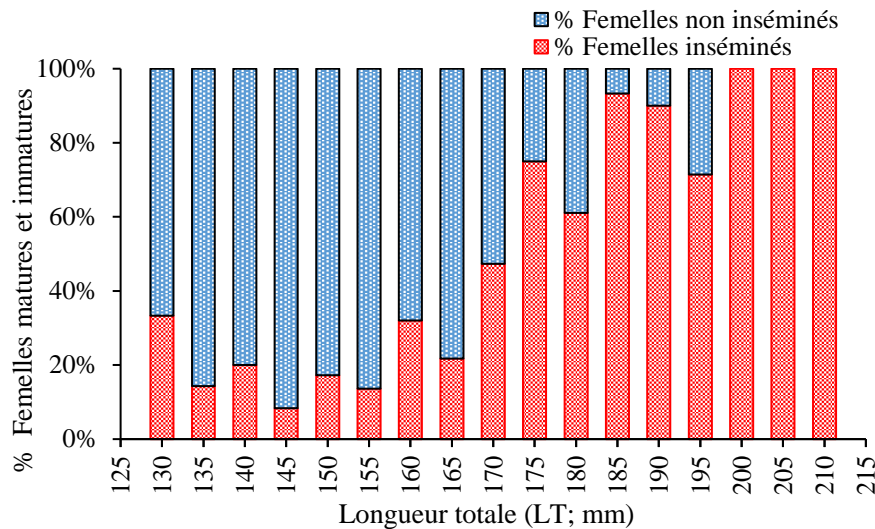


Figure 19. Proportions (en %) des femelles matures et inséminées en fonction de la longueur totale (LT) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

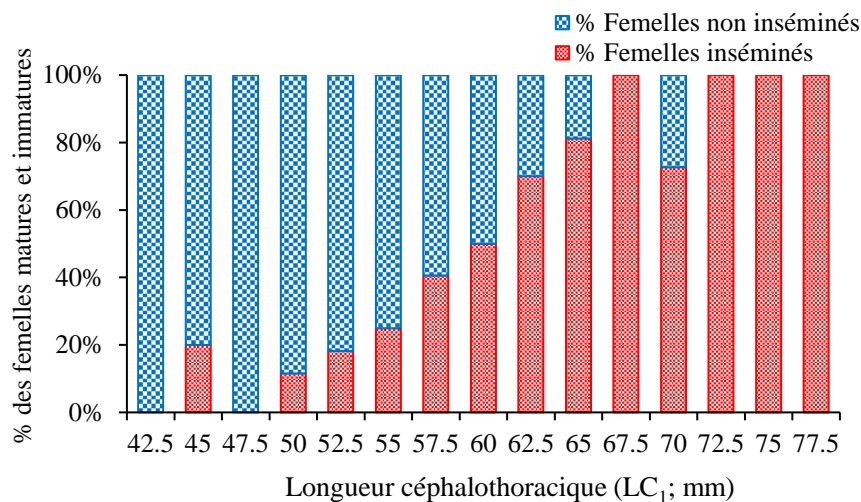


Figure 20. Proportions (en %) des femelles matures et inséminées en fonction de la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

Les variations mensuelles des femelles inséminées et non inséminées sont illustrées par la figure 21 (Annexe 14). Les pourcentages les plus élevés de femelles inséminées (79,25%) ont été enregistrés entre avril et juillet (100% en juillet). En septembre, le nombre des femelles inséminées chute brusquement (10%) avec des faibles valeurs observées aussi en automne et en hiver (10% à 28%, respectivement).

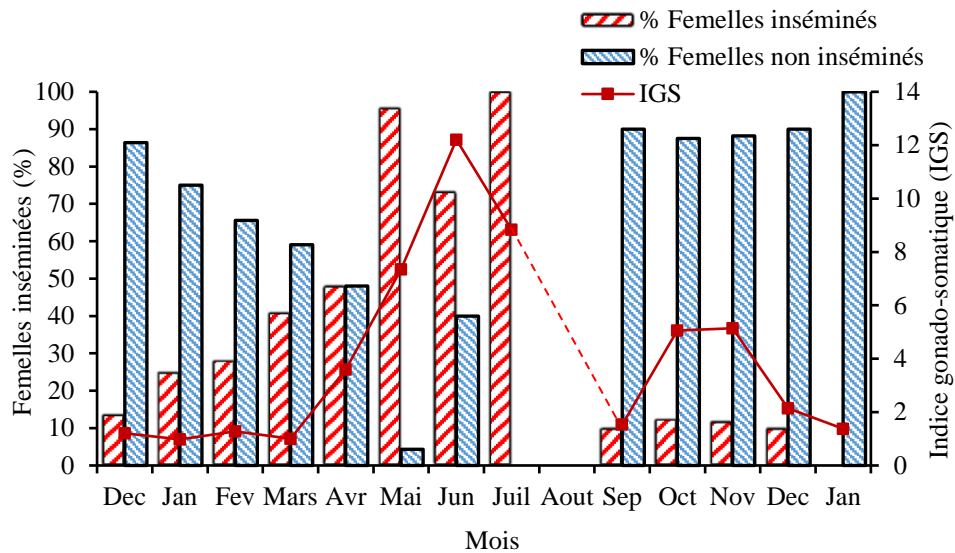


Figure 21. Evolution mensuelle (en %) des femelles inséminées et non inséminées et variation de l'indice gonado-somatique (IGS) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba. ---- : absence d'échantillons (période de repos biologique).

## 2.5. Stades de maturation

La paire d'ovaires est située dorsalement de chaque côté de l'axe médian de la crevette femelle. Au niveau du céphalothorax, ils sont composés de deux lobes antérieurs et de 6 lobes latéraux dont leur volume et coloration évoluent en fonction de la période de reproduction (Fig. 22).



Figure 22. Morphologie externe et coloration des ovaires en fonction de la période de reproduction (Ibrahim *et al.*, 2018).

La distribution mensuelle des stades ovariens est représentée par la figure 23 (Annexe 15). Les stades immatures et en développement (ST1 et ST2) prédominent en hiver et au début du printemps. Les stades avancés (ST3 et ST4) apparaissent à la fin du printemps et leur

présence se prolonge jusqu'en été (principalement entre avril et juillet). La proportion des femelles au stade ST1 est faiblement représenté au printemps et en été (valeur minimale en juillet : 7,69%) et augmente progressivement à partir de septembre, atteignant 100% en janvier. Le pourcentage le plus élevé de ST2 (60%) est enregistré en décembre alors que la proportion des femelles au stade ST3 varie entre 9 (mars) et 47% (mai). Les femelles complètement matures (ST4) apparaissent à partir d'avril (6%) avec un pic observé en juillet (46%). En septembre, la proportion des femelles avec des ovaires au stade ST4 diminue de manière significative (20%). Les femelles aux ovaires épuisés et flasques (ST5) apparaissent en juin puis disparaissent en octobre. Les femelles inséminées durant la période d'échantillonnage présentaient l'ensemble des stades ovariens.

La distribution saisonnière des stades ovariens (Fig. 24 ; Annexe 16) indique que le fort pourcentage des femelles matures est enregistré en été (ST3 : 16,67% ; et ST4 : 42,85%). En automne, elles sont toujours présentes mais faiblement représentées (ST : 16,67% ; ST : 10,6%) avant de disparaître en hiver. L'apparition des individus matures débute au printemps (ST3 : 30,15% ; ST4 : 9,52%), tandis que les femelles en stade 5 épuisés sont observées uniquement en été (ST 5 : 14,29%) et en automne (ST 5 : 1,52%). Les femelles immatures et en cours de développement (ST1 et ST2) sont observées durant toutes les saisons d'échantillonnage.

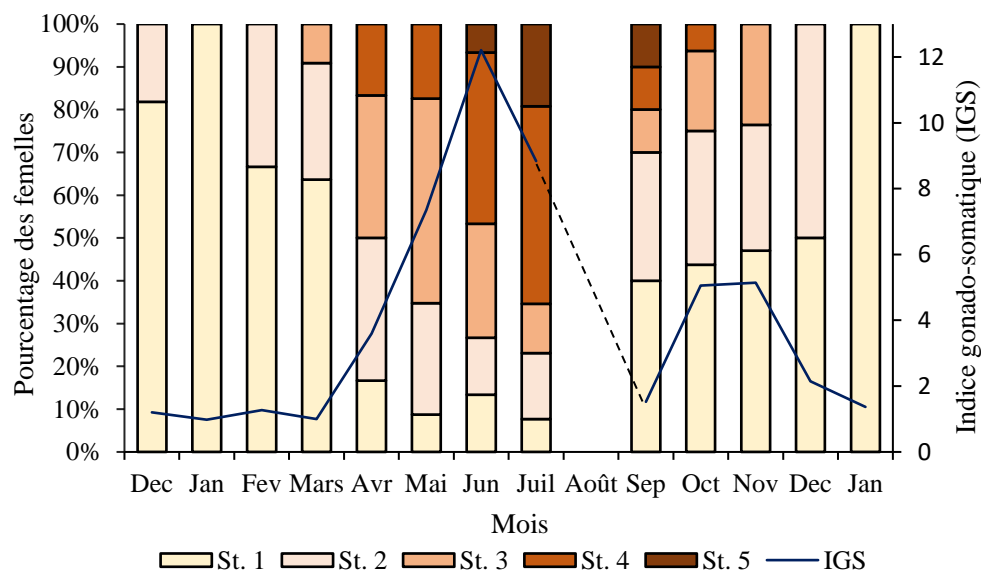


Figure 23. Evolution mensuelle de la maturation ovarienne des femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba. ST1 : immatures ; ST2 : en développement ; ST3 : maturation précoce ; ST4 : complètement matures ; ST5 : épuisés. ---- : absence d'échantillons (période de repos biologique).

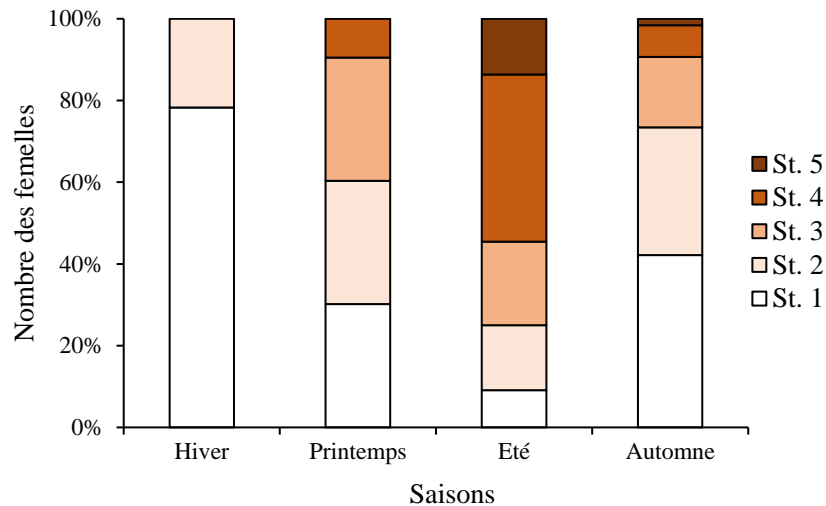


Figure 24. Evolution saisonnière de la maturation ovarienne des femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba. ST1 : immatures ; ST2 : en développement ; ST3 : maturation précoce ; ST4 : complètement matures ; ST5 : épuisés.

## 2.6. Taille à la première maturité sexuelle

L'observation macroscopique de la maturation sexuelle nous a permis de situer la période de reproduction de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba entre avril et juillet lorsque la majorité des femelles (79,25%) sont complètement matures (ST4) et inséminées (58,5%). La ponte a lieu en juillet. La taille à laquelle 50% de femelles ont atteint leur maturation sexuelle ( $LT_{50}$ ), déterminée par la présence de spermatophores, est estimée à 172 mm de LT et à 59 mm de  $LC_1$  (Fig. 25, 26). Nous avons aussi déterminé l'intervalle de maturité (IM), les tailles ( $LT_{25}$ ) et ( $LT_{75}$ ) correspondant respectivement aux niveaux 25% ( $Lt = 162$  mm,  $LC_1 = 50$  mm) et 75% ( $Lt = 180$  mm,  $LC_1 = 61$  mm) d'individus matures.

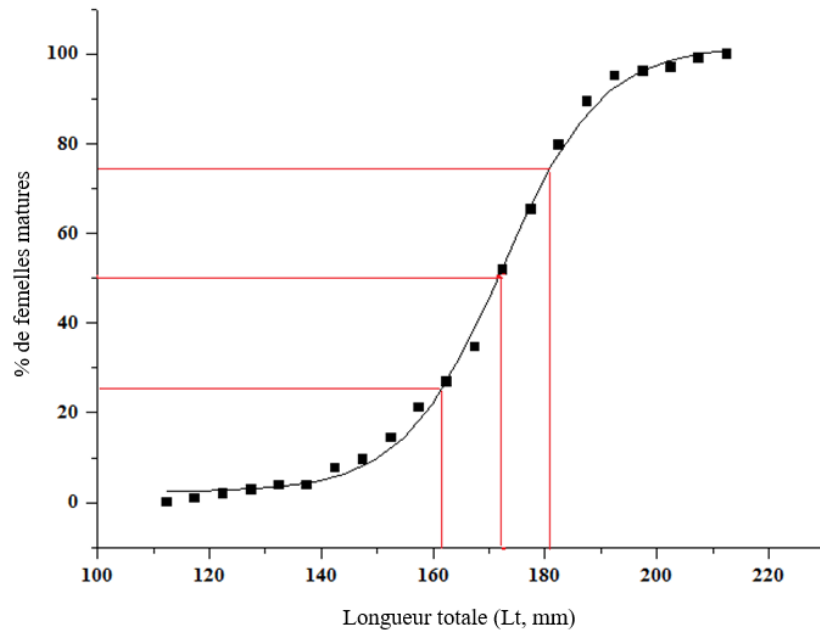


Figure 25. Estimation de la longueur totale (LT) de la première maturité sexuelle de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

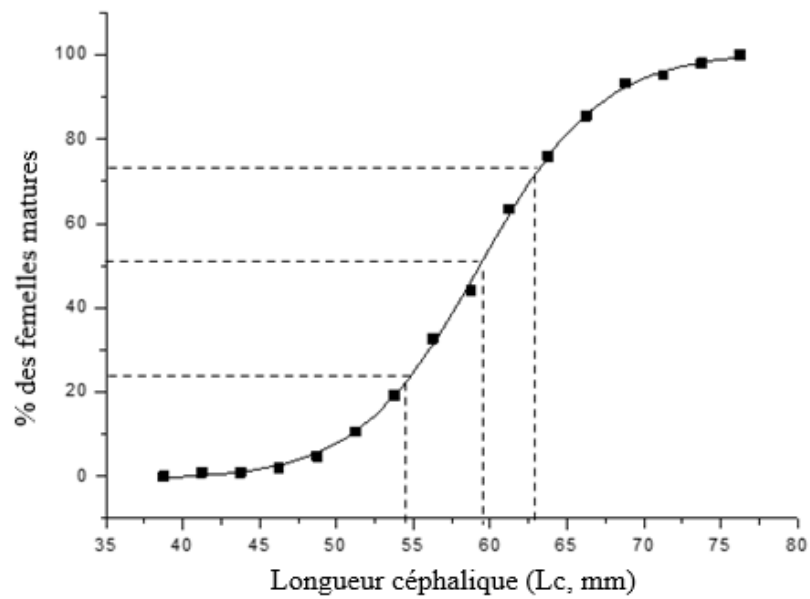


Figure 26. Estimation de la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) de la première maturité sexuelle de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

### 3. DISCUSSION

#### 3.1. Sex-ratio

Dans le golfe d'Annaba, la proportion des femelles et des mâles au sein de la population échantillonnée est globalement équilibrée sauf en période de reproduction où nous observons une prédominance des mâles, comme c'est le cas chez les populations des mers Égée (Kevrekidis & Thessalon-Legaki, 2007) et d'Adriatique (Lumare *et al.*, 2011). Cette faible représentativité des femelles au sein de notre échantillon, avant la période de ponte (juillet), pourrait être attribuée à divers facteurs biotiques ou abiotiques, influençant seuls ou combinés : (i) les aléas émanant de l'échantillonnage (l'action de sélectivité des engins de pêche utilisés dans le golfe d'Annaba : chaluts, filets maillants), difficile à évaluer précisément dans notre cas étant donné que les échantillons proviennent du commerce. Ils peuvent être influencé par la dominance de certaines classes de taille sur d'autres, (ii) la vulnérabilité des femelles à l'action des engins de pêche précités, (iii) l'arrivée tardive des femelles sur les zones de frai. En effet, les femelles prennent l'avantage numérique qu'en juillet qui correspond à la période de ponte, (iv) le comportement dispersé des mâles et des femelles pendant la période de reproduction. Cette disparité de la sex-ratio liée au comportement est observée aussi chez d'autres taxons zoologiques, comme les téléostéens (De Silva, 1973 ; Kara, 1997 ; Marfin, 1981), (v) le développement d'une méthode d'accouplement polygame où la femelle est inséminée par plusieurs mâles et (vi) la distribution hétérogène des mâles et des femelles dans la niche écologique. Globalement, les résultats obtenus sur la répartition des sexes dans notre échantillon étudié semblent corroborer avec ceux d'autres auteurs ayant mené des investigations sur différentes populations de *P. kerathurus* de Méditerranée et d'Atlantique (Tab. 5). D'une manière générale, ces travaux signalent une quasi égalité des sexes dans les captures.

Pour les variations de la sex-ratio en fonction de la taille, nous avons constaté une dominance des mâles dans les plus petites classes de tailles. Par contre, les classes supérieures, sont exclusivement représentées par des femelles. Cette disparité numérique pourrait s'expliquer par la maturité précoce des mâles, réduisant ainsi leur énergie investie pour la croissance et induisant chez les mâles une taille inférieure à celle des femelles. De telles constatations sont observées chez de nombreuses espèces de Pénéides (Ohtomi & Matsuoka, 1998; Kim, 2005).

Tableau 5 : Pourcentages des femelles et des mâles chez *Penaeus kerathurus* dans différentes régions méditerranéennes et d'Atlantique.

Régions	Femelles	Mâles	Auteurs
Golfe d'Annaba (Mer Méditerranée)	47,57	52,43	Présente étude
Golfe de Tunis (Mer Méditerranée)	51,01	48,99	Jaziri <i>et al.</i> (2015a)
Golfe de Gabès (Mer Méditerranée)	66,66	39,34	Ben Meriem (1993)
Golfe de Amvrakikos (mer Ionienne)	48,47	51,53	Klaoudatos (1984)
Sud-Est de l'Italy (Sud Mer Adriatique)	45,2	54,8	Lumare <i>et al.</i> (2011)
Baie de Smyrni (Mer Egée)	41,7	58,3	Türkmen et Yilmazyerli (2006)
Baie de Güllük (Mer Egée)	59,1	40,9	Türkmen <i>et al.</i> (2007)
Baie d'Izmir (Mer Egée)	40	60	Metin <i>et al.</i> (2008)
Golfe de Amvrakikos (Mer Ionienne)	42,13	57,87	Conides <i>et al.</i> (2008)
Nord-Est de l'Italie (Mer Adriatique)	53	47	Bolognini <i>et al.</i> (2017)
Baie de Erdek (Mer de Marmara)	49,64	50,36	Ihsanoglu <i>et al.</i> (2021)
Baie de Boka Kotorska (Mer Adriatique)	50	50	Markovic <i>et al.</i> (2022)

### 3.2. Cycle sexuel

L'évolution saisonnière des indices gonadique et somatique nous a permis de mieux comprendre la stratégie de reproduction de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. Chez les femelles, les faibles valeurs de l'IGS sont observées durant la période froide (automne et hiver) puis augmentent continuellement entre le printemps (mars) et le début de l'été (juin). Chez la crevette *P. keraturus*, la courbe de IGS situe clairement la période de ponte (Medina *et al.*, 1996; Turkmen & Yilmaz Yerli, 2006 ; Kucukdermenci & Lok, 2012).

Le facteur de condition relative (K) ne semble pas être lié à la tendance de IGS chez les femelles, puisqu'il semble chuter en été qui coïncide avec la ponte. Hors de la période de maturation ovarienne, son évolution reste constante. Durant cette période, l'énergie capitalisée est généralement mobilisée pour les besoins de la croissance somatique. Globalement, le facteur de condition ne joue pas un rôle fondamental dans la régulation de l'activité de reproduction car ces valeurs n'ont pas évolué pendant et en dehors de la saison de reproduction ce qui suggère que le processus de maturité n'est pas influencé par les conditions somatiques, mais plutôt

maintenu grâce à une alimentation adéquate, au même temps que les gonades emmagasinent de l'énergie.

D'une manière générale, l'évolution du cycle sexuel de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba est similaire à celui observé chez différentes populations de Méditerranée et d'Atlantique, comme sur les côtes sud-ouest de la mer Adriatiques (Lumare *et al.*, 2011), le golfe d'Amvrakikos en mer Ionienne (Klaoudatos, 1984), le golfe de Cadix sur la côte atlantique de l'Andalousie (Rodriguez, 1985 ; Medina *et al.*, 1996) et la baie d'Izmir en mer Égée (Kucukdermenci & Lok, 2012). Toutefois, la valeur maximale de l'IGS ( $14,35 \pm 1,99\%$ ) a été observée chez la population des côtes du sud-est d'Italie (Lumare *et al.*, 2011).

Dans le golfe d'Annaba, l'évolution temporelle du pourcentage de femelles inséminées de *P. kerathurus* coïncide avec la maturation ovarienne et la période de ponte. En effet, les plus fortes proportions de femelles non-inséminées ont été enregistrées durant l'automne et l'hiver. A partir de mai, les femelles inséminées prennent l'avantage numérique et prédominant dans l'échantillon entre juin et juillet où la totalité des femelles observées sont inséminées. Ce faible pourcentage de femelles inséminées durant la période froide a été aussi noté dans d'autres régions de la Méditerranée (Türkmen *et al.*, 2007 ; Lumare *et al.*, 2011; Kevrekidis & Thessalon-Legaki, 2007, 2013). Le pourcentage des femelles aux ovaires matures était plus élevé en période estivale, entre juin-juillet. Le tableau 6 compare la taille minimale des femelles au stade de maturation ovarienne le plus avancé (ST4) dans différentes localités de la Méditerranée. Cette comparaison montre que la taille minimale des femelles échantillonnées dans le golfe d'Annaba est la plus élevée et la plus proche de celle obtenue par Turkmen et Yilmazyerli (2006) dans la baie de Smyrni, en Turquie.

Tableau 6. Comparaison des tailles minimales (LT, LC<sub>1</sub>, en mm) des femelles de *Penaeus kerathurus* au stade 4 de maturation ovarienne dans différentes zones géographiques.

Taille minimale		Auteurs (zones géographiques)
LT	LC <sub>1</sub>	
142	50,31	Présente étude (golfe d'Annaba, Mer Méditerranée)
130	32,2	Lumare <i>et al.</i> (2011) (Sud-ouest de la Mer Adriatique)
117	27,5	Ben Meriem (1993) (Golfe de Gabès, Mer Méditerranée)
141	39	Türkmen et Yilmazyerli (2006) (Baie de Smyrni, Mer Égée)
123	31	Turkmen <i>et al.</i> (2007) (Baie de Gulluk, Sud-est de la mer Égée)

114	30	Conides <i>et al.</i> (2008) (Golfe de Amvrakikos, Mer Ionienne)
129	32,24	Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2013) (Golfe de Thermaikos, Nord de la mer Égée)

La taille de la première maturité sexuelle basée sur le taux d'insémination de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba ( $LT_{50} = 172$  mm et  $LC_{50} = 54$  mm) est similaire à celle déterminée chez d'autres populations : en mer Adriatique ( $LT_{50} = 170$  mm, Lumare *et al.*, 2011), dans le golfe de Tunis ( $LT_{50} = 171$  mm, Jaziri *et al.*, 2015) et dans la baie de Güllük en mer Égée ( $LT_{50} = 180$  mm, Türkmen *et al.*, 2007). Sur la côte atlantique de l'Andalousie, la population du golfe de Cadix (Rodriguez, 1985) arrive à se reproduire plus précocement ( $LT_{50} = 120$  mm) que les populations méditerranéennes. En utilisant la longueur céphalothoracique, la population du golfe d'Annaba ( $LC_{50} = 59$  mm) semble acquérir sa capacité physiologique de reproduction plus tardivement que celles des golfes de Gabès ( $LC_{50} = 29-30$  mm, Ben Meriem, 1993), d'Amvrakikos ( $LC_{50} = 45,2$  mm, Conides *et al.*, 2008), de Güllük ( $LC_{50} = 48$  mm, Türkmen *et al.*, 2007), de la côte sud-est et sud-ouest d'Italie ( $LC_{50} = 45,6$  mm, Lumare *et al.*, 2011 ;  $LC_{50} = 38,52$  mm, Casciaro *et al.*, 2015) et le nord et le centre de la mer Adriatique ( $LC_{50} = 30,7$  mm, Bolognini *et al.*, 2017). Ces différences de taille de maturité sexuelle peuvent être attribuées aux différentes méthodes d'estimation appliquées et/ou aux différences géographiques.

La période de reproduction chez la majorité des populations de *P. kerathurus* du bassin méditerranéen est presque similaire (maturation ovarienne au printemps et ponte en été) et dure entre 4 et 7 mois (en moyenne 5 mois) selon la position géographique de la zone d'étude (Tab. 6). Cette période de reproduction précoce ou tardive est liée probablement à la variabilité des caractéristiques environnementales et également à celle des zones géographiques. Dans le golfe d'Annaba, *P. kerathurus* présente un schéma de frai unimodal avec une ponte estivale en juillet. Ce schéma de frai est presque similaire chez la majorité des populations de *P. kerathurus* du bassin méditerranéen et de l'Atlantique mais avec certains décalages mensuels du cycle sexuel et de sa durée (Tab. 7).

Tableau 7 : Périodes de reproduction chez différentes populations de *Penaeus kerathurus* de la Méditerranée et d'Atlantique. <sup>1</sup> : Présente étude, <sup>2</sup> : Jaziri *et al.* (2015a), <sup>3</sup> : Ben Mustafa (1967), <sup>4</sup> : Ben Meriem (1993), <sup>5</sup> : Rodriguez (1985), <sup>6</sup> : Lumare *et al.* (2011), <sup>7</sup> : Abdel Razek (1985), <sup>8</sup> : Türkmen et Yilmazyerli (2006), <sup>9</sup> : Türkmen *et al.* (2007), <sup>10</sup> : Kucukdermenci et Lok (2012), <sup>11</sup> : Klaoudatos *et al.* (1992), <sup>12</sup> : Conides *et al.* (2008), <sup>13</sup> : Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2013), <sup>14</sup> : Ihsanoglu *et al.* (2021). <sup>15</sup> : Markovic *et al.* (2022).

Aire géographique	Mois								
	Avr.	Mai	Jun.	Juil.	Aout.	Sept.	Oct.	Nov.	
Golfe d'Annaba (Mer Méditerranée) <sup>1</sup>	■								
Golfe de Tunis (Mer Méditerranée) <sup>2</sup>	■								
Golfe de Tunis (Mer Méditerranée) <sup>3</sup>			■						
Golfe de Gabès (Mer Méditerranée) <sup>4</sup>				■					
Golfe de Cádiz (Océan Atlantique) <sup>5</sup>		■							
Sud de la mer Adriatique <sup>6</sup>					■				
Sud-est de la mer Méditerranée <sup>7</sup>	■								
Baie de Smyrni (Centre de la mer Egée) <sup>8</sup>	■								
Baie de Güllük (Sud-Est de la mer Egée) <sup>9</sup>			■						
Baie d'Izmir (Mer Egée) <sup>10</sup>					■				
Golfe de Amvrakikos (mer Ionienne) <sup>11</sup>					■				
Golfe de Amvrakikos (mer Ionienne) <sup>12</sup>	■								
Golfe de Thermaikos (Nord de la mer Egée) <sup>13</sup>	■								
Baie de Erdek (Mer de Marmara) <sup>14</sup>					■				
Baie de Boka Kotorska (Sud-est de la mer Adriatique) <sup>15</sup>	■								

#### 4. CONCLUSION

L'étude de la stratégie de reproduction, notamment la détermination de la taille à la première maturité sexuelle, la maturation ovarienne et la durée de la période de reproduction permet la quantification de la capacité reproductive des individus. L'étude de la biologie de reproduction de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba nous a permis de situer la période de reproduction de cette espèce sur les côtes est algérienne entre avril et juillet.

La sex-ratio globale et saisonnière de la population échantillonnée reste équilibrée, avec une légère dominance des mâles pendant la période de reproduction, ces résultats sont similaires à ceux rapportés par la littérature en Méditerranée. Une sex-ratio inégale a été observée en fonction des classes de tailles où les mâles dominent dans les classes inférieures de 95 mm à 150 mm, alors qu'une nette dominance des femelles est observée pour les classes supérieures, de 155 mm à 230 mm.

L'indice gonado-somatique (IGS) mensuel montrent des variations notables liées au cycle reproducteur avec un pic en mois de juillet. Le taux d'insémination des femelles augmente proportionnellement avec la taille et la maturation ovarienne et le plus grand nombre des femelles inséminées est enregistré d'avril à juillet et atteint son maximum (presque 100%) en juillet.

La taille de la première maturité sexuelle ( $L_{50}$ ) estimée à l'aide d'une fonction logistique et basée sur les pourcentages des femelles inséminées en fonction des classes de tailles croissantes est de 172 mm de  $LT_{50}$  et 59 mm de  $LC_{50}$ .

## **CHAPITRE 4 : ÂGE, CROISSANCE, MORTALITÉ ET EXPLOITATION**

---

## INTRODUCTION

L'estimation de la croissance et de la mortalité sont considérées comme fondamentales dans l'étude des pêcheries, l'évaluation et la gestion des stocks halieutiques. Le principal objectif des aménagements des pêcheries est de permettre d'exploiter d'une manière rationnelle tout stock halieutique afin d'optimiser les bénéfices socio-économiques tout en maintenant la capacité reproductrice de l'espèce à un niveau qui fournit un recrutement annuel adéquat (Chubb, 2000). L'étude de la croissance est une approche très délicate en halieutique et chaque chercheur halieute tente de rechercher la méthode la plus appropriée par rapport à ces données de base (couples de données taille-âge) et afin de décrire au mieux la relation existante entre ces deux variables (Sidibé, 2003).

Chez les Arthropodes en général, et chez les crustacés décapodes en particulier, l'étude de la croissance pose d'énormes soucis scientifiques. En effet, chez ces crustacés, il n'existe pas de pièces ostéologiques équivalentes à celles des poissons (pièces osseuses : écailles, otolithe, vertèbres) qui permettent d'étudier directement l'âge et la croissance. Les crustacés au même titre que les insectes sont tous confrontés au cycle de mue et l'étude de la croissance est intimement lié à ce processus physiologique cyclique et périodique (croissance discontinue en "escalier"). Cette contrainte physiologique a conduit donc le chercheur à s'orienter vers des méthodes indirectes basées sur la décomposition des distributions de fréquence de taille en plusieurs composantes normales (cohortes) individualisées, auxquelles sont associées une taille moyenne et un âge à partir desquelles seront calculés les paramètres de croissance. Ainsi, ces méthodes indirectes deviennent couramment utilisées pour étudier la croissance des crevettes (Rodriguez, 1987 ; Demestre & Leonardi, 1993 ; Ragonese *et al.*, 1994 ; Nouar & Khennouche, 2009).

Les études sur la croissance, la mortalité et l'exploitation de la crevette *P. kerathurus* en Méditerranée sont disponibles pour les côtes tunisiennes (Heldt 1938 ; Ben Mustafa, 1967 ; Azzouz, 1973 ; Ben Meriem, 1998, 2004 ; Ben Meriem & Jawadi, 2007 ; Jaziri *et al.*, 2015b), turques (Turkmen *et al.*, 2007 ; Metin *et al.*, 2009), grecques (Klaoudatos, 1984 ; Conides *et al.*, 1990, 2006 ; Kevrekidis & Thessalou-Legaki, 2006, 2011), italiennes (Lumare *et al.*, 1996, 2011 ; Vitale *et al.*, 2010 ; Cannizzaro *et al.*, 2001 ; Sartor *et al.*, 2018) et espagnoles (Rodríguez, 1981). Sur les côtes algériennes, seul Lahmar (1994) s'est intéressé à la croissance de cette espèce.

Ce présent chapitre fournit des informations complémentaires et nouvelles sur la l'âge et la croissance de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. Les données mensuelles recueillies sur un cycle annuel ont été utilisées pour la distribution de fréquence de longueur, dans le but d'estimer l'âge, la croissance, la mortalité et la longévité de cette espèce, et déterminer le taux d'exploitation de ce stock de pêche.

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Fréquences de tailles et structure démographique

La première étape consiste à déterminer les structures de tailles de la population à partir des échantillons mensuels. L'objectif est d'obtenir une image aussi fiable que possible de la structure démographique de la population de crevettes *P. kerathurus* dans le golfe d'Annaba. L'étude de la croissance a été effectuée en fonction des sexes séparés et combinés (population totale). Les données des fréquences de tailles mensuelles des crevettes ont été organisées en classes de tailles de 5 mm de longueur totale (LT) et de 2,5 mm de longueur céphalothoracique (LC).

### 1.2. Modélisation de la croissance

#### 1.2.1. Croissance linéaire absolue

Chez les crustacés, l'analyse des structures des tailles est toujours délicate. Même en utilisant des techniques statistiques élaborées, l'analyse visant la séparation des différentes composantes d'une distribution de taille est relativement subjective. Pour cette raison, l'emploi des méthodes d'analyse des fréquences de tailles a été souvent discuté. Cependant, elles restent très utilisées dans l'étude de la croissance des crustacés.

En raison de la discontinuité de la croissance des crevettes qui est étroitement liée au cycle de mue, nous avons opté pour la méthode indirecte en se basant sur la décomposition des distributions de fréquence de taille en plusieurs composantes normales (cohortes). Les paramètres de la croissance ont été estimés en utilisant le logiciel FISAT II (version 1.2.2) : outils d'évaluation des stocks halieutiques (Gayanilo *et al.*, 2005). La méthode d'analyse Bhattacharya (1967) a été utilisée pour étudier la croissance et déterminer les classes d'âge à partir des distributions de fréquence de longueur.

La méthode de décomposition modale Bhattacharya (1967) est fondée sur une linéarisation de la courbe des fréquences de la distribution normale. Avant l'estimation des paramètres de croissance, nous devons d'abord isoler des cohortes (Annexes 17 et 18). Cette

étape nous permet d'avoir une idée sur les tailles moyennes des modes, sachant que cette analyse est subjective. Ensuite, nous avons effectué le suivi de la progression des cohortes pour chaque saison. Cette étape consiste à relier les cohortes d'une saison à une autre. Elle est cruciale puisqu'elle permet de mettre en relation la taille en fonction des mois. Puis, nous pouvons visualiser sur un même graphique les tailles moyennes des cohortes identifiées précédemment pour toutes les saisons et les relier entre-elles de manière à faire apparaître la progression des tailles en fonction des mois.

La décomposition modale de distributions de fréquence de longueur a permis de calculer la taille moyenne de chaque mode identifié auquel nous avons attribué un âge. A partir de ces résultats, nous avons calculé les paramètres de croissance  $L_{\infty}$  (mm),  $K$  (an) et  $t_0$  en utilisant le modèle mathématique classique de Von Bertalanffy (1938) qui exprime la croissance absolue. Ce modèle est utilisé couramment en biologie des pêches pour étudier la croissance surtout chez les crustacés. C'est le modèle le plus adéquat pour la modélisation de la croissance des crevettes. Il possède l'avantage de bien décrire la croissance dans l'intervalle des données observées et il est facilement incorporable dans les modèles de dynamique des populations. La croissance des crevettes est traduite par les variations des longueurs  $L_t$  en fonction du temps mise en évidence par l'analyse de l'évolution de la structure des populations en taille et en âge. L'équation mathématique utilisée pour modéliser la croissance est de la forme :

$$L_t = L_{\infty} [1 - e^{-k(t-t_0)}], \text{ où :}$$

$L_t$  : longueur de la crevette à l'âge  $t$  (mm).

$L_{\infty}$  : longueur asymptotique ou longueur théorique maximale (mm). Théoriquement, c'est la taille moyenne qu'atteindrait un individu qui pourrait vivre et grandir indéfiniment.

$t$  : âge au temps  $t$

$t_0$  : âge théorique (année) pour lequel la longueur est nulle ( $L_t = 0$ ). Il désigne le point de départ de la courbe de croissance sur l'axe des temps selon le modèle de croissance de Von Bertalanffy.

$k$  : taux de croissance ou coefficient instantané de la croissance (année<sup>-1</sup>). Il caractérise la rapidité avec laquelle l'individu croît vers la longueur asymptotique et le ralentissement de la croissance quand la longueur tend vers l'infini ( $k > 0$ ).

La détermination des paramètres  $L_{\infty}$ ,  $k$ ,  $t_0$  est réalisée à l'aide du logiciel Fishparm (version 3.0) (Saila *et al.*, 1988).

L'indice de performance de croissance de Pauly et Munro (1984) a été utilisé pour comparer les estimations des paramètres de croissance obtenus dans différentes zones d'étude.

Cet indice permet de distinguer les différences entre les populations d'une même espèce, même entre différentes espèces. L'équation empirique s'écrit de la manière suivante :

$$(\varphi') = \log_{10} K + 2 \log_{10} L_{\infty}$$

La longévité ( $t_{\max}$  ; en mois) a été calculée par l'équation de Pauly *et al.* (1984) :

$$t_{\max} = 3 / K$$

### 1.2.2. Croissance relative ou relation taille-poids

L'étude de la relation taille-poids répond généralement en halieutique à deux objectifs principaux : la détermination du poids des individus dont on connaît la taille ou inversement et la description des formes, de l'embonpoint et de ses variations au cours de la croissance. Ces buts présentent un intérêt pratique dans les problèmes d'exploitation raisonnée des populations animales où il importe, pour obtenir un rendement maximum, de savoir traduire la taille en poids ou le poids en taille et de disposer d'un paramètre aisément calculable qui caractérise l'embonpoint des spécimens et son évolution au cours de l'année ou de leur vie. D'une manière générale, la croissance relative permet de vérifier l'existence d'une corrélation liant le poids à la taille et de modéliser la relation (Peters, 1983). L'analyse allométrique ou les modèles de croissance relative de divers crustacés décapodes ont été largement étudiés et ceux-ci peuvent fournir une bonne technique pour élucider la relation entre processus de croissance et évolution (Blackstone, 1987).

La croissance relative de *P. kerathurus* a été déterminée séparément pour les mâles et les femelles, puis pour l'ensemble de la population (mâles + femelles). Trois relations taille-poids ont été établies pour chaque sexe, en utilisant la longueur (LT), la première longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) et la deuxième longueur céphalothoracique (LC<sub>2</sub>). Une analyse de covariance (ANCOVA), a été réalisée pour comparer la pente "b" de la relation taille-poids entre les mâles et les femelles.

Huxley (1924) a démontré que la croissance relative chez les crustacés peut être décrite par des équations d'allométrie du type :  $Y = a \cdot X^b$ . L'équation de la relation taille-poids utilisée est la suivante :

$$PT = a \cdot L^b, \text{ où}$$

PT : poids total de l'animal (en g),

L : longueur (en mm),

a : constante, b : coefficient d'allométrie, indique le type d'allométrie et elle est généralement voisine de 3. Les paramètres a et b ont été aussi déterminés avec le programme Fishparm (Prager *et al.*, 1989).

Cette équation peut être linéarisée par transformation logarithmique des données aboutissent à une équation linéaire (Sokal et Rohlf, 1987) :

$$\text{Log } P = b \text{ Log } Lt + \text{Log } a.$$

L'ajustement de ce modèle linéaire aux données longueur-poids observées est réalisé par la méthode des moindres rectangles. La valeur de coefficient b d'allométrie est comparée statistiquement à  $b_0 = 3$  au seuil  $\alpha = 5\%$  à l'aide du test t de Student (Dagnelie, 1975) :

$$t_{\text{obs}} = \frac{|b^2 - 3|\sqrt{n - 2}}{6b\sqrt{1 - r^2}}$$

avec :

n: effectif;

b: pente;

r: coefficient de corrélation.

La valeur de  $t_{\text{obs}}$  est comparée à celle de "t" théorique :  $t_{1-\alpha/2}$  (donnée par le test de Student) où  $\alpha$  représente le seuil de confiance au risque d'erreur de 5% pour  $n - 2$  degré de liberté. Trois cas peuvent alors se présenter : si  $b < 3$ , l'allométrie est minorante, si  $b > 3$ , l'allométrie est majorante, si  $b = 3$ , il y a isométrie.

### 1.2.3. Croissance pondéral absolue

A partir de l'estimation des paramètres de l'équation de Von Bertalanffy de la croissance linéaire et le coefficient d'allométrie "b" de la relation taille poids, nous avons calculé le poids théorique pour chaque groupe d'âge. L'équation de la croissance pondérale absolue s'écrit de la manière suivante :

$$Pt = P_{\infty} [1 - e^{-k(t - t_0)}]^b \quad \text{où}$$

P : poids total du poisson à l'âge t (g).

$P_{\infty}$  : poids asymptotique ou poids théorique maximal (g) , ce poids correspondant à  $L_{\infty}$ .

b : pente de la droite exprimant la relation taille-poids.

k et  $t_0$  sont identiques à ceux de l'équation de la croissance linéaire absolue.

### 1.3. Mortalité et exploitation

Un stock d'une espèce donnée est dynamique dont les gains (entrées) sont représentés par le recrutement annuel et la croissance alors que les pertes (sorties) sont attribuées à la mortalité totale (notée  $Z$ ), alors que le recrutement, la reproduction et la croissance sont des paramètres biologiques participant à l'augmentation de la biomasse du stock, contrairement aux différentes causes de mortalité qui contribuent d'une manière significative à la réduire. Cette mortalité peut-être soit naturelle (notée  $M$ ), regroupant toutes les causes de décès d'origine naturelle, comme la vieillesse ou les pathologies diverses, soit due aux activités de la pêche (notée  $F$ ), c'est-à-dire de l'impact direct des engins de prélèvement mis en œuvre pour exploiter un stock halieutique.

La mortalité est par définition le nombre d'individus qui disparaît durant un intervalle de temps donné et la rapidité avec laquelle l'effectif d'une population décroît. La mortalité chez une espèce donnée dans les conditions naturelles de vie est fondamentale, tant sur le plan écologique qu'halieutique. Nous avons entrepris la détermination des coefficients  $Z$  et  $M$ , et par la suite de  $F$ .

- La mortalité totale  $Z$  ( $\text{an}^{-1}$ ) a été calculée en utilisant le modèle de Hoenig (1982), incorporée dans le logiciel FISAT II :

$$\ln(Z) = 1,44 - 0,984 \ln(t_{\max}), \text{ où}$$

$t_{\max}$  = durée de vie maximale (an).

- La mortalité naturelle  $M$  ( $\text{an}^{-1}$ ) a été estimée en utilisant deux méthodes à titre de comparaison (Pauly, 1980 ; Djabali *et al.*, 1994). Ces méthodes physio-écologiques donnent une idée du taux de mortalité naturelle d'une espèce d'après l'allure de sa croissance, sa longévité, sexuelle et les conditions du milieu. Les deux méthodes s'expriment comme suit :

(i) La méthode de Pauly (1980), telle qu'incorporée dans le logiciel FISAT II :

$$\log(M) = -0,0066 - 0,279 \log(LT_{\infty}) + 0,6543 \log(K) + 0,4634 \log(T), \text{ où}$$

$K$  et  $L_{\infty}$  : paramètres de l'équation de Von Bertalanffy.

$T$  : température moyenne annuelle de l'eau où vit la crevette ( $^{\circ}\text{C}$ ).

(ii) La méthode de Djabali *et al.* (1994) :

$$\text{Log}_{10}M = -0,0278 - 0,1172 (\text{log}_{10}LT_{\infty}) + 0,5092 (\text{log}_{10} K)$$

K,  $L_{\infty}$  sont les paramètres du modèle de croissance de Von Bertalanffy (1938).

- La mortalité par pêche (F) a été estimée comme étant la différence entre la mortalité totale (Z) et la mortalité naturelle (M) :

$$F = Z - M$$

L'estimation du coefficient de mortalité par pêche a permis d'estimer le taux d'exploitation qui est défini comme étant le rapport entre les individus morts par pêche (F) et ceux morts par diverses causes (Z). Il est déterminé par la formule de Pauly (1997) :

$$E = F / (M + F)$$

Ce taux permet à lui seul d'estimer si un stock est au stade de surexploitation ou pas, le stock n'étant en équilibre que lorsque E est voisin de 0,5 (taux d'exploitation optimal). Ceci repose sur l'hypothèse postulant que la prise potentielle est optimisée quand on a égalité entre la mortalité naturelle et la mortalité par pêche (Gulland, 1971).  $E < 0,5$  : stock sous-exploité ;  $E = 0,5$  : stock en équilibre ;  $E > 0,5$  : stock surexploité.

## 2. RESULTATS

### 2.1. Analyse de distribution de fréquence des tailles

Les distributions annuelles de la fréquence des tailles (LT et LC) de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba sont illustrées par les figures 27 et 28 (Annexe 19 et 20). Ces tailles sont rangées avec des intervalles de 5 mm de LT et 2,5 mm de LC chez les mâles et les femelles. Chez la population, les mâles sont plus abondants que les femelles dans les classes de tailles inférieures, la classe de taille dominante pour les mâles échantillonnés dans la zone d'étude est située entre 140 et 145 mm de LT et entre 47,5 et 50 mm d'intervalle LC. Par contre, les femelles dominent dans les classes de tailles supérieures, la classe de taille dominante chez les femelles se situe entre 150 et 155 mm de LT et entre 55 et 57,5 mm de LC, soit un gain linéaire de 10 mm par rapport aux mâles (140-145 mm) dans la longueur totale. Le mode de la taille des individus chez la population totale est de 150 mm.

Pour l'ensemble des prélèvements mensuels, la longueur totale oscille entre 91 mm à un maximum de 230 mm. Les intervalles de taille par sexe sont récapitulés dans le tableau 8. Il

est à signaler que les tailles minimales correspondent aux individus mâles et maximales correspondent aux individus femelles. En effet, les femelles ont une large distribution et présentent des gammes de tailles plus grandes que les mâles, ce qui pourrait s'expliquer par une croissance plus rapide chez les mâles dans cette région. La distribution des fréquences de tailles (LT) de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba nous a permis de déterminer entre 2 et 4 modes ou classes de tailles.

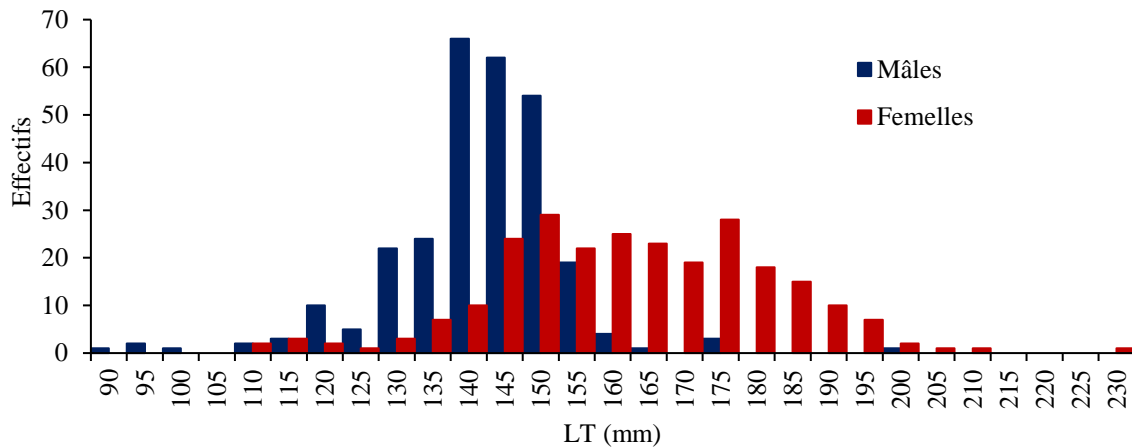


Figure 27. Distribution annuelle de fréquence de la longueur totale (LT) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba et nombre d'individus mesurés par classes de tailles et par sexe.

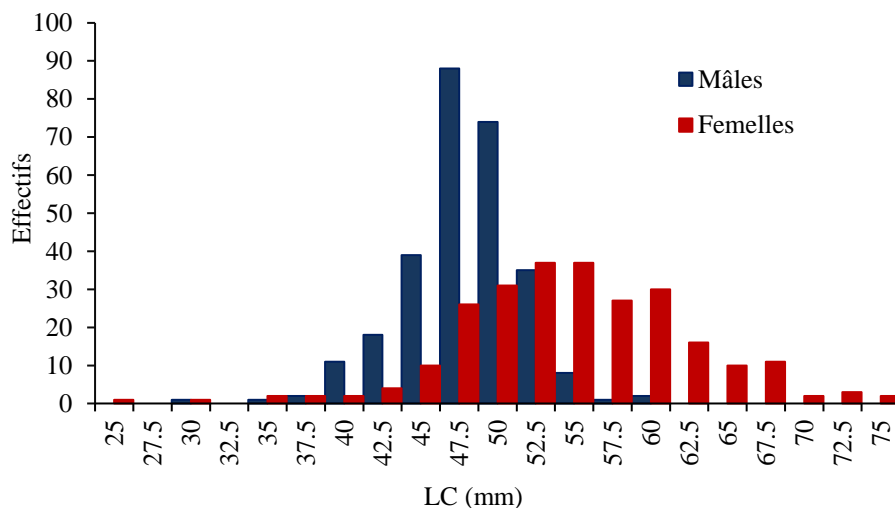


Figure 28. Distribution annuelle de fréquence de la longueur céphalothoracique ( $LC_1$ ) chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba et nombre d'individus mesurés par classes de tailles et par sexe.

Tableau 8. Caractéristiques linéaire (en mm) et pondérale (g) de *Penaeus kerathurus* durant la période d'échantillonnage. N(f) : nombre de femelles, N (m) : nombre de mâles, LT : longueur totale, LC<sub>1</sub> : longueur céphalothoracique 1, PT : poids total.

Mois	Mâles				Femelles			
	N (f)	LT (mm)	LC <sub>1</sub> (mm)	PT (g)	N (m)	LT (mm)	LC <sub>1</sub> (mm)	PT (g)
DEC-17	8	91-147	44-52	13-22	22	108-230	53-75	22-61
JAN-18	18	139-177	47-60	19-41	16	142-173	26-60	23-37
FEV-18	13	140-152	47-53	17-24	32	120-174	35-61	14-35
MAR-18	27	135-158	46-58	14-28	22	140-184	49-65	17-41
AVR-18	33	114-165	40-57	10-29	25	147-190	50-68	20-51
MAI-18	29	131-159	44-54	16-24	23	165-210	57-76	27-67
JUIN-18	40	139-196	46-57	19-30	15	169-195	58-68	34-52
JUIL-18	9	141-178	48-62	18-38	26	174-205	56-75	36-62
SEP-18	19	118-143	31-47	10-17	10	124-163	30-53	9-25
OCT-18	16	120-150	40-51	11-22	32	135-175	45-61	16-39
NVB-18	18	125-150	41-49	12-21	17	126-158	42-55	13-25
DEC-18	21	125-150	46-50	15-22	10	145-167	49-57	21-31
JAN-19	29	136-160	46-54	15-27	4	138-156	47-55	16-25
TOTAL	254	91-196	31-62	10-41	280	120-230	26-76	9-67

## 2.2. Croissance linéaire absolue

Les paramètres de croissances de Von Bertalanffy (Tab. 9) ont montré que les femelles ont une longueur asymptotique (LT<sub>∞</sub> et LC<sub>∞</sub>) supérieure à celle des mâles mais un taux de croissance (k) inférieur. Les équations de la croissance des mâles, des femelles et de la population globale sont représentées dans le tableau 10. La taille théorique maximale pour la population totale (235,7 mm) est légèrement supérieure à celle observée (230 mm). Les paramètres du modèle de Von Bertalanffy et l'indice de performance de croissance  $\phi$  sont légèrement différents entre les femelles et les mâles.

L'indice de performance de croissance est plus élevé chez les femelles ( $\phi' = 4,50$ ) que chez les mâles ( $\phi' = 4,43$ ) indiquant une différence dans le modèle de croissance entre les sexes. La longévité était également en faveur des femelles ( $t_{\max F} \approx 5,45$  ans, soit 65,4 mois ;  $t_{\max M} \approx 5,08$  ans, soit 60,96 mois) (Tab. 9).

Tableau 9. Paramètres de croissance de Von Bertalanffy chez *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba. F : femelles ; M : mâles ; F+M : sexes confondus.

Sexe	Longueur totale (LT)					Longueur céphalothoracique (LC)				
	LT <sub>∞</sub> (mm)	k (an <sup>-1</sup> )	t <sub>0</sub> (an)	φ	t <sub>max</sub> (an)	LC <sub>∞</sub> (mm)	k (an <sup>-1</sup> )	t <sub>0</sub> (an)	φ	t <sub>max</sub> (an)
F	239,9	0,55	-0,02	4,50	5,45	78,28	0,56	0,032	3,54	5,36
M	212,73	0,59	0,009	4,43	5,08	64,92	0,6	0,028	3,40	5
M+F	235,7	0,56	0,011	4,49	5,36	76,44	0,6	0,021	3,54	5

Tableau 10. Equations de la croissance des mâles, des femelles et de la population totale de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

Sexe	Equations de croissance linéaire	
	LT	LC
Femelles	LT = 239,9 (1 - e <sup>-0,55 (t+0,031)</sup> )	LC = 77,45 (1 - e <sup>-0,62 (t+0,013)</sup> )
Mâles	LT = 212,73 (1 - e <sup>-0,59 (t+0,009)</sup> )	LC = 64,92 (1 - e <sup>-0,6 (t+0,028)</sup> )
Sexes confondus	LT = 235,7 (1 - e <sup>-0,56 (t+0,042)</sup> )	LC = 78,2 (1 - e <sup>-0,61 (t+0,011)</sup> )

Les couples âge-longueurs ont été établis pour chacun des deux sexes et quatre groupes d'âges ont été isolés aussi bien chez les mâles que les femelles. Les courbes de croissance de Von Bertalanffy sont illustrées par les figures 29 et 30 (Annexes 21 et 22).

L'analyse de la courbe de croissance linéaire montre que les courbes ont une tendance similaire chez les deux sexes. La croissance des mâles et femelles est plus rapide pendant la première année puis ralentie progressivement jusqu'à la dernière année. Il en est de même pour la croissance linéaire céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) bien que la croissance s'accroisse à partir de la troisième année (Fig. 30).

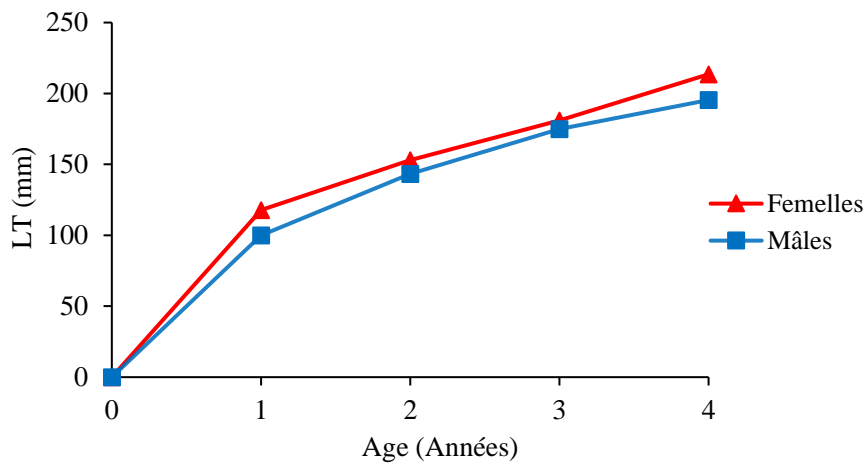


Figure 29. Courbes de croissance linéaire (LT) des mâles et des femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

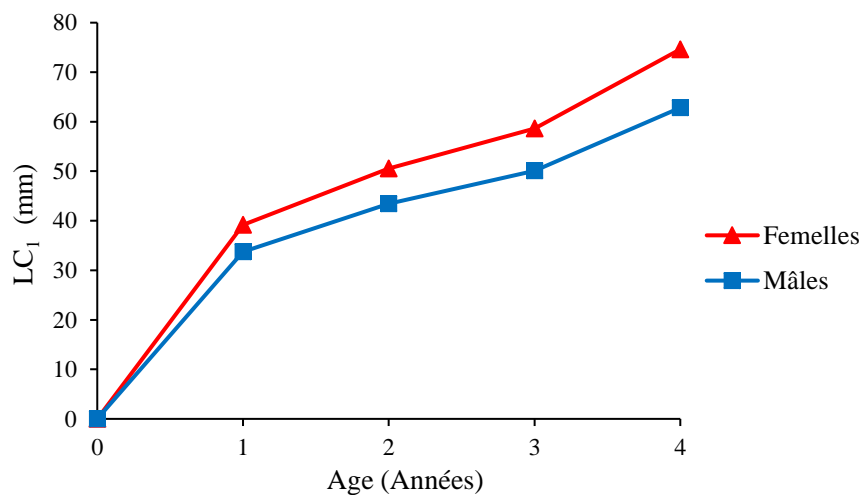


Figure 30. Courbes de croissance linéaire (LC) des mâles et des femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

### 2.3. Croissance relative

La relation taille-poids obtenue pour les femelles ( $PT_F = 0,00002 LT_F^{2,77}$  ;  $r^2 = 0,75$ ) et les mâles ( $PT_M = 0,0003 LT_M^{2,27}$  ;  $r^2 = 0,52$ ) a montré des différences significatives (ANCOVA,  $F = 29,81$  ;  $p < 0,05$ ). L'allométrie entre la taille et le poids est minorante traduisant ainsi une croissance pondérale moins rapide que celle en longueur, Autrement dit, la taille croît plus vite que le poids des individus.

Les relations allométriques reliant plusieurs parties du corps des crevettes expriment toutes, sans exception, une forte allométrie minorante pour les mâles, les femelles et les sexes confondus (Tab. 11).

Tableau 11. Relations taille (LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>)-poids chez les sexes séparés et combinés de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

Sexe	Equations de croissance relative		
	LT	LC <sub>1</sub>	LC <sub>2</sub>
Femelles	$PT = 0,00002 * LT^{2,77}$	$PT = 0,0019 * LC_1^{2,48}$	$PT = 0,0071 * LC_2^{2,4}$
Mâles	$PT = 0,0003 * LT^{2,27}$	$PT = 0,0014 * LC_1^{2,45}$	$PT = 0,0066 * LC_2^{2,3}$
Population totale	$PT = 0,00002 * LT^{2,83}$	$PT = 0,0008 * LC_1^{2,61}$	$PT = 0,0056 * LC_2^{2,34}$

Les courbes de croissance relative des trois parties du corps (LT et LC<sub>1</sub> et LC<sub>2</sub>) chez la population totale et les sexes séparés sont illustrées par les **figures 31 à 33**.

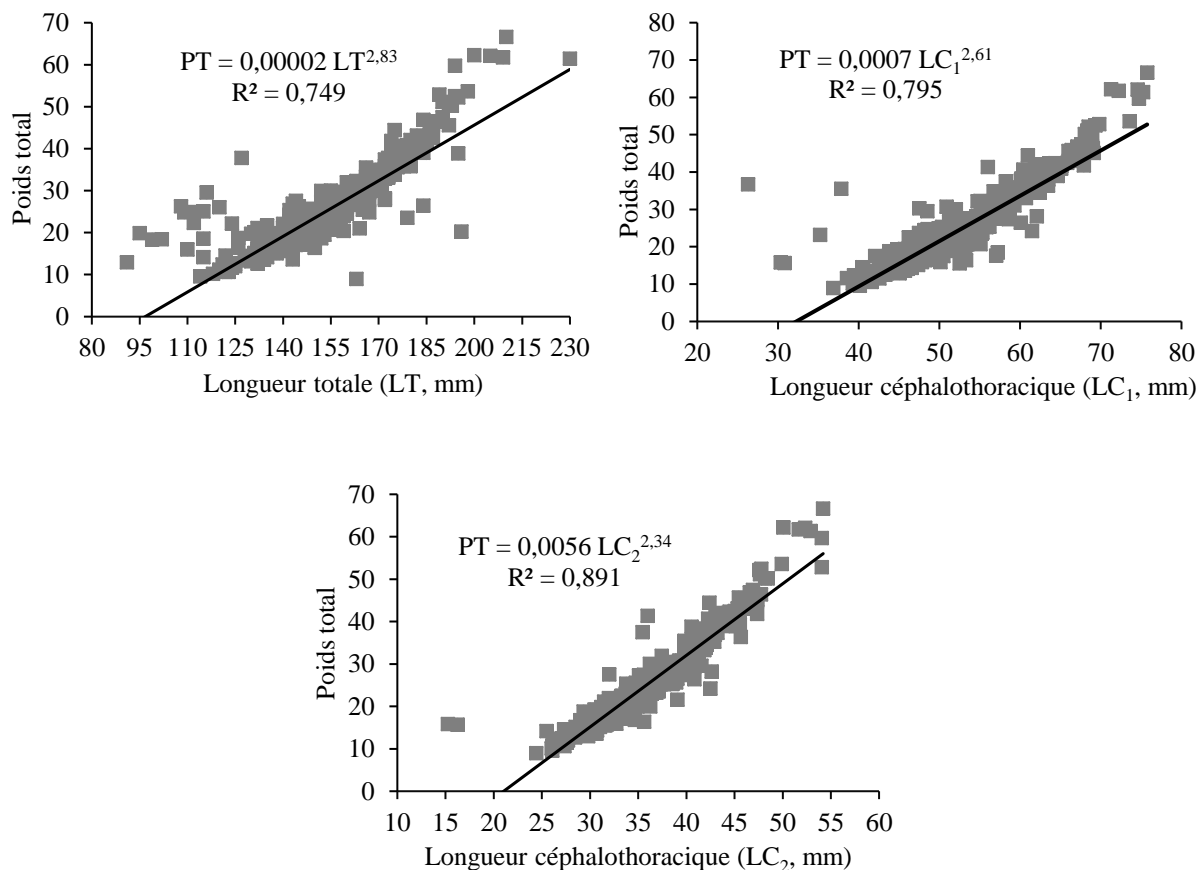


Figure 31. Relation taille (LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>)-poids (PT) chez la population totale de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

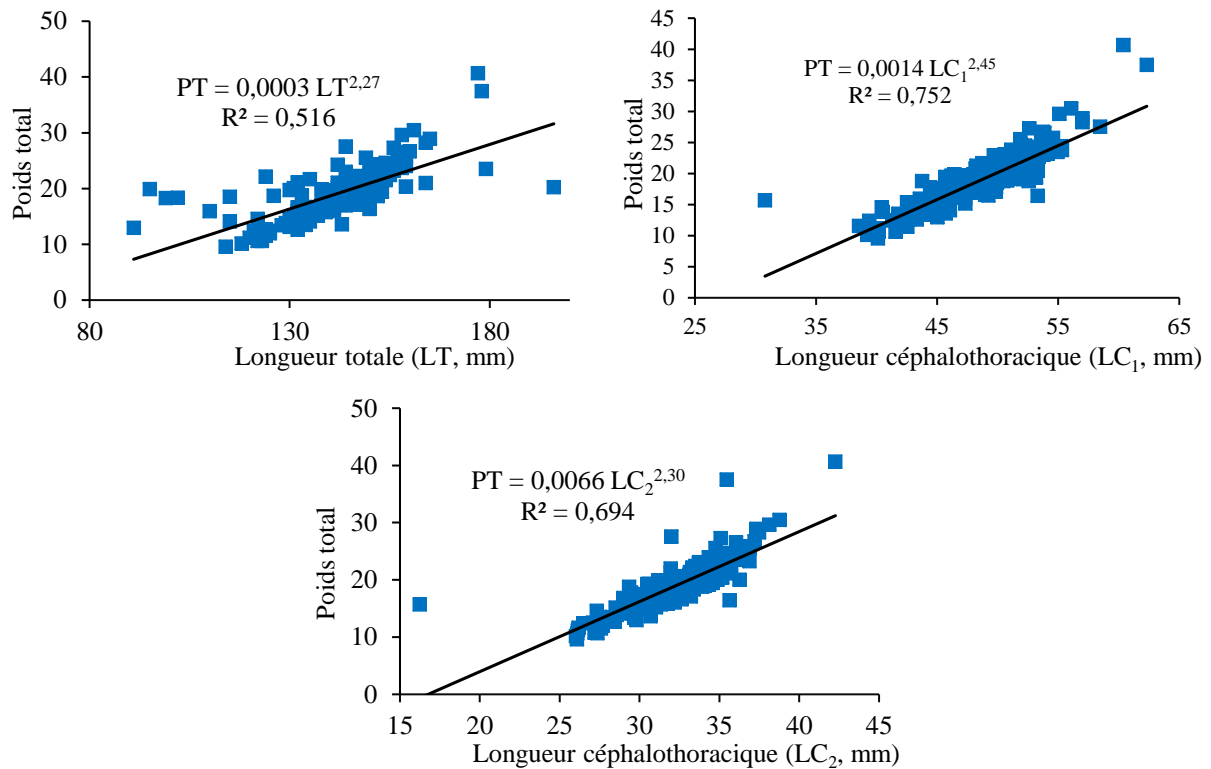


Figure 32. Relations (LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>)-poids (PT) chez les mâles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

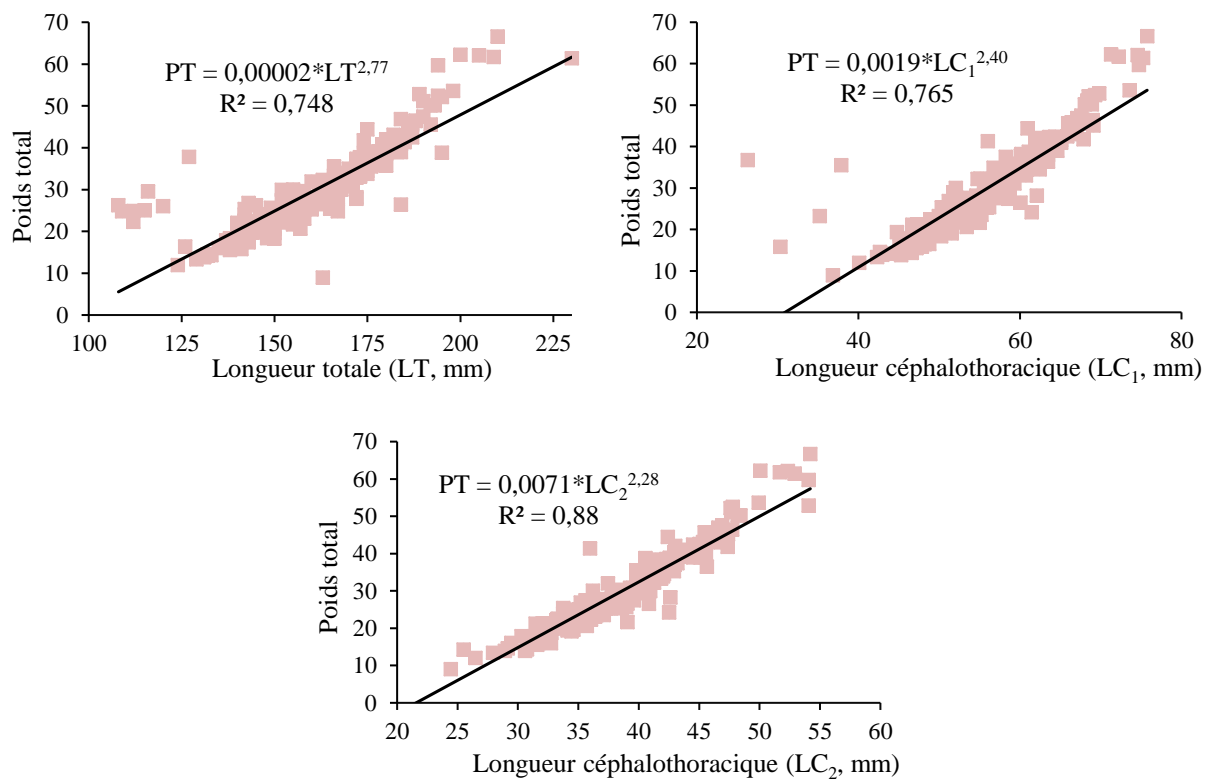


Figure 33. Relation (LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>)-poids (PT) chez les femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

## 2.4. Croissance pondérale absolue

A partir de l'estimation du coefficient d'allométrie (b) de la relation taille-poids et les paramètres de Von Bertalanffy ( $L_{\infty}$ , k et  $t_0$ ), le modèle de la croissance pondérale absolue est exprimé par les équations suivantes :

$$\text{Population totale : } PT = 81,17 [1 - e^{-0,56(t+0,042)}]^{2,83}$$

$$\text{Mâles : } PT = 48,85 [1 - e^{-0,59(t+0,009)}]^{2,27}$$

$$\text{Femelles : } PT = 85,27 [1 - e^{-0,55(t+0,031)}]^{2,77}$$

Le poids asymptotique ( $P_{\infty}$ ) chez la population totale (81,17 g) est supérieur aux poids maximaux observés ( $P_{\max} = 66,64$  g). La situation est similaire aussi bien chez les mâles que chez les femelles ( $P_{\infty M} = 48,85$  g -  $P_{\text{obs M}} = 40,68$  g ;  $P_{\infty F} = 85,27$  g -  $P_{\text{obs F}} = 66,64$  g).

Les équations de croissances pondérales nous ont permis de tracer les courbes de Von Bertalanffy (Fig. 34, Annexe 24). De l'âge 0 jusqu'à l'âge 1, les femelles croissent plus vite que les mâles (11,50 g et 7,80 g, respectivement). Au-delà, le gain pondéral est toujours supérieur chez les femelles durant les années suivantes. Cet écart s'élargie après la troisième année de vie, avec un gain pondéral de  $\approx 20$  g en faveur des femelles. Ces résultats mettent en évidence une croissance pondérale différente entre les deux sexes, en faveur des femelles.

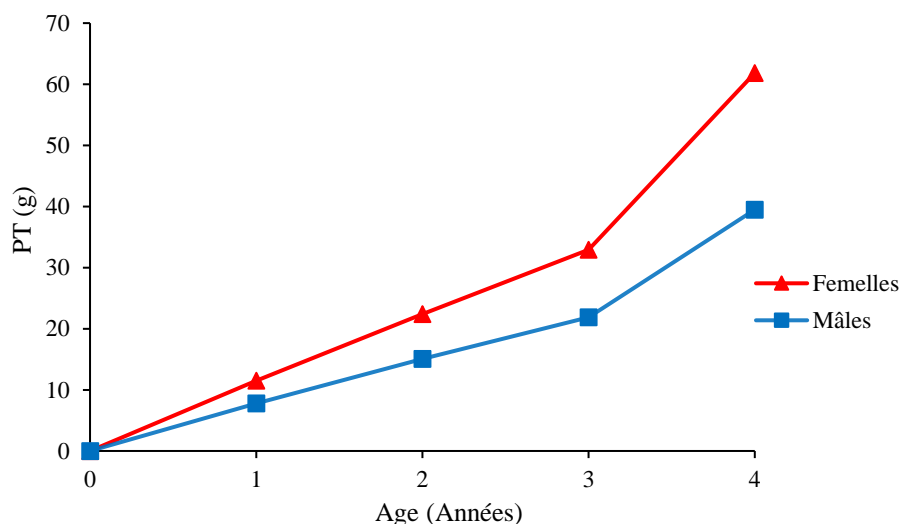


Figure 34. Courbes de croissance pondérale des mâles et des femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

## 2.5. Mortalité et exploitation

La mortalité totale ( $Z$ ) chez les mâles et les femelles de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba est présentée dans tableau 12. La valeur de  $Z$  est plus élevée chez les mâles ( $Z = 0,852 \text{ an}^{-1}$ ) que chez les femelles ( $Z = 0,795 \text{ an}^{-1}$ ). La mortalité naturelle ( $M$ ) varie entre les 2 méthodes utilisées mais reste plus élevée chez les mâles que chez les femelles (Tab. 12). En utilisant la méthode de Pauly (1980), la mortalité globale par pêche ( $F$ ) est estimée à  $0,327 \text{ an}^{-1}$ , une valeur légèrement supérieure ( $F = 0,441 \text{ an}^{-1}$ ) est obtenue par la méthode de Djabali *et al.* (1994). Le taux d'exploitation ( $E$ ) est évalué à 40% ( $E = 0,4$ ) chez les deux sexes.

Tableau 12 : Estimation des mortalités naturelle ( $M$ ), par pêche ( $F$ ) et totale ( $Z$ ) chez les mâles et les femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba : mortalité totale ( $Z$ ), mortalité naturelle ( $M$ ) et mortalité par pêches ( $F$ ).

Mortalité	Méthodes	Femelles	Mâles	Sexes confondus
$Z \text{ (an}^{-1}\text{)}$	Hoenig (1982)	0,795	0,852	0,809
$M \text{ (an}^{-1}\text{)}$	Pauly (1980)	0,474	0,513	0,482
	Djabali <i>et al.</i> (1994)	0,364	0,383	0,368
$F \text{ (an}^{-1}\text{)}$	Pauly (1980)	0,321	0,339	0,327
	Djabali <i>et al.</i> (1994)	0,431	0,469	0,441

## 3. DISCUSSION

### 3.1. Age, croissance et longévité

La recherche d'un critère d'âge précis est parfois délicate mais constitue une étape fondamentale dans toute étude de dynamique des populations. En effet, l'estimation des paramètres démographiques repose sur la structure d'âge et de la composition en tailles des populations (Do Chi, 1978). Chez la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, les mâles sont plus abondants que les femelles dans les classes de tailles inférieures et les femelles dominant dans les classes de tailles supérieures, les distributions de fréquences de tailles sont similaires à celles trouvées par d'autres auteurs dans le bassin méditerranéen (Conides *et al.*,

2006 ; Kevrekidis et Thessalon-Legaki, 2006 ; Turkmene *et al.*, 2007 ; Casciaro *et al.*, 2015 ; Manasırlı *et al.*, 2018 ; Ihsanoglu 2020).

Les paramètres de croissance ont été estimés séparément pour chaque sexe par la méthode de Von Bertalanffy. Le tableau 13 compare les paramètres de croissance ( $LT_{\infty}$ ,  $K$ ,  $t_0$ ,  $\phi'$ ) et la longévité ( $t_{max}$ ) de *P. kerathurus* dans quelques régions du sud et du nord de la Méditerranée. Dans le golfe d'Annaba, la longueur asymptotique ( $LT_{\infty}$ ) des femelles (239,9 mm) est nettement supérieure à celle des mâles (212,73 mm), la longueur asymptotique globale est de 235 mm, une valeur bien inférieure à celle obtenue par Lahmar (1994) (253 mm) dans la même région d'étude. Les coefficients de croissance ( $k$ ) sont de 0,55 et 0,59, respectivement pour les femelles et les mâles. Les valeurs de  $k$  estimées pour les deux sexes sont comprises entre 0,39 et 1,45  $an^{-1}$ , les valeurs de  $k$  obtenues dans le cas présent sont parmi les valeurs les plus faibles signalées pour l'espèce, ce qui suggère un faible taux de croissance et une meilleure longévité. Cette différence de taux de croissance entre les régions, pourrait être due essentiellement aux conditions environnantes, au régime alimentaire ou encore à la variation des engins de pêche utilisés. En plus, la population échantillonnée pourrait ne pas représenter la réalité de la structure en taille de la population globale, étant donné la sélectivité des engins de pêche et surtout le passage à travers les mailles d'une partie des individus nouvellement recrutés. Les valeurs linéaires et pondérales asymptotiques trouvées chez la population totale et les sexes séparés sont supérieures aux longueurs totales maximales et aux poids maximums observés.

La performance de croissance dans le golfe d'Annaba est plus élevée chez les femelles ( $\phi'_F = 4,50$ ) que chez les mâles ( $\phi'_M = 4,43$ ). Cette différence de croissance entre les deux sexes est observée aussi chez d'autres populations de la Méditerranée, comme les golfes de Tunis ( $\phi'_F = 2,58$  et  $\phi'_M = 2,55$ ), de Gabès ( $\phi'_F = 2,64$  et  $\phi'_M = 2,63$ ) (Jaziri, 2017) et de Thermaikos ( $\phi'_F = 2,80$  et  $\phi'_M = 2,70$ ) (Kevrekidis et Thessalon-Legaki, 2011). Chez ces populations, l'indice de performance de croissance chez les deux sexes varie entre 2,43 et 2,80, respectivement. Ces valeurs sont nettement inférieures à celles trouvées dans le golfe d'Annaba ( $\phi'_{F+M} = 4,49$ ) en utilisant la longueur totale. Cette divergence peut être attribuée à la différence des méthodes utilisées. En utilisant la longueur céphalothoracique, les valeurs de performance de croissance ( $\phi' = 3,54$  et 3,40) sont presque similaires à celles obtenues sur les côtes grecques ( $\phi' = 3,65$  et 3,47) (Kevrekidis et Thessalon-Legaki, 2011) et italienne ( $\phi' = 3,24$  et 3,16) (Scanu *et al.*, 2024).

Dans le golfe d'Annaba, la croissance linéaire des femelles et des mâles de *P. kerathurus* est nettement plus rapide durant leur première année d'existence puis ralentie progressivement entre la deuxième et la dernière année. Cet accroissement linéaire rapide observée lors de la

première année est bien connu chez cette espèce (Rodríguez, 1981 ; Klaoudatos, 1984). A partir de la deuxième année, la croissance ralentie chez les 2 sexes comme chez nombreuses crevettes Péneidés (Garcia et Le Reste, 1981 ; Dall *et al.*, 1990). Les relations allométriques reliant les différentes parties du corps des crevettes mâles, femelles et sexes combinés expriment toutes sans exception une forte allométrie minorante, comme chez la population de la lagune El-Mellah à l'est de l'Algérie (Bensaâd-Bendjedid *et al.*, 2022) et celles de nombreuses localités de Méditerranée (Tab. 14). La comparaison de la pente b de la relation taille-poids entre les mâles et les femelles montre des différences significatives entre les sexes (ANCOVA,  $F=29,81$ ;  $p < 0,05$ ). L'estimation de la croissance pondérale montre que l'accroissement pondéral est toujours supérieur chez les femelles, surtout durant la dernière année avec une différence de 20 g en faveur des femelles, la valeur du poids asymptotique global étant de 81,17 g. Conide *et al.* (2006) trouvent une valeur plus grande (92,88 g) dans la mer Ionienne.

Dans le golfe d'Annaba, la durée de vie de *P. kerathurus* est d'environ 5 années et la longévité des femelles dépasse celle des mâles de quelques mois (environ 4 mois). Cette longévité est nettement supérieure à celle observée sur les côtes italiennes (Vitale *et al.*, 2010), tunisiennes (Ben Meriem, 2004 ; Jaziri *et al.*, 2015b) et grecques (Conides *et al.*, 1990, 2006 ; Kevrekidis et Thessalou-Legaki, 2011) (Tab. 13). Toutefois, D'Incao et Fonseca (2000) ont rapporté une longévité proche de 6 années ( $t_{max} = 5,9$  ans) chez les femelles uniquement. Les indices de performance de croissance ( $\phi'$ ) et la longévité qui sont les principaux indicateurs biologiques de la croissance sont généralement plus élevés chez les femelles que chez les mâles, indiquant une nette différence de la croissance entre les deux sexes (Garcia et Le Reste, 1981).

Tableau 13. Comparaison des paramètres de croissance ( $LT_{\infty}$ ,  $k$ ,  $t_0$ ,  $\phi'$ ) et de la longévité ( $t_{\max}$ ) selon les zones géographiques de *Penaeus kerathurus* (M : mâles, F : femelles) dans le bassin méditerranéen.

L	Auteurs et aire géographique	Sexe	$LT_{\infty}$ (mm)	$k$ ( $\text{an}^{-1}$ )	$t_0$ (an)	$\phi'$	$t_{\max}$ (mois)
LT	Présente étude, Golfe d'Annaba (Algérie)	F	239,9	0,55	- 0,031	4,50	65,4
		M	212,7	0,59	- 0,009	4,43	60,96
	Jaziri (2017), Golfe de Tunis (Tunisie)	F	245	0,7	-	2,58	52,08
		M	222	0,73	-	2,55	48,06
	Jaziri (2017), Golfe de Gabès (Tunisie)	F	235,1	0,76	-	2,64	51,36
		M	230	0,76	-	2,63	49,2
	Ben Meriem, (2004), Golfe de Gabès (Tunisie)	F	203,4	0,6	-0,88	-	32
		M	157,2	0,78	-1,00	-	26
	Conides <i>et al.</i> (1990), Golfe d'Amvrakikos (Grèce)	F	247	0,57	- 0,299	-	36
		M	241	0,47	- 0,369	-	36
	Conides <i>et al.</i> (2006), Golfe d'Amvrakikos (Grèce)	F	309,1	-	-	-	24-26
		M	274,1	-	-	-	24-26
	Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2011), Golfe de Thermaikos (Grèce)	F	234,4	1,15	-	2,80	-
		M	197	1,28	-	2,70	-
LCI	Présente étude, Golfe d'Annaba (Algérie)	F	78,28	0,56	- 0,032	3,54	64,32
		M	64,92	0,6	- 0,028	3,40	60
	Lahmar (1994), Golfe d'Annaba (Algérie)	F	64,14	0,8	-	-	-
		M	45,5	1	-	-	-
	Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2011), Golfe de Thermaikos (Grèce)	F	62,5	1,15	- 0,147	3,65	31,2
		M	47,78	1,28	- 0,138	3,47	27,6
	Vitale <i>et al.</i> (2010), Sud-ouest de la Sicile (Italie)	F+	72,0	0,78	-	-	-
		M					
	Conides <i>et al.</i> (2006), Golfe d'Amvrakikos (Grèce)	F	69,7	1,06	0,238	-	-
		M	62,66	1,25	0	-	-
	Scanu <i>et al.</i> (2024), Nord de la mer Adriatique (Italie)	F	62,84	0,46	-	3,24	-
		M	43,27	0,77	-	3,16	-

Tableau 14. Paramètres de la relation taille-poids chez la population de *Penaeus kerathurus* dans différentes régions de la Méditerranée. F : Femelles, M : mâles, SC : sexes combinés, - : allométrie minorante, + : allométrie majorante.

Auteurs	Régions	Sexe	N	a	b	r <sup>2</sup>	Type d'allométrie
Présente étude	Golfe d'Annaba, Algérie	F	254	0,00002	2,77	0,79	(-)
		M	280	0,0003	2,27	0,52	(-)
		SC	534	0,00002	2,83	0,75	(-)
Bensaâd-Bendjedid <i>et al.</i> (2022)	Lagune Mellah, Algérie	F	116	0,00004	2,6	0,98	(-)
		M	171	0,0006	2,82	0,9	(-)
		SC	287	0,00002	2,76	0,96	(-)
Metin <i>et al.</i> (2008)	Turkey	F	669	0,0058	3,1	0,98	(+)
		M	994	0,0088	2,93	0,96	(-)
		SC	1663	0,0055	3,11	0,97	(+)
Manasırlı (2018)	Turkey	F	79	0,1114	2,88	0,9	(-)
		M	41	0,0297	2,48	0,77	(-)
		SC	120	0,0108	2,89	0,9	(-)
Ihsanoglo (2020)	Turkey	F	697	0,0023	2,57	0,93	(-)
		M	707	0,0036	2,46	0,84	(-)
		SC	1404	0,0026	2,56	0,94	(-)
Kapis et conides (2009)	Grèce	F	2264	0,75	0,3	0,44	(-)
		M	3294	0,86	0,21	0,33	(-)
Conides <i>et al.</i> (2006)	Grèce	SC	5505	0,0171	2,037	0,84	(-)

### 3.2. Mortalité et exploitation

Dans le golfe d'Annaba, la mortalité totale (Z) des mâles et des femelles est nettement plus faible que celle des populations tunisiennes (Ben Meriem, 1998 ; Jaziri, 2017), grecques (Conides *et al.*, 2006 ; Kevrekidis et Thessalou-Legaki, 2011) et turques (Manasırlı *et al.*, 2018 ; Ihsanoglu *et al.*, 2020) (Tab, 15). Selon Pauly *et al.* (1984), les valeurs de la mortalité totale pour 10 espèces de Pénéidés d'intérêt économique oscillent entre 0,77 et 3,12 an<sup>-1</sup>. D'autre part, ces auteurs ont constaté que les petits individus sont plus vulnérables que grands spécimens

pour un coefficient de croissance  $K$  constant. Contrairement à la population du golfe d'Annaba où les femelles sont plus vulnérables que les mâles, la majorité des auteurs trouvent que la mortalité est plus élevée chez les mâles probablement du fait que leur croissance s'achève plus rapidement. Le choix de la méthode de calcul des mortalités naturelle et/ou par pêche pourrait aussi expliquer les fluctuations de la mortalité totale observée chez les différentes populations de *P. kerathurus* de la Méditerranée. En effet, les deux méthodes classiques de Pauly (1980) et de Djabali *et al.* (1994) utilisées à des fins de comparaison pour la population du golfe d'Annaba aboutissent à des valeurs de mortalités naturelles et par pêche légèrement différentes (Tab. 15). Ces différences de valeur de mortalité obtenues par ces deux équations sont observées aussi chez d'autres populations de Pénéidés d'intérêt économique, comme chez la crevette rose *Parapaeneus longirostris* des côtes algéroises (Nouar, 1985 ; Ainouche, 2009) et oranaises (Benkabouche, 2007). Dans le bassin méditerranéen, les populations naturelles de *P. kerathurus* des côtes tunisiennes et grecques sont les plus affectées par la mortalité par pêche et exploitées d'une manière intensive ( $F > 0,5$ ) et déséquilibrée ( $F \neq M$ ). A l'inverse, l'exploitation de cette espèce dans le golfe d'Annaba ( $E = 0,4$ ) n'atteint même pas son taux optimal de 0,5. Selon Pauly *et al.* (1984), les valeurs estimées de  $F$  pour 10 espèces de Pénéidés sont comprises entre 0,43 et 4,68  $\text{an}^{-1}$ , des valeurs qui correspondent à une faible pression de pêche et à une forte surexploitation, respectivement.

Tableau 15. Comparaison des mortalités ( $Z$ ,  $M$ ,  $F$ ) et du taux d'exploitation ( $E$ ) de *Penaeus kerathurus* ( $F$  : femelles,  $M$  : mâles,  $F+M$  : sexes confondus) dans différentes régions de la Méditerranée, <sup>1</sup> : Présente étude, <sup>2</sup> : Jaziri (2017), <sup>3</sup> : Jaziri (2017), <sup>4</sup> : Ben Meriem (1998), <sup>5</sup> : Kevrekidis et Thessalou-Legaki (2011), <sup>6</sup> : Conides *et al.* (2006), <sup>7</sup> : Manasirli *et al.* (2018), <sup>8</sup> : Ihsanoglu *et al.* (2020).

Aire géographique	Sexe	$Z$ ( $\text{an}^{-1}$ )	$M$ ( $\text{an}^{-1}$ )	$F$ ( $\text{an}^{-1}$ )	$E$
Golfe d'Annaba (Algérie) <sup>1</sup>	F	0,79	0,47	0,32	0,40
	M	0,85	0,51	0,34	0,40
Golfe de Tunis (Tunisie) <sup>2</sup>	F	2,25	0,81	1,44	0,47
	M	2,32	0,84	1,84	0,65
Golfe de Gabès (Tunisie) <sup>3</sup>	F	2,34	0,87	1,47	0,39
	M	2,53	1,05	1,48	0,55
Golfe de Gabès (Tunisie) <sup>4</sup>	F+M	1,17	0,44	0,73	-
Golfe d'Avmrakikos (Grèce) <sup>5</sup>	F	2,59	1,25	1,34	0,52

	M	3,02	1,38	1,64	0,54
Golfe d'Avmtrakikos (Grèce) <sup>6</sup>	F+M	2,26	1,15	1,11	0,49
Baie d'Iskenderun (Turkey) <sup>7</sup>	F+M	2,45	1,09	1,36	0,55
Golfe d'Erdek (Turkey) <sup>8</sup>	F+M	1,32	0,43	0,89	0,67

#### 4. CONCLUSION

La croissance, la mortalité et l'exploitation de la crevette *P. kerathurus* du golfe d'Annaba ont été étudiés et estimés sur la base de la fréquence des longueurs en utilisant le logiciel FISAT II. La distribution de fréquence de taille montre des différences entre les deux sexes, la taille des mâles n'a jamais dépassé 198 mm et dominant dans les classes de taille inférieures. Ceci pourrait être expliqué par le fait que leur longévité est relativement courte par rapport à celle des femelles. Par contre, les femelles dominant dans les classes supérieures et leurs tailles peuvent atteindre 230 mm.

L'utilisation de la méthode de Von Bertalanffy nous a permis de déterminer les paramètres de croissance ( $LT_{\infty}$ ,  $K$ ,  $t_0$ ,  $\phi'$ ) et de longévité ( $t_{max}$ ). Ces paramètres ont été déterminés pour la population totale ( $LT_{\infty M+F} = 235,7$  mm ;  $K_{M+F} = 0,56$  ;  $t_{0M+F} = -0,042$ ) et séparément chez les femelles ( $LT_{\infty F} = 239,9$  mm ;  $K_F = 0,55$ ,  $t_{0F} = -0,031$ ) et les mâles ( $LT_{\infty M} = 212,7$  ;  $K_M = 0,59$  ;  $t_{0M} = -0,009$ ). Les valeurs les plus élevées de la longueur asymptotique ( $LT_{\infty}$ ), et de taux de croissance ( $K$ ) sont en faveur des femelles. Les indices de performance de croissance et la longévité sont aussi en faveur des femelles ( $\phi' = 4,5$  ;  $t_{max} = 5,45$  an) et pour les deux sexes, la longévité de l'espèce est d'environ cinq ans. L'étude comparative des paramètres de croissance de cette espèce dans région d'Annaba par rapport à d'autres secteurs méditerranéens a permis de mettre en évidence des similitudes dans certains cas.

La croissance linéaire chez les mâles et les femelles est plus importante dans leur première année de vie puis ralentissent progressivement jusqu'à la dernière année. La relation entre le poids indique une croissance a allométrie minorante chez *P. kerathurus*. Les résultats obtenus montrent que cette population présente une croissance relative identique à celle décrite chez l'espèce le long de son aire de répartition méditerranéenne. La croissance pondérale des femelles est nettement plus rapide que celle des mâles.

Le taux de mortalité totale ( $Z$ ) pour les sexes confondus est de  $0,81 \text{ an}^{-1}$ . La valeur de  $Z$  est plus élevée chez les mâles ( $Z = 0,85 \text{ an}^{-1}$ ) que chez les femelles ( $Z = 0,79 \text{ an}^{-1}$ ). La mortalité naturelle ( $M$ ) étant de  $0,51 \text{ an}^{-1}$  et  $0,47 \text{ an}^{-1}$  respectivement pour les mâles et les femelles. La

mortalité par pêche est estimée chez la population globale à  $0.538 \text{ an}^{-1}$ . Les valeurs estimées pour la mortalité par pêche sont supérieures chez les mâles ( $F = 0,47 \text{ an}^{-1}$ ). Le taux d'exploitation (E) total est évalué à 40%. Chez les deux sexes, le taux d'exploitation est inférieur à la valeur de 0,5. Sur la base des données capitalisées, le stock de crevette *P. kerathurus* est sous-exploité dans le golfe d'Annaba.

**DEUXIÈME PARTIE :  
CONTAMINATION MÉTALLIQUE CHEZ LA CREVETTE  
*PENAEUS KERATHURUS* DU GOLFE D'ANNABA**

---

**CHAPÎTRE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE SUR  
LES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES**

---

## 1. Importance écologique des milieux littoraux

Situées à l'interface entre terre et mer, les zones côtières et estuariennes représentent des zones de transition qui sont considérées parmi les milieux les plus productifs de la planète (Costanza *et al.*, 1997). Ces systèmes sont ainsi principalement caractérisés par des variations spatiales des gradients de salinité, de turbidité, en oxygène dissous, ainsi que des variations temporelles du gradient de température (McLusky et Elliott, 2004). Les zones côtières et estuariennes constituent des nourriceries par excellence pour les juvéniles de nombreuses espèces de poisson et d'invertébrés dont les crustacés. Ces habitats sont ainsi essentiels au recrutement des populations adultes qui sont largement exploitées par les pêches commerciales. Les estuaires servent également de zones de reproduction pour certaines espèces et de voie de passage obligatoire pour les migrateurs amphihalins (Beck *et al.*, 2001).

## 2. Pollution de l'environnement littoral

Les zones côtières représentent des zones de dépôt pour une large variété de substances d'origines naturelles ou anthropiques (Kennish, 1997). Les aires littorales sont typiquement sujettes à une forte variabilité environnementale naturelle qui peut imposer un stress considérable sur les organismes (Wedemeyer *et al.*, 1990). Ces organismes doivent faire face à des variations des facteurs environnementaux comme la salinité, la turbidité ou la disponibilité en oxygène. A ces facteurs d'origine naturelle, s'ajoutent des perturbations d'origine anthropique. En effet, les zones côtières peuvent être considérés comme les environnements les plus dégradés subissant les effets de l'implantation humaine depuis des siècles (Edgar *et al.*, 2000). Plus de 60 % de la population mondiale vit à moins de 60 km des côtes (Post et Lundin, 1996).

Par définition la pollution marine est l'introduction par l'homme, de façon direct ou indirect de substances ou d'énergie dans le milieu marin lorsqu'elle a des effets néfastes sur les ressources biologiques, la santé humaine, les activités maritimes, notamment la pêche ainsi que l'altération de la qualité de l'eau de mer. Cette perturbation humaine des milieux marins comprend la pollution chimique mais aussi la pollution bactériologique qui est l'introduction de germes parfois pathogènes qui multiples dans l'eau. La pollution chimique est une pollution causée par des substances chimiques normalement absentes dans l'environnement ou présentes dans des concentrations naturelles plus faibles (GESAMP, 1983).

La pollution marine est devenue une préoccupation en raison de ces conséquences défavorables sur la biodiversité et les écosystèmes. Malgré cette prise de conscience, la

dégradation du milieu marin continue à s'accroître. En effet, la production et les émissions de polluants sont souvent provoquées par des activités humaines, telles que l'agriculture (engrais, pesticides et produits agrochimiques), l'industrie lourde (production d'éléments métalliques et de composés organiques), l'urbanisation anarchique (éléments traces présents dans les eaux usées, agents pathogènes, matières organiques), le tourisme de masse (macrodéchets plastiques sur les berges et dans l'eau), etc. (Fig. 35) (Larno, 2001). Ces polluants et diverses sources de pollution peuvent avoir des effets délétères sur la reproduction, la physiologie, le système endocrinien et le système immunitaire des organismes (Islam et Tanaka, 2004).

A l'interface des zones continentales et océaniques, les sédiments côtiers jouent un rôle de filtres et de réservoirs pour divers polluants mais sont également d'importantes sources de pollution qui tendent à dégrader la qualité de ces habitats (Courrat *et al.*, 2009). Les effets de la pollution sont surtout ressentis dans les zones côtières qui sont à la fois sensibles et productives. Contrairement au large, la faible profondeur au niveau des côtes ne favorise pas le brassage et le renouvellement nécessaire pour la dispersion des impuretés. Par conséquent, les matières polluantes y restent présentes dans l'eau et le sédiment (Adjimi-Machreki, 2002). En effet, les sédiments côtiers qui piègent ces micropolluants constituent des sources de pollution potentielles lors de leur remise en suspension, par l'action hydrodynamique et les activités de dragages (Geffard *et al.*, 2001).

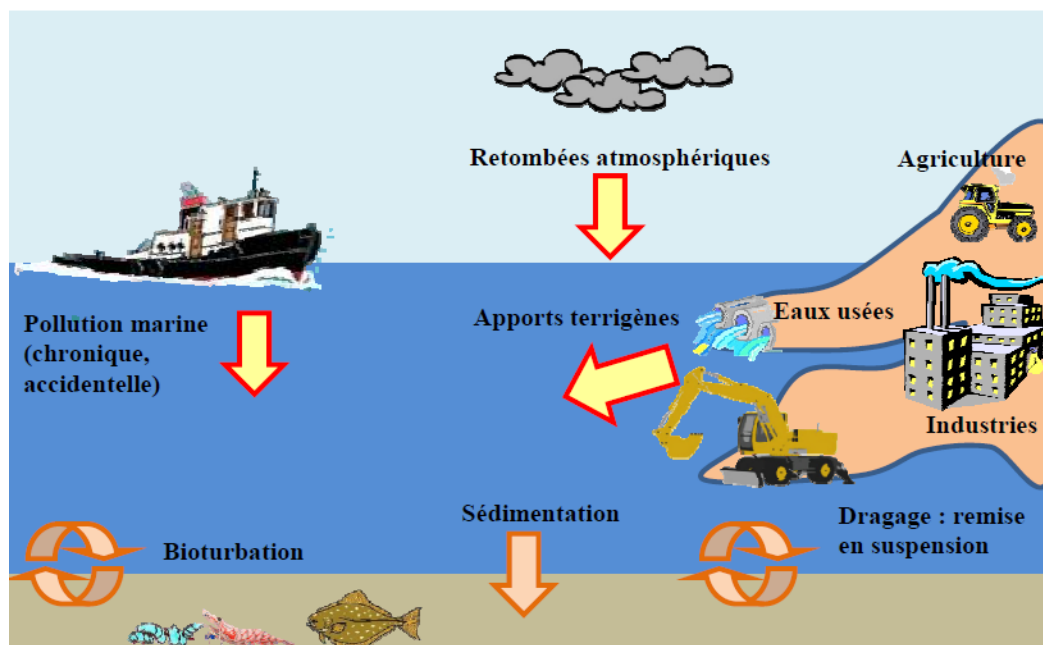


Figure 35. Sources de contamination du milieu littoral : apports directs et indirects (Kerambrun, 2011).

### 3. Contamination chimique par les éléments traces métalliques

#### 3.1. Définition

Le métal c'est un élément chimique souvent dérivé d'un minerai qui a un éclat particulier, est un bon conducteur de chaleur et d'électricité et possède les propriétés de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi facilement avec d'autres éléments pour former des alliages utilisés par l'homme. Ainsi, ces éléments sont généralement présents en faibles quantités (à l'état de traces, moins de 0,1%) dans les sols, les sédiments, les eaux et dans les organismes vivants (Alloway et Ayres, 1997 ; Callender, 2003).

Le terme « éléments traces métalliques » est également utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car on les retrouve souvent en très faible quantité dans l'environnement. Dans ce contexte, nous utiliserons le terme « métaux lourds » dans le sens de leurs effets toxiques sur l'homme et l'environnement.

Les métaux lourds sont des éléments minéraux naturels qui ont une masse volumique élevée, supérieur à 5 g par cm<sup>3</sup>. Ce terme implique aussi une notion de toxicité (Baker et Walker, 1989). Les métaux lourds sont présents dans les différents compartiments de l'environnement, mais généralement en très faibles quantités. On dit qu'ils ont sont présents « en traces ». La classification des métaux lourds est souvent disputée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (comme le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux mais des métalloïdes (comme l'arsenic). Pour ces nombreuses raisons, la plupart des scientifiques préfèrent à l'appellation métaux lourds, l'appellation « Eléments Traces Métalliques » (ETM) ou « éléments traces » (Miquel, 2001).

En raison de leurs diverses propriétés spécifiques, les métaux lourds ont été beaucoup utilisés dans les nouvelles technologies (métallurgique et électronique). De ce fait, leurs sources anthropiques sont nombreuses et leur introduction est assez récente dans l'environnement (Callender, 2003). Les sources anthropiques de métaux lourds sont nombreuses, on peut citer l'activité minière, l'industrie métallurgique et sidérurgique, les engrais et pesticides utilisés dans la culture des sols, les déchets médicaux, les incinérateurs et cendres d'incinération des déchets, les déchets domestiques, les émissions des usines, les effluents des égouts et boues d'épuration (Alloway et Ayres, 1997 ; Plumlee et Ziegler, 2003).

#### 3.2. Métaux lourds dans le milieu marin

Les métaux lourds se trouvent dans tous les compartiments de l'environnement, mais en quantités très faibles (Ghali, 2008). Les principales sources des apports métalliques qu'elles que soit naturelles ou anthropiques sont atmosphériques, telluriques, marines et fluviales. Ces éléments peuvent se retrouver dans les sédiments, les eaux, les matières en suspension et les organismes marins (Niencheski et Baumgarten, 2000). En raison de leur toxicité, ces éléments peuvent avoir un impact sur la productivité de l'environnement côtier et perturber le cycle biologique de nombreux organismes (Sunda, 1989).

Le milieu marin, longtemps considéré comme réceptacle final de la majorité des polluants émis, soit indirectement via les cours d'eau, le ruissellement ou l'atmosphère, soit directement via les rejets en mer d'origine industrielle, urbaine ou agricole, ces différentes sources de pollution entraînant une diminution de la capacité naturelle des zones côtières à disperser et assimiler les polluants (Lakaze, 1993). Les métaux sont présents dans la colonne d'eau sous forme d'ions libres, de complexes inorganiques et organiques dissous, ou sont liés aux particules en suspension. Les effets toxiques des métaux ainsi que leur comportement au sein du milieu aquatique (mobilité, biodisponibilité) vont dépendre en grande partie de leur spéciation, qui correspond à leur répartition en différentes espèces, formes ou phases (solubles et insolubles) (Boust *et al.*, 1999).

### 3.3. Sources des métaux lourds

Les métaux lourds présents dans l'environnement aquatique proviennent de sources naturelles et de sources anthropogènes (Asso, 1982).

- **Sources naturelles**

Différentes voies semblent être susceptibles de transporter les métaux lourds. On cite : l'activité volcanique, l'altération des continents, les incendies de forêts, les fleuves, les rivières, l'érosion et le lessivage des sols côtiers (Ramade, 1982). La voie atmosphérique aussi non négligeable, surtout les vents et les pluies, les phénomènes géothermiques intéressent les métaux les plus volatils, tels que le mercure et le plomb. Les sources thermo-minérales et la possibilité de chute de météorites sont aussi considérées (Asso, 1982).

- **Sources anthropogènes**

L'origine anthropogénique représente un danger plus important que les rejets d'hydrocarbures ou mêmes d'éléments radioactifs du fait que ces métaux se trouvent sous forme dissoutes et particulières et sont assimilés par les organismes marins (Grousset et Donard, 1989). Il existe comme exemples de sources d'origines anthropogènes : les effluents

d'extractions minières (activités minières d'importants apports de mercure en Algérie), les rejets industriels, domestiques et le ruissellement urbains, le lessivage de métaux provient de décharges d'ordures ménagères et de résidus solides, les apports de métaux qui provienne de régions rurales, comme le cas des métaux contenus dans les pesticides, les sources atmosphériques, comme exemple la combustion de carburants fossiles, émissions industrielles, les activités pétrochimiques et l'incinération des déchets (Gaujous, 1995).

### 3.4. Principaux métaux lourds

Tous les métaux lourds, retrouvés dans l'eau sont sous forme dissous, particulière ou complexés. Ils sont classés en deux groupes distincts par rapport à leurs rôles biologiques au niveau de l'organisme, on dénombre les métaux essentiels et les métaux non essentiels.

- **Métaux essentiels**

Un métal est considéré essentiels lorsqu'une diminution de leur présence provoque des symptômes pathologiques apparaissent ou qu'il est absent et disparaissent lorsqu'il est rajouté (Forstner et Wittmann, 1979). Ces métaux sont essentiels pour les organismes vivants et indispensables à certaines fonctions biologiques. Au total, 17 métaux sont classés comme essentiels, Parmi eux quatre (Na, K, Ca et Mg) sont présents en grande quantité (supérieurs à  $> 1$  mmole kg<sup>-1</sup> de poids frais), tandis que les treize autres (As, Cr, Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Se, Si, Sn, V et Zn) sont présents en trace (0,001 à 1 mmole kg<sup>-1</sup> de poids frais) ou ultra-trace ( $< 1$   $\mu$ mol kg<sup>-1</sup> de poids frais) (Mason et Jekins, 1995). Toutefois, l'augmentation de leur concentration peut devenir toxique sur les organismes lorsque leur taux dépasse un certain seuil (Taguine, 1989). Ces éléments ont un rôle physiologique tels que : le cuivre associé à l'hémocyanine active dans le transport de l'oxygène chez les crustacés et quelques mollusques. Le molybdène, le magnésium et le zinc qui ont une fonction d'activation d'enzymes. Le fer, le chrome, le nickel et le cuivre sont aussi essentiels à plusieurs fonctions biologiques (Bowen, 1971).

- **Métaux non essentiels**

Ces éléments ne sont pas essentiels pour les organismes vivants, tels que le Hg, Ag, Cd, Sb, Cr et le Pb. Ils sont considérés comme nuisible dès qu'ils sont présents dans le milieu et provoquant des effets biologiques délétères et dangeureuse à de très faibles concentrations (Mason et Jenkins, 1995).

### 3.5. Types de toxicité par les métaux lourds

- **Toxicité aiguë**

Elle résulte d'une absorption rapide d'un élément toxique par voie trans-tégumentaire, pulmonaire ou buccale. Elle se développe très rapidement et entraîne des troubles physiologiques graves à fortes doses et en courte durée (Boucheseiche *et al.*, 2002).

- **Toxicité chronique**

Elle se manifeste lors de l'absorption du toxique après l'exposition à de très faibles concentrations, ou à des doses infimes, sur une longue période ce qui provoque des troubles métaboliques ou physiologiques par effets cumulatifs pouvant conduire à la mort. Comme observé dans le cas de l'intoxication saturnique chronique (Boucheseiche *et al.*, 2002).

### **3.6. Sources d'accumulation des métaux lourds chez les organismes marins**

C'est à travers l'eau, la prise de nourriture et la présence dans les sédiments que l'absorption des polluants par les organismes marins est réalisée. L'eau et la nourriture sont les principales voies de transport des substances polluantes à travers les téguments externes, le plus souvent branchial. Par le biais de la nourriture, les contaminants sont acheminés par absorption le long du tractus digestif (Cossa et Lassus, 1989). Le sédiment qui se trouve en zone littorale ou à proximité des régions urbaines et industrielles, représente un réservoir de contaminants hydrophiles, bioaccumulables pour les organismes benthiques ou fouisseurs, comme c'est le cas de *P. kerathurus*. Le compartiment sédiment est susceptible de se transformer en véritable source de contamination pour les organismes prédateurs qui se nourrissent de proies macrozoobenthiques.

Chez les organismes marins, la pénétration de ces éléments toxiques s'effectue selon trois voies (Ramade, 1979) : (i) la voie trans-tégumentaire qui est le mode de contamination directe à partir du milieu extérieur, (ii) la voie respiratoire ou branchiale qui est le mode prépondérant de contamination et (iii) la voie trophique via la prise de nourriture.

### **3.7. Impacts des métaux lourds sur la santé humaine**

En raison de la croissance exponentielle de l'utilisation de plusieurs produits et industries, l'exposition humaine aux métaux lourds a considérablement augmenté au cours des 50 dernières années (Bedrin *et al.*, 2003). Les contaminants chimiques interfèrent avec les fonctions métaboliques de l'homme de diverses manières. De plus, ils peuvent s'accumuler dans des organes vitaux du corps humain, comme le cerveau, le cœur, le foie et les reins, ruinant ainsi les fonctions biologiques normales. Les métaux lourds peuvent pénétrer dans le corps

humain par diverses voies, tels que la consommation d'aliments et d'eau potable contaminés et par l'air, ce qui peut entraîner une série d'effets néfastes sur la santé humaine (Al-Samman, 2015).

Plusieurs études ont montré que la cancérogénicité et la mutagénicité des métaux lourds sont associées à l'induction du stress oxydatif. Certaines études ont montré que les réactions redox dans les systèmes biologiques sont réalisées par des ions métalliques cancérogènes, comme le nickel, le chrome, le cobalt et l'arsenic. Ainsi, les radicaux libres produits par ces réactions causent des dommages oxydatifs aux protéines et à l'ADN. Malgré les dommages directs de l'ADN, les espèces produites par ces réactions redox ont aussi deux autres fonctions importantes qui causent le cancer chez l'homme. L'un est l'activation de facteurs de transcription sensibles à l'oxydoréduction, tandis que les autres fonctions impliquent son rôle de signal mitotique (Genestra, 2007).

#### **4. Biosurveillance marine**

##### **4.1. Définition**

La biosurveillance est l'utilisation d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes (ou bioindicateurs) à tous les niveaux d'organisation biologique moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique et écologique afin de prévoir et révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution (Garrec et Van Haluwyn, 2002).

##### **4.2. Bioindicateurs écologiques de toxicité**

Un bioindicateur est peut être défini comme une espèce qui, par son absence, sa présence, son abondance ou sa distribution, nous fournis des informations de nature qualitative sur l'état d'un environnement ou d'une partie de celui-ci (Kaiser, 2001; Markert *et al.*, 2003).

L'utilisation de bioindicateurs écologiques de toxicité repose sur le principe de sélection des organismes aquatiques résistants aux pollutions. En effet, à l'échelle d'un peuplement, les individus ou les espèces les plus faibles vont disparaître sous la pression du polluant (mort ou fuite), laissant la possibilité aux espèces résistantes de se développer davantage. Ce phénomène entraîne l'établissement de peuplements dont la structure reflète la qualité de l'eau, notamment au travers de l'analyse des présences/absences (Boucheseiche *et al.*, 2002).

Les bioindicateurs peuvent être utilisés dans des programmes de surveillance des milieux aquatiques pour émettre des signaux précoces de problèmes environnementaux (Perez *et al.*, 2000). Ces espèces sont affectées de plusieurs façons reflétant ainsi le déséquilibre des

conditions initiales du milieu naturel. De telles espèces sont appelées indicateurs biologiques (ou indicateurs écologiques) en raison de leur capacité à caractériser l'état d'un écosystème soumis à un stress environnemental, ainsi qu'à permettre de détecter ou prévoir des changements significatifs pouvant survenir à l'intérieur de ce même écosystème (Kaiser, 2001; Sammarco *et al.*, 2007).

### 4.3. Bioaccumulation

La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse supérieure à celle de l'excrétion (Ramade, 1992). Les bioaccumulateurs sont des organismes ayant la capacité d'accumuler certains contaminants présents dans l'environnement dans des proportions nettement supérieures à celles du milieu naturel (Kaiser, 2001). La capacité des bioaccumulateurs à concentrer des substances toxiques et à développer des réactions observables en font des outils particulièrement utiles pour l'évaluation et le suivi des milieux contaminés par des substances pouvant avoir des effets toxiques à très faible concentration. Il existe deux principaux phénomènes responsables de la bioaccumulation de contaminants par les organismes : la bioconcentration et l'amplification (Kaiser, 2001).

La bioconcentration est le transfert direct des substances à partir du milieu ambiant (eau, sédiments, etc.) vers les tissus et les organes (Markert *et al.*, 2003 ; D'Adamo *et al.*, 2008). C'est une augmentation de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe du milieu à un organisme vivant. Le facteur de concentration (FBC) peut être défini comme une constante issue du rapport de la concentration d'une substance dans un organisme à sa concentration au sein du biotope (Veith *et al.*, 1979 ; Ramade, 1992).

L'amplification est le résultat du transfert des contaminants le long des différents niveaux de la chaîne alimentaire (Kaiser, 2001 ; D'Adamo *et al.*, 2008). La bioamplification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans la proie. Ainsi, le concept de la bioaccumulation résulte de la balance nette des processus de capture, de stockage et d'excrétion d'une substance dans un organisme due à l'exposition dans l'eau, la nourriture, le sédiment et l'air (Neff, 2002).

### 4.4. Biomarqueurs

Un biomarqueur est un changement observable et/ou mesurable au niveau moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique ou comportemental, qui révèle l'exposition présente ou passée d'un individu à un caractère polluant (Lagadic *et al.*, 1997). Les biomarqueurs considérés comme efficaces doivent répondre à divers critères (Sanchez, 2007) :

- les méthodes de mesure des biomarqueurs doivent être sensibles, précises et simples de mise en œuvre ;
- la réponse des biomarqueurs doit être rapide afin de pouvoir être considérée comme un paramètre d'alerte précoce ;
- les mécanismes qui supportent la relation entre la réponse des biomarqueurs et l'exposition aux contaminants doivent être connus ;
- la signification toxique des biomarqueurs, qui peut être décrite comme le lien entre la réponse biochimique et les effets sur l'organisme, doit être connue.

#### **4.5. Critères de sélection des espèces sentinelles**

Les espèces sentinelles ont été recherchées dans tous les milieux. Selon Phillips (1980) une espèce sentinelle de la qualité du milieu aquatique doit satisfaire plusieurs critères :

- une abondance et une taille qui facilitent la réalisation des prélèvements et l'obtention d'échantillons représentatifs,
- une sédentarité et une large distribution géographique permettant des comparaisons des niveaux de présence entre plusieurs sites,
- une capacité à accumuler les contaminants,
- une capacité à intégrer dans le temps les fluctuations du milieu que des mesures dans la colonne d'eau ne permettraient pas de suivre,
- une tolérance aux stress environnementaux et aux contaminants,
- une faible capacité à biotransformer les substances chimiques suivies.

### **5. Présentation de quelques métaux lourds**

#### **5.1. Plomb (Pb)**

- **Caractéristiques et utilisations**

Le plomb est l'un des métaux les plus anciennement connus et utilisés par l'homme. C'est l'élément lourd le plus commun. Par conséquent, il est fort répandu dans tout l'environnement (Greenwood et Earnshaw, 1984). En raison de sa grande diffusion, sa facilité d'extraction, sa grande malléabilité et son bas point de fusion. On le retrouve dans tous les compartiments environnementaux. Ce métal est très utilisé dans l'industrie et les possibilités de pollution sont extrêmement nombreuses et variées (Danovaro, 2003).

- **Sources et toxicité**

Les principales sources d'émission du plomb sont les industries (fonderies de la métallurgie, les câbles, le bâtiment), les incinérations d'ordures, les peintures et surtout le trafic routier (Bouziani, 2000). Les activités humaines entraînant la formation d'aérosols plombifères constituent, actuellement, la principale source de Pb dans l'eau. D'autres origines persistent, notamment dues aux différentes activités industrielles utilisant le Pb comme matière première ou comme adjuvant, ce qui amène à un déversement annuel de 3800 tonnes de plomb uniquement dans les zones côtières méditerranéennes (Danovaro, 2003).

De nombreuses utilisations de plomb ou de ses composés sont désormais proscrites en raison de la toxicité de cet élément trace pour le système nerveux des humains (saturnisme en particulier). Un risque existe dès que le plomb ou certains de ses composés peuvent être inhalés (sous forme de vapeur ou de poussière) ou ingérés et assimilés par l'organisme. Les voies de transport sont l'eau, l'air et les aliments (Angell et Lavery, 1982). Le plomb est classé parmi les éléments traces métalliques les plus toxiques non seulement pour l'homme mais aussi pour les animaux. En tant que neurotoxine, l'élément contaminant provoque des troubles du comportement des organismes aquatiques (Chiarelli et Roccheri, 2014), et une diminution à la fois du taux de survie et de la croissance et de l'activité métabolique. Mitra *et al.* (2012) ont signalé que les espèces marines et d'eau douce accumulent souvent de faibles niveaux de plomb. Il semble s'être accumulé en forte concentration dans les branchies et le foie des poissons, comparativement aux crevettes dans lesquelles de faibles concentrations ont été trouvées (Cogun *et al.*, 2005). Chez les crustacés décapodes (crabes et crevettes), l'accumulation de Plomb, variait selon le site géographique. Ces organismes invertébrés peuvent être considérés comme des biomarqueurs de la pollution par ce métal (Mansoori *et al.*, 2013).

## 5.2. Fer (Fe)

- **Caractéristiques et utilisations**

Le fer est un oligo-élément essentiel pour toutes les formes connues de la vie marine (Salmon, 2006). Il occupe la quatrième place juste après l'aluminium dans la classification d'abondance des éléments dans la croûte terrestre (Merbouh, 1998). La teneur la plus élevée de fer se retrouve dans la chair des mollusques (6 mg/100 g) et les crevettes (5,79 mg/100 g). Un menu comportant des fruits de mer apporte au moins 4 mg de fer (Ky *et al.*, 2003). Cet élément ferrique intervient dans les constitutions des molécules d'hémoglobine, des hématies et des myoglobines musculaires. Il joue un rôle prépondérant dans les processus d'oxydoréduction cellulaire, comme constituant de systèmes électro-actifs dans les pigments respiratoires des vertébrés, la myoglobine, protéine du muscle stockant l'oxygène (Nizamov, 1976). Le fer et ses

composés dérivés sont utilisés dans de nombreux domaines tels que l'industrie de la chimie lourde (ammoniac, essence, lubrifiants, minerais), l'industrie du bâtiment et des transports, l'imagerie médicale, l'industrie du textile, des peintures, des cosmétiques (pigments) et l'industrie agroalimentaire (EFSA, 2015).

- **Sources et toxicité**

En plus de l'industrie (minière et chimique), l'origine du fer soluble dans les eaux peut être le lessivage des terres par les pluies et les rivières qui draine une fraction de ce métal vers la mer (EFSA, 2015). Le décapage, dont le but est d'éliminer les écailles et la rouille des surfaces métalliques, est l'une des sources de pollution de l'eau par le fer. La corrosion dans les circuits de distribution d'eau et dans les circuits de refroidissement de diverses industries a toujours posé de sérieux problèmes pour la présence de fer dans ces eaux. Le fer peut être entraîné dans les eaux par diverses voies dont principalement la dissolution superficielle des roches, le lessivage des terrains miniers, les rejets industriels directement dans les eaux ou bien dans l'atmosphère et les particules émises retombant à la surface avec les pluies. L'industrie sidérurgique semble la source principale de pollution. A une concentration de 0.52 mg/L, il cause la mort des œufs de poissons incubés. Celle-ci résulterait d'une précipitation du fer sous forme d'oxydes sur la membrane de l'œuf (Ky et *al.*, 2003). La toxicité de ce métal pour les poissons et les crustacés dépend du pH et du dépôt d'hydroxyde ferrique sur les branchies. Les concentrations de Fe varient considérablement en fonction du milieu marin des crustacés (Eisler, 1981). La température et la houle optimales provoqueraient une bonne oxygénation de l'eau qui favorise la précipitation des oxydes de fer (Copin-Montegut, 1996).

### 5.3. Zinc (Zn)

- **Caractéristiques et utilisations**

Le zinc est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène et d'autres non-métaux (Mahan, 1987). Le zinc est utilisé dans l'industrie de galvanisation, de production de pâte de cellulose de papier journal, d'électricité, de nombreux alliages et de réparation navale, (25000 tonnes/an de Zn en Méditerranée). C'est un oligo-élément qui rentre dans la constitution de 4/5 de nos enzymes, ceci implique que c'est l'élément majeur de toutes les

réactions biochimiques cellulaire. Les fibres musculaires de la paroi des vaisseaux et le muscle cardiaque renferment le taux le plus important de métalloenzymes à zinc responsables des contractions de ce muscle. Il protège les spermatozoïdes du liquide prostatique des agents infectieux, et son déficit provoque une atrophie des testicules et un retard de croissance. Les protéines et acides nucléiques qui se lient à l'ADN s'associent également à ce métal (Ky *et al.*, 2003).

- **Sources et toxicité**

Les sources naturelles du Zn dans l'environnement sont l'altération des roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Lantzy et Mc Kenzie, 1979 ; Phelan *et al.*, 1982 ; Horowitz, 1985). Cependant, Nriagu (1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel. Les produits piscicoles sont la source majeure de zinc pour le consommateur, l'inhalation de la vapeur d'oxyde de zinc et provoque d'une part une fièvre, une irritation de la gorge et une toux, des douleurs musculaires, des irritations gastriques et divers effets sur le foie et les poumons. À faible concentration, le Zn provoque diverses lésions tissulaires, retarde la croissance et perturbe la reproduction particulièrement chez les invertébrés et vertébrés aquatiques (Leland et Kuwabara, 1995 ; Ramade, 2000).

#### 5.4. Cuivre (Cu)

- **Caractéristiques et utilisations**

Le cuivre est un métal de couleur rougeâtre possédant une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante. Le seul métal pur ayant une meilleure conductivité électrique est l'argent (Hurlbut et Klein, 1982 ; Mahan, 1987). Sa couleur rougeâtre le différencie, au même titre que l'or, par la couleur généralement grise des métaux. Le cuivre est utilisé en industrie, en agriculture et en usage domestique (Nriagu et coker, 1980). Le cuivre, à très faible dose est un oligo-élément indispensable à la vie. Il est notamment nécessaire à la formation de l'hémoglobine et remplace même le fer pour le transport de l'oxygène chez les crustacés (hémocyanine). Selon Canli *et al.* (2003), il est essentiel pour le métabolisme des poissons. L'escargot de mer, les moules, les crustacés sont très riches en cuivre (Ky *et al.*, 2003).

- **Sources et toxicité**

Le cuivre est provenu de la corrosion de la tuyauterie, la conservation du bois, la fabrication de la cellulose de papiers, la production d'engrais, le raffinage du pétrole, la construction mécanique navale, le bâtiment et dans les alliages (Benguedda, 1993). En milieu côtier, l'emploi des peintures antisalissures, riche en cuivre pour l'entretien des coques des bateaux représente une source majeure de contamination (Chiffolleau *et al.*, 2001). La toxicité des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. Des concentrations élevées de cuivre peuvent influencer sur la physiologie respiratoire et cardiaque des invertébrés marins lorsqu'ils sont présents dans l'eau de mer (Bini *et al.*, 2006). Chez les crustacés décapodes, le cuivre tissulaire existe généralement sous quatre formes ; ionique, lié aux protéines, aux lipides et à la membrane (Munusami et Ravindranath, 1983). Il représente un oligoélément essentiel, car leur hémolymphe contient un pigment respiratoire à base de cuivre appelé hémocyanine, servant de transporteur d'oxygène (Taylor et Anstiss, 1999). À des niveaux très concentrés, ce métal essentiel peut devenir toxique pour de nombreuses espèces aquatiques (Kennish, 1992), affectant ainsi les fonctions physiologiques et biologiques aux niveaux moléculaire et cellulaire. En effet, le cuivre interfère avec les processus cellulaires et moléculaires, en même temps, il peut exercer un potentiel toxique en perturbant l'homéostasie des oligo-éléments, essentiels à l'organisme (White et Rainbow, 1982 ; Rainbow, 1988 ; Nugegoda et Rainbow, 1989). Il est aussi, à dose plus élevée et sous ses formes oxydées, un puissant poison pour l'homme, causant la maladie de Wilson (Plumlee et Ziegler, 2003).

## 5.5. Chrome (Cr)

- **Caractéristiques et utilisations**

Le chrome fait partie de la série des métaux de transition. C'est un métal dur qui résiste à la corrosion et au ternissement (Brown, 1971). D'après Sittig (1976), le chrome représente 0,037% de la croûte terrestre. Il existe un grand nombre de combinaisons du chrome ; ces composés ont un éventail très large d'applications dans les industries les plus diverses telles que les industries chimiques, des couleurs et laques, des films et photographie, galvanique et électrique, des métaux, pharmaceutique, de polissages, de textile et des allumettes. Le chrome trivalent est un oligo-élément essentiel pour le métabolisme du sucre chez l'être humain. Une déficience en chrome peut affecter le potentiel de l'insuline à réguler le niveau de sucre dans l'organisme (Vincent 2010).

- **Sources et toxicité**

Les industries métallurgiques et l'incinération des déchets génèrent de fortes émissions de Cr dans le milieu marin. Sa toxicité varie fortement selon sa forme chimique. Les dérivés du

Cr sont très toxiques et à forte dose, ses sels provoquent notamment des ulcères (Helsen et Van den Bulck, 2005). D'après WQC (1963), les poissons sembleraient plus résistants que les autres espèces aquatiques aux sels de chrome. Dans l'ensemble les tests biologiques montrent le chrome hexavalent comme étant plus toxique pour les poissons que le chrome trivalent. Bon nombre d'auteurs ont constaté que le chrome trivalent est la forme la plus toxique pour les poissons. D'après les études de Renhwoldt, (1976) sur la distribution du chrome chez la carpe, cet élément a tendance à s'accumuler principalement dans le foie et les reins des organismes intoxiqués.

Le chrome est facilement transféré aux invertébrés par voie digestive (Moore et Ramamoorthy, 1984). Les hydrosystèmes continentaux dulcicoles sont généralement plus contaminés que les écosystèmes marins et océaniques (Chiffolleau, 1994). En effet, les organismes d'eaux douces peuvent renfermer jusqu'à des concentrations de chrome allant jusqu'à 25 mg kg<sup>-1</sup> (poids sec), alors que, dans les régions non contaminées, elles sont généralement inférieures à 5 mg kg<sup>-1</sup>. Il en est de même dans les eaux côtières et estuariennes où les gammes de concentration sont similaires. En raison de son aire de répartition très vaste et de son euryhalinité, la moule est le mollusque le mieux connu par la communauté scientifique. La teneur en chrome de cet invertébré est en moyenne de l'ordre de 1 à 3 mg kg<sup>-1</sup> (poids sec), mais les valeurs de contamination peuvent augmenter notablement dans les zones contaminées. Pour la majorité des organismes aquatiques, l'ingestion de la nourriture constitue probablement la source principale de chrome. Le taux d'incorporation de cet élément est inversement proportionnel avec l'âge où le processus d'élimination est souvent plus rapide chez les individus les plus âgés. L'incorporation est souvent dépendante de la température, et il existe ainsi un cycle saisonnier des niveaux de chrome chez les populations naturelles (Karbe *et al.*, 1977 in Ramamoorthy, 1984).

## **CHAPÎTRE 2 : CONTAMINATION MÉTALLIQUE CHEZ LA CREVETTE *PENAEUS KERATHURUS***

---

## INTRODUCTION

La pollution du milieu marin est certainement un des aspects les plus dramatiques de l'altération de l'environnement, de ce fait aucun hydrosystèmes du globe terrestre n'échappent à la pollution qui ne cesse de s'aggraver de jour en jour. Les conséquences de cette pollution sur les écosystèmes et la biodiversité, notamment les ressources biologiques d'intérêt économique ainsi que sur la santé humaine sont devenues des sujets de préoccupation majeures pour la communauté scientifique et les décideurs politiques des pays industrialisés.

La Méditerranée, qui est une mer semi-fermée, est soumise au même titre que les milieux océaniques, à une pression anthropique sans cesse croissante. Sa position géographique, ainsi que les apports telluriques via les cours d'eaux continentaux (fleuves, oueds, lacs, etc.) sont autant de raisons de sa vulnérabilité face à la pollution. Si l'état de l'environnement marin et côtier méditerranéen varie d'une zone géographique à une autre, l'ensemble de la zone méditerranéenne est soumis aux multiples pressions qui agissent simultanément et dans bien des cas de manière chronique dont 80% sont d'origine terrestre (Halpern *et al.*, 2008).

L'Algérie fait partie des pays riverains de cette mer et elle est considérée parmi les pays côtiers les plus pollués en raison, d'une part du forte concentration de sa population le long du littoral, et d'autre part de l'implantation de nombreuses activités industrielles polluantes, notamment au voisinage du golfe d'Annaba qui reçoit divers polluants chimiques d'origine domestique et industrielle (complexes Fertial et Arcelor Mittal, laiterie de l'Edough Annaba, port de commerce et de pêche, égouts, etc.). Une fois déversés en mer via les exutoires des oueds limitrophes (Seybouse, Mafragh, Boudjemaa), ces contaminants sont susceptibles de contaminer les divers compartiments de l'écosystème marin : eau, sédiments et biotes, notamment la macrofaune benthique qui affectionne les fonds meubles, comme c'est le cas de la crevette *P. kerathurus*, une espèce à forte valeur marchande sur les côtes algériennes et d'Afrique du Nord, en général (Jaziri, 2017).

Cette portion maritime du golfe d'Annaba constitue un réceptacle de tous les résidus toxiques ou non produits par les différentes unités industrielles précitées implantées le long de la côte (PNAE-DD, 2002). D'ailleurs, de nombreux travaux toxicologiques ont montré que cette zone est influencée par des effluents riches en métaux lourds, provenant des activités agricoles, industriels, urbaines ainsi qu'au développement touristique balnéaire (Abdenour *et al.*, 2000 ; Beldi *et al.*, 2006 ; Belabed, 2010).

La crevette *P. kerathurus*, au même titre que de nombreux autres crustacés supérieurs nectobenthiques et fouisseurs, est considérée logiquement comme une espèce clé située au bas de la chaîne trophique, et de par son régime omnivore (Karani *et al.*, 2005), il est fort probable que cette espèce soit exposée aux éléments traces métalliques piégés dans le sédiment et par conséquent constituerait une source potentielle de contamination pour le consommateur avec un impact direct sur la santé humaine.

L'objectif de ce chapitre consiste à rechercher et évaluer éventuellement les niveaux de contamination de cinq polluants métalliques (Cr, Pb, Cu, Zn, Fe) qui seraient présents dans le muscle de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba et de comparer les valeurs obtenues avec celles enregistrées chez d'autres espèces de crevettes Penaeidae et Aristeidae de Méditerranée.

## 1. MATÉRIEL ET MÉTHODES

### 1.1. Choix du matériel biologique

Le matériel biologique expérimenté est le tissu musculaire de la crevette caramote *P. kerathurus* (LT = 120 -205 mm ; P.H : 11,2 - 42,13 g). Ce Péneidé qui affectionne les fonds meubles du golfe d'Annaba est sélectionné par différents auteurs et programmes de surveillance de l'environnement à l'échelle internationale (James et Evison, 1977 ; Groupe conjoint de contrôle et de surveillance continue *in* Cossa *et al.*, 1990). La provenance des échantillons est décrite dans les précédents chapitres. Le dosage des éléments traces s'est effectué sur les tissu musculaire après avoir ôté la cuticule. Une fois prélevé, le tissu musculaire (environ 0,5 à 1 g) a été préalablement séché à 80 °C. Le prélèvement du tissu musculaire frais (P.H) s'est toujours effectué soigneusement dans des conditions d'asepsie (ustensiles de dissection désinfectés, gants latex, eau pure, etc.).

### 1.2. Choix des métaux

Dans cette étude, cinq (05) éléments traces métalliques ont été ciblés : chrome (Cr), plomb (Pb), cuivre (Cu), zinc (Zn) et fer (Fe). Les caractéristiques, les sources et la toxicité de ces contaminants toxiques sont précisés dans le précédent chapitre.

### 1.3. Préparation des échantillons

La recherche de ces ETM dans le tissu musculaire (partie abdominale) des crevettes s'est effectuée en utilisant la méthode de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA). Cette méthode d'analyse est la plus couramment utilisée pour le dosage des ETM. Elle consiste à minéraliser l'échantillon par voie humide (four à micro-onde) à l'aide d'acide nitrique concentré et de peroxyde d'hydrogène. Une fois minéralisés, les échantillons ont été analysés en utilisant la SAA et le four graphite (Fig. 36).



Figure 36. Spectrophotomètre à absorption atomique à flamme (SAAf).

### 1.4. Techniques d'analyses

#### 1.4.1. Appareillage, réactifs et verrerie

- Balance analytique de marque Mettler Toledo (précision : 0,001g).
- Bain ultra son de marque Fisher Scientific.
- Purificateur d'eau de marque TKA-GEN Pur.
- Four à micro-ondes (1000W).
- Étuve de marque Thermo Scientific.
- Acide Nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) 65% pour l'analyse des traces.
- Chlorure palladium (KCL)
- Acide chlorhydrique (HCL)
- Nitrate d'ammonium ( $\text{NH}_4\text{NO}_3$ )
- Dichlorure d'étain ( $\text{SnCl}_2$ ) ( $M = 225,63 \text{ g. mol}^{-1}$ )

- Eau ultra pure (conductivité égale à 0,0054 $\mu$ s/cm).
- Verrerie ( fioles jaugées classe A, béchers classe A, pipettes jaugées classe A).
- Préparation de la verrerie et de plastique.

Toute la verrerie utilisée dans l'expérimentation a été lavée avec un détergent puis rincée soigneusement avec de l'eau ultra pure avant d'être immergée dans une solution d'acide nitrique 10% pendant 24 h suivi d'un rinçage à l'eau ultra pure et sécher à l'aide d'une étuve avant utilisation.

#### **1.4.2. Minéralisation**

La minéralisation est une étape qui consiste à éliminer toutes les particules organiques tout en stabilisant l'analyte. La minéralisation a été effectuée avec un four à micro-onde d'une puissance de 1000 W. Tous les échantillons préalablement traités ont été placés avec précaution dans un ballon à fond plat en rajoutant une solution de 5 ml d'acide nitrique supra pur à 65 % et 3 ml d'eau oxygénée. Le tout a été maintenu au repos jusqu'à dissolution de l'échantillon avant la minéralisation. Ensuite, nous avons placé le ballon dans un four micro-onde d'une puissance de 300 w pendant 20 mn pour récupérer le minéralisât. Ce dernier a été placé dans une fiole jaugée de 50 ml que nous avons complété avec de l'eau ultra pure avant de transférer la solution dans une fiole ou tube en plastique.

#### **1.4.3. Dosage des ETM par la SAA à flamme et à four graphite**

Le principe consiste à aspirer l'échantillon sous forme liquide dans une flamme à une température comprise entre 1700 et 2550 °C jusqu'à obtention d'une vapeur atomique (atomes neutres, libres et à l'état fondamental). Cette valeur est ensuite irradiée avec une lampe spectrale à cathode creuse. Ces lampes émettent des raies de transition des atomes recherchés. Seuls les atomes recherchés absorbent la radiation excitatrice, ce qui nous permet de lier l'absorption lumineuse à la concentration des atomes étudiées. Cependant, il existe toujours une absorption non spécifique si minime soit-elle. Cette dernière est significativement réduite par l'emploi d'une lampe au Deutérium (correcteur de bruit de fond). En plus de la simple dilution ou de la minéralisation par voie humide souvent décrite, nous préconisons l'utilisation d'une solution de modificateur de matrice qui permet de transformer l'élément à doser en ses formes les plus stable thermiquement : composés oxydes, formes réduites ou phosphates, etc. La formation des atomes neutres a été réalisée par vaporisation et l'atomisation dans une flamme air-acétylène. L'analyse des ETM dans les tissus musculaires a été réalisée dans les mêmes conditions

spectrales et pour les mêmes courbes d'étalonnages pour une meilleure interprétation des résultats.

#### 1.4.3.1. Préparation des solutions

La préparation des solutions doit respecter les étapes suivantes :

- Préparer une solution de dilution 1 % de l'acide nitrique (1 ml de HNO<sub>3</sub> à 65 %), la placer dans une fiole de 100 ml en complétant avec de l'eau ultra pure jusqu'au trait de jauge.
- Modificateur de matrice pour le dosage avec la SAA. Dissoudre 1 g de poudre de chlorure palladium (KCL) dans 3 ml d'acide nitrique (HNO<sub>3</sub>) et 20 ml d'acide chlorhydrique (HCL) ( $\rho=1.19$  g/ml), tout en chauffant légèrement sur une plaque chauffante, puis diluer à 100 ml avec de l'eau.
- Dissoudre 10 g de nitrate d'ammonium (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>) dans de l'eau et diluer avec de l'eau à 100 ml.
- Mélanger avec 15 ml de la solution de palladium et 15 ml de la solution de nitrate d'ammonium dans une fiole de 100 ml avant de compléter au volume avec de l'eau.

#### 1.4.3.2. Préparation de la solution de modificateur de matrice biologique (SnCl<sub>2</sub>)

Nous avons d'abord prélevé 20 ml de HCl concentré (37 %) que nous avons dilué dans une fiole de 100 ml (solution de HCl concentrée à 20 %). La seconde étape consiste à dissoudre 25 g de dichlorure d'étain (SnCl<sub>2</sub>) ( $M = 225,63$  g.mol<sup>-1</sup>) avec les 100 ml de HCl à 20 % et ceci dans un bécher de 600 ml puis nous complétons le bécher jusqu'à 300 ml avant de chauffer à l'aide d'un chauffe-ballon pour obtenir une solution limpide. Le tout est laissé refroidir quelques instants avant de passer au dosage.

#### 1.4.3.3. Etalonnage

Pour chaque élément dosé, nous avons préparé une gamme d'étalons à différentes concentrations (en fonction du type de métal), à partir d'une solution mère de 1000 ppm, dans des tubes de 50 ml en complétant le volume avec la solution de dilution 1% d'acide nitrique (Chiffolleau *et al.*, 2003). Pour chaque concentration correspondante nous obtenons une absorbance et l'ordinateur trace la courbe. La lecture s'effectue par mesure de l'absorbance de chaque échantillon, la concentration du métal étudié dans la solution préparée (en mg.L<sup>-1</sup>). Le poids sec (P.S en  $\mu\text{g.g}^{-1}$ ) des crevettes traitées est déterminé à partir de la formule de Chiffolleau *et al.* (2010) :

$$C (\mu\text{g. g}^{-1}) = (C - C_B) \times V/p$$

Avec :

C : concentration en élément mesuré dans le blanc (ug/l).

C<sub>B</sub> : concentration en élément mesuré dans le minéralisât (ug/l).

P : poids de l'échantillon initial (mg).

V : volume final du minéralisât (ml).

La méthode d'analyse a été validée par des dosages sur un échantillon standard dit échantillon d'intercalibration et certifié par l'Agence internationale de l'énergie atomique de Monaco.

Pour chaque série de minéralisation, nous ajoutons un échantillon standard provenant de l'A.I.E.A (Agence Internationale de l'Énergie Atomique) afin d'uniformiser et contrôler la justesse des résultats et affirmer la précision du protocole analytique. Ainsi, la différence entre la valeur trouvée (V<sub>t</sub>) et la valeur référence (V<sub>r</sub>) est calculée et le  $\Delta$  est défini comme suit :

$$[\Delta = \{|V_t - V_r|/V_r\} \times 100]$$

Si  $\Delta$  (%) < 10 aucune correction n'est apportée.

Si  $\Delta$  (%) > 10 la correction est obligatoire et s'effectue de la manière suivante :

$$V_c = \left( V_t \left( 1 + \frac{\Delta}{100} \right) \right)$$

Avec :

V<sub>t</sub> : valeur calculée,

V<sub>r</sub> : valeur référence,

V<sub>c</sub> : valeur corrigée.

La teneur en eau (%) de notre matériel biologique est déterminée de la manière suivante :

$$T_e = \frac{(P.H - P.S)}{(P.H \times 100)}$$

Pour convertir les résultats exprimés en ppm de poids frais (P.F) par rapport au poids sec (P.S), nous avons utilisé la formule suivante.

$$P.S \text{ (ppm)} = (P.H) \text{ ppm} \times (P.F/P.S)$$

Ainsi, la teneur moyenne en eau au niveau des tissus de *P. kerathurus* est de [69,4%-75,1%].

### 1.5. Analyses statistiques

Les résultats obtenus ont été exprimés par une moyenne ( $\pm$  SD) établie sur un nombre de répétitions de 5 individus/sexe/saison. Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel SPSS version 25. Les niveaux de concentrations des EMT dosés ont été comparés aux normes admissibles de la FAO/OMS (1992) (Tab. 16). L'ANOVA nous a permis de rechercher d'éventuelles différences de concentration de chaque élément en fonction des saisons. Enfin, nous avons utilisé le test T pour échantillons indépendants pour rechercher d'éventuelles différences des concentrations de chaque élément pour les deux sexes en fonction des quatre saisons.

Tableau 16 : Limites admissibles de Cr, Pb, Cu, Zn et Fe ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  de poids humide) dans le tissu musculaire des crevettes selon les normes internationales de la FAO et de l'OMS (Dayal *et al.*, 2013).

Institutions	Eléments Traces Métalliques ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ )					Références
	Cr	Pb	Cu	Zn	Fe	
FAO/OMS	0,05	0,5	20	50	30	FAO/OMS (1992)
Algérie	-	0,5	-	-	-	JORA (2011)

## 2. RÉSULTATS

La figure 38 (Annexe 25, 26 et 27) comparent les concentrations saisonnières moyennes de chaque ETM en fonction des sexes de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. Quelle que soit la saison d'échantillonnage, les niveaux de contamination moyens les plus élevés chez les deux sexes sont observés pour le Zn (F:  $0,424 \pm 0,318 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , M:  $0,316 \pm 0,265 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) et le Fe (F:  $0,4307 \pm 1,935 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , M :  $2,623 \pm 2,424 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Chez les deux sexes, les plus fortes concentrations saisonnières moyennes sont enregistrées pour l'élément ferrique en période automnale (F :  $4,305 \pm 2,28 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , M :  $3,445 \pm 2,027 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) et printanière (F :  $3,66 \pm 2,619 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , M :  $2,928 \pm 1,793 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). La présence de ces deux éléments traces dans le tissu musculaire de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba est considérée faible comparées aux valeurs admissibles recommandées par la FAO/OMS (1992) (Zn et Fe <  $50 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). La concentration moyenne annuelle du Pb est plus élevée chez les femelles ( $0,311 \pm 0,297 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) que chez les mâles ( $0,155 \pm 0,091 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) avec des valeurs individuelles pouvant atteindre chez les femelles jusqu'à  $0,623 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  en hiver et  $0,95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  au printemps. Les valeurs minimales et maximales de Pb enregistrées chez les femelles sont respectivement de  $0,001 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  et de  $0,95 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  alors qu'elles sont de  $0,008 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  et de  $0,269 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  chez les mâles. Comparés aux

autres éléments traces, la contamination métallique par le Cr est considérée faible aussi bien chez les femelles ( $0,164 \pm 0,113 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) que chez les mâles ( $0,128 \pm 0,082 \text{ mg.kg}^{-1}$ ). Même si nous avons enregistré des variations individuelles des concentrations des ETMs étudiées, statistiquement, l'ANOVA n'a décelé aucune différence significative de chaque ETM entre les sexes. Le test T a montré aussi l'inexistence de différences significatives saisonnières pour le Cr et le Cu pour chacun de deux sexes. Les seules différences significatives sont observées pour le Pb en hiver ( $F = 8,23$ ), le Zn en automne ( $F = 2,086$ ) et le Fe en hiver ( $F = 8,23$ ). L'ordre des concentrations des ETM chez les mâles et les femelles est respectivement le suivant:  $\text{Fe} < \text{Zn} < \text{Cu} < \text{Cr} < \text{Pb}$ ,  $\text{Fe} < \text{Zn} < \text{Pb} < \text{Cr} < \text{Cu}$ .

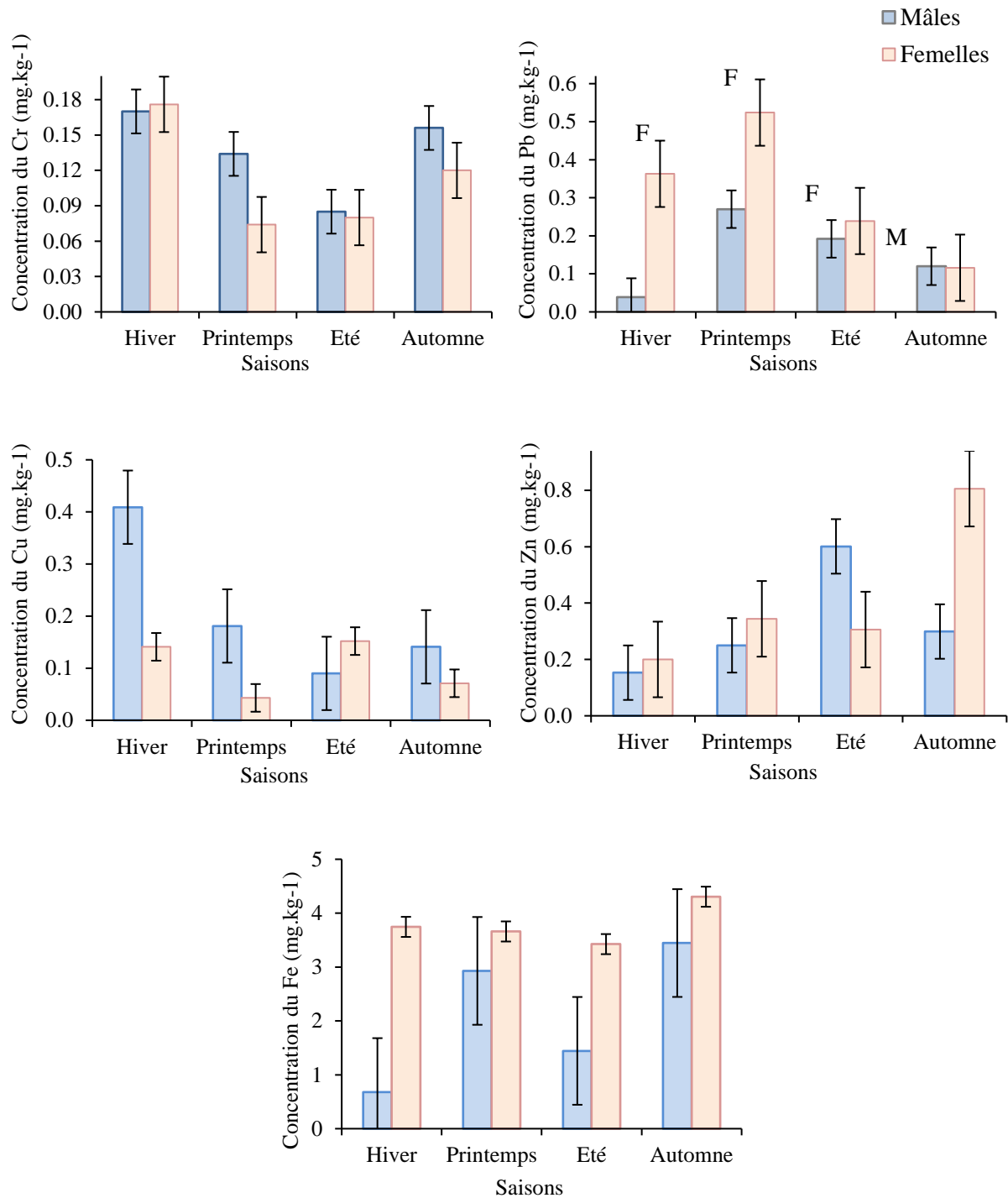


Figure 37 : Comparaisons saisonnières des ETM ciblés (Cr, Cu, Pb, Zn, Fe) en fonction des sexes de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba.

### 3. DISCUSSION

Que ce soit chez les vertébrés ou invertébrés marins, l'accumulation par ingestion des éléments traces métalliques hautement toxiques se produisent dans les divers organes internes (foie, ovaires, reins, etc.) mais aussi dans le tissu musculaire qui est considéré comme étant la partie comestible par l'homme plus que les autres compartiments du métabolisme d'où l'intérêt d'évaluer les niveaux de contamination des ETM dans les muscles pour la préservation de la santé humaine. Etant donné l'importance de la pollution chimique dans le bassin méditerranéen (Osterberg et Keckes, 1997 ; Civili, 2010), notamment le long du littoral algérien où de nombreux contaminants chimiques toxiques pour la santé humaine sont rejetés directement ou indirectement en mer (Bencheikh *et al.*, 2022), il devient impératif de rechercher aussi bien dans l'eau, le sédiment que dans les organismes marins d'intérêt halieutique et aquacole, les concentrations des ETM les plus toxiques pour déterminer non seulement les niveaux de contamination mais comprendre aussi les phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification au sein des chaînes alimentaires.

Dans le golfe d'Annaba, une zone fortement industrialisée, divers polluants atmosphériques, domestiques, agricoles et industriels sont rejetés chaque année directement ou indirectement par les exutoires des oueds Seybouse, Mafragh et Meboudja (35 tonnes de poussières de minerai de fer, 4100 tonnes d'oxydes de soufre, 6000 tonnes de matières en suspension, 3000 tonnes d'ammoniac, 5160 tonnes de poussières d'engrais, 1281 tonnes de poussières de nitrate d'ammonium et 2000 tonnes de phosphogypse) (Mebirouk *et al.*, 2018). Toute cette panoplie de contaminants chimiques est susceptible d'affecter la qualité organoleptique et biochimique des produits de la pêche à large consommation par la population locale, notamment la faune carcinologique des fonds chaluables, comme c'est le cas de la crevette caramote *P. kerathurus*, dont le prix peut atteindre jusqu'à 4000 DA/kg. D'ailleurs, les crevettes, notamment celles des eaux profondes, sont considérées comme d'excellents bioindicateurs de l'évaluation des milieux côtiers en termes d'effets contaminants (Baboli *et al.*, 2013 ; Velayatzadeh *et al.*, 2014).

Comparées à d'autres études disponibles sur la contamination métallique des crustacés décapodes nectobenthiques des hydrosystèmes continentaux et des eaux marines côtières de l'Est d'Algérie (*Atyaephyra desmaresti*, *Palaemonetes varians*, *Parapenaeus longirostris* et *Aristeus antennatus* : Abdennour, 1997 ; Abdennour *et al.*, 2000 ; *Parapenaeus longirostris* et *Aristeus antennatus* : Ghorab et Khebbeb, 2012), la contamination métallique par le Cr, Pb, Cu, Zn et le Fe dans le tissu musculaire est évaluée pour la première fois chez *P. kerathurus* du

golfe d'Annaba. A l'échelle des côtes algériennes, de nombreux autres groupes marins d'intérêt économique et écologique ont fait l'objet d'études toxicologiques sur la contamination chimique métallique : mollusques bivalves et gastéropodes (Khati *et al.*, 2012; Boucetta *et al.*, 2016 ; Boujema *et al.*, 2016 ; Merad et Soltani, 2017 ; Laouati *et al.*, 2021), poissons téléostéens pélagiques et démersaux (Ouali *et al.*, 2018 ; Zeghdoudi *et al.*, 2018 ; Mehoul *et al.*, 2019 ; Aissioui *et al.*, 2022 ; Kaddour *et al.*, 2022 ; Alioua *et al.*, 2023 ; Kalakhi *et al.*, 2023 ; Khellaf *et al.*, 2023), porifères (Bensafia et Khati, 2018 ; Khati *et al.*, 2019 ; Zerarguia *et al.*, 2022), phanérogame marine *Posidonia oceanica* (Boutabia-Trea *et al.*, 2015, 2017 ; Zeghdoudi *et al.*, 2020) et échinides réguliers (Amri *et al.*, 2017 ; Bouiba *et al.*, 2022 ; Belmahi *et al.*, 2023).

### 3.1. Chrome

Chez *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, nous n'avons pas décelé de différence significative des concentrations de cet élément entre les deux sexes. D'autre part, nous avons constaté que les niveaux de contamination par le Cr chez les femelles (0,164 mg.kg<sup>-1</sup>) et chez les mâles (0,128 mg.kg<sup>-1</sup>) étaient bien inférieurs comparés à ceux enregistrés par Ayas *et al.* (2016) chez la population du golfe de Mersin dans le Nord-Est de la Turquie (2,32-4,53 mg.kg<sup>-1</sup>). Dans cette même zone d'étude, ces auteurs trouvent des concentrations plus proches à celles enregistrées chez d'autres Pénéidés : *Metapenaeus monoceros* (2,38-4,38 mg.kg<sup>-1</sup>), *Parapenaeus longirostris* (1,38-3,44 mg.kg<sup>-1</sup>), *Marsupenaeus japonicus* (2,40-5,37 mg.kg<sup>-1</sup>) et *Penaeus semisulcatus* (2,81-5,80 mg.kg<sup>-1</sup>). Récemment, Ghosn *et al.* (2020), trouvent sur les côtes libanaises une très faible concentration de Cr (0,02 mg.kg<sup>-1</sup>) par rapport à celle obtenue dans le golfe d'Annaba. Les valeurs de Cr enregistrées dans le tissu musculaire des mâles et des femelles de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba dépassent largement la concentration admissible par la FAO et l'OMS qui est de 0,05 mg.kg<sup>-1</sup> (Daya *et al.*, 2013). Ce métal est un contaminant chimique toxique qui peut affecter le métabolisme des protéines et des lipides membranaires, perturbant ainsi l'intégrité et les fonctions cellulaires (Brien *et al.*, 2003 ; Mattia *et al.*, 2004).

### 3.2. Plomb

Dans le golfe d'Annaba, il n'y a pas de différence significative de teneurs de Pb dans le tissu musculaire des deux sexes. Sauf que les femelles de *P. kerathurus* sont plus contaminées en Pb (0,33 ± 0,297 mg.kg<sup>-1</sup>) que les mâles (0,102 ± 0,091 mg.kg<sup>-1</sup>). En hiver nous avons enregistré une différence significative de cet élément avec une valeur individuelle maximale de 0,95 mg.kg<sup>-1</sup>, une concentration deux fois plus importante que celle recommandée par la FAO/OMS (1992) qui n'excède pas 0,5 mg.kg<sup>-1</sup>. Dans cette même zone d'étude, des

concentrations nettement plus élevées de Pb ont été enregistrées chez des organismes filtreurs, comme c'est le cas de la moule *Perna perna* ( $7,098 \pm 0,79 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Laouati *et al.*, 2021) et de l'éponge *Condrilla nucula* ( $71,5 \pm 27,1 \mu\text{g.g}^{-1}$ ) (Zerarguia *et al.*, 2022), ce qui témoigne de l'importance de cet élément trace dans le golfe d'Annaba, notamment dans son sédiment où des valeurs comprises entre  $10,04-186,1 \text{ mg.kg}^{-1}$  ont été enregistrées dans différentes stations (Belabed *et al.*, 2013). Chez *P. kerathurus* de Méditerranée, les concentrations de Pb varient nettement d'une zone géographique à une autre, avec de plus fortes valeurs ( $5,01-10,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) enregistrées dans le golfe de Mersin en Turquie (Ayas *et al.*, 2016) et de plus faibles teneurs dans la baie d'Izmir ( $0,37-0,66 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Turkmen, 2012). Cet élément métallique très réactif dans l'atmosphère provient donc des activités anthropiques comme l'industrie minière, sidérurgique et métallurgique (Nriagu, 1996). En tant que neurotoxine, ce contaminant métallique est souvent responsable de troubles comportementales chez les organismes aquatiques en affectant le taux de survie, le développement ontogénétique et le métabolisme (Chiarelli et Roccheri, 2014). Chez les crustacés décapodes, notamment les crevettes natantia, l'accumulation de ce toxique est plus faible dans les branchies et le foie, comparés aux poissons téléostéens. D'ailleurs, les crustacés décapodes peuvent être considérés comme des biomarqueurs de la pollution par ce métal (Mansoori *et al.*, 2013). En utilisant la méthode expérimentale du radiotracteur, Boisson *et al.* (2003) ont noté que le muscle de la crevette *Palaemonetes varians* pouvait accumuler environ 23 à 27 % du plomb après ingestion d'aliments contaminés. Par conséquent, il semble que la voie alimentaire contribue de manière significative au transfert du plomb vers l'homme par l'ingestion de crevettes contaminées.

### 3.3. Cuivre

Chez *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, la concentration moyenne de Cu trouvée dans le muscle est deux fois plus élevée chez les mâles que chez les femelles avec des valeurs individuelles atteignant jusqu'à  $0,887 \text{ mg.kg}^{-1}$  en période hivernale, une valeur bien inférieure à la norme internationale limite recommandée par la FAO/OMS (1992) qui est de  $20 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Statistiquement, nous n'avons trouvé aucune différence significative des concentrations de cet élément entre les deux sexes. La valeur limite fixée par la FAO/OMS est bien inférieure à celles enregistrées chez d'autres crevettes Pénéides d'intérêt économique capturées dans les eaux un plus profondes des côtes est de l'Algérie, notamment chez *P. longirostris* et *A. antennatus* où Abdennour *et al.* (2000) ont trouvé dans les tissus musculaires des concentrations moyennes respectives de  $117,75$  et  $130 \text{ mg.kg}^{-1}$ , soit plus de 130 fois plus de Cu que la norme internationale admissible. Ces concentrations élevées de Cu peut s'expliquer par sa forte présence dans les sédiments du golfe d'Annaba, soit environ entre  $13,22$  et  $104 \text{ mg.kg}^{-1}$  (Ouali

*et al.*, 2018). Sur les côtes turques de Méditerranée, les concentrations de Cu les plus élevées sont enregistrées dans la baie d'Izmir (19,14-27,42 mg.kg<sup>-1</sup>) (Turkmen, 2012) et les plus faibles dans la baie de Mersin (7,2 mg.kg<sup>-1</sup>) (Kulcu *et al.*, 2014). Dans les Mers de Marmara et Noire, Yağci (2019) enregistre des concentrations de Cu respectives maximales de 260 et 471 mg.kg<sup>-1</sup> chez *A. antennatus* et *P. longirostris*, des valeurs dépassant largement les limites admissibles suggérées par la FAO (1983), soit 30 mg.kg<sup>-1</sup>. Everaarts *et al* (1989) ont rapporté que les crustacés pouvaient résister à un niveau de Cu de 140 mg.kg<sup>-1</sup> comparativement aux annélides et aux mollusques. Généralement, les Décapodes ont la capacité biologique de réguler ce métal et de le maintenir à un seuil relativement constant.

### 3.4. Zinc

Dans le tissu musculaire de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba, les différentes concentrations moyennes de Zn enregistrées saisonnièrement chez les mâles et les femelles sont bien inférieures aux normes internationales de risque établies par la FAO/OMS (1992) pour les doses de référence, indiquant que le niveau de ce métal doit être < à 50 mg.kg<sup>-1</sup>. La seule différence significative de cet élément entre les sexes est observée en automne. Pourtant, la plus forte concentration qui reste bien inférieure à 1 mg.kg<sup>-1</sup> (0,76-0,78 mg.kg<sup>-1</sup>) est enregistrée chez les mâles en période estivale. Ces teneurs restent nettement inférieures à celles enregistrées chez d'autres populations de caramote de Méditerranée, comme celles des eaux côtières turques (13,20 mg.kg<sup>-1</sup>, Balkas *et al.*, 1982 ; 41,29-58,53 mg.kg<sup>-1</sup> : Turkem, 2012 ; 60,42 mg.kg<sup>-1</sup> : Kulcu *et al.*, 2014) et libanaises (50,39 mg.kg<sup>-1</sup> : Ghosn *et al.*, 2020). Chez d'autres Pénéidés pêchés sur les côtes turques (côte d'Antalya, Mers Noire et Marmara), comme *A. antennatus* et *P. longirostris*, Yagci (2019) enregistrent respectivement des concentrations exceptionnelles de Zn allant jusqu'à 728,7 et 795,9 mg.kg<sup>-1</sup> des valeurs nettement supérieures à celles recommandées par la FAO/OMS (1992). Dans le golfe d'Annaba, les apports anthropiques de zinc seraient à l'origine des principales activités industrielles (minerais, raffinages, galvanisation du fer), agricoles (alimentation animale, utilisation de produits phytosanitaires), urbaines (trafic routier, incinération) et portuaires (lutte contre la pollution) (Belabed, 2010 ; Ouali *et al.*, 2018 ; Khati *et al.*, 2019 ; Laouati *et al.*, 2021 ; Oudainia *et al.*, 2022 ; Zerarguia *et al.*, 2022). Les concentrations de cet élément dans le sédiment varie d'une zone à une autre entre 2,72 et 293,92 mg.kg<sup>-1</sup>(Ouali *et al.*, 2018). Même si cet oligoélément est considéré comme essentiel au maintien de la vie d'un grand nombre d'organismes, il engendre à de très faibles concentrations diverses lésions tissulaires, retarde la croissance et perturbe la reproduction particulièrement chez les invertébrés et vertébrés aquatiques (Leland et Kuwabara, 1985 ; Ramade, 2000).

### 3.5. Fer

Dans le golfe d'Annaba, nous avons constaté que le Fe était le contaminant toxique le plus présent dans le tissu musculaire de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba aussi bien chez les mâles que chez les femelles bien que les concentrations ferriques chez les deux sexes restent bien évidemment  $< 8 \text{ mg.kg}^{-1}$ , une valeur bien inférieure à la norme admissible par la FAO/OMS (1992) qui est de  $30 \text{ mg.kg}^{-1}$ . Toutefois, nous avons observé des différences des concentrations ferriques uniquement en période hivernale. Dans le bassin méditerranéen, les plus faibles concentrations ferriques sont enregistrées chez la population des côtes libanaises ( $2,95 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Ghosn *et al.*, 2020) et les plus fortes dans la baie de Mersin en Turquie ( $57,9 \text{ mg.kg}^{-1}$ ) (Kulcu *et al.*, 2014). Sur les côtes est d'Algérie, Abdennour *et al.* (2000) enregistrent une valeur exceptionnelle de  $142,5 \text{ mg.kg}^{-1}$  dans le muscle de *P. longirostris*, une espèce qui partage le même biotope mais dans les eaux relativement plus profondes. La présence de ce métal dans les eaux du golfe d'Annaba est favorisée non seulement par les vents dominants d'Ouest en Est qui véhiculent ces éléments ferreux sous forme de poussières (dépôts éoliens), produits par l'aciérie du complexe sidérurgique d'Arcelor Mittal, situé à une dizaine de kilomètres au sud de la baie, mais aussi par les rejets domestiques et agricoles à travers les oueds Seybouse et Meboudja (Belabed, 2010 ; Ouali *et al.*, 2018). Selon Bougherira (2015), les quantités de polluants à base de fer présents dans les alliages produits par le complexe Arcelor Mittal sont estimés à  $1390 \text{ mg/L}$ . D'autre part, il est probable aussi que la présence des contaminants ferriques dans le golfe d'Annaba soit due au transport et à la commercialisation du minerai de fer et de ses dérivés sous forme de particules dans le port de commerce d'Annaba. Selon Belabed (2010), le fer est présent dans les sédiments de toute la partie Est du golfe, du port, de l'oued Meboudja (classe 3) et même des lacs Mellah et Tonga. Une partie non négligeable de fer qui se sédimente en mer pourrait provenir de processus naturels comme l'altération chimique superficielle des roches par les eaux plus ou moins chargées en dioxyde de carbone ainsi que le lessivage intense des sols par les précipitations (<https://eduterre.ens-lyon.fr/>). Une fois dans l'eau de mer, le fer se présente sous forme de  $\text{Fe}^{+3}$  dont la solubilité est très faible. La précipitation des oxydes de fer est souvent favorisée par l'action des facteurs environnementaux, notamment la température et la houle qui sont principalement responsables du brassage et de l'oxygénation des eaux (Copin-Montegut, 1996). La toxicité du fer chez les crustacés décapodes dépend du pH et du dépôt d'hydroxyde ferrique sur les surfaces branchiales. Si cet élément est considéré toxique à de fortes doses chez les organismes marins ( $> 100 \text{ mg.kg}^{-1}$ ), certaines crevettes femelles grainées de la famille des Pandalidés accumulent cet oligo-élément en période de reproduction. En effet, Oudainia *et al.* (2023) a constaté que les

femelles de *Plesionika edwardsii* du golfe d'Annaba accumulaient plus d'oligo-éléments métalliques par rapport aux mâles, pratiquement tout au long de l'année. Durant la période de reproduction, la gamétogenèse se manifeste par l'accumulation accrue d'oligo-éléments métalliques (Zn, Cu, Fr) nécessaires à la vitellogenèse. Les limites admissibles recommandées par la FAO (1983) est de 100 mg.kg<sup>-1</sup>, mais la FAO/OMS (1999) suggère 48 mg comme apport journalier provisoire tolérable en fer, bien que les niveaux requis par l'absorption alimentaire de ce métal nécessaire aux activités physiologiques humaines ne soient pas clairement définis.

Le tableau 17 compare les concentrations moyennes des cinq éléments traces métalliques (Cr, Pb, Cu, Zn, Fe) dans le muscle de différentes espèces de crevettes Penaeidae et Aristeidae de Méditerranée (mg.kg<sup>-1</sup>).

Tableau 17 : Comparaison des concentrations moyennes d'éléments traces métalliques (Cr, Pb, Cu, Zn, Fe) dans le muscle de différentes espèces de crevettes Penaeidae et Aristeidae de Méditerranée (mg.kg<sup>-1</sup>). nd : concentration non détectable.

Espèce, auteur et zone d'étude	Éléments traces métalliques ciblés				
	Cr	Pb	Cu	Zn	Fe
<i>Melicertus kerathurus</i> Balkas <i>et al.</i> (1982) Nord-Est, Méditerranée	-	0,34	7,4	13,2	3,1

<i>Parapenaeus longirostris</i> Abdennour <i>et al.</i> (2000) Nord-Est, Algérie	-	1,27	117,75	98,17	142,5
<i>Aristeus antennatus</i> Drava <i>et al.</i> (2004) Mer Ligure, Nord-Ouest, Méditerranée	-	-	26,7-64,6	38-82	-
<i>P. semisulcatus</i> Gokoglu <i>et al.</i> (2008) Golfe d'Antalya, Turquie	-	-	6,19	30,84	33,89
<i>P. longirostris</i> Gokoglu <i>et al.</i> (2008) Golfe d'Antalya, Turquie	-	-	1,33	14,57	11,81
<i>P. longirostris</i> <i>A. antennatus</i> Ghorab et Khebbeb, (2012), golfes de Jijel et Bejaia (Nord-Est, Algérie)	-	0,021-0,028 0,017-0,036	- -	0,0738-0,0856 0,18-0,142	- -
<i>M. kerathurus</i> Turkmen (2012), baie d'Izmir, Turquie	-	0,37-0,66	19,14-27,42	41,29-58,53	18,66-32,86
<i>M. kerathurus</i> Kulcu <i>et al.</i> (2014) baie de Mersin, Méditerranée, Turquie	-	4,26	7,2	60,42	57,90
<i>A. antennatus</i> <i>Aristaeomorpha foliacea</i> Olgunoğlu <i>et al.</i> (2015) Nord-Est, Méditerranée, Turquie	nd -	nd 0,43	2,09 2,71-3,07	9,95 11,16-13,37	1,6 1,09-2,85
<i>Metapenaeus monoceros</i> <i>Parapenaeus longirostris</i> <i>Melicertus kerathurus</i> <i>Marsupenaeus japonicus</i> <i>Penaeus semisulcatus</i> Ayas <i>et al.</i> (2016) Nord-Est, golfe de Mersin, Méditerranée, Turquie	2.38-4.38 1.38-3.44 2.32-4.53 2.40-5.37 2.81-5.80	7.29-13.42 1.99-4.40 5.47-11.11 5.55-8.30 5.01-10.80	- - - - -	- - - - -	- - - - -
<i>A. antennatus</i> <i>P. longirostris</i> Yağci, (2019), côte d'Antalya, Mer Méditerranée; côte de Rize de la Mer Noire, côte de Yalova de la Mer de Marmara	- -	- -	260,4-37,2 471,4-67,3	728,7-104,1 795,9-113,7	- -
<i>Parapenaeus longirostris</i> Soultani <i>et al.</i> (2019), Méditerranée	-	0,012	-	-	-
<i>M. kerathurus</i> Ghosn <i>et al.</i> (2020), côtes libanaises, Méditerranée	0,02	0,01	14,2	51,39	2,95
<i>Metapenaeus monoceros</i> <i>Penaeus semisulcatus</i> Can <i>et al.</i> (2021) baie de Skenderun, Nord-Est, Méditerranée, Turquie	- -	10,14 6,3	23,25 49,68	58,69 50,28	- -
<i>A. foliacea</i> Soultani <i>et al.</i> (2021), Méditerranée	-	0,64	-	-	-
<i>P. kerathurus</i> , présente étude, golfe d'Annaba, Algérie	0,017-0,25 (M) 0,017-0,37 (F)	0,008-0,26 (M) 0,001-0,95 (F)	0,014-0,88 (M) 0,003-0,22 (F)	0,005-0,78 (M) 0,026-1,00 (F)	0,1-7,59 (M) 1,345-7,10 (F)

#### 4. CONCLUSION

La présence des cinq ETM dont quatre essentiels (Cr, Cu, Zn, Fe) et un toxique (Pb) a été confirmée dans le tissu musculaire de la crevette caramote *P. kerathurus* du golfe d'Annaba

avec de faibles concentrations saisonnières enregistrées aussi bien chez les mâles que chez les femelles, comparées à d'autres populations de la Méditerranée.

Hormis le chrome, les concentrations des autres contaminants ciblés sont bien inférieures aux limites admissibles fixées par les normes internationales. Toutefois, le Pb semble montrer en hiver et au printemps quelques valeurs individuelles alarmantes chez les femelles dépassant même les normes admissibles internationales. A l'exception de ces deux éléments traces toxiques, les teneurs saisonnières des autres ETM enregistrées dans le golfe d'Annaba indiquent des niveaux sans danger pour la santé humaine. Malgré son aire de distribution bathymétrique limitée aux petits fonds meubles (< 50 m) et son comportement fouisseur qui devrait normalement exposer *P. kerathurus* à une contamination certaine, il s'est avéré que les niveaux de contamination chez cette espèce sont nettement inférieurs à ceux enregistrés chez d'autres Péneidés et Aristeidés pêchés dans le golfe d'Annaba, une zone fortement anthropisée par la pollution industrielle, agricole et domestique. Globalement, il est possible de classer dans un ordre décroissant la capacité de bioaccumulation des ETM chez la population totale de la manière suivante :  $Fe > Zn > Pb > Cu > Cr$ . L'ordre des concentrations chez les mâles et les femelles est respectivement :  $Fe < Zn < Cu < Cr < Pb$ ,  $Fe < Zn < Pb < Cr < Cu$ .

## CONCLUSION GÉNÉRALE & PERSPECTIVES

---

Cette étude sur la biologie et la dynamique nous a permis de fournir des informations fondamentales aussi bien pour la communauté scientifique que pour le gestionnaire dans une perspective d'exploitation rationnelle et durable du stock de la caramote *P. kerathurus* du golfe d'Annaba et éventuellement de la gestion de la ressource carcinologique d'intérêt économique des fonds chalutables, d'une manière générale.

Sur le plan phénotypique, nous avons trouvé aucune différence morphologique entre les sexes avec des valeurs numériques proches ou égales de celles rapportées par la littérature en Méditerranée. Toutefois, le type d'allométrie semble être différent en fonction des zones d'étude.

L'étude de la biologie de reproduction de cette espèce nous a permis de situer la période de reproduction entre avril et juillet avec un pic de l'indice gonado-somatique (IGS) en juin. La proportion des mâles et des femelles est équilibrée durant la période d'échantillonnage, sauf, en période de reproduction où les mâles semblent dominer numériquement. Ces constatations sont similaires à celles décrites par la littérature dans le bassin méditerranéen. Une sex-ratio inégale a été observée en fonction des classes de tailles où les mâles dominent numériquement entre 95 mm à 150 mm de  $LC_1$  et les femelles entre 155 cm à 230 mm de  $LC_1$ . Chez les femelles, le taux d'insémination augmente proportionnellement avec la taille et la maturation ovarienne et le plus grand nombre des femelles inséminées coïncide avec le pic de l'IGS. La taille à la première maturité sexuelle ( $L_{50}$ ) est estimée à 172 mm de  $LT_{50}$  et à 59 mm de  $LC_{50}$ .

La distribution des fréquences de taille montre des différences entre les deux sexes. En effet, les plus grands mâles ne dépassent jamais la taille de 198 mm alors que les femelles dominent dans les classes de tailles supérieures et peuvent atteindre 230 mm. La croissance estimée par la méthode de Von Bertalanffy nous a permis de déterminer les différents paramètres de croissance chez la population totale ( $LT_{\infty M+F} = 235,7$  mm ;  $K_{M+F} = 0,56$  ;  $t_{0M+F} = -0,042$ ) et séparément chez les femelles ( $LT_{\infty F} = 239,9$  mm ;  $K_F = 0,55$ ,  $t_{0F} = -0,031$ ) et les mâles ( $LT_{\infty M} = 212,7$  ;  $K_M = 0,59$  ;  $t_{0M} = -0,009$ ). Les valeurs les plus élevées de la longueur asymptotique ( $LT_{\infty}$ ), et de taux de croissance ( $K$ ) sont en faveur des femelles. Les indices de performance de la croissance et la longévité sont aussi en faveur des femelles ( $\phi' = 4,5$  ;  $t_{max} = 5,45$  an) et pour les deux sexes, la longévité de l'espèce est d'environ 5 ans. La croissance linéaire chez les 2 sexes est plus importante durant leur première année de vie puis à tendance à ralentir jusqu'à la cinquième année. La relation taille poids indique une croissance allométrie minorante. Les résultats obtenus montrent que cette population présente une croissance relative identique à celle décrite chez l'espèce le long de son aire de répartition méditerranéenne. La croissance pondérale des femelles est nettement plus rapide que celle des mâles.

Le taux de mortalité totale (Z) pour les sexes confondus est de  $0,81 \text{ an}^{-1}$  avec une valeur de Z plus élevée chez les mâles que chez les femelles. La mortalité naturelle est proche de  $0,5 \text{ an}^{-1}$  chez les deux sexes. La mortalité par pêche est estimée chez la population globale à  $0,53 \text{ an}^{-1}$ . Les valeurs estimées pour la mortalité par pêche sont supérieures chez les mâles ( $F = 0,47 \text{ an}^{-1}$ ). Le taux d'exploitation (E) total est évalué à 40%. Chez les deux sexes, le taux d'exploitation est inférieur à la valeur de 0,5 indiquant que le stock disponible dans le golfe d'Annaba n'est pas en danger de surexploitation.

L'étude de la contamination métallique a montré la présence confirmée des cinq éléments traces dont quatre essentiels (Cr, Cu, Zn, Fe) et un toxique (Pb) dans le tissu musculaire de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba avec de faibles concentrations saisonnières comparées à d'autres populations de la Méditerranée. Cependant, le Pb semble montrer quelques valeurs individuelles alarmantes chez les femelles en périodes hivernale et printanière dépassant même les doses admissibles de la FAO/OMS, comme c'est le cas pour le chrome (Cr). En comparaison avec d'autres crevettes Péneidés et Aristeidés d'intérêt économique dans le golfe d'Annaba, les teneurs saisonnières des autres ETM enregistrées chez *P. kerathurus*, une espèce fouisseuse, indiquent des niveaux sans danger pour la santé humaine. Globalement, il est possible de classer statistiquement dans un ordre décroissant la capacité de bioaccumulation chez les deux sexes en fonction des ETM de la manière suivante :  $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cr}$ .

En raison de la forte pression anthropique dans le golfe d'Annaba et éventuellement des risques de surexploitation de cette espèce noble dans le proche avenir, il serait intéressant d'orienter les futures investigations sur les axes suivants : (i) l'étude de la biomasse exploitable dans l'objectif de fixer des quotas de pêche raisonnables, (ii) l'amélioration des techniques de pêche spécifique aux crevettes des fonds chalutables (pêche sélective), (iii) l'étude du recrutement, (iv) la maîtrise de l'élevage en milieu contrôlé (crevetticulture) à des fins de production et de repeuplement, et enfin, (v) la recherche d'autres contaminants toxiques dans le tissu musculaire et les autres organes nobles (gonades, hépatopancréas, œufs, etc.) afin de préserver la santé humaine des risques de contamination.

**RÉSUMÉS**

---

**RÉSUMÉS**

Cette étude est une contribution à la connaissance de la carcinofaune nectobenthique des fonds chalutables du golfe d'Annaba avec un intérêt particulier pour la biologie et la contamination chimique par les éléments traces métalliques chez la caramote *Penaeus (Melicertus) kerathurus* (Forsk., 1775), une des espèces de crevette de haute valeur marchande et organoleptique sur les côtes d'Afrique du Nord et dans le monde. L'investigation que nous avons menée entre en partie dans le cadre d'un projet de recherche national (CNEPRU) intitulé "Impacts des changements climatiques sur la biodiversité méditerranéenne : inventaire et distribution des peuplements de dinoflagellés (cellules et kystes) et de la carcinofaune invasive dans le Golfe d'Annaba et la lagune El-Mellah (El-Kala, Algérie)".

La première partie de cette thèse a pour objectif de capitaliser durant un cycle annuel (décembre 2017 et janvier 2019) des données précises sur la biologie et la dynamique de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. La seconde partie a pour but d'apprécier dans le tissu musculaire les niveaux de contamination chimique de cinq EMT : Cr, Pb, Cu, Zn et Fe. Cet aspect qui résulte de la pollution des eaux marines côtières sous l'influence d'une forte anthropisation des écosystèmes littoraux devient un sujet de préoccupation majeure pour les pays industrialisés bénéficiant d'une bande maritime, comme c'est le cas de l'Algérie avec son littoral de plus de 1600 km. En effet, apprécier les niveaux de contamination chimique et la qualité organoleptique des produits halieutiques d'intérêt économique, comme les crevettes, est plus qu'un besoin : c'est aujourd'hui une nécessité. C'est dans ce contexte que les travaux de cette thèse ont été menés.

L'étude biologique a concerné plusieurs aspects : la morphologie, le cycle sexuel, l'âge et la croissance, la mortalité et l'exploitation. La morphologie a été étudiée chez la population globale (534 individus) et chez les sexes séparés (254 femelles, LT = 108-230 mm, PT = 8,98-66,64 g ; 280 mâles, LT = 91-196 mm, PT = 9,59-40,68 g), sur la base des critères métriques (8 paramètres : LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>, LA, LB, LR, LU, Lt) et numériques (2 paramètres : nombre de dents dorsales et ventrales du rostre). Que ce soit chez la population totale ou les sexes séparés, tous les caractères métriques étudiés montrent une corrélation très hautement significative par rapport à la longueur totale (LT) ou la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>). La formule rostrale chez la population totale oscille dans un rapport : 6-12 (mode : 10) / 0-2 (mode : 1) et aucune différence significative du caractère numérique n'a été observée entre les deux sexes ( $t = 0,29$ ,  $p > 0,05$ ). Dans la zone d'étude, la proportion des femelles et des mâles au sein de la population échantillonnée est globalement équilibrée sauf en période de reproduction (avril-juillet) où les mâles prédominent numériquement. Macroscopiquement, cinq stades de maturation ovarienne ont été déterminés et les ovaires matures ont été principalement observés entre mai et juillet. L'indice gonadosomatique (IGS) est estimé à 4,49% chez les femelles avec un pic observé en juin (IGS = 12,21%). Parmi les femelles examinées, 41% ont été trouvées inséminées, le pourcentage des femelles inséminées augmente proportionnellement avec la taille à partir d'une valeur de 170 mm avec un plus grand pourcentage observé en juillet (100%) et chez les grandes classes (> 200 mm). La taille à la première maturité, déterminée sur la base de la présence des spermatophores, est estimée à  $LT_{50} = 172$  mm ou  $LC_{50} = 59$  mm. Les tailles (LT et LC) au niveau de 25% et 75% sont respectivement de (i)  $LT_{25} = 162$  mm,  $LC_{25} = 50$  mm (ii)  $LT_{75} = 180$  mm,  $LC_{75} = 61$  mm. L'analyse statistique a montré qu'il n'y avait aucune différence significative du facteur de condition entre les deux sexes ( $t = -1,26$  ;  $p > 0,05$ ). Chez la population totale, sa valeur est faible en septembre puis tend à se stabiliser à partir d'octobre. Les paramètres de croissance de Von Bertalanffy ont été déterminés pour la population totale et les sexes séparés. La mortalité naturelle (M) a été estimée selon les méthodes de Pauly (1980) et Djabali *et al.* (1994). Le taux d'exploitation (E) est inférieur à 0,5 chez les deux sexes, ce qui signifie que le stock de *P. kerathurus* est sous-exploité dans le golfe d'Annaba.

La contamination chimique par le Cr, Pb, Cu, Zn et Fe a été déterminée saisonnièrement dans le muscle chez la population totale et les sexes séparés. Tout au long de l'échantillonnage annuel, l'ordre des concentrations des ETM chez les mâles et les femelles est respectivement le suivant :  $Fe < Zn < Cu < Cr < Pb$ ,  $Fe < Zn < Pb < Cr < Cu$ . Hormis le chrome, les concentrations des autres contaminants ciblés sont bien inférieures aux limites admissibles fixées par les normes internationales. Toutefois, le Pb présente des niveaux alarmants principalement en hiver et au printemps.

**Mots clés :** *Penaeus kerathurus*, golfe d'Annaba, biologie, contamination métallique, Méditerranée.

## Abstract

This study contributes to the understanding of the nectobenthic carcinofauna in the trawlable depths of the Gulf of Annaba, with a specific focus on the biology and chemical contamination by trace metal elements in the caramote prawn *Penaeus (Melicertus) kerathurus* (Forskål, 1775). This species is highly valued in the market and for its organoleptic qualities along the North African coasts and globally. Our investigation partially aligns with a national research project (CNEPRU) titled "Impacts of climate change on Mediterranean biodiversity: inventory and distribution of dinoflagellate populations (cells and cysts) and invasive carcinofauna in the Gulf of Annaba and El-Mellah lagoon (El-Kala, Algeria)".

The first part of this thesis aims to gather detailed data on the biology and population dynamics of *P. kerathurus* in the Gulf of Annaba over an annual cycle (December 2017 to January 2019). The second part evaluates chemical contamination levels of five trace metal elements (Cr, Pb, Cu, Zn, and Fe) in the muscle tissue. This aspect, resulting from the pollution of coastal marine waters influenced by intense human activity in littoral ecosystems, has become a major concern for industrialized countries with maritime zones, such as Algeria with its 1600 km coastline. Assessing the levels of chemical contamination and the organoleptic quality of economically significant seafood products, like prawns, is more than a need: it is now a necessity. This thesis was conducted in this context.

The biological study covered several aspects: morphology, sexual cycle, age and growth, mortality, and exploitation. Morphology was studied in the overall population (534 individuals) and by gender (254 females, LT = 108-230 mm, PT = 8.98-66.64 g; 280 males, LT = 91-196 mm, PT = 9.59-40.68 g), using metric (8 parameters: LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>, LA, LB, LR, LU, Lt) and numerical criteria (2 parameters: number of dorsal and ventral rostral teeth). In both the overall population and separated genders, all studied metric characters showed a highly significant correlation with total length (LT) or cephalothoracic length (LC<sub>1</sub>). The rostral formula in the overall population fluctuates between 6-12 (mode: 10)/0-2 (mode: 1), with no significant difference in numerical characteristics observed between genders ( $t = 0.29$ ,  $p > 0.05$ ). In the study area, the proportion of females and males in the sampled population is generally balanced except during the breeding period (April-July) when males numerically dominate. Macroscopically, five ovarian maturation stages were determined, with mature ovaries primarily observed between May and July. The gonadosomatic index (GSI) is estimated at 4.49% in females, peaking in June (GSI = 12.21%). Among the examined females, 41% were found inseminated, with the percentage of inseminated females increasing proportionally with size from a value of 170 mm, with the highest percentage observed in July (100%) and in larger classes (> 200 mm). The size at first maturity, based on the presence of spermatophores, is estimated at LT<sub>50</sub>=172 mm or LC<sub>50</sub> = 59 mm. The sizes (LT and LC) at 25% and 75% levels are (i) LT<sub>25</sub> = 162 mm, LC<sub>25</sub>= 50 mm (ii) LT<sub>75</sub> = 180 mm, LC<sub>75</sub> = 61 mm, respectively. Statistical analysis showed no significant difference in the condition factor between the two genders ( $t = -1.26$ ;  $p > 0.05$ ). In the overall population, its value is low in September and then tends to stabilize from October. The Von Bertalanffy growth parameters were determined for the overall population and separated genders. Natural mortality (M) was estimated using the methods of Pauly (1980) and Djabali *et al.* (1994). The exploitation rate (E) is less than 0.5 for both genders, indicating that *the P. kerathurus* stock is underexploited in the Gulf of Annaba.

Chemical contamination by Cr, Pb, Cu, Zn, and Fe was determined seasonally in the muscle of the overall population and separated genders. Throughout the annual sampling, the order of trace metal concentrations in males and females was respectively: Fe < Zn < Cu < Cr < Pb, Fe < Zn < Pb < Cr < Cu. Except for chromium, concentrations of other targeted contaminants are well below the permissible limits set by international standards. However, lead presents alarming levels mainly in winter and spring.

**Keywords:** *Penaeus kerathurus*, Gulf of Annaba, biology, metallic contamination, Mediterranean.

ملخص

تعد هذه الدراسة مساهمة في معرفة القشريات القاعية في أعماق خليج عنابة التي يمكن صيدها بشباك الجر الجارفة مع اهتمام خاص بالبيولوجيا والتلوث الكيميائي بواسطة العناصر المعدنية في الجمبري *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775) وهو أحد من أنواع الروبيان ذات القيمة السوقية والغذائية العالية في سواحل شمال إفريقيا و في العالم اجمالا. يعد البحث الذي أجريناه جزءًا من مشروع بحثي وطني (CNEPRU) بعنوان "آثار تغير المناخ على التنوع البيولوجي في البحر الأبيض المتوسط: جرد وتوزيع مجموعات السوطيات الدوارة (Dinoflagellés) (الخلايا والخراجات) والقشريات Carcinofaune المجتاحة لخليج عنابة والبحر الأبيض المتوسط ولبحيرة الملاح (القالة، الجزائر)".

الجزء الأول من هذه الأطروحة يهدف إلى الاستفادة خلال دورة سنوية (ديسمبر 2017 ويناير 2019) من البيانات الدقيقة حول البيولوجيا وديناميكيات الأفراد لـ *P. kerathurus* في خليج عنابة، أما الجزء الثاني فيهدف إلى تقييم مستويات التلوث الكيميائي في الأنسجة العضلية لخمسة عناصر معدنية ETM: الكروم، الرصاص، النحاس، الزنك والحديد. هذا الجانب الناتج عن تلوث المياه البحرية الساحلية تحت التأثير القوي للنشاط السكاني على السواحل أصبح موضوع قلق كبير بالنسبة للبلدان الصناعية التي تستفيد من شريط بحري كما هو الحال بالنسبة للجزائر التي يبلغ طول سواحلها أكثر من 1600 كلم. والواقع أن تقييم مستويات التلوث الكيميائي والجودة العضوية والغذائية للمنتجات البحرية ذات الأهمية الاقتصادية، مثل الجمبري، أصبح أكثر من مجرد حاجة، بل أصبح اليوم ضرورة. وفي هذا السياق تم تنفيذ عمل هذه الأطروحة. اهتمت الدراسة البيولوجية بعدة جوانب: المرفولوجيا، الدورة الجنسية، العمر والنمو وكذا الوفيات والاستغلال. تمت الدراسة المرفولوجية على إجمالي العينات (534 فردًا) وفي الجنسين منفصلين (254 أنثى، 280 ذكرًا،  $LT = 91-196$  ملم،  $PT = 40,68-9,59$  غ)، استنادًا إلى 08 معايير مترية و هي:  $PT = 8,98-66,64$  غ؛  $LT = 280$  ذكراً،  $LT = 91-196$  ملم،  $PT = 40,68-9,59$  غ)، استنادًا إلى 08 معايير مترية و هي:  $LT$ ،  $LC1$ ،  $LC2$ ،  $LA$ ،  $LB$ ،  $LR$ ،  $LU$ ،  $Lt$  و معيارين عدديين (عدد الأسنان الظهرية والبطنية الموجودة على الرأس). سواء في إجمالي العينات أو في عينات الجنسين منفصلين، تظهر جميع المعايير المترية التي تمت دراستها ارتباطًا مهمًا للغاية فيما يتعلق بالطول الإجمالي (TL) أو الطول الرأسي الصدري ( $LC_1$ ). تتأرجح الصيغة العددية في إجمالي العينات بنسبة: 6-12 (الوسيط: 10/2-0) (الوسيط: 1) ولم يلاحظ أي اختلاف كبير في المعيارين العدديين بين الجنسين ( $t = 0,29$ ) ( $p > 0,05$ ). في منطقة الدراسة، كانت نسبة الإناث والذكور في إجمالي العينات متوازنة بشكل عام إلا خلال موسم التكاثر (أفريل-جويلية) حيث هيمن الذكور عدديًا. تم تحديد خمس مراحل من نضوج المبيض مجهريًا وتم ملاحظة نضج المبايض بشكل رئيسي بين شهري ماي وجويلية. يقدر مؤشر الغدد التناسلية (IGS) بنسبة 4.49% عند الإناث مع ذروة ملحوظة في شهر جويلية (IGS = 12.21%). من بين العدد الإجمالي للإناث التي تم فحصها، تم العثور على 41% أنثى ملقحة، وتزداد نسبة الإناث الملقحة بشكل متناسب مع الحجم ابتداءً من قيمة 170 ملم والنسبة الأكبر لوحظت في شهر جويلية (100%) وفي فئات الحجم الأكبر (<200 ملم). تم تحديد الطول عند النضج الأول على أساس وجود حوامل الحيوانات المنوية، وقدر بـ  $LT_{50} = 172$  ملم أو  $LC_{50} = 59$  ملم. الأطوال  $LT$  و  $LC$  عند مستوى 25% و 75% هي على التوالي  $LT_{25} = 162$  (i) ملم،  $LC_{25} = 50$  ملم (ii)  $LT_{75} = 180$  ملم  $LC_{75} = 61$  ملم. أظهر التحليل الإحصائي أنه لا يوجد فرق كبير في عامل الحالة k بين الجنسين ( $t = -1.26$ ;  $p > 0.05$ ). في إجمالي العينات، كانت قيمته منخفضة في سبتمبر ثم آلت إلى الاستقرار اعتبارًا من أكتوبر. تم تحديد معايير النمو Von Bertalanffy لإجمالي العينات وللجنسين منفصلين. تم تقدير معدل الوفيات الطبيعية (M) باستخدام طريقة Pauly (1980) وطريقة Djabali et al. (1994). معدل الاستغلال (E) كان أقل من 0.5 في كلا الجنسين، مما يعني أن مخزون *P. kerathurus* لا يعاني من استغلال مفرط في خليج عنابة. تم تحديد التلوث الكيميائي بالكروم والرصاص والنحاس والزنك والحديد موسميًا في الأنسجة العضلية لإجمالي العينات، وللجنسين منفصلين. خلال إجمالي العينات السنوية، كان ترتيب تركيزات المعادن الثقيلة في الذكور والإناث كما يلي و على التوالي:  $Cu < Zn < Fe < Pb < Cr < Cu < Zn < Fe$  ;  $Pb < Cr < Cu < Zn < Fe$  ; باستثناء الكروم، كانت تركيزات العناصر المعدنية المدروسة أقل بكثير من الحدود المسموح بها التي حددتها المعايير الدولية. ومع ذلك، يظهر تركيز الرصاص مستويات مقلقة خاصة في الشتاء والربيع.

**الكلمات المفتاحية:** *Penaeus kerathurus*، خليج عنابة، البيولوجيا، التلوث المعدني، البحر الأبيض المتوسط.

## RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

---

## A

- Abdel Razek F.A. 1985. Contribution to the biology of penaeid prawns of the Mediterranean coast of Egypt. *Journal of the Egyptian Veterinary Medical Association*. 5: 17-28.
- Abdel-Razek F.A., El-Sherief S.S., Taha S. & Muhamad E.G. 2006. Some biological studies of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) (Crustacea, Decapoda) in the Mediterranean coast of Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*. 32(1): 385-400.
- Abdenmour C. 1997. Copper, zinc and haemocyanin concentrations in four caridean decapods (Crustacea): Size relationships. *Hydrobiologia*. 346: 1-9.
- Abdenmour C., Smith B.D., Boulakoud M.S., Samraoui B. & Rainbow P.S. 2000. Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns (Crustacea, Decapoda) from northeast Algeria. *Hydrobiologia*. 432: 217-227.
- Adjimi-Machrki M. 2002. Etude d'une contamination par le cadmium et le plomb sur le mollusque bivalve *Cerastoderma glaucum* issu de la région de Sfax : étude in situ et in vivo. DEA, Faculté de Sciences de Sfax. 75 p.
- Agence européenne pour l'environnement (AEE). 2006. Problèmes prioritaires pour l'environnement méditerranéen. N°4. Copenhague, Danemark. 86p.
- Aissioui S., Poirier L., Amara R. & Ramdane Z. 2022. Concentrations of lead, cadmium and mercury in sardines, *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) from the Algerian coast and health risks for consumers. *Journal of Food Composition and Analysis*. 109. 104490.
- Alioua Z., Amira S., Khames G.E.Y. & Zerouali-Khodja F. 2023. Assessment of heavy metals in deep-water fish the greater forkbeard *Phycis blennoides* from algerian commercial fisheries. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*. 39: 307-320.
- Alloway B.J. & Ayres D.C. 1997. Chemical Principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Profesional, an imprint of Chapman and Hall, London. 394 p.
- Al-Samman T. 2015. Effect of heavy metal impurities in secondary Mg alloys on the microstructure and mechanical properties during deformation. *Materials and Design*. 65: 983-88.
- Amenzoui K., Ferhan T.F., Yahyaoui A., Mesfioui H.A. & Kifani S. 2005. Etude de quelques aspects de la reproduction de *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) de la région de Laâyoune (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 27: 43-50.

- Amri N., Rahmouni F., Chokri M. A., Rebai T. & Badraoui R. 2017. Histological and biochemical biomarkers analysis reveal strong toxicological impacts of pollution in hybrid sparrow (*Passer domesticus* × *Passer hispaniolensis*) in southern Tunisia. *Environmental Science and Pollution Research*. 24: 17845-17852.
- Angell N.F. & Lavery J.P. 1982. The relationship of blood lead levels to obstetric outcome. *American Journal of Obstetrics and Gynecology*. 142(1): 40-46.
- Aoudjit N. 2001. Etude de certains facteurs biologiques et de la contamination de la Bogue *Boops Boops* par les métaux lourds provenant de la baie d'Oran. Thèse de Magister. Université d'Oran. 243p.
- Asso A. 1982. Contribution à l'étude de polluants métalliques chez la moule *Perna perna* dans la région d'Alger. Thèse de Doctorat, Océanographie Biologique, Université d'Aix-Marseille II, 135p.
- Ayas D., Bakan M., Kosker A.R. & Yaglioglu D. 2016. The Relationships Between Fish Size and the Metal Levels of the Muscle Tissue of *Serranus cabrilla* (Linnaeus, 1758) Caught from the Yesilovacik Bay, Turkey. *Natural and Engineering Sciences*. Abstracts Book of International Grouper Workshop, 07-08 October 2016, Bodrum, Turkey.
- Azzouz A. 1972. Données biologiques sur les crevettes et les langoustines en Tunisie. *Mediterranean Science Commission*, 22(4): 87-88.

## B

- Baboli M. J., Velayatzadeh M. & Branch A. 2013. Determination of heavy metals and trace elements in the muscles of marine shrimp *Fenneropenaeus merguensis* from Persian Gulf, Iran. *Journal of animal and plant sciences*. 23(3) : 786-791.
- Baker A.J.M. & Walker P. 1989. Physiological responses of plants to heavy metals and the quantification of tolerance and toxicity. *Chemical Speciation and Bioavailability*, 1(1), 7-17.
- Balkas T.I., Tuğrul S. & Salihoğlu İ. 1982. Trace metal levels in fish and crustacea from Northeastern Mediterranean coastal waters. *Marine Environmental Research*. 6(4): 281-289.
- Beacham T.D. 1990. A genetic analysis of meristic and morphometric variation in chum salmon (*Oncorhynchus keta*) at three different temperatures. *Canadian Journal of Zoology*, 68: 225-229.

- Beck M.W., Heck K., Able K., Childers D., Egglestone D., Gillanders B., Halpern B., Hays C., Hoshino K., Minello T., Orth R., Sheridan P. & Weintein M. 2001. The identification, conservation and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*, 51: 633-641.
- Bedrin A.G., Bubnov I.A., Dashuk S.P. & Mironov I.S. 2003. Compact spectral analyzer of heavy-metal impurities in air. *Journal of Optical Technology*, 70(4), 234-237.
- Belabed B.E. 2010. La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba « Sources de contamination des écosystèmes aquatiques ». Thèse de doctorat en Sciences de la Mer, Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie, 199 p.
- Belabed B.E., Laffray X., Dhib A., Fertouna-Belakhal M., Turki S. & Aleya L. 2013. Factors contributing to heavy metal accumulation in sediments and in the intertidal mussel *Perna perna* in the Gulf of Annaba (Algeria). *Marine Pollution Bulletin*. 74: 477-489.
- Beldi H., Gimbert F., Maas S., Scheifler R. & Soltani N. 2006. Seasonal variations of Cd, Cu, Pb and Zn in the edible mollusc *Donax trunculus* (Mollusca, Bivalvia) from the gulf of Annaba, Algeria. *African Journal of Agricultural Research*, 1(4): 85-90.
- Belmahi Y., Khati W., Derbal F., Belmahi A.E., Missawi O., Zitouni N., Benabdi M., Rouane Hacene O. & Banni M. 2023. Multi-marker Approach in the Black Sea Urchin *Arbacia lixula* (Linnaeus, 1758) from Algerian West Coast. *Thalassas: An International Journal of Marine Sciences*. 39: 697-713.
- Ben Khemis L. 1984. Pêche à la crevette dans le golfe de Gabès. Rapport. Document. *L'Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*. 2, 3-30.
- Ben Meriem S. & Jawadi G. 2007. Réactualisation des évaluations du stock de la crevette, *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) du golfe de Gabes, Tunisie. *Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*, 34: 21-29.
- Ben Meriem S. 1993. Taille de première maturité sexuelle et période de ponte de *Penaeus kerathurus* dans le golfe de Gabès (Decapoda, Penaeoidea). *Crustaceana*, 65: 82-96.
- Ben Meriem S. 1995. Caractères biométriques de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) du golfe de Gabès, Tunisie (Decapoda, Penaeidae). *Crustaceana*, 68: 583-596.
- Ben Meriem S. 1998. Mortalités (F et M) et analyse des rendements par recrue de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) du golfe de Gabès, Tunisie. *Cahier Option Méditerranéennes*, 35: 25-34.
- Ben Meriem S. 2004. Première approche de la croissance de *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) dans le golfe de Gabès, Tunisie. *Crustaceana*, 77(3): 277-297.

- Ben Mustafa A. 1967. Observations biologiques sur *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) et étude biométrique. *Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*, Annales XIII, 10 pp.
- Bencheikh Z., Refes W., Brito P.M., Prodocimo M.M., Gusso-Choueri P.K., Choueri R.B. & De Oliveira Ribeiro C.A. 2022. Chemical pollution impairs the health of fish species and fishery activities along the Algeria coastline, Mediterranean Sea. *Environmental Monitoring and Assessment*. 194(7): 497.
- Bendjedou S. & Souahlia H. 2018. Le cycle de la reproduction de la crevette *Litopenaeus vannamei* (Bonne, 1931). Mémoire de mastère, Université du 8 mai 1945, Guelma, Algérie. 81p.
- Benguedda-Rahal W. 1993. Contribution à l'étude de quelques polluants métalliques chez la moule *Perna-perna* et le rouget *Mullus sumerlatus* dans la partie occidentale du golfe d'Arzew. Mémoire de Magister, Université d'Oran. Algérie. 108 p.
- Bensaâd-Bendjedid L., Maziz C., Belhouane C., Tahri M. & Dahel A. 2022. Sur la croissance relative en aquaculture extensive d'une crevette péneïde: cas de *Penaeus kerathurus* de la lagune El-Mellah (Algérie). *Hippocampus*. revue N° 7.
- Bensafia N. & Khati W. 2018. Seasonal variations in four trace metals (Cu, Zn, Pb, Cd) in sponges *Sarcotragus spinosulus* of the Gulf of Annaba, Northeast Algeria. *Aquaculture, Aquarium, Conservation and Legislation*. 11(3): 937-942
- Bernard J.M. & Hubert J.C. 1977. L'influence de la température sur la composition en acides gras du muscle abdominal de *Palaemon serratus*. *Biochemical Systemetic and Ecology*. 5: 151-154.
- Bhattacharya. 1967. incorporée dans le package FISAT II version 1.2.2 (Gayanilo et al., 2005) a été utilisée pour estimer classes d'âge à partir des distributions de fréquence de longueur (LFD).
- Bini G. & Chelazzi G. 2006. Acclimatable cardiac and ventilatory responses to copper in the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Comparative Biochemistry and Physiology*. Part C. 144: 235-241.
- Blackstone N.W. 1987. Allometry and relative pattern and process in evolutionary studies. *Systematic Zoology*, 36: 76-78.
- Boisson F., Cotret O., Teyssié J.L., El-Baradei M. & Fowler S.W. 2003. Relative importance of dissolved and food pathways for lead contamination in shrimp. *Marine Pollution Bulletin*. 46(12): 1549-1557.

- Bolognini L., Donato F., Lucchetti A., Olivotto I., Truzzi C., Randazzo B., Antonucci M., Illuminati S. & Grati F. 2017. A multidisciplinary approach to study the reproductive biology of wild prawns. *Scientific Reports*, 7: 16781.
- Boucetta S. 2017. Biosurveillance des eaux du littoral est algérien à travers un mollusque gastéropode : *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Born, 1780). Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie. 208p.
- Boucetta S., Beldi H. & Draredja B. 2016. Seasonal variation of heavy metals in *Phorcus (Osilinus) turbinatus* (Gastropod, Trochidae) in the eastern Algerian coast. *Global Veterinaria*. 17(1): 25-41.
- Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T. & Pojer K. 2002. Pollution toxique et écotoxicologie : Notions de base. Guide technique n°7. Ed. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée et Corse, France. 121 p.
- Boudjema K., Meknachi A., Kourdali S., Bounakous N. & Badis A. 2016. Effect of sublethal concentrations of heavy metals (cadmium, lead, and copper) on the soluble nitrogen and phosphorus excretion of marine brown mussel *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca; Bivalvia). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. 4(2): 455-462.
- Bougherira N., 2015. Mécanismes de transfert des polluants métalliques dans la vallée de la Meboudja (Wilaya d'Annaba). Thèse de Doctorat en Sciences, option : Hydrogéologie, Université Badji-Mokhtar. 193p.
- Bougis P. 1952. Rapport hépato-somatique et rapport gonado-somatique chez *Mullus barbatus* L. *Bulletin de la Société Zoologique de France*. 74: 326-330.
- Bouiba S., Bendimerad M.E.A., Rouane-Hacene O., Boualga A. & Richir J. 2023. Metallic trace element dynamics in *Paracentrotus lividus* from Algeria: Environmental and human health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 187: 114485.
- Bouiba S., Bendimerad M.E.A., Rouane-Hacene O., Boualga A. & Richir J. 2023. Metallic trace element dynamics in *Paracentrotus lividus* from Algeria: Environmental and human health risk assessment. *Marine Pollution Bulletin*. 187: 114485.
- Boust D., Fischer J.C., Ouddane B., Petit F., Wartel M., Abarnou A., Ficht A., Gandon R., Hebert D., Hocdé R., Poulin M., Rozet M. & Voyer J.J. 1999. Fer et manganèse : réactivités et recyclages. Rapport du Programme scientifique Seine-Aval, N°9. Editions Ifremer, France. 39p
- Boutiba Z., Zoheír T.M. & El Amine A.S. 2003. Etat de la pollution marine de la côte oranaise. Dar el gharb. Algérie. 69p.

- Bouziani M. 2000. L'eau de la pénurie aux maladies. Edition Ibn-Khaldoun. 73p.
- Brien T.J.O, Ceryak S. & Patierno S.R. 2003. Complexities of chromium carcinogenesis: role of cellular response, repair and recovery mechanisms. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 533: 3-36.
- Brown B.F. 1971. Les matériaux et la corrosion en milieu marin (suite et fin). *Matériaux et Techniques*. 59(2): 39-42.

## C

- Callender E. 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: Lollar B.S. (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford. 67-105 p.
- Can M.F., Mazlum Y., Yilmaz A. B. & Öksüz A. 2021. A meta-analysis on the heavy metal content of two shrimp species, *Penaeus semisulcatus* (de Hann, 1844) and *Metapenaeus monoceros* (Fabricius, 1798) from İskenderun Bay. *Kahramanmaraş Sütçü İmam Üniversitesi Tarım ve Doğa Dergisi*. 24(4): 834-849.
- Canli M. & Altı G. 2003. The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species. *Environmental Pollution*. 121: 129–136.
- Cannizzaro L., Bono G., Vitale S., Beltrano A.M. & Milazzo A. 2002. Catch of *Penaeus kerathurus* (Forskäl, 1775) in the Selinunte shallow coastal waters. 8<sup>th</sup> Colloquium Crustacea Decapoda Mediterranea, Corfu, Greece, 2 - 6 September 2002.
- Castex M. 2009. Evaluation du probiotique Bactéries *pediococcus aerdilactic* MA 18/5M chez la crevette péneide *Litopenaeus Stylirostris* en nouvelle-Calédonie. Thèse de doctorat, spécialité : physiologie, Nutrition, Institut des sciences et Industries du vivant et de l'environnement (Agro Paris Tech). 65-67pp.
- Chakraborti R.K., Halder D.D., Das N.K., Mandal S.K. & Bhowmik M.L. 1986. Growth of *Penaeus monodon* Fabricius under different environmental conditions. *Aquaculture*. 51(3-4): 189-194.
- Chartois H., Latrouite D. & Lecarre P. 1994. Stockage et transport des crustacés vivants, rapports internes de la direction des ressources vivantes de Ifremer, institut français de recherche pour l'exploitation de la mer, direction des ressources vivantes. 19p.
- Chiarelli R. & Roccheri M.C. 2014. Marine invertebrates as bioindicators of heavy metal pollution. *Open Journal of Metal*. 4: 93-106
- Chiffolleau J.F. 1994. Le chrome en milieu marin. Repères Océan N°8. Ed, Ifremer. 49p.

- Chiffolleau J.F. 2001. La contamination métallique. Programme Scientifique Seine Aval, Editions IFREMER. 39 p.
- Chubb C.F. 2000. Reproductive biology: issue for management. In: Phillips B.F & Kittaka J (eds) Spiny lobsters: Fishers and culture. 2nd edition. *Fishing New Books, Blackwell science*. 245-275.
- Civili F.S. 2010. The Land-Based Pollution of the Mediterranean Sea: Present State and Prospects. *Economy and Territory - Sustainable Development*. 34: 241-245.
- Cogun H., Yuzereroglu T.A., Kargin F. & Firat O. 2005. Seasonal variation and tissue distribution of heavy metals in shrimp and fish species from the Yumurtalik coast of Iskenderun Gulf, Mediterranean. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 75: 707-715.
- Conides A., Glamuzina B., Jug-Dujakovic J., Papaconstantinou C. & Kapiris K. 2006. Age, growth, and mortality of the caramote shrimp, *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775), in the east Ionian Sea (western Greece). *Crustaceana*. 79(1): 33-52.
- Conides A., Glamuzina B., Jug-Dujakovic J., Kapiris K., Papaconstantinou C. & Hunter S. 2008. Study of the reproduction of the caramote shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) in the Amvrakikos Gulf, Western Greece. *Acta Adriatica*. 49(2): 97-106.
- Conides A., Klaoudatos S.D. & Tsevis N. 1990. Study on the growth rates of the shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) in Amvrakikos Gulf. Proceedings of the 3<sup>rd</sup> Panhellenic Congress of Oceanography and Fisheries, Athens, Greece, 3: 610-619.
- Copin-Montecut G. 1996. Chimie de l'eau de mer. Edition Institut océanographique, Paris, 319.
- Cossa D. 1989. A review of the use of *Mytilus spp* as quantitative indicators of cadmium and mercury contamination in coastal waters. *Oceanologica Acta*. 12(4): 417-432.
- Cossa D., Thibaud Y., Roméo M. & Gnassia-Barelli M. 1990. Le mercure en milieu marin. Biogéochimie et écotoxicologie. Rapport scientifiques et techniques de l'IFREMER, N°19, Brest.
- Costanza R., D'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naemm S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. & Van Den Belt M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capita. *Nature*. 387(6630): 253-260.
- Courrat A., Lepage M., Girardin M., Laffargue P., Nicolas D., Lobry J. & Le Pape O. 2009. Anthropogenic disturbance on nursery function of estuarine areas for marine species. Estuarine. *Coastal and Shelf Science*. 81(2): 179-190.

- Crococ P.J. & Van Der Velde T.D. 1995. Seasonal, spatial and interannual variability in the reproductive dynamics of the grooved tiger prawn *Penaeus semisulcatus* in Albatros Bay, Gulf of Carpentaria, Australia: the concept of effective spawning, *Marine Biology*. 122: 557-390.
- Crococ P.J., Park Y.C., Die D.J., Warburton K. & Manson F. 2001. Reproductive dynamics of 385 Endeavour prawns, *Metapenaeus endeavor* and *M. ensis*, in Albatros Bay, Gulf of Carpentaria, Australia, *Marine Biology*. 138: 63-75.
- Crosnier A. & De Bondy E. 1967. Les crevettes commercialisables de la côte ouest de l'Afrique inter-tropicale. ORSTOM, Initiations Documentations Techniques, Paris. 7: 72 pp.

## D

- D'Adamo R., Di Stasio M., Fabbrocini A., Petitto F., Roselli L. & Volpe M. G. 2008. Migratory crustaceans as biomonitors of metal pollution in their nursery areas. The Lesina lagoon (SE Italy) as a case study. *Environmental monitoring and assessment*. 143(1): 15-24.
- D'Incao F. & Fonseca D.B. 2000. Performance of the von Bertalanffy growth curve in penaeid shrimps: a critical approach. *Crustaceana*. 2: 733-737.
- Dagnelie P. 1975. Théorie et méthodes statistiques. Applications agronomiques. Tome II. Gembloux, Belgique : Presses agronomiques de Gembloux. 463 p.
- Dall W., Hill B.J., Rothlisberg P.C. & Staples D.J. 1990. The biology of the Penaeidae. In: Blaxter J.H.S. and Southward A.J (Eds.), *Advance in Marine Biology*, Academic Press, New York. 27: 1-489 pp.
- Danovaro R. 2003. Menaces de pollution en mer Méditerranée : un aperçu. *Chimie et écologie*. 19(1) : 15-32.
- Dayal J.S., Ponniah A.G., Khan H.I., Babu E.P.M., Ambasankar K. & Vasagam K.P.K. 2013. Shrimps - a nutritional perspective. *Current Science*, 104: 1487-1491.
- De La Paz R. 1975. Systématique et phylogénèse des Sparidae du genre *Diplodus* Raf. (Pisces, Teleostei). *Travaux et Document de l'orstom*, 45: 1-96.
- De Silva S.S. 1973. Aspects of the reproductive biology of the sprat, *Sprattus sprattus* (Linnaeus, 1758) in inshore waters of the west coast of Scotland. *Journal of Fish Biology*. 5: 689-705.
- Demestre M. & Leonart J. 1993. Population dynamics of *Aristeus antennatus* (Decapoda, Dendrobranchiata) in the north-western Mediterranean. *Scientia Marina*. 57(2-3): 183-189.

- Derbal F. & Soltani N. 2008. Cycle cuticulaire et variations de la protéinémie et de la lipémie chez la crevette royale *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) des côtes est algériennes. *Sciences and Technologie*. 33: 46-52.
- Derbal F. 1991. Inventaire des crustacés benthiques du golfe d'Annaba. Cycle cuticulaire et ses corrélations métaboliques au cours du cycle de mue chez *Orchestia cavimana* (Crustacé Amphipode) et *Penaeus kerathurus* (Crustacé Décapode). Thèse de Magistère, Université Badji Mokhtar d'Annaba, Algérie. 130 p.
- Dermeche S. 1998. Teneurs en métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Zn et Ni) chez l'oursin commun *Paracentrotus lividus* (Lamarck, 1816) pêché dans le golfe d'Arzew. Thèse de Magister. Université d'Oran. 125p.
- Djabali F., Mehailia A., Koudil M. & Brahmi B. 1994. A reassessment of equations for predicting natural mortality in Mediterranean teleosts. *The World Fish Center*. 17: 33-34.
- Draredja B. & Derbal F. 1997. Données synthétiques sur les peuplements floro-faunistiques du lac Mellah (Algérie, septentrionale). *Synthèse*. 2: 79-89.
- Drava G., Capelli R., Minganti V., De Pellegrini R., Relini L.O. & Ivaldi M. 2004. Trace elements in the muscle of red shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Crustacea, Decapoda) from Ligurian sea (NW Mediterranean): variations related to the reproductive cycle. *Science of the total environment*. 321(1-3): 87-92.

## E

- Edgar G.J., Barrett N.S., Graddon D.J. & Last P.R. 2000. The conservation significance of estuaries: a classification of Tasmanian estuaries using ecological, physical and demographic attributes as a case study. *Biological Conservation*. 92: 383-397.
- EFSA Scientific Committee. 2015. Risk profile related to production and consumption of insects as food and feed. *EFSA Journal*. 13(10): 4257.
- Eisler R. 1981. Crustacea. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, New York. 326-401p.
- Eman M., Abbas E.M., Kato M. & Sharawy Z.Z. 2022. Phylogenetic relationship and systematic identification of different shrimp and prawn species in Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Biology & Fisheries*. 26(3): 565- 578.
- Everaarts J.M., Boon J.P., Kastoro W., Fischer C.V., Razak H. & Sumanta I. 1989. Copper, zinc and cadmium in benthic organisms from the java sea and estuarine and coastal areas around east java. *Netherlands Journal of Sea Research*. 23(4): 415-426.

Evison L.M. & James A. 1977. Microbiological criteria for tropical water quality. *Water, Wastes and Health in Hot Climates*. 30-51p.

## F

Falcia L. & Minervini R. 1996. Guide des homards, crabes, langoustes, crevettes et autres crustacés décapodes d'Europe. 287 p. Delachaux et Niestlé. l'aquaculture. 2010/FAO Anuario. Estadísticas de pesca y acuicultura, Rome/Roma. 78p.

FAO. 2009. [www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat](http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstat).

FAO/OMS. 1992. Etude des métaux lourds. Revue de la pollution dans l'environnement aquatique africain. Archives de documents de la FAO.

FAO/WHO. 1983. Evaluation of certain food additives and contaminants: twenty-seventh report of the joint FAO Expert Committee on Food Additives. WHO technical report series no. 983. Geneva, Italy.

Fehri-Bedoui R., Gharbi H. & Abed A. 2002. Période de reproduction et maturité sexuelle de *Liza aurata* (poisson Mugilidae) des côtes Est et Sud tunisiennes. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technique Mer*. 29: 11-15.

Fisher W., Bauchot M. L. & M. Schneider. 1987. Fiches F.A.O. d'identification des espèces pour les besoins de la pêche "Révision 1" Méditerranée et Mer noire. Zone de pêche 37. Volume I. Invertébrés marins. Rome, FAO. 2 : 761-1530.

Fontana A. 1979. Étude du stock démersal côtier congolais. Biologie et dynamique des principales espèces exploitées. Propositions d'aménagement de la pêche. Thèse de Doctorat d'État, Paris VI, 300 p.

Forstner W. & Wittman G.T. 1979. Metal Pollution in the Aquatic Environment, Springer Verlag, New York. 486 p.

Fulton T.W. 1904. The rate of growth of fishes. 22nd Annual Report of the Fishery Board of Scotland. 3: 141-241.

## G

Galil B.S. & Kevrekidis K. 2002. Exotic decapods and a stomatopod off Rhodes Island (Greece) and the Eastern Mediterranean Transient. *Crustaceana*. 75: 925-930.

Galil B.S. & Zenetos A. 2002. A sea change exotic in the eastern Mediterranean Sea. 325-336p. In: Invasive Aquatic Species in Europe. Distribution, Impacts and Management. Leppakoski E., Gollasch S. and Olenin S (Eds.), Dordrecht, Boston, London. Kluwer Academic Publishers.

- Garcia S. & Albaret J.J. 1977. Utilisation de la relation sex-ratio/taille pour la décomposition par sexes des structures démographiques. *Cahiers ORSTOM, Série Océanographie.*, 15(2): 83-87.
- Garcia S. & Le Reste L. 1981. Cycles vitaux, dynamique, exploitation et aménagement des stocks de crevettes *Penaeus* côtières. FAO Document. Technique des Pêches, 203-210
- Garrec J.P. & Van Haluwyn C. 2002. Biosurveillance végétale de la qualité de l'air: concepts, méthodes et applications. Edition Lavoisier, Paris, 160p
- Gaujous D. 1995. La pollution des milieux aquatiques. Edition Lavoisier Techniques et documentation. Paris. 217p.
- Geffard O., Geffard A., His E., Boudzinski H., Amiard-Triquet C. 2001. Réponses des larves de *Crassostrea gigas* exposées à deux sédiments contaminés par les métaux. Croissance et bioaccumulation métallique. *Journal de Recherche Océanographique*. 2 (3): 35-38.
- Genestra M. 2007. Oxy radicals, redox-sensitive signalling cascades and antioxidants. *Cellular signalling*. 19(9): 1807-1819.
- George J.P. 1977. Prospection des lieux de pêche de la crevette *Penaeus kerathurus* et introduction d'une nouvelle technique de pêche pour ce crustacé en Tunisie (1973-1975). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*. 4(2-4): 263-306.
- GESAMP, 1983. Group of Experts on Scientific Aspects of Marine Pollution. Report of the Thirteenth Session, Geneva, Switzerland, 28-February-4March 1983. *Reports and Studies* (18): 50p.
- Gheid S. 2015. Apport nutritionnel de *Penaeus kerathurus* (Crustacé, Décapode) effet de quelques facteurs polluants. Thèse de Doctorat, Université Badji Mokhtar d'Annaba, Algérie. 199 p.
- Ghorab I. & Khebbeb M.E.H. 2012. Assessment of heavy metal concentrations (Lead, Cadmium and Zinc) in three crustacean species fished for in two regions of eastern of Algeria. *Annals of Biological Research*. 3: 2838-2842.
- Ghosn M., Mahfouz C., Chekri R., Khalaf G., Guérin T., Jitaru P. & Amara R. 2020. Seasonal and spatial variability of trace elements in livers and muscles of three fish species from the Eastern Mediterranean. *Environmental Science and Pollution Research*. 27: 12428-12438.
- GIPP. 2009. Statistiques du Groupement Interprofessionnel des produits de la pêche. Tunisie.

- Gokoglu N., Yerlikaya P. & Gokoglu M. 2008. Trace elements in edible tissues of three shrimp species (*Penaeus semisulcatus*, *Parapenaeus longirostris* and *Palaemon serratus*). *Journal of the Science of Food and Agriculture*. 88(2): 175-178.
- Greenwood N.N. & Earnshaw A. 1984. Chemistry of the elements. First edition, Pergamon Press, Oxford. 1305p.
- Grousset F. & Donard O. 1989. Des métaux dans les sédiments. Le courrier du C.N.R.S; N°12, *Dossiers Scientifiques*. 35-36p.
- Gulland, J.A. 1971. Manual de métodos para la evaluación de las poblaciones de peces. Manuales de la FAO de Ciencias Pesqueras, Edition Acribia, Espana. 164 p.

## H

- Halpern B.S., Walbridge S., Selkoe K. A., Kappel C.V., Micheli F., d'Agrosa C. & Watson R. 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*. 319(5865): 948-952.
- Hasan H., Zeini A. & Noel P.Y. 2008. The marine Decapod Crustacea of the area of Lattakia, Syria. *Crustaceana*. 81: 513-536.
- Heldt H. & Heldt J.H. 1954. Les crustacés comestibles des mers tunisiennes et leur pêche. *Annales de la Station Océanographique de Salammbô*. 9: 3-16.
- Heldt J.H. 1932. Sur quelques différences sexuelles (Coloration, Taille, Rostre) chez deux crevettes tunisiennes : *Panaeus caramote* et *Parapenaeus longirostris*. *Bulletin de la Station Océanographique de Salammbô*. 27: 1-25.
- Heldt J.H. 1938. La reproduction chez les Crustacés Décapodes de la famille des Pénéides. *Annale de l'Institut Océanographique Paris*. 28: 1-206.
- Heldt J.H. 1954. Contribution à l'étude de la biologie des Pénéides. *Bulletin de la Station Océanographique Salammbô*. 47: 5-27.
- Helsen L. & Van den Bulck E. 2005. Review of disposal technologies for chromated copper arsenate (CCA) treated wood waste, with detailed analyses of thermochemical conversion processes. *Environmental Pollution*. 134(2): 301-314
- Holthuis L.B. 1980. FAO species catalogue. Vol. 1. Shrimps and prawns of the world. An annotated catalogue of species of interest to fisheries. FAO Fish. *Synopsis*. 1: 1-261.
- Horowitz A. 1985. A primer on Trace Metal Sediment Chemistry. *United States Geological Survey*, USA. 62 p.

- Hunter J.R., Macewicz B.J., Chyan-huei Lo N. & Carol A.K. 1992. Fecundity, spawning, and maturity of female Dover sole *Microstomus pacificus*, with an evaluation of assumptions and precision. *Fishery Bulletin*. 90(1): 101-128.
- Hurlbut J. & Klein C. 1982. *Manual de Mineralogía de Dana*. Editorial Reverté, Barcelona. 564 p.
- Huxley J.S. 1924. Constant differential growth-ratios and their significance. *Nature*. 114 (2877): 895-896.

## I

- Ihsanoglu M., Daban I.B., İşmen A., Cabbar K. & Yiğın C.Ç. 2021. Reproductive biology of *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) (Decapoda: Penaeidae) in the Sea of Marmara, Turkey. *Oceanological and Hydrobiological Studies*. 50(1): 33-37.
- Islam M.D. & Tanaka M., 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management: a review and synthesis. *Marine Pollution Bulletin*. 48: 624-649.

## J

- Jaziri H. 2017. Biologie, dynamique des populations et gestion des pêcheries de la crevette royale: *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) en Tunisie. Thèse de doctorat, Institut Des Sciences Et Technologies De La Mer, Tunisie. 209 p.
- Jaziri H., Ferreri R., Khoufi W., El Fehri S., Ben Meriem S., Pulizzi M., Mangano S., Bonanno A., Mazzola S. & Basilone G. 2015a. Seasonal variation of reproductive traits of the caramote prawn in the Gulf of Tunis. *Aquatic Living Resources*. 28(2-4): 89-98.
- Jaziri H., Khoufi W. & Ben Meriem S. 2015b. Assessment Approach of *Melicertus kerathurus* Stock along the North-Eastern Tunisian Coast Using a Surplus Production Model Incorporating Temperature Parameter. *American Journal of Climate Change*. 4: 417-430.
- Joaquim S., Matias D., Lopes B., Arnold W.S. & Gaspar M.B. 2008. The reproductive cycle of white clam *Spisula solida* (L.) (Mollusca: Bivalvia): Implications for aquaculture and wild stock management. *Aquaculture*. 281: 43-48.

## K

- Kaddour A., Djellouli F., Belhoucine F. & Alioua A. 2022. Heavy metal bioaccumulation and genotoxicity in fish *Merluccius merluccius* (Linnaeus, 1758) from the western Algerian Mediterranean coast. *Applied Ecology Environmental Research*. 20(6): 5361-5379.

- Kaiser J. 2001. Bioindicators and Biomarkers of Environmental Pollution and Risk Assessment, illustrated edition. Taylor and Francis. 240 pages.
- Kalakhi N., Bendimerad M.A. & Kerfouf A. 2023. Heavy metals (Zn, Cd, Cu, Pb, and Fe) assessment in sardines *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792) from the Algerian West coast. *Journal of Survey in Fisheries Sciences*. 10(1): 1-11.
- Kapiris K. & Conides A. 2009. Studies on the allometric growth of the caramote prawn *Penaeus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) in the Western Greece (E. Mediterranean). *Mediterranean Marine Science*. 10: 25-34.
- Kara M.H. 1997. Cycle sexuel et fécondité du loup *Dicentrarchus labrax* (Poisson Moronidé) du golfe d'Annaba. *Cahiers de Biologie Marine*. 38: 161-168.
- Karani I., Kitsos M.S., Cartosia N. & Koukouras A. 2005. Diet composition of the penaeid shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) (Decapoda, penaeidae) in the Aegean Sea. *Crustaceana*. 78(4): 385-396.
- Karbe L., Schnier C.H. & Siewers H.O. 1977. Trace elements in mussels *Mytilus edulis* from coastal areas of the North Sea and the Baltic. Multielement analyses using instrumental neutron activation analysis. *Journal of Radioanalytical Chemistry*. 37: 927-943.
- Karlovac O. 1959. On the feeding of the hake *Merluccius merluccius* of the Adriatic Sea, *Proceeding General Fisheries Council Mediterranean*. 5: 333-339.
- Kennish M.J. 1992. Ecology of estuaries anthropogenic effects. CRC Press, Boca Raton, Floride, Etats-Unis. 494 p.
- Kennish M.J. 1997. Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution. Boca Raton, USA, CRC Press: 524 pp.
- Kerambrun E. 2011. Évaluation des effets biologiques des contaminants chimiques sur les juvéniles de poissons marins : approche multibiomarqueur en conditions expérimentales et in situ. Thèse de Doctorat. Université du Littoral Côte d'Opale, France. 355p
- Kevrekidis K. & Thessalou-Legaki M. 2006. Catch rates, size structure and sex-ratio of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) from an Aegean Sea trawl fishery. *Fisheries Research*. 80: 270-279.
- Kevrekidis K. & Thessalou-Legaki M. 2007. Reproductive aspects of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) from the Thermaikos gulf (N. Aegean Sea). *Mediterranean Science Commission*. 38: 518.

- Kevrekidis K. & Thessalou-Legaki M. 2011. Population dynamics of *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) in Thermaikos gulf (N. Aegean Sea), *Fisheries Research*. 107: 46-58.
- Kevrekidis K. & Thessalou-Legaki M. 2013. Reproductive biology of the prawn *Melicertus kerathurus* (Decapoda: Penaeidae) in Thermaikos gulf (N. Aegean Sea). *Helgoland Marine Research*. 67: 17-31.
- Key P.B., Wirth E.F. & Fulton M.H. 2003. A review of grass shrimp *Palaemonetes* spp., as a bioindicator of anthropogenic impacts. *Environmental bioindicators*. 1: 115-128.
- Khati W. & Bensafia N. 2018. Seasonal variations in four trace metals (Cu, Zn, Pb, Cd) in sponges *Sarcotragus spinosulus* of the Gulf of Annaba, Northeast Algeria. *ACL Bioflux*. 11(3): 937-942.
- Khati W., Bensafia N., Ouali K., Derbal F. 2019. Sponges (Porifera) as bioindicator species of environmental stress from de Gulf of Annaba (Algeria). *Biodiversité Journal*. 9(4): 319-324.
- Khati W., Ouali K., Mouneyrac C. & Banaoui A. 2012. Metallothioneins in aquatic invertebrates: Their role in metal detoxification and their use in biomonitoring. *Energy Procedia*. 18: 784-794.
- Khellaf B., Bouayad L., Benouadah A., Hamdi T.M., Chekri R. & Jitaru P. 2023. Arsenic, mercury, cadmium and lead contents in Algerian continental and marine farming fish and human health risk assessment due to their consumption. *Regional Studies in Marine Science*. 63: 102943.
- Kennouche H. & Nouar A. 2013. Diet of the blue and red shrimp, *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) (Decapoda, Penaeoidea) in the region of Algiers (Central Algeria). *Crustaceana*. 86(5): 553-563.
- Kim S. 2005. Population structure, growth, mortality, and size at sexual maturity of *Palaemon gravieri* (Decapoda: Caridea: Palaemonidae). *Journal of Crustacean Biology*. 25, 451, 226-232.
- Klaoudatos S. 1984. Contribution to the biological cycle of *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) in Greek waters, its reproduction and breeding under controlled conditions. Institute of oceanographic and fisheries research, Hellenikon Athens Greece. *Special Publication*, 9: 1-238.

- Klaoudatos S., Tsevis N. & Conides A. 1992. Studies on migratory movements of the prawn *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) at Amvrakikos Gulf, western Greece. *Marine Ecology*. 13: 133-147.
- Kucukdermenci A. & Lok A. 2012. An investigation on ovarian development of grooved shrimp *Penaeus kerathurus* in Izmir Bay, Turkey. *Journal of the Marine Biological Association*. 92(3): 531-538.
- Kulcu A.M., Ayas D., Kosker A.R. & Yatkin K. 2014. The investigation of metal and mineral levels of some marine species from the northeastern Mediterranean Sea. *The Journal of Marine Biology & Oceanography*. 3(2): 2.

## L

- Lagadic L., Caquet T. & Amiard J.C. 1997. Intérêt d'une approche mutliparamétrique pour le suivi de la qualité de l'environnement. In: Lagadi L., Caquet T., Amiard J.C., Ramade F., (Eds.), *Biomarqueurs en écotoxicologie - Aspects fondamentaux*. Masson. 393-402p.
- Lahaye J. 1972. Cycles sexuels de quelques poissons plats des côtes de bretonnes. *Revue des*
- Lahmar E. 1994. Etude de la crevette caramote *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) dans la région d'Annaba. Reproduction, croissance et exploitation (Magister en océanographie). Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene, Alger, Algérie. 184 p.
- Lakaze J.C. 1993. Les biocénoses marines et littorales de Méditerranée. Synthèse, menaces et perspectives. Edition Secrétariat de la Faune et de la Flore, Muséum National Naturelle d'histoire, Paris France. 200p.
- Lantzy R.J. & McKenzie F.T. 1979. Atmospheric trace metals: global cycles and assessment of man's impact. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 43(4): 511-523.
- Laouati I. 2021. Evaluation des risques toxiques des rejets industriels et urbains sur la santé via un indicateur biologique la moule Africaine *Perna perna* : utilisation de la méthode caging. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie. 132p.
- Laouati I., Rouane-Hacene O., Derbal F. & Ouali K. 2021. The mussel caging approach in the assessment of trace metal contamination in southern Mediterranean coastal waters: a multi-biomarker study. *Environmental Science and Pollution Research*. 1-13.
- Larno V., Laroche J., Launey S., Flammarion P. & Devaux A. 2001. Response of Chub *Leuciscus cephalus* populations to chemical stress, assessed by genetic markers, DNA damage and cytochrome P4501A induction. *Ecotoxicology*, 10: 145-158.

- Laurent A. 2023. Amélioration des performances reproductives des géniteurs *Penaeus monodon* par l'alimentation et sous cahier des charges Agriculture Biologique: optimisation de l'alimentation prématuration. Mémoire de fin d'étude, Institut Agro Rennes-Angers, France.
- Lavery S., Chan T.Y., Tam Y.K. & Chu K.H. 2004. Phylogenetic relationships and evolutionary history of the shrimp genus *Penaeus* derived from mitochondrial DNA. *Molecular Phylogenetics and Evolution*. 31(1): 39-49.
- Leland H.V. & Kuwabara J.S. 1985. Trace Metals. In: Fundamentals of aquatic toxicology (eds. Rand G.M. & Petrocelli S.R). Hemisphere Publishing Company. 666 p.
- Lester L.J. & Pante M.J. 1992. Genetics of *Penaeus* species. In: Marine Shrimp Culture: Principles and Practices, Fast A.W. & Lester L.J. (éditeurs), Elsevier Science Publishers, 29-52p.
- Limam Z., Sadok S. & El Abed A. 2010. Etude de la composition biochimique de la chair et des coproduits de la crevette royale *Penaeus kerathurus* du nord et sud de la Tunisie. *Institut National Scientifique et Technique d'Océanographie et de Pêche de Salammbô*. 37p.
- Limam Z., Sadok S. & El Abed A. 2010. Etude de la composition biochimique de la chair et des coproduits de la crevette royale *Penaeus kerathurus* du nord et sud de la Tunisie. *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer de Salammbô*. 37: 75-81.
- Lloris D. & Rucabado J. 1998. Guide d'identification des ressources marines vivantes du Maroc. FAO, Rome. 263p.
- Loubens G. 1980. Biologie de quelques espèces de poisson de lagon néo-calédonien. II. Sexualité et reproduction. *Cahiers de l'Indo-Pacifique*. 2(1): 41-72.
- Lumare D., Lumare L., Vitale S. & Lumare F. 2011. Reproduction of the caramote shrimp *Melicertus kerathurus* (Decapoda, Penaeidae) in the south Adriatic Sea (south-eastern coast of Italy). *Crustaceana*. 84: 4293-4305.
- Lumare F. 1976. Research on the reproduction and culture of the shrimp *Penaeus kerathurus* in Italy. *Studies and Reviews-General Fisheries Council for the Mediterranean*. 55: 35-48.
- Lumare F. 1978. Etat actuel des connaissances sur les espèces cultivables en Méditerranée. PNUE/FAO (CGPM). Consultation d'experts sur le développement de l'aquaculture en Méditerranée (en collaboration avec le Gouvernement grec). Athènes: 13-18 mars.

- Lumare F. 1979. Reproduction of *Penaeus kerathurus* using eyestalk ablation. *Aquaculture*. 19(3): 203-214.
- Lumare F., Scordella G., Zonno V., Di Muro P., Tessarin C. & Zanella L. 1996. Morphometric study of the wild populations of *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) from Acquatina and Lesina lagoons (southeast Italian coast). *Oebalia*. 22: 57-64.

## M

- Macabee B.J., Bruce J.W., Weirich C.R., Stokes A.D. & Browdy C.L. 2003. Use of super-intensive greenhouse-enclosed raceway systems for the production of juvenile *Litopenaeus vannamei*. In: Abstracts of Aquaculture America 2003. World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, USA. 169 p.
- Mahan K.I., Foderaro T.A., Garza T.L., Martinez R.M., Maroney G.A., Trivisonno M.R. & Willging E.M. 1987. Microwave digestion techniques in the sequential extraction of calcium, iron, chromium, manganese, lead, and zinc in sediments. *Analytical chemistry*. 59(7): 938-945.
- Manasırlı M., Ozyurt C.E., Kiyaga V.B. & Avsar D. 2018. The growth parameters of the Mediterranean shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) In the Iskenderun bay. *Ecological Life Sciences*. 13(1): 15-26.
- Mansoori A., Nabavi S.M.B., Parsa Y., Nabavi S.N. & Ashrafi M.G. 2013. The level of Cd, Hg, Mn and Pb in sediment and invertebrate from North of the Persian Gulf. *World Applied Sciences Journal*. 28: 1048-1050.
- Marfin J.P. 1981. Biologie de l'athérine *Atherina boyeri* (Risso, 1810) (Poisson Téléostéen) dans trois milieux saumâtres du Roussillon (Leucate, Canet, Bourdigou). Thèse de Doctorat, Université de Perpignan, France. 354 pp.
- Markert B.A., Breure A.M. & Zechmeister H.G. 2003. Definitions, strategies and principles for bioindication/biomonitoring of the environment. In Trace Metals and other Contaminants in the Environment. Elsevier. 6: 3-39.
- Markovic O., Đurovic M., Ikica Z. & Pesic A. 2022. Reproduction of the Caramote prawn, *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775) (Decapoda, Penaeidae) in Boka Kotorska bay, Montenegro (South-eastern Adriatic). *Natura Croatica: Periodicum Musei Historiae Naturalis Croatici*. 31(2): 365-374.
- Marshall C.T., O'Brien L. & Tomkiewicz J. 2003. Developing alternative indices of reproductive potential for use in fisheries management: case studies for stocks spanning an information gradient. *Journal of North West Atlantic Fishery Science*. 33: 161-190.

- Mason A.Z. & Jenkins K.D., 1995. Metal detoxication in aquatic organisms. In Metal speciation and bioavailability in aquatic systems. Eds Tessier A, Turner DR, Vol 3. Wiley et Sons, Chichester. 469-608.
- Mattia G.D., Bravi M.C., Laurenti O., Luca O.D., Palmeri A., Sabatucci A., Mendico G. & Ghiselli A. 2004. Impairment of cell and plasma redox state in subjects professionally exposed to chromium. *American Journal of Industrial Medicine*, 46:120-125.
- Mayrat A. 1959. Nouvelle méthode pour l'étude comparée d'une croissance relative dans deux échantillons. Application à la carapace de *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775). *Bulletin de l'Institut Français d'Afrique Noire*. 21(1): 21-59.
- McLusky D.S. & Elliott M. 2004. The Estuarine Ecosystem: ecology, threats and management, Third edition. Oxford University Press, Oxford. 216 p.
- Mebirouk H. 2018. Enjeux et instruments d'une politique urbaine, le logement évolutif comme alternatif au quartier précaire de Sidi-Harb d'Annaba (Nord-Est Algérien). *Cahiers de géographie du Québec*. 62 (177): 445-458.
- Medina A., Vila Y., Mourente G. & Rodriguez A. 1996. A comparative study of the ovarian development in wild and pond reared shrimp, *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775). *Aquaculture*. 148(1): 63-75.
- Mehouel F., Bouayad L., Hammoudi A., Ayadi O. & Regad F 2019. Evaluation of the heavy metals (mercury, lead, and cadmium) contamination of sardine *Sardina pilchardus* and swordfish *Xiphias gladius* fished in three Algerian coasts. *Veterinary World*. 12(1):7-11.
- Merad I. & Soltani N. 2017. Sublethal effects of cadmium on energy reserves in the edible Mollusk *Donax trunculus*. *Journal of entomology and zoology studies*. 5(1): 100-105.
- Merbah S. 2002. Indices de croissance et d'exploitation de deux espèces de crevettes profondes: *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) et *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) des côtes algériennes (région centre). Mémoire d'ingénieur d'état en océanographie, Université des sciences et de la Technologie Houari Boumediene. 136 p.
- Merbouh N. 1998. Contribution à l'étude de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn) d'un poisson pélagique, la sardine *Sardina pilchardus* (Walbaum, 1792), pêché dans la baie d'Oran. Thèse de Magister. I.S.M.A.L. Alger. 139p.
- Metin C., Gökçe G., Aydın İ. & Bayramiç İ. 2009. By catch reduction in trammel net fishery for prawn *Melicertus kerathurus* by using guarding net in İzmir bay on Aegean coast of Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 9: 133-136.

- Metin G., Ilkyaz A.T., Akyol O. & Kınacıgil H.T. 2008. Reproduction Characteristics and Determination of Minimum Landing Size of Caramote Prawn *Melicertus kerathurus* (Forskål, 1775) Ege University Scientific Project Report. 34p.
- Mili S., Bouriga N., Ennouri R. & Missaoui H. 2017. Positionnement phylogénétique des crevettes royales *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) des eaux tunisiennes. *Journal of new sciences*. 4(1) 61- 68.
- Miquel M. 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport d'information. Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 261: 360p.
- Mitra A., Barua P., Zaman S. & Banerjee K. 2012. Analysis of Trace Metals in Commercially Important Crustaceans Collected from UNESCO Protected World Heritage Site of Indian Sundarbans. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 12: 53-66
- Moore J.W. & Ramamoorthy S. 1984. Heavy Metals in natural water. Springer-Verlag, New York. 125 pp.
- Morsli M.S. & Soltani N. 2003. Effets d'un insecticide inhibiteur de la synthèse de la chitine, le diflubenzuron, sur la cuticule de la crevette *Penaeus kerathurus*. *Journal de Recherche Océanographique*. 28 (1-2): 85-88.
- Morsli S.M., Merad A., Khebbab M.E.H. & Soltani N. 2015. Potential hazards of a chitin synthesis inhibitor diflubenzuron in the shrimp *Penaeus kerathurus*: biochemical composition of the hemolymph and muscle during the molt cycle. *Advances in Environmental Biology*. 9: 518-525.
- Mouffok S., Kherraz A., Bouras D., Bennoui A. & Boutiba Z. 2008. Premières observations biologiques de la crevette profonde *Aristeus antennatus* (Decapoda: Aristeidae) exploitée le long du littoral occidental algérien (Méditerranée du sud-ouest). *European Journal of Scientific Research*. 19(4): 817-827.
- Munoz P. & Sevilla P. 1982. Contribution à l'étude de l'hémolymph de *Penaeus Kerathurus* et *P. Japonicus* (Crustacés, Décapodes). Thèse Doctorat 3ème Cycle Océanologie. Université Aix Marseille II. France 142 p.
- Munusami A. & Ravindranath M.H. 1983. Nature and distribution of copper in green lagoon crab *Scylla serrata* (Forskål). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 70(3): 271-280.
- Murai T., Hounkpè C. & Degbey J.B. 2003. Atlas des poissons et crustacés du Bénin : eaux douces et saumâtres. Direction des Pêches Cotonou, Bénin. 209p.

## N

- Neff J.M. 2002. Bioaccumulation in Marine Organisms: Effect of contaminants from oil well produced water. Elsevier Sciences Publishers, Amsterdam.
- Niencheski L.F. & Baumgarten M.G.Z. 2000. Distribution of particulate trace metal in the southern part of the Patos lagoon estuary. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 3(4): 515-520.
- Nizamov M. 1976. Hygienic evaluation of the working conditions in iron ore pelletizing factories, Russian. *Gigiena truda i professional'nye zabolevaniia*. 20(5): 21-24.
- Noel P., Le Bris S. & Prouzet A. 2014. In: DORIS, 11/03/2014. *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775). <http://doris.ffesm.fr/ref/specie/1638>.
- Nouar A. & Kennouche H. 2009. Croissance et exploitation de la crevette rouge *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) de la région algéroise (Algérie centrale). *Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô*. 14: 142-147.
- Nouar A. & Maurin C. 2001. Nature of and typical populations on the characteristic facies of substratum of *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) along the Algerian. *Crustaceana*. 74(2):129-135.
- Nouar A. 1985. Contribution à l'étude de la crevette Péneide *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) dans la région d'Alger : Ecologie, biologie, exploitation. Thèse de magistère, Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediene. Algérie. 132 pp.
- Nouar A. 2001. Bio-écologie de *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) et de *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) des côtes algériennes. *Mediterranean Science Commission*. 36: 304.
- Nriagu J.O. & Coker R.D. 1980. Trace metals in humic and fulvic acids from Lake Ontario sediments. *Environmental Science & Technology*. 14(4): 443-446.
- Nriagu J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*. 272(5259): 223-224.
- Nugegoda D. & Rainbow P.S. 1989. Zinc uptake and regulation by the sublittoral prawn *Pandalus montagui*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 26: 619-632.

## O

- Ohtomi J. & Matsuoka T. 1998. Reproduction and growth of jack-knife shrimp *Haliporoides sibogae*, off south-western Kyushu Japan. *Fisheries Research*. 38: 271-281.

- Olgunoğlu M.P., Olgunoğlu İ.A., & Bayhan Y.K. 2015. Heavy Metal Concentrations (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) in Giant Red Shrimp *Aristaeomorpha foliacea* (Risso 1827) from the Mediterranean Sea. *Polish Journal of Environmental Studies*. 24(2): 631-635.
- Osterberg C. & Keckes S. 1997. The State of Pollution of the Mediterranean Sea. *Ambio*. 6(6): 321-326.
- Ouali N., Belabed B.E. & Chenchouni H. 2018b. Modelling environment contamination with heavy metals in flathead grey mullet *Mugil cephalus* and upper sediments from north African coasts of the Mediterranean Sea. *Science of the total Environment*. 639: 156- 174.
- Ouali N., Belabed B.E., Zegdoudi F. & Rachedi M. 2018a. Assessment of metallic contamination in sediment and mullet fish *Mugil cephalus* (Linnaeus, 1758) tissues from the East Algerian coast. *Journal of Water and Land Devopment*. 38(7-9): 115-126.
- Oudainia S.E. & Derbal F. 2017. Croissance relative et reproduction des crevettes *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846) et *Plesionika edwardsii* (Brandt, 1851) des côtes est algériennes. XVII<sup>ème</sup> Journées de l'ATSMer, Iles Kerkennah, Sfax, Tunisie.
- Oudainia S.E., Derbal F., Ourida A. & Bourehail N. 2022. Seasonal and sexual variations of trace-metal elements (Cd, Pb, Cu, Zn, Fe) in muscle and eggs of the deep-water Pandalid shrimp *Plesionika edwardsii* (Brandt 1851) from Northeast Algeria. *Thalassas: An Internal Journal of Marine Sciences*. 39: 263-271.

## P

- Pauly D. & Munro J.L. 1984. Once more on growth comparison in fish and invertebrates. *Fishbyte*. 2: 21.
- Pauly D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal of Marine Science*. 39: 175-192.
- Pauly D. 1984. Length converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics. *Fish byte*. 2: 17-19.
- Perez T., Garrabou J., Sartoretto S., Harmelin J.G., Francour P. & Vacelet J. 2000. Mortalité massive d'invertébrés marins : un événement sans précédent en Méditerranée nord-occidentale. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences*. 323(10): 853-865.
- Peters R.H. 1983. The Ecological Implications of Body Size. Cambridge University Press, United Kingdom. 344 p.

- Phelan J.M., Finnegan D.L., Ballantine D.S., Zoller W.H., Hart M.A. & Moyers J.L. 1982. Mesures d'aérosols aéroportés dans le panache tranquille du mont St. Helens : septembre 1980. *Geophysical Research Letters*. 9(9): 1093-1096.
- Philips D.J.H. 1980. Toxicity and accumulation of cadmium in marine and estuarine biota. In *Cadmium in the Environment*. John Wiley and Son edition. New York. USA. 450-483p.
- Plumlee G.S. & Ziegler T.L. 2003. The medical geochemistry of dust, soils and other earth materials. In: Lollar B.S. (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford. 264-310 p.
- PNAE-DD/Algerian NEAP. 2002. Plan National d'Actions pour l'Environnement et le Développement Durable, République Algérienne Démocratique et Populaire, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, Alger. 140 p.
- Post J.C. & Lundin C.G. 1996. Guidelines for integrated coastal zone management. In: *Environmentally Sustainable Development Studies and Monographs Series No. 9*. World Bank, Washington. 16 p.

## R

- Rafalimanana T. 1990. Estimation des productions de la pêche traditionnelle crevettière sur la côte nord-ouest de Madagascar. Rapport de Séminaire National sur les Politiques et la Planification du Développement des pêche à Madagascar, 15-19 Oct 1990. Ministère de la Production Animale et des Eaux et Forêts, Antananarivo (Madagascar). 23: 224-230p.
- Ragonese S. & Giusto G.B. 1998. Deep water occurrence of *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) (Decapoda, Penaeidae) in the strait of Sicily (Central Mediterranean Sea). *Crustaceana*. 71: 353-358.
- Ragonese S., Blanchini M.L., Di Stefano L., Campagnuolo S. & Bertolino F. 1994. *Aristeus antennatus* in the Sicilian Channel. In: Blanchini M.L. & Ragonese S (eds), Life cycles and fisheries of the deep-water red shrimps *Aristeomorpha foliacea* and *Aristeus antennatus*. *Proceedings of a symposium*. 3: 42-44.
- Rainbow P.S. 1988. The significance of trace metal concentrations in decapods. In Fincham A. & Rainbow P.S (eds), *Aspects of Decapod Crustacean Biology. Symposia of the Zoological Society of London*. 59: 291-313.
- Ramade F. 1979. *Ecotoxicologie*. Edition Masson. 228p.
- Ramade F. 1982. *Elément d'écologie : écologie appliquée ; action de l'homme sur la biosphère*. Edition Dunod. 452p.
- Ramade F. 1992. *Précis d'écotoxicologie*, Collection d'écologie 22, Masson. 321p.

- Ramade F. 2000. Dictionnaire encyclopédique des polluants : les polluants de l'environnement à l'homme. Edition International, Paris. 690p.
- Ranivoarivelo I.N. 2023. Essai d'élevage lagunaire de crevettes Pénéides *Penaeus monodon* dans la région d'Anosy. Exemple de la lagune d'Ambinanibe (Fort dauphin). Thèse de doctorat 3<sup>ème</sup> cycle en Océanologie appliquée. Université de Tolaria, Institut Halieutique des Sciences Marines. 131p.
- Rawag A.A., Haddoud D.A. & Zgozi S.W. 2004. Commercial demersal marine species of Libya. *MedSudMed Technical Documents*. 2: 75-81.
- Rehwoldt R., Karimian-Teherani D. & Altmann H. 1976. Distribution of selected metals in tissue samples of carp *Cyprinus carpio*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 15(3): 374-377.
- Renones O., Grau A., Mas X., Riera F. & Saborido-Rey F. 2010. Reproductive pattern of anexploited dusky grouper *Epinephelus marginatus* (Lowe, 1834) (Pisces, Serranidae) population in the western Mediterranean. *Scientia Marina*. 74(3) : 523-537.
- Rikhter V.A. & Efanov V.N. 1976. On one of the approaches to estimation of natural mortality of fish populations. *Research Document*. 12p.
- Rodríguez A. 1977. Contribución al conocimiento de la biología y pesca del langostino, *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) del golfo de Cádiz (región Sudatlántica española). *Investigacion Pesquera*. 41: 603-635.
- Rodriguez A. 1981. Growth and sexual maturation of *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) and *Palaemon serratus* (Pennant, 1777) in salt ponds. *Aquaculture*. 24: 257-266.
- Rodriguez A. 1985. Biología del langostino *Penaeus keraturus* (Forskål, 1775) del golfo de Cádiz. Reproduccion. *Investigacion Pesquera*. 49(4): 581-595.
- Rodriguez A. 1987. Biology of shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) from the Gulf of Cadiz. Biometry, age and growth. *Investigacion Pesquera*. 51(1): 23-37.
- Rouane-Hacene O., Belhaouari B. & Boutiba Z. 2012. Trace element concentrations (Zn, Cu, Pb and Cd) in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* from Oran Harbour (Oran Bay, Algerian west coast). *Journal of Applied Environmental and Biological Sciences*. 2(9): 446-452.

## S

- Saila S.B., Recksiek C.R. & Dagnelie M.H. 1988. Basic fishery science programs. A compunction microcomputer programs and manual of operation. *Elsevier, Developments in Aquaculture and Fisheries Science*. 18: 231 p.

- Salmon T.P., Rose A.L., Neilan B.A. & Waite T.D. 2006. The Fe model of iron acquisition: Non-dissociative reduction of ferric complexes in the marine environment. *Journal of Oceanography and Limnology*. 51(4): 1744-1754.
- Sammarco P.W., Fisher W., Hallock P., Lang J.C. & Le Gore S. 2007. Environmental Bio-Indicators in Coral Reef Ecosystems: The Need to Align Research, Monitoring, and Environmental Regulation. *Environmental Bioindicators*. 2: 35-46.
- San Feliu J.M., Muñoz F., Amat F., Ramos J., Peña J. & Sanz A. 1976. Techniques de stimulation de la ponte et d'élevage de larves de crustacés et de poissons. *Studies and Reviews*. 55: 1-34.
- San Feliu. J.M. 1966. Observaciones sobre la muda y el crecimiento del langostino *Penaeus kerathurus* (Forskál 1775) en acuario. *Investigacion Pesquera*. 30 : 685-705.
- Sanchez W. 2007. Approche multibiomarqueurs chez l'Épinoche à trois épines *Gasterosteus Aculeatus*: un modèle pour la surveillance des écosystèmes aquatiques continentaux. Thèse de Doctorat, Museum national d'histoire naturelle, France. 270 p.
- Sartor P., Li Veli D., De Carlo F., Ligas A., Massaro A., Musumeci C., Sartini M., Rossetti I., Sbrana M. & Viva C. 2018. Reducing unwanted catches of trammel nets: experimental results of the "guarding net" in the caramote prawn *Penaeus kerathurus*, small-scale fishery of the Ligurian Sea (western Mediterranean). *Scientia Marina*. 82(1):131-140.
- Scanu M., Frogliá C., Grati F. & Bolognini L. 2024. Estimate of Growth Parameters of *Penaeus kerathurus* (Forskál, 1775) (Crustacea, Penaeidae) in the Northern Adriatic Sea. *Animals*. 14 : 1068.
- Sibidé A., 2003. Les ressources halieutiques démersales côtières de la Guinée. Exploitation, biologie et dynamique des principales espèces de la communauté à Sciaenidés, Thèse de Doctorat, Rennes, France. 320 p.
- Silva S.C. & Regnault M. 1980. Variations de la consommation d'oxygène chez la crevette *Palaemon serratus* au cours du cycle d'intermue. *Cahier de Biologie marine*. 21: 279-286.
- Sittig M. 1976. Toxic metals: pollution control and worker protection, Noyes Data corporation. 350 p.
- Sohou Z. & Djiman R. 2011. Présence de la crevette tigrée, *Penaeus monodon* (fabricius,1798) (crustacea, penaeidae) dans les eaux maritimes beninoises. *Journal de la Recherche Scientifique de l'université de Lomé*. 13(1): 9-17.

- Sokal R.R. & Rohlf F.J. 1987. Introduction to biostatistics. 2nd edition. New York, USA: Freeman W.H. & Co L.D. 374 p.
- Soltani N., Lakhal R., Leghlimi H. & Bezzazel N. 2002. Etude de la crevette *Penaeus kerathurus* en période de reproduction : structure de la gonade et analyse enzymo-immunologique des ecdystéroïdes hémolymphatiques et ovariens. Bulletin de l'Institut National des Sciences et Technologie de la Mer. 6: 1-4.
- Soltani N., Lechekhab H. & Smaghe G. 2009. Impact of the insect growth regulator diflubenzuron on biochemical composition of cuticle of the shrimp *Penaeus kerathurus*. *Communication in Agricultural and Applied Biological Sciences*. 74(1): 137-142.
- Soultani G., Sele V., Rasmussen R.R., Pasiak I., Stathopoulou E., Thomaidis N.S. & Sloth J.J. 2021. Elements of toxicological concern and the arsenolipids' profile in the giant-red Mediterranean shrimp, *Aristaeomorpha foliacea*. *Journal of Food Composition and Analysis*. 97: 103786.
- Staples D.J. 1991. Penaeid prawn recruitment: geographic comparison of recruitment patterns within the Indo-West Pacific region. *Memoirs of Queensland Museum*. 31: 337-348.
- Stevenson R.D. & Woods J.W.A. 2006. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and Comparative Biology*. 46(6): 1169-1190.
- Sunda W.G. 1989. Trace metal interactions with marine phytoplankton. *Biological oceanography*. 6(5-6): 411-442.

## T

- Tabassum S., Elahi N. & Baloch W.A. 2013. Comparison of Condition factor of the Ribbonfish *Trichiurus lepturus* (Linnaeus, 1758) and *Lepturacanthus savala* (Cuvier, 1829) from Karachi Coast, Pakistan. *Sindh University Research Journal*. 45(4): 657-660.
- Tabb D.C., Young W.T. & Heinen Y. 1972. A manual for the culture of pink shrimp *P. durorarum* from eggs to postlarvae suitable for stocking, Miami, Florida. University of Miami. *Sea Grant Special Bulletin*. 7: 59 p.
- Taguine K. 1989. Contribution à l'étude de la pollution par quatre métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Cr) dans trois zones du littoral Algérien : Alger, Arzew et Skikda : Teneur dans le sédiment. Mémoire de Technicien Supérieur. I.S.M.A.L. Alger. 70p.
- Taleb M. Z. & Boutiba Z. 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: bioindicateur de pollution marine-Cas du port d'Oran. *Sciences & Technologie C*. 25: 59-64.
- Taylor H.H. & Anstiss J.M. 1999. Copper and haemocyanin dynamics in aquatic invertebrates. *Marine and Freshwater Research*. 50: 907-31.

- Tilman B. 2003. Technique de production et gestion de l'élevage de *Litopenaeus vannamei* (crevette blanche du Pacifique) : cas de l'Amérique Latine. Mémoire DESS (Synthèse bibliographique) : Productions animales en régions chaudes : Université Montpellier 2, France. 36 p.
- Turkmen G. & Yilmazyerli H. 2006. Some biological aspects of *Melicertus kerathurus* (Forskäl, 1775) (Decapoda, Penaeidae) inhabiting Izmir bay (Aegean Sea), Turkey. *Crustaceana*. 79: 583-591.
- Turkmen G. 2012. Seasonal variation of Heavy Metals in Shrimp *Penaeus kerathurus* (Forskäl, 1775) from Izmir Bay, Turkey. *Journal of Animal and Veterinary Advances* 11(15): 2839-2844.
- Turkmen G., Ozden O., Parug S. & Akalin S. 2007. Some Reproductive Aspects of *Melicertus kerathurus* (Forskäl, 1775) (Decapoda, Penaeidae) Inhabiting the Gulluk Bay (Aegean Sea) of Turkey, *Journal of Applied Biological Sciences*. 1(1): 69-74.

## V

- Veith G.D., Defoe D.L. & Bergstedt B.J. 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. *Journal of the Fisheries Board of Canada*. 36(9): 1040-1048.
- Velayatzadeh M., Sary AA. & Sahai H.H. 2014. Determination of mercury, cadmium, arsenic and lead in muscle and liver of *Liza dussumieri* from the Persian Gulf, Iran. *JBES* 5(3), 227.
- Véron G. 1995. Organisation et classification du règne animal. Editions Nathan. 128p.
- Vincent J.B. 2010. Chromium: celebrating 50 years as an essential element. *Dalton Transactions*. 39(16): 3787-3794.
- Vitale S., Cannizzaro L., Lumare L. & Mazzola S. 2010. Population parameters of *Melicertus kerathurus* (Decapoda, Penaeidae) in southwest Sicilian shallow waters (Mediterranean Sea) using length-frequency analysis. *Crustaceana*. 83(8): 997-1007.
- Von Bertalanffy L. 1938. A quantitative theory of organic growth. *Human Biology*. 10: 181-243.

## W

- Wedemeyer G., Barton B. & McLeay D. 1990. Stress and acclimation. In: Schreck C.B., Moyle P.B. (Eds.), *Methods for Fish Biology*. American Fisheries Society. 451-489.
- White S.L. & Rainbow P.S. 1982. Regulation and accumulation of copper, zinc and cadmium by the shrimp *Palaemon elegans*. *Marine Ecology Progress Series*. 8: 95-101.

## Y

Yağci T. 2019. The Evaluation of Heavy Metal Content in Shrimp Species *Aristeus antennatus* (Risso, 1816), *Palaemon adspersus* (Rathke, 1837), *Parapenaeus longirostris* (Lucas, 1846)) Sampled from the Antalya, Rize and Yalova Coastal Ecosystems. *Acta Aquatica Turcica*. 15(3):298-306.

## Z

Zariquiey Alvarnez R. 1952. Crustacé décapode collecté par les Dr. Rutlant dans les eaux de Melilla. *Faune Maghrébine*. 1-52 p.

Zeghdoudi F. 2020. Détermination des niveaux de pollution du golfe de Skikda par l'utilisation des organismes marins *Posidonia oceanica* et *Sarpa salpa*. Thèse de Doctorat. Université Badji Mokhtar, Annaba, Algérie. 156p.

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). *Aquaculture, Aquarium, Conservation and Legislation*. 11(4): 1311-1322.

Zerarguia I., Khati W., Derbal F. Laouati I. & Sammar M.F. 2022. Evaluation of metallic pollution of north eastern Algerian coasts using the demosponge *Chondrilla nucula* Schmidt, 1862. *Egyptian Journal of Aquatic Bioogy and Fisheries*. 26(5): 851-878.

Zitari-Chatti R., Chatti N., Fulgione D., Caiazza I., Aprea G., Elouaer A., Said K. & Capriglione T. 2008. Mitochondrial DNA variation in the caramote prawn *Penaeus kerathurus* across a transition zone in the Mediterranean Sea. *Genetica*. 136: 439-447.

Zouari M. 1984. Etude descriptive de la pêche à la crevette au filet tramail fil 40.000 dans la région de Gabès. Rapport Document. *Institut National des Sciences et Technique Océanographique de la Pêche Salammbô*. 2:31-45.

**ANNEXES**

---

**Annexe 1.** Fiche technique d'échantillonnage. LC<sub>1</sub> : Longueur céphalothoracique 1, LC<sub>2</sub> : Longueur céphalothoracique 2, LT : Longueur totale, LA : Longueur abdominale, LB : Longueur du corps, Lt : Longueur du telson, LU : Longueur de l'uropode, LR : Longueur du rostre, HC : Hauteur du corps, PT : Poids total, Pg : Poids des gonades, Pc : Poids du corps, FR : Formule rostrale.

N°	LC <sub>1</sub> (mm)	LC <sub>2</sub> (mm)	Sexe		PT (g)	PG (g)	PC (g)	LT (mm)	LA (mm)	LB (mm)	Lt (mm)	LU (mm)	LR (mm)	HR (mm)	FR
			F	M											

**Annexe 2.** Equations de régression et coefficients de corrélation (r) des caractères métriques mesurés en fonction de la longueur totale (LT) ou céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) chez la population totale de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie (N = 534). = : isométrie, - : allométrie minorante, + : allométrie majorante.

Fonction	r	Equation de régression Y= b,X + a	Equation d'allométrie Y= 10 <sup>a</sup> , X <sup>b</sup>	t <sub>obs</sub>	Type d'allométrie	Valeurs limites
LC <sub>1</sub> =f(LT)	0,81	LC <sub>1</sub> =1,08LT-0,64	LC <sub>1</sub> =0,23Lt <sup>1,08</sup>	3,06	Majorante	26,28 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 75,76
LC <sub>2</sub> =f(LT)	0,84	LC <sub>2</sub> =1,2LT-1,06	LC <sub>2</sub> =0,09Lt <sup>1,2</sup>	7,86	Majorante	15,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 54,2
Lt=f(LT)	0,71	Lt=1,14LT-1,15	Lt=0,07Lt <sup>1,14</sup>	4,27	Majorante	5,86 ≤ Lt ≤ 51,66
LU=f(LT)	0,75	LU=0,99LT-0,76	LU=0,18Lt <sup>0,99</sup>	0,33	Minorante	5,9 ≤ LU ≤ 36,18
HC=f(LT)	0,62	HC=1,55LT-2,14	HC=0,01Lt <sup>1,55</sup>	3,15	Majorante	9,13 ≤ HC ≤ 38,75
LA=f(LT)	0,80	LA=1,86LT-2,06	LA=0,01Lt <sup>1,86</sup>	4,72	Majorante	8,80 ≤ LA ≤ 192
LB=f(LT)	0,76	LB=1,06LT-0,18	LB=0,66Lt <sup>1,06</sup>	2,08	Majorante	75,77 ≤ LB ≤ 207,6
LR=f(LC <sub>1</sub> )	0,93	LR=1,11LT-0,36	LR=0,44Lt <sup>1,11</sup>	6,39	Majorante	15,1 ≤ LR ≤ 54,2
LC <sub>2</sub> =f(LC <sub>1</sub> )	0,86	LC <sub>2</sub> =1,03LT-0,25	LC <sub>2</sub> =0,56Lt <sup>1,03</sup>	1,48	Isométrie	3,9 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 48,16

**Annexe 3.** Equations de régression et coefficients de corrélation (r) des caractères métriques mesurés en fonction de la longueur totale (LT) ou céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) chez les mâles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie (N = 534). = : isométrie, - : allométrie minorante, + : allométrie majorante.

Fonction	r	Equation de régression	Equation d'allométrie	t <sub>obs</sub>	Type d'allométrie	Valeurs limites
LC <sub>1</sub> =f(LT)	0,71	LC <sub>1</sub> =0,99LT-0,64	LC <sub>1</sub> =0,23Lt <sup>0,99</sup>	1,79	Isométrie	30,78 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 62,32
LC <sub>2</sub> =f(LT)	0,69	LC <sub>2</sub> =0,98LT-1,06	LC <sub>2</sub> =0,09Lt <sup>0,98</sup>	0,38	Isométrie	16,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 42,27
Lt=f(LT)	0,44	Lt=1,45LT-1,15	Lt=0,07Lt <sup>1,45</sup>	7,11	Majorante	5,86 ≤ Lt ≤ 51,66
LU=f(LT)	0,49	LU=0,08LT-0,76	LU=0,18Lt <sup>0,08</sup>	1,54	Isométrie	5,57 ≤ LU ≤ 32,01
HC=f(LT)	0,35	HC=1,59LT-2,14	HC=0,01Lt <sup>1,59</sup>	8,63	Majorante	11,12 ≤ HC ≤ 35,83
LA=f(LT)	0,53	LA=2,99LT- 2,49	LA=0,01Lt <sup>2,99</sup>	6,11	Majorante	8,8 ≤ LA ≤ 192

LB=f(LT)	0,63	LB=1,06LT-0,19	LB=0,66Lt <sup>1,06</sup>	1,33	Isométrie	75,77 ≤ LB ≤ 181,36
LR=f(LC <sub>1</sub> )	0,93	LR=1,06LT-0,28	LR=0,44Lt <sup>1,06</sup>	2,67	Majorante	16,25 ≤ LR ≤ 42,27
LC <sub>2</sub> =f(LC <sub>1</sub> )	0,83	LC <sub>2</sub> =1,4LT-0,86	LC <sub>2</sub> =0,56Lt <sup>1,4</sup>	1,32	Majorante	13,92 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 40,45

**Annexe 4.** Equations de régression et coefficients de corrélation (r) des caractères métriques mesurés en fonction de la longueur totale (LT) ou céphalothoracique (LC<sub>1</sub>) chez les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie (N = 534). = : isométrie, - : allométrie minorante, + : allométrie majorante.

Fonction	r	Equation de régression	Equation d'allométrie	t <sub>obs</sub>	Type d'allométrie	Valeurs limites
LC <sub>1</sub> =f(LT)	0,78	LC <sub>1</sub> =1,16LT-0,81	LC <sub>1</sub> =0,16Lt <sup>1,16</sup>	3,71	Majorante	26,28 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 75,75
LC <sub>2</sub> =f(LT)	0,83	LC <sub>2</sub> =1,2LT-1,08	LC <sub>2</sub> =0,08Lt <sup>1,2</sup>	5,42	Majorante	15,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 54,2
Lt=f(LT)	0,79	Lt=0,98LT-1,82	Lt=0,15Lt <sup>0,98</sup>	0,31	Isométrie	15,21 ≤ Lt ≤ 30,62
LU=f(LT)	0,78	LU=0,98LT-0,72	LU=0,19Lt <sup>0,98</sup>	0,37	Isométrie	12,46 ≤ LU ≤ 36,18
HC=f(LT)	0,58	HC=1,5LT-2,14	HC=0,071Lt <sup>1,5</sup>	4,75	Majorante	9,13 ≤ HC ≤ 38,75
LA=f(LT)	0,94	LA=1,09LT-0,39	LA=0,4Lt <sup>1,09</sup>	4,09	Majorante	53,01 ≤ LA ≤ 138
LB=f(LT)	0,69	LB=1,07LT-2,31	LB=0,05Lt <sup>1,07</sup>	1,50	Isométrie	91,23 ≤ LB ≤ 207,68
LR=f(LC <sub>1</sub> )	0,91	LR=1,01LT-0,16	LR=0,69Lt <sup>1,01</sup>	0,06	Isométrie	15,25 ≤ LR ≤ 54,2
LC <sub>2</sub> =f(LC <sub>1</sub> )	0,85	LC <sub>2</sub> =1,89LT-0,01	LC <sub>2</sub> =1,03Lt <sup>1,89</sup>	3,57	Minorante	14,22 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 48,16



**Annexe 5.** Variations mensuelles de la longueur (LT, en mm) du poids (PT, en g) totaux de *Penaeus kerathurus* (mâles et femelles) du golfe d'Annaba. M : moyenne, SD : écart type.

Mois	Mâles				Femelles			
	LT		PT		LT		PT	
	M	SD	M	SD	M	SD	M	SD
Décembre	114.13	22.11	18.16	2.84	149.77	30.07	30.86	8.63
Janvier	150.28	8.81	22.83	5.41	157.38	8.87	28.5	4.62
Février	146	4.24	20.16	3.03	156.09	12.29	24.92	4.88
Mars	148.07	5.26	20.61	3.46	164.18	10.58	30.21	6.36
Avril	141.33	12.51	19.06	3.06	166.92	11.46	31.02	6.63
Mai	146.28	6.61	19.78	2.73	177.91	11.25	37.83	9.13
Juin	152.63	10	22.07	2.07	182.57	8.87	41.87	5.35
Juillet	153.89	10.89	24.12	5.5	186.38	7.59	45.89	7.48
Août	/	/	/	/	/	/	/	/
Septembre	128.47	6.82	13.34	1.69	143.2	13.19	16.47	4.84
Octobre	137.31	7.54	16.85	2.81	145.75	7.99	21.96	4.43
Novembre	139.11	7.36	17.29	2.31	144.76	8.96	20.93	3.71
Décembre	142.14	5.08	18.15	2.1	157.5	7.66	25.49	3.67
Janvier	143.9	5.3	18.74	4.09	148.5	7.72	20.58	4.34

**Annexe 6.** Sex-ratio globale (%) de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. ns : valeur non significative.

Femelles	Mâles	Totale	Sex-ratio	$\chi^2_{\text{obs}}$
(254)	(280)	(534)		
47,57	52,43	100	0,48	1,27 ns

**Annexe 7.** Variations mensuelles de la sex-ratio chez *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. ns : non significative, \* : valeur significative au seuil de  $\alpha = 0,05$  \*\* : valeur très significative au seuil de  $\alpha = 0,01$ , \*\*\* : valeur très hautement significative au seuil de  $\alpha = 0,001$ .

Mois	Femelles		Mâles		Totale	SR	$\chi^2_{obs}$	Sig.
	N	%	N	%				
Décembre	22	73,33	8	26,67	30	0,73	6,533	*
Janvier	16	47,06	18	52,94	34	0,47	0,118	ns
Février	33	71,74	13	28,26	46	0,72	8,696	**
Mars	22	44,90	27	55,10	49	0,45	0,510	ns
Avril	24	41,38	34	58,62	58	0,41	1,724	ns
Mai	23	44,23	29	55,77	52	0,44	0,692	ns
Juin	15	27,78	39	72,22	54	0,28	10,667	**
Juillet	26	74,29	9	25,71	35	0,74	8,257	**
Août	/	/	/	/	/	/	/	/
Septembre	10	34,48	19	65,52	29	0,34	2,793	ns
Octobre	32	66,67	16	33,33	48	0,67	5,333	*
Novembre	17	48,57	18	51,43	35	0,49	0,029	ns
Décembre	10	32,26	21	67,74	31	0,32	3,903	*
Janvier	4	12,12	29	87,88	33	0,12	18,939	***

**Annexe 8.** Variations Saisonnières de la sex-ratio chez *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. ns : non significative, \* : valeur significative au seuil de  $\alpha = 0,05$  \*\* : valeur très significative au seuil de  $\alpha = 0,01$ , \*\*\* : valeur très hautement significative au seuil de  $\alpha = 0,001$

Mois	Femelles		Mâles		Totale	SR	$\chi^2_{\text{obs}}$	Sig.
	N	%	N	%				
Hiver	84	48,55	89	51,45	173	0,49	0,14	ns
Printemps	70	44,03	89	55,97	159	0,44	2,27	ns
Eté	41	45,56	49	54,44	90	0,46	0,71	ns
Automne	59	52,68	53	47,32	112	0,53	0,32	ns

**Annexe 9.** Variations de la sex-ratio en fonction de la taille (LT) de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba (\* : signification à 5 % ; \*\* : signification à 1 % ; \*\*\* : signification à 1‰ ; ns : non significatif ; -- : test non applicable).

Centre de classes (LT, mm)	Femelles	Mâles	Total	Sex-ratio	$\chi^2_{\text{obs}}$	Sig.
105	2	0	2	1	2	--
110	2	2	4	0,5	0	--
115	2	3	5	0,4	0,2	--
120	2	10	12	0,17	5,33	--
125	3	5	8	0,38	0,5	--
130	5	22	27	0,19	10,7	**
135	8	22	30	0,27	6,53	*
140	28	62	90	0,31	12,84	***
145	20	62	82	0,24	21,51	***
150	29	55	84	0,35	8,05	**
155	25	19	44	0,57	0,82	ns
160	22	4	26	0,85	12,46	***
165	20	3	23	0,87	12,57	***
170	26	0	26	1	26	***
175	19	5	24	0,79	8,17	**
180	18	0	18	1	18	--
185	8	0	8	1	8	--
190	7	0	7	1	7	--
195	3	0	3	1	3	--
200	3	0	3	1	3	--
205	2	0	2	1	2	--

**Annexe 10.** Variations de la sex-ratio en fonction de la taille (LC<sub>1</sub>) de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba (\* : signification à 5 % ; \*\* : signification à 1 % ; \*\*\* : signification à 1‰ ; ns : non significatif ; -- : test non applicable).

Centre de classes (LC <sub>1</sub> , mm)	Femelles	Mâles	Total	Sex-ratio	$\chi^2_{\text{obs}}$	Signif.
25	1	0	1	1	1	--
27,5	0	0	0	0	0	--
30	1	1	2	0,50	0	--
32,5	0	0	0	0	0	--
35	2	1	3	0,67	0,33	--
37,5	2	2	4	0,5	0	--
40	2	11	13	0,15	6,23	--
42,5	4	18	22	0,18	8,91	--
45	10	39	49	0,2	17,16	***
47,5	26	88	114	0,23	33,72	***
50	31	74	105	0,3	17,61	***
52,5	37	35	72	0,51	0,06	ns
55	37	8	45	0,82	18,69	***
57,5	27	1	28	0,96	24,14	--
60	30	2	32	0,94	24,5	--
62,5	16	0	16	1	16	--
65	10	0	10	1	10	--
67,5	11	0	11	1	11	--
70	2	0	2	1	2	--
72,5	3	0	3	1	3	--
75	2	0	2	1	2	--

**Annexes 11 :** Variations mensuelles de l'indice gonado-somatique (IGS) chez les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. M : moyenne, N : effectif, E : écart-type.

Mois	M	N	E
Décembre	22	1,20	0,51

Janvier	16	0,98	0,36
Février	33	1,27	0,17
Mars	22	1,00	0,44
Avril	24	3,59	1,33
Mai	23	7,35	1,44
Juin	15	12,21	4,56
Juillet	26	8,84	3,25
Août	/	/	/
Septembre	10	1,53	0,41
Octobre	32	5,05	1,36
Novembre	17	5,14	0,6
Décembre	10	2,15	1,22
Janvier	4	1,37	0,47

**Annexe 12 :** Variations mensuelles du l'indice de condition (K) chez les femelles et les mâles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. M : moyenne, E : écart-type.

Mois	Femelles		Mâles	
	M	E	M	E
Décembre	0,896	0,89	1,077	1,07
Janvier	0,864	0,86	0,789	0,7
Février	0,773	0,77	0,756	0,7
Mars	0,812	0,81	0,742	0,74
Avril	0,796	0,79	0,783	0,78
Mai	0,810	0,81	0,737	0,73
Juin	0,834	0,83	0,730	0,72
Juillet	0,862	0,86	0,779	0,77
Août	/	/	/	/
Septembre	0,652	0,65	0,718	0,71
Octobre	0,827	0,82	0,751	0,75
Novembre	0,804	0,80	0,743	0,74
Décembre	0,771	0,77	0,734	0,73
Janvier	0,735	0,73	0,732	0,73

**Annexe 13 :** Proportion (en %) des femelles inséminées et non inséminées en fonction des classes de tailles chez *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie.

Centre de classes (LT ; mm)	Femelles inséminées		Femelles non inséminées	
	N	%	N	%
110	0	0	2	100

115	0	0	3	100
120	2	100	0	0
125	0	0	1	0
130	1	33,33	2	66,67
135	1	14,29	6	85,71
140	2	20	8	80
145	2	8,33	22	91,67
150	5	17,24	24	82,76
155	3	13,64	19	86,36
160	8	32	17	68
165	5	21,74	18	78,26
170	9	47,37	10	52,63
175	21	75	7	25
180	11	61,11	7	38,89
185	14	93,33	1	6,67
190	9	90	1	10
195	5	71,43	2	28,57
200	2	100	0	0
205	1	100	0	0
210	2	100	0	0
215	0	0	0	0
220	0	0	0	0
225	0	0	0	0
230	1	100	0	0

**Annexe 14 :** Proportion (%) mensuelle des femelles inséminées et non inséminées chez *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie. N : effectif, % : fréquence.

Mois	Femelles inséminées		Femelles non inséminées	
	N	%	N	%
Décembre	3	13,6	19	86,4
Janvier	4	25	12	75

Février	10	30,3	23	69,7
Mars	9	40,9	13	59,1
Avril	12	50	12	50
Mai	22	95,7	1	4,3
Juin	10	66,7	5	33,3
Juillet	26	100	0	0
Août	/	/	/	/
Septembre	1	10	9	90
Octobre	4	12,5	28	87,5
Novembre	2	11,8	15	88,2
Décembre	1	10	9	90
Janvier	0	0	4	100
Total	104	40.9	150	59.1

**Tableau 15.** Proportion (%) mensuelles des différents stades de maturité sexuelle chez les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie.

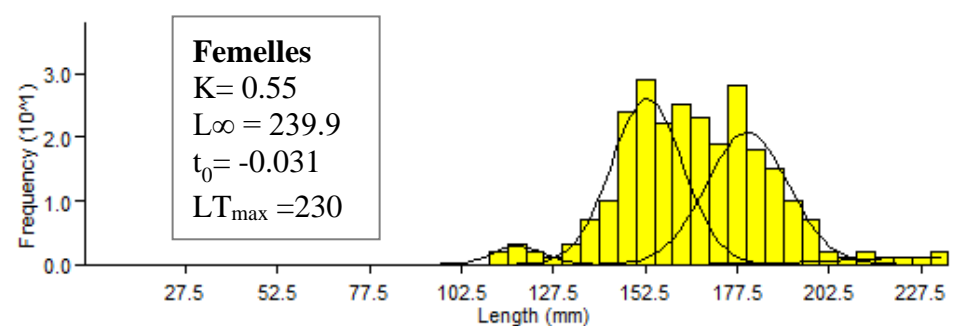
Mois	Stade 1	Stade 2	Stade 3	Stade 4	Stade 5
Décembre	81,82	18,18	0	0	0
Janvier	100	0	0	0	0

Février	66,67	33,33	0	0	0
Mars	63,64	27,27	9,09	0	0
Avril	16,67	33,33	33,33	16,67	0
Mai	8,70	26,09	47,83	17,39	0
Juin	13,33	13,33	26,67	40	6,67
Juillet	7,69	15,38	11,54	46,15	19,23
Août	/	/	/	/	/
Septembre	40	30	10	10	10
Octobre	43,75	31,25	18,75	6,25	0
Novembre	47,06	29,41	23,53	0	0
Décembre	50	50	0	0	0
Janvier	100	0	0	0	0
Total	45,28	25,20	15,35	11,42	2,76

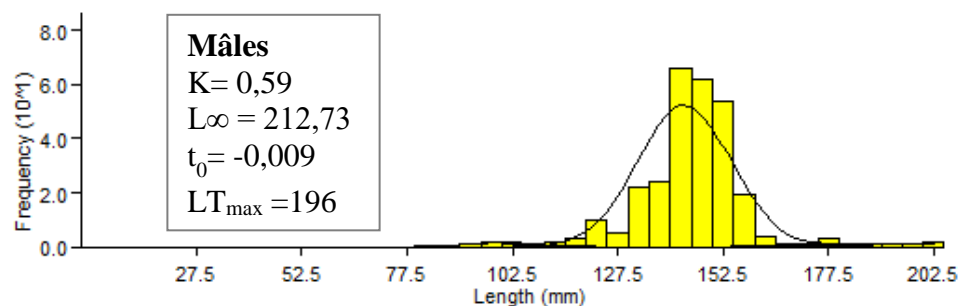
**Tableau 16.** Variations saisonnières des différents stades de maturité sexuelle chez les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie.

Saisons	Stade 1	Stade 2	Stade 3	Stade 4	Stade 5
Hiver	65	18	0	0	0
Printemps	19	19	19	6	0
Eté	4	7	9	18	6
Automne	27	20	11	5	1

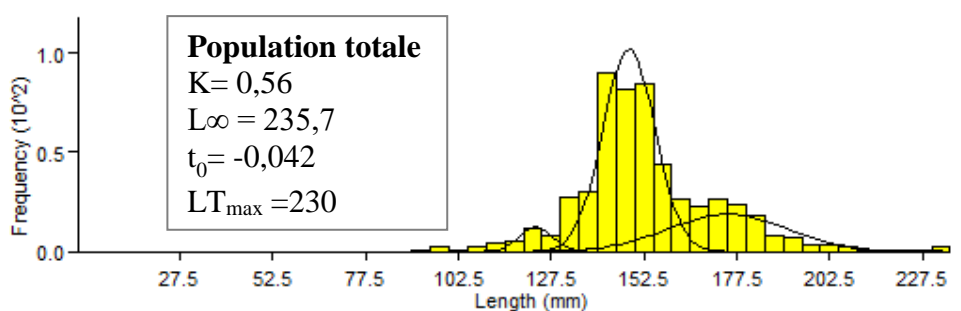
**Annexe 17.** Décomposition modale annuelle pour les femelles, les mâles et la population totale de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie. LT F-M-SC



Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	117.90	6.750	9.55	n.a
2	153.02	9.780	127.23	2.300
3	180.29	11.160	115.98	2.080
4	226.32	20.870	10.47	2.150



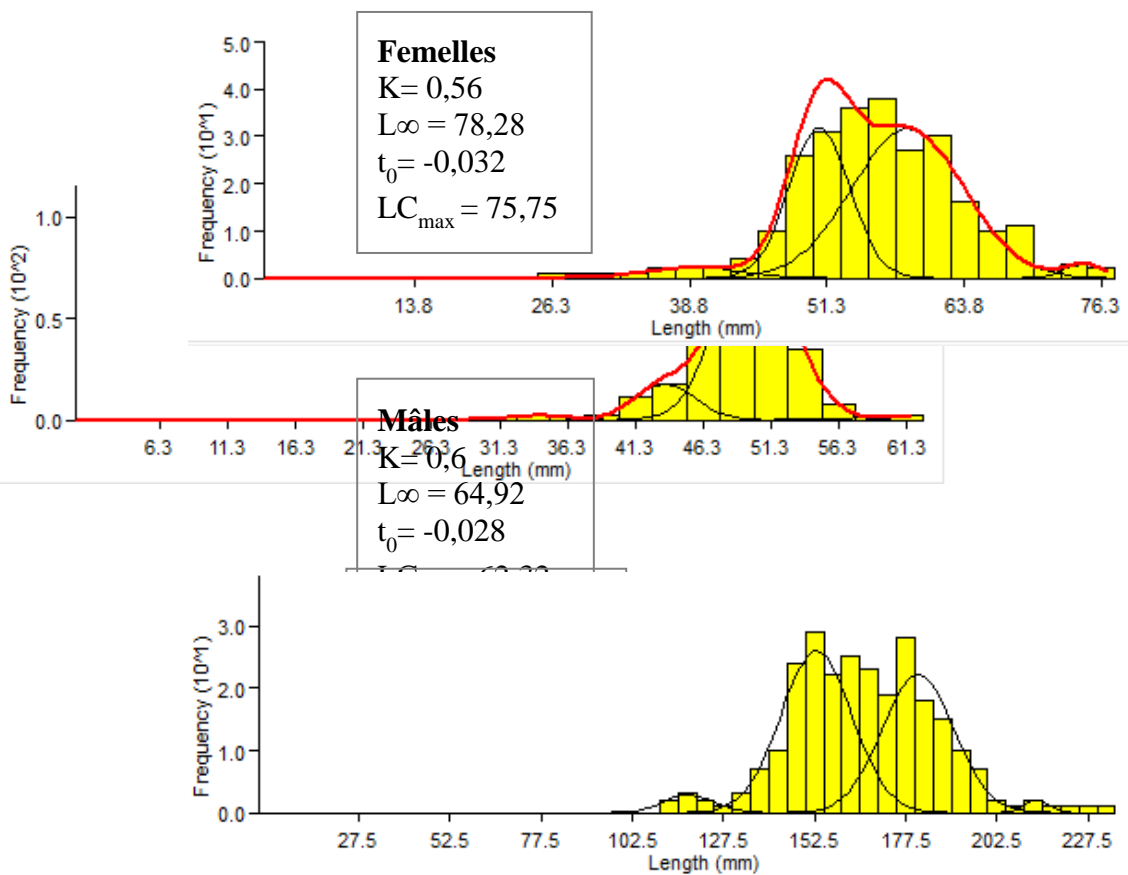
Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	100.00	8.490	6.64	n.a
2	143.36	11.070	289.74	2.440
3	175.00	4.900	3.64	2.200
4	195.40	17.410	8.81	1.980



Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	123.42	4.420	27.80	n.a
2	148.44	6.980	357.73	2.210
3	175.09	15.890	150.37	2.050
4	227.28	8.220	3.78	2.290

**Annexe 18.** Décomposition modale annuelle pour les femelles, les mâles et la population totale de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie.LC

F-M-SC



Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	39.17	4.250	9.62	n.a
2	50.55	2.750	88.32	2.200
3	58.62	5.080	161.10	2.010
4	74.62	1.780	5.30	2.290

Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	33.75	2.120	4.39	n.a
2	43.45	2.200	38.99	2.300

Group	Computed Mean	S.D.	Population	S.I.
1	38.39	2.780	11.18	n.a
2	51.58	4.540	463.72	2.290
3	60.75	4.750	74.59	2.000
4	72.50	4.520	6.19	2.080

**Annexe 19.** Distribution annuelle de fréquence de taille (LT, mm) pour les deux sexes de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie. N : effectif, % : fréquence.

Classes (LT, mm)	Total	Mâles		Femelles	
		N	%	N	%
[90-95[	1	1	10	0	0
[95-100[	2	2	1	0	0
[100-105[	1	1	100	0	0
[105-110[	2	0	0	0	0
[110-115[	4	2	50	2	50
[115-120[	5	3	60	3	60
[120-125[	12	10	83,33	2	16,67
[125-130[	8	5	62,5	1	12,50
[130-135[	27	22	81,48	3	11,11
[135-140[	30	24	80	7	23,33
[140-145[	90	66	73,33	10	11,11
[145-150[	82	62	75,61	24	29,27
[150-155[	84	54	64,29	29	34,52
[155-160[	44	19	43,18	22	50
[160-165[	26	4	15,38	25	96,15
[165-170[	23	1	4,35	23	100
[170-175[	26	0	0	19	73,08
[175-180[	24	3	12,5	28	116,67
[180-185[	18	0	0	18	100
[185-190[	8	0	0	15	187,5
[190-195[	7	0	0	10	142,86
[195-200[	3	0	0	7	233,33
[200-205[	3	1	33,33	2	66,67
[205-210[	2	0	0	1	50
[210-215[	1	0	0	1	100
[215-220[	0	0	0	0	0
[220-225[	0	0	0	0	0
[225-230[	0	0	0	0	0
[230-235[	1	0	0	1	100

**Annexe 20.** Distribution annuelle de fréquence de taille (LC, mm) pour les deux sexes de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie. N : effectif, % : fréquence.

Classes (LC, mm)	Total	Mâles		Femelles	
		N	%	N	%
[25-27,5[	1	0	0	1	100
[27,5-30[	0	0	0	0	0
[30-32,5[	2	1	50	1	50
[32,5-35[	0	0	0	0	0
[35-37,5[	3	1	33,33	2	66,67
[37,5-40[	4	2	50	2	50
[40-42,5[	13	11	84,62	2	15,38
[42,5-45[	22	18	81,82	4	18,18
[45-47,5[	49	39	79,59	10	20,41
[47,5-50[	114	88	77,19	26	22,81
[50-52,5[	105	74	70,48	31	29,52
[52,5-55[	72	35	48,61	37	51,39
[55-57,5[	45	8	17,78	37	82,22
[57,5-60[	28	1	3,57	27	96,43
[60-62,5[	32	2	6,25	30	93,75
[62,5-65[	16	0	0	16	100
[65-67,5[	10	0	0	10	100
[67,5-70[	11	0	0	11	100
[70-72,5[	2	0	0	2	100
[72,5-75[	3	0	0	3	100
[75-77,5[	2	0	0	2	100

**Annexe 21.** Couples taille-âge annuels chez les mâles et les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie.

Age	LT (mm)	
	Mâles	Femelles
0	0	0
1	100	117,9
2	143,36	153,02
3	175	180,99
4	195,4	213,54

**Annexe 22.** Couples taille-âge annuels chez les mâles et les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie.

Age	LC (mm)	
	Mâles	Femelles
0	0	0
1	33,75	39,17
2	43,45	50,55
3	50,12	58,62
4	62,83	74,62

**Tableau 23.** Expressions mathématiques de la relation taille-poids chez *Penaeus kerathurus* des côtes est d'Algérie.

Sexe	r	Equation de régression $Y = b.X + a$	Equation d'allométrie $Y = 10^a \cdot X^b$	$t_{obs}$ et type d'allométrie	Valeurs linéaires (mm) et pondérales (g) limites
LT	F	PT=2,77LT-4,66	PT = 0,00002*LT <sup>2,77</sup>	2,49 (-)	108 ≤ LT ≤ 230 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
	M	PT=2,27LT-3,6	PT = 0,0003*LT <sup>2,27</sup>	6,81 (-)	91 ≤ LT ≤ 196 9,59 ≤ PT ≤ 40,68
	SC	PT=2,83LT-4,81	PT = 0,00002*LT <sup>2,83</sup>	2,62 (-)	91 ≤ LT ≤ 230 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
LC <sub>1</sub>	F	PT=2,4LC <sub>1</sub> -2,73	PT = 0,0019*LT <sup>2,48</sup>	7,44 (-)	26,28 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 75,75 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
	M	PT=2,45LC <sub>1</sub> -2,86	PT = 0,0014*LT <sup>2,45</sup>	6,84 (-)	30,78 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 62,32 9,59 ≤ PT ≤ 40,68
	SC	PT=2,61LC <sub>1</sub> -3,11	PT = 0,0008*LT <sup>2,61</sup>	7,15 (-)	26,28 ≤ LC <sub>1</sub> ≤ 75,75 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
LC <sub>2</sub>	F	PT=2,28LC <sub>2</sub> -2,15	PT = 0,0071*LT <sup>2,4</sup>	12,8 (-)	15,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 54,2 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
	M	PT=2,3LC <sub>2</sub> -2,18	PT = 0,0066*LT <sup>2,3</sup>	8,14 (-)	16,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 42,27 8,98 ≤ PT ≤ 66,64
	SC	PT=2,34LC <sub>2</sub> -2,26	PT = 0,0056*LT <sup>2,34</sup>	17,5 (-)	15,25 ≤ LC <sub>2</sub> ≤ 54,2 8,98 ≤ PT ≤ 66,64

**Annexe 24.** Croissance pondérale (g) annuels par âge (ans) chez les mâles et les femelles de *Penaeus kerathurus* des côtes est de l'Algérie.

Age	PT (g)	
	Mâles	Femelles
0	0	0
1	7,80	11,50
2	15,07	22,38
3	21,88	32,94
4	39,47	61,84

**Annexe 25 :** Variations saisonnières moyennes des EMT en fonction des sexes de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba ( $N_F = 20$ .  $N_m = 20$ ).

Saison	Sexe	EMT (mg.kg <sup>-1</sup> )				
		Cr	Pb	Cu	Zn	Fe
Hiver	Mâle	0,170±0,089	0,039±0,01	0,409±0,4	0,153±0,103	0,680±0,531
	Femelle	0,176±0,086	0,363±0,249	0,141±0,078	0,200±0,182	3,745±2,209
Printemps	Male	0,134±0,049	0,270±0,049	0,181±0,061	0,250±0,327	2,928±1,793
	Femelle	0,074±0,298	0,524±0,42	0,043±0,045	0,344±0,4	3,660±2,619
Eté	Mâle	0,085±0,055	0,192±0,116	0,090±0,061	0,601±0,295	1,444±1,127
	Femelle	0,080±0,055	0,239±0,118	0,152±0,113	0,306±0,213	3,425±2,001
Automne	Mâle	0,156±0,070	0,120±0,108	0,141±0,104	0,299±0,207	3,445±2,027
	Femelle	0,120±0,064	0,116±0,089	0,071±0,049	0,806±0,344	4,305±2,28

**Annexe 26 :** Niveaux de contamination (moyennes ± SD. minimum. maximum) des EMT (Cr. Pb. Cu. Zn. Fe) chez les femelles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

Saison	N° échantillon	ETMs (mg.kg <sup>-1</sup> , N = 20)				
		Cr	Pb	Cu	Zn	Fe
Hiver	1	0,258	0,623	0,227	0,403	6,145
	2	0,238	0,603	0,117	0,373	5,745
	3	0,038	0,353	0,017	0,173	3,745
	4	0,182	0,153	0,183	0,027	1,745
	5	0,162	0,083	0,173	0,026	1,345
Printemps	1	0,376	0,950	0,093	0,750	5,593
	2	0,366	0,940	0,083	0,740	4,593
	3	0,076	0,520	0,043	0,340	2,593
	4	-	0,120	-	-	5,930
	5	-	0,090	0,003	-	-
Eté	1	0,117	0,312	0,222	0,530	5,485
	2	0,107	0,302	0,212	0,510	5,385
	3	0,017	0,102	0,022	0,300	3,385
	4	-	-	-	0,100	1,385
	5	-	-	-	0,090	1,485
Automne	1	0,167	0,191	0,105	1,009	7,105
	2	0,147	0,181	0,095	0,999	6,105
	3	0,047	0,091	0,015	0,409	4,105
	4	-	-	-	-	2,105
	5	-	0,001	-	-	2,105
	Moyenne	0,164	0,330	0,107	0,424	4,307
	Ecart-type	0,113	0,297	0,080	0,318	1,935
	Minimum	0,017	0,001	0,003	0,026	1,345
	Maximum	0,376	0,950	0,222	1,009	7,105

**Annexe 27** : Niveaux de contamination (moyennes  $\pm$  SD. minimum. maximum) des EMT (Cr. Pb. Cu. Zn. Fe) chez les mâles de *Penaeus kerathurus* du golfe d'Annaba.

Saison	N° échantillon	ETMs (mg.kg <sup>-1</sup> , N = 20)				
		Cr	Pb	Cu	Zn	Fe
Hiver	1	0,268	0,049	0,245	0,261	1,090
	2	0,258	0,049	0,114	0,251	1,100
	3	0,068	0,039	0,014	0,151	1,010
	4	0,132	0,029	0,887	0,051	0,100
	5	0,122	0,030	0,787	0,051	0,100
Printemps	1	0,107	0,119	0,125	0,705	7,593
	2	0,097	0,109	0,115	0,605	7,393
	3	0,017	0,029	0,015	0,305	4,393
	4	-	-	-	0,005	1,393
	5	-	-	-	0,005	1,493
Eté	1	0,121	0,269	0,130	0,781	2,144
	2	0,111	0,249	0,120	0,761	2,044
	3	0,021	0,059	0,020	0,261	0,144
	4	-	-	-	-	-
	5	-	-	-	-	-
Automne	1	0,206	0,238	0,211	0,529	5,585
	2	0,186	0,218	0,191	0,509	5,385
	3	0,076	0,118	0,021	0,229	3,385
	4	-	0,008	-	0,099	1,385
	5	-	0,018	-	0,129	1,485
	Moyenne	0,128	0,102	0,214	0,316	2,623
	Ecart-type	0,082	0,091	0,270	0,265	2,424
	Minimum	0,017	0,008	0,014	0,005	0,100
	Maximum	0,258	0,269	0,887	0,781	7,593

**MORGHAD Hanene, 2025.** Biologie et contamination métallique de la crevette Péneidé *Penaeus kerathurus* (Forskål, 1775) des côtes est algériennes. Université Badji-Mokhtar. Annaba.

Cette étude est une contribution à la connaissance de la carcinofaune nectobenthique des fonds chalutables du golfe d'Annaba avec un intérêt particulier pour la biologie et la contamination chimique par les éléments traces métalliques chez la caramote *Penaeus (Melicertus) kerathurus* (Forskål, 1775), une des espèces de crevette de haute valeur marchande et organoleptique sur les côtes d'Afrique du Nord et dans le monde. L'investigation que nous avons menée entre en partie dans le cadre d'un projet de recherche national (CNEPRU) intitulé "Impacts des changements climatiques sur la biodiversité méditerranéenne : inventaire et distribution des peuplements de dinoflagellés (cellules et kystes) et de la carcinofaune invasive dans le Golfe d'Annaba et la lagune El-Mellah (El-Kala, Algérie)".

La première partie de cette thèse a pour objectif de capitaliser durant un cycle annuel (décembre 2017 et janvier 2019) des données précises sur la biologie et la dynamique de la population de *P. kerathurus* du golfe d'Annaba. La seconde partie a pour but d'apprécier dans le tissu musculaire les niveaux de contamination chimique de cinq EMT : Cr, Pb, Cu, Zn et Fe. Cet aspect qui résulte de la pollution des eaux marines côtières sous l'influence d'une forte anthropisation des écosystèmes littoraux devient un sujet de préoccupation majeure pour les pays industrialisés bénéficiant d'une bande maritime, comme c'est le cas de l'Algérie avec son littoral de plus de 1600 km. En effet, apprécier les niveaux de contamination chimique et la qualité organoleptique des produits halieutiques d'intérêt économique, comme les crevettes, est plus qu'un besoin : c'est aujourd'hui une nécessité. C'est dans ce contexte que les travaux de cette thèse ont été menés.

L'étude biologique a concerné plusieurs aspects : la morphologie, le cycle sexuel, l'âge et la croissance, la mortalité et l'exploitation. La morphologie a été étudiée chez la population globale (534 individus) et chez les sexes séparés (254 femelles, LT = 108-230 mm, PT = 8,98-66,64 g ; 280 mâles, LT = 91-196 mm, PT = 9,59-40,68 g), sur la base des critères métriques (8 paramètres : LT, LC<sub>1</sub>, LC<sub>2</sub>, LA, LB, LR, LU, Lt) et numériques (2 paramètres : nombre de dents dorsales et ventrales du rostre). Que ce soit chez la population totale ou les sexes séparés, tous les caractères métriques étudiés montrent une corrélation très hautement significative par rapport à la longueur totale (LT) ou la longueur céphalothoracique (LC<sub>1</sub>). La formule rostrale chez la population totale oscille dans un rapport : 6-12 (mode: 10)/0-2 (mode :1) et aucune différence significative du caractère numérique n'a été observée entre les deux sexes ( $t = 0,29, p > 0,05$ ). Dans la zone d'étude, la proportion des femelles et des mâles au sein de la population échantillonnée est globalement équilibrée sauf en période de reproduction (avril-juillet) où les mâles prédominent numériquement. Macroscopiquement, cinq stades de maturation ovarienne ont été déterminés et les ovaires matures ont été principalement observés entre mai et juillet. L'indice gonadosomatique (IGS) est estimé à 4,49% chez les femelles avec un pic observé en juin (IGS = 12,21%). Parmi les femelles examinées, 41% ont été trouvées inséminées, le pourcentage des femelles inséminées augmente proportionnellement avec la taille à partir d'une valeur de 170 mm avec un plus grand pourcentage observé en juillet (100%) et chez les classes supérieures (> 200 mm). La taille à la première maturité, déterminée sur la base de la présence des spermatophores, est estimée à LT<sub>50</sub>=172 mm ou LC<sub>50</sub> = 59 mm. Les tailles (LT et LC) au niveau de 25% et 75% sont respectivement de (i) LT<sub>25</sub> = 162 mm, LC<sub>25</sub> = 50 mm (ii) LT<sub>75</sub> = 180 mm, LC<sub>75</sub> = 61 mm. L'analyse statistique a montré qu'il n'y avait aucune différence significative du facteur de condition entre les deux sexes ( $t = -1,26 ; p > 0,05$ ). Chez la population totale, sa valeur est faible en septembre puis tend à se stabiliser à partir d'octobre. Les paramètres de croissance de Von Bertalanffy ont été déterminés pour la population totale et les sexes séparés. La mortalité naturelle (M) a été estimée selon les méthodes de Pauly (1980) et Djabali *et al.* (1994). Le taux d'exploitation (E) est inférieur à 0,5 chez les deux sexes, ce qui signifie que le stock de *P. kerathurus* est sous-exploité dans le golfe d'Annaba.

La contamination chimique par le Cr, Pb, Cu, Zn et Fe a été déterminée saisonnièrement dans le muscle chez la population totale et les sexes séparés. Tout au long de l'échantillonnage annuel, l'ordre des concentrations des ETM chez les mâles et les femelles est respectivement le suivant : Fe < Zn < Cu < Cr < Pb, Fe < Zn < Pb < Cr < Cu. Hormis le chrome, les concentrations des autres contaminants ciblés sont bien inférieures aux limites admissibles fixées par les normes internationales. Toutefois, le Pb présente des niveaux alarmants principalement en hiver et au printemps.

**Mots clés :** *Penaeus kerathurus*, golfe d'Annaba, biologie, contamination métallique, Méditerranée.