

THÈSE

En vue de l'obtention du : **DOCTORAT**

Centre de Recherche : **Biotechnologies végétale et microbienne, Biodiversité et Environnement**

Structure de Recherche : **Laboratoire de biodiversité, écologie et génome**

Discipline : **Biologie**

Spécialité : **Ecologie et Environnement**

Présentée et soutenue le 17/07/2021 par :

ANHICHEM Mimouna

Le titre de la thèse

Étude des facteurs environnementaux et zootechniques influençant l'accumulation des éléments traces métalliques chez les mollusques bivalves :

Cas de la palourde européenne (*Ruditapes decussatus* L., 1758)

Devant le jury

M. JAZIRI Hassane	PES	Faculté des Sciences, Univesité Mohammed V, Rabat	Président/Rapporteur
M. BAZAIRI Hocein	PES	Faculté des Sciences, Univesité Mohammed V, Rabat	Examineur/Rapporteur
M. GMOUH Said	PES	Faculté des Sciences ben m'sik, Université Hassane II, Casablanca	Examineur/Rapporteur
M. EL BOUCH Mohammed	Dr	Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution, Rabat	Invité
M. BENBRAHIM Samir	Dr	Institut National de Recherche Halieutique, Casablanca	Co-encadrant
M. YAHYAOUUI Ahmed	PES	Faculté des Sciences, Univesité Mohammed V, Rabat	Directeur de thèse

Année universitaire : **2020/2021**

Faculté des Sciences, 4 Avenue Ibn Battouta B.P. 1014 RP, Rabat – Maroc

Tel : +212 (05) 37 77 18 34/35/38, Fax : +212 (05) 37 77 42 61, <http://www.fsr.ac.ma>

Dédicace

A tous ceux qui me sont vraiment chers :

Ma famille et mes amis.

*Ambition, abnégation, patience et travail sont les maîtres
mots de toute réussite.*

REMERCIEMENTS

A l'issue de la rédaction de cette recherche, je suis convaincue que la thèse est loin d'être un travail solitaire. En effet, je n'aurais jamais pu réaliser ce travail doctoral sans le soutien d'un grand nombre de personnes dont la générosité, la bonne humeur et l'intérêt manifestés à l'égard de ma recherche m'ont permis de progresser dans cette phase délicate de « l'apprenti-chercheur ».

Mes sincères remerciements vont tout d'abord à mon directeur de thèse Monsieur **YAHYAoui Ahmed**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat et Responsable de l'UFR « Biodiversité et Aquaculture ». Pas uniquement pour la direction du présent travail, mais aussi pour la confiance qu'il m'a accordée en acceptant d'encadrer ce travail doctoral, pour ses multiples conseils et pour toutes les heures qu'il a consacrées à diriger cette recherche. J'aimerais également lui dire à quel point j'ai apprécié sa grande disponibilité et son respect sans faille des délais serrés de relecture des documents que je lui ai adressés. Enfin, j'ai été extrêmement sensible à ses qualités humaines d'écoute et de compréhension tout au long de ce travail doctoral.

Je remercie profondément Monsieur **BENBRAHIM Samir**, Chef de Département de la Salubrité du Milieu Marin à l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH). Avec son rôle de co-encadrant lors de mon master et de ma thèse, il a su me guider vers la réalisation d'un tel rêve dans lequel j'ai concrétisé tous ce que j'ai acquis durant mes années de travail à l'INRH. Son savoir-faire, ses conseils avisés et son écoute ont été prépondérants pour la bonne réussite de cette thèse.

Je tiens à témoigner ma reconnaissance et ma gratitude aux membres de jury, pour le grand honneur qu'ils nous font en acceptant de juger ce travail :

Je remercie particulièrement Monsieur **JAZIRI Hassan**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, de m'avoir fait l'honneur d'être **Président et Rapporteur** de ma soutenance de thèse.

Je remercie sincèrement Monsieur **BAZAIRI Hocein**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Rabat, d'avoir accepté d'être **Examineur/Rapporteur** de cette thèse et membre de son jury. Il a accepté de me consacrer son temps en examinant le manuscrit. J'en suis honorée et je lui exprime toute ma profonde reconnaissance.

Il m'est particulièrement agréable de remercier Monsieur **GMOUH Said**, Professeur de l'Enseignement Supérieur à la Faculté des Sciences de Ben M'sik Casablanca. En dépit des nombreuses occupations liées à son poste de responsabilité, il n'a pas hésité d'être **Examineur/Rapporteur** de cette thèse et membre de son jury, je vous remercie pour l'intérêt scientifique que vous avez porté à ce travail.

Je tiens à remercier Monsieur **EL BOUCH Mohammed**, Directeur du Laboratoire National des Etudes et de Surveillance de la Pollution au Département de l'Environnement à Rabat, d'avoir accepté d'être **invité** de cette thèse et membre de son jury.

Je tiens également à remercier tous mes amis et collègues de l'INRH pour leur aide, leur soutien, leur disponibilité et leur gentillesse. Les rapports humains dont j'ai profités à leur côté ont fait naître de réels liens d'amitiés qui à mes yeux n'ont pas de prix. Qu'ils soient tous assurés de ma plus profonde gratitude et estime.

Un énorme merci va à **ma famille**, et spécialement mon mari **Driss** et mes deux enfants **Zineb et Marwane**, puissent –ils retrouver ici l'immense reconnaissance pour le soutien et les sacrifices consentis tout au long de mes années d'études. Tout simplement, Dieu merci, que vous-êtes là.

Enfin, je tiens à remercier toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la concrétisation de cette thèse.

RÉSUMÉ

L'étude des facteurs environnementaux et zootechniques réalisée au niveau de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia, a permis d'évaluer l'état environnemental des deux écosystèmes.

Au niveau de la Merja Zerga, les résultats de l'ACP ont montré que la variabilité des paramètres hydrologiques est très forte dans la partie amont, moyenne dans la partie centrale et faible dans la partie aval. Cette variabilité significative est attribuée particulièrement à la salinité et aux sels nutritifs. En se basant sur des grilles de qualité, la partie aval est de qualité très bonne à bonne, la partie centrale de qualité moyenne à médiocre et la partie amont de qualité médiocre à mauvaise. Au niveau de la lagune de Oualidia (Parc1), les paramètres physico-chimiques sont comparables à ceux enregistrés dans les parties aval et centrale de la Merja Zerga. Les concentrations en éléments nutritifs sont plutôt proches de celles enregistrées dans la zone amont de la Merja Zerga. L'évaluation des niveaux des métaux traces dans les sédiments de la Merja Zerga, et leur comparaison avec les valeurs guides (TEC) et (PEC), a montré que le Cd, Pb, Hg et Cu sont présents en très faible concentration, sans danger pour l'environnement, la concentration enregistrée pour le Zn franchi le seuil de toxicité, alors que les teneurs du Ni et du Cr peuvent présenter des effets néfastes sur les organismes. Les sédiments de la lagune de Oualidia (Parc1) enregistrent des teneurs en Cd, Hg significativement supérieures à celles enregistrées au niveau de la Merja Zerga, alors que le Ni enregistre des taux moins élevés.

Dans la palourde *Ruditapes decussatus*, les teneurs métalliques enregistrées à la Merja Zerga sont moins importantes que dans le sédiment et présentent des variations spatio-temporelles. A Oualidia, les teneurs en Cd, Hg, Cu et Zn sont significativement supérieures. En effet, l'accumulation métallique chez la palourde dépend des paramètres biométriques de l'espèce, de l'élément métallique, de la nature de l'habitat et de la saison.

La mise au point d'un système d'élevage en suspension de la palourde a montré des résultats meilleurs pour la croissance et la qualité phénotypique. Le niveau d'élevage ne montre aucun effet significatif sur les taux d'accumulation des EMT. Les résultats bactériologiques montrent une cinétique de contamination et décontamination plus rapide dans la colonne d'eau. Le système d'élevage conçu pourrait être favorable à l'élevage de palourde *R. decussatus* en suspension au niveau des sites présentant des caractéristiques environnementales appropriées.

Mots clés : Lagune, ETM, *Ruditapes decussatus*, Sédiment, système d'élevage en suspension.

ABSTRACT

The study of environmental and zootechnical factors carried out in the Merja Zerga and the Oualidia lagoon made it possible to assess the environmental state of the two ecosystems.

At the level of Merja Zerga, the results of the PCA showed that the variability of the hydrological parameters is very high in the upstream part, medium in the central part and low in the downstream part. This significant variability is attributed particularly to salinity and nutrient salts. Based on quality grids, the downstream part is of very good to good quality, the central part of average to poor quality and the upstream part of poor to poor quality. At the level of the Oualidia lagoon (Parc1), the physico-chemical parameters are comparable to those recorded in the downstream and central parts of the Merja Zerga. The nutrient concentrations are rather close to those recorded in the upstream area of the Merja Zerga. The evaluation of the levels of trace metals in the sediments of the Merja Zerga, and their comparison with the guide values (TEC) and (PEC), showed that Cd, Pb, Hg and Cu are present in very low concentration, without danger for the environment, the concentration recorded for Zn exceeds the toxicity threshold, while the levels of Ni and Cr can have harmful effects on organisms. The sediments of the lagoon of Oualidia (Parc1) record Cd and Hg contents significantly higher than those recorded at the level of Merja Zerga, while Ni records lower levels.

In the *Ruditapes decussatus* clam, the metal contents recorded at Merja Zerga are lower than in the sediment and show spatio-temporal variations. In Oualidia, the contents of Cd, Hg, Cu and Zn are significantly higher. Indeed, metallic accumulation in the clam depends on the biometric parameters of the species, the metallic element, the nature of the habitat and the season.

The development of a suspension system for clams has shown better results for growth and phenotypic quality. The husbandry level shows no significant effect on the rates of EMT accumulation. Bacteriological results show faster contamination and decontamination kinetics in the water column. The designed rearing system could be favorable for rearing *R. decussatus* clams in suspension at sites with suitable environmental characteristics.

Keywords : Lagoon, ETM, *Ruditapes decussatus*, Sediment, suspension culture system.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	IV
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT	VII
TABLE DES MATIÈRES	VIII
LISTE DES ABRÉVIATIONS	XIII
LISTE DES FIGURES	XV
LISTE DES TABLEAUX	XX
LISTE DES PHOTOS	XXI
LISTE DES ANNEXES	XXI
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Chapitre I : Synthèse bibliographique	5
1- Etat des lieux de la pollution du littoral Atlantique Marocain	6
1.1 Activités urbaines	6
1.2 Activités agricoles	7
1.3 Activités de pêche et d'aquaculture	7
1.4 Activités industrielles	11
1.5 Activités portuaires	11
2- Contexte de contamination : Polluants dans le milieu marin	13
2.1 Contaminants métalliques	14
2.1.1 Généralités	14
2.1.2 Cadmium (Cd)	16
2.1.3 Plomb (Pb)	20
2.1.4 Mercure (Hg)	22
2.1.5 Chrome (Cr)	25
2.1.6 Nickel (Ni)	26
2.1.7 Cuivre (Cu)	27
2.1.8 Zinc	29
2.2 Risque sanitaire lié à la consommation des coquillages	31
2.3 Facteurs spécifiques de l'accumulation des polluants.	33
2.3.1 Facteurs environnementaux	33
2.3.2 Critères zootechniques	39
3- Généralités sur les sites d'étude	40
3.1 Importance des zones humides	40
3.2 Présentation de la lagune de Moulay Bouselham	41
3.2.1 Caractéristiques générales	41

3.2.2 Cadre climatique	42
3.2.3 Fonctionnement hydrologique	43
3.2.4 Fonctionnement hydrodynamique.	43
3.2.5 Importance écologique	44
3.2.6 Activités socio-économiques	45
3.2.7 Pressions exercées sur la lagune de Moulay Bousselham	47
3.3 Présentation de la lagune de Oualidia	48
3.3.1 Caractéristiques générales	48
3.3.2 Cadre climatique	49
3.3.3 Fonctionnement hydrologique	50
3.3.4 Fonctionnement hydrodynamique	50
3.3.5 Importance écologique	51
3.3.6 Activités socio-économiques	51
3.3.7 Pressions exercées sur la lagune de Oualidia	55
4- Modèle biologique étudié	56
4.1 Présentation de la Palourde (<i>Ruditapes decussatus</i>)	56
4.1.1 Systématique	56
4.1.2 Ecologie et distribution géographique	56
4.1.3 Morphologie-Anatomie- Alimentation	57
4.1.4 Cycle de vie et reproduction	58
4.1.5 Croissance et Prédation	59
4.2 Mode de production de la palourde	59
Chapitre II : Evaluation de la qualité des masses d'eau et des sédiments des lagunes étudiées	62
1- Introduction	63
2- Matériel et Méthodes	65
2.1 Réseau et fréquence d'échantillonnage	65
2.1.1 Merja Zerga	65
2.1.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)	65
2.2 Paramètres étudiés dans le compartiment eau	65
2.2.1 Température	65
2.2.2 Salinité,	65
2.2.3 pH	65
2.2.4 Oxygène dissous	67
2.2.5 Matière en suspension (MES)	67
2.2.6 Éléments nutritifs	67
2.3 Paramètres étudiés dans le compartiment sédiment.	69
2.3.1 Pré-traitement du sédiment	69
2.3.2 Granulométrie	69

2.3.3 Matière organique	69
2.3.4 Eléments traces métalliques	69
2.3.5 Assurance qualité	71
2.4 Analyse statistique et traitement des données	71
2.4.1 Comparaison des moyennes	71
2.4.2 Analyse en composantes principales (ACP)	72
2.5 Qualité environnementale des sites étudiés	72
2.5.1 Qualité environnementale du compartiment eau	72
2.5.2 Qualité environnementale du compartiment sédiment	73
3- Résultats	76
3.1 Paramètres étudiés dans le compartiment eau	76
3.1.1 Température	76
3.1.2 Salinité	77
3.1.3 pH	80
3.1.4 Oxygène dissous	83
3.1.5 Matière en suspension (MES)	88
3.1.6 Eléments nutritifs	91
3.2 Paramètres étudiés dans le compartiment sédiment	99
3.2.1 Granulométrie	99
3.2.2 Matière organique	100
3.2.3 Teneurs métalliques dans les échantillons de sédiments	102
3.3 Analyse statistiques des données	104
3.3.1 Analyses des données sur les masses d'eau	104
3.3.2 Analyses des données sur les sédiments	106
3.4 Qualité environnementale des sites étudiés	108
3.4.1 Qualité environnementale des masses d'eau	108
3.4.2 Qualité environnementale du sédiment	121
4- Discussion et conclusion	127
Chapitre III : Effet des facteurs environnementaux sur la qualité de la palourde (<i>R. decussatus</i>)	132
1- Introduction	133
2- Matériel et Méthodes	135
2.1 Prélèvement des échantillons de palourde	135
2.1.1 Merja Zerga	135
2.1.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)	135
2.2 Etude de la croissance	135
2.2.1 Paramètres biométriques	135
2.2.2 Indice de condition	137
2.3 Eléments traces métalliques	138

2.3.1 Calculs et expression des résultats :	138
2.3.2 Détermination de la teneur en eau et Facteur de Conversion (FC)	139
2.4 Traitements statistiques des données	140
2.4.1 Paramètres biométriques	140
2.4.2 Eléments traces métalliques	141
3- Résultats	142
3.1 Relation entre les paramètres biométriques	142
3.1.1 Allométrie linéaire	143
3.1.2 Allométrie taille-poids	143
3.2 Indice de condition chez la palourde <i>R. decussatus</i>	145
3.3 Variations des teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i>	149
3.3.1 Variations temporelles des teneurs métalliques au niveau de la Merja Zerga	150
3.3.2 Variations des teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> .	152
3.4 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> et paramètres biométriques	154
3.5 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> et paramètres physico-chimiques	155
3.6 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> et paramètres géochimiques des sédiments	159
3.7 Evaluation de l'accumulation métallique chez la palourde <i>R. decussatus</i>	160
4- Discussion et conclusion	164
Chapitre IV : Développement d'un système d'élevage en suspension pour l'amélioration de la qualité de la palourde (<i>R. decussatus</i>)	169
1- Introduction	170
2- Matériel et Méthodes	172
2.1 Matériel biologique	172
2.2 Choix du site d'étude.	172
2.3 Conception du système d'élevage.	174
2.4 Suivi de la croissance des individus.	176
2.4.2 Suivi de l'indice de condition	176
2.5 Suivi de la mortalité et déformation.	176
2.6 Suivi des niveaux et tendances de contamination	177
2.6.1 Contamination bactériologique.	177
2.6.2 Contamination métallique.	177
2.7 Traitement statistiques des données.	178
3- Résultats et discussion	179
3.1 Paramètres hydrologiques.	179
3.1.1 Température.	179
3.1.2 Salinité.	179
3.1.3 pH.	179

3.1.4 Oxygène dissous.	180
3.1.5 Matière en suspension (MES).	180
3.2 Suivi de la croissance.	183
3.2.1 Paramètres biométriques	183
3.2.2 Indice de condition.	185
3.3 Mortalité et déformation	186
3.4 Évaluation de l'efficacité du système d'élevage.	188
3.5 Evaluation de la contamination bactériologique et métallique de la palourde (<i>Ruditapes decussatus</i>)	190
3.5.1 Contamination bactériologique (<i>Escherichia coli</i>)	190
3.5.2 Contaminations métalliques.	191
4- Conclusion	194
CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES	195
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	200
ANNEXES	224
LEXIQUE	226
PRODUCTION SCIENTIFIQUE	228

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACP	: Analyse en Composantes Principales
AEA	: Approche Écosystémique de l'Aquaculture
ANDA	: Agence National pour le Développement de l'Aquaculture
ANOVA	: Analyse de la Variance
ANSES	: Agence National de Sécurité Sanitaire de l'Alimentation, de l'Environnement et du Travail
APDN	: Agence Pour le Développement du Nord
BAD	: Banque Africaine de Développement
BGMSC	: Bouillon Glutamate Modifié Simple Concentration
BGMDC	: Bouillon Glutamate Modifié Double Concentration
Cd	: Cadmium
CEAEQ	: Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec
CEM	: Concentration Environnementale Mesurée
CEPRALMAR	: Centre d'Etude et de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes
CNEXO	: Centre National pour l'Exploitation des Océans
Cr	: Chrome
CRM	: Matériau de Référence Certifié
Cu	: Cuivre
DCE	: Directive Cadre Européenne
DEPF	: Direction des Etudes et des Prévisions Financières
DHT	: Dose Hebdomadaire Tolérable
DMA	: Analyseur Direct de Mercure
DO	: Densité Optique
DPM	: Département des Pêches Maritimes
EFSA	: European Food Safety Authority
EPA	: Environmental Protection Agency
ETM	: Élément Trace Métallique
FAO	: Food and Agriculture Organization
FASB	: Facteur d'Accumulation Sédiment-Biote
FC	: Facteur de Conversion
FE	: Facteur d'Enrichissement
FENIP	: Fédération National des Industries de Transformation et de Valorisation des Produits de la Pêche
HAP	: Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques
HCP	: Haut Commissariat au Plan
Hg	: Mercure

IAEA	: Agence Internationale de l’Energie Atomique
IC	: Indice de Condition
ICP-MS	: Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometer
IFREMER	Institut Français de Recherche pour l’Exploitation de Mer
INERIS	: Institut National de l’Environnement Industriel et des Risques
INRH	: Institut National de Recherche Halieutique
JAMP	: Joint Admission Medical Program
JECFA	: Joint Expert Comite for Food Additives
JLEC	: Jorf Lasfar Energy Company
MAB	: Man And Biosphere
MES	: Matières En Suspension
METLE	: Ministère de l’Equipeement, du Transport, de la Logistique et de l’Eau
Ni	: Nickel
NM/ISO	: Norme Marocaine/ Organisation Internationale de Normalisation
NPP	: Nombre le Plus Probable
OCP	: Office Chérifien des Phosphates
ODEP	: Office D’Exploitation des Ports
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
OSPAR	: Convention pour la protection du milieu marin de l’Atlantique du Nord ou Convention OSPAR pour « Oslo-Paris »
Pb	: Plomb
PCB	: Polychlorobiphényles
PEC	: Concentration d’Effet Probable
PIB	: Produit Intérieur Brut
PNUE	: Programme des Nations Unies pour l’Environnement
QUASIMEME	: Quality Assurance for Information from Marine Environmental Monitoring in Europe
RAMSAR	: Convention relative aux zones humides adoptée en 1971 à Ramsar (ville en Iran)
RSSL	: Réseau de Surveillance de la Salubrité du Littoral
SIBE	: Site d’Intérêt Biologique et Ecologique
SONASID	: Société National de Sidérurgie
TBX	: Tryptone Bile X-glucuronide
TEC	: Concentration Seuil d’Effet
Zn	: Zinc

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Répartition géographique des fermes aquacoles actives au Maroc (ANDA, 2018).....	10
Figure 2 : Production conchylicole par espèce au Maroc de 1990 à 2006 (Source: FENIP, 2010).....	10
Figure 3 : Chronologie illustrant le délai entre la découverte et la surveillance de routine de quelques substances chimiques ou groupes de substances (MB-ESF, 2011).	13
Figure 4 : Influence de la concentration en élément essentiel (A) ou non essentiel (B) sur l'activité ou la croissance d'un organisme (modifiée d'après Jacquet M et al., 2015).....	14
Figure 5 : Carte de localisation géographique de la lagune de Moulay Bousselham, Maroc.....	42
Figure 6 : Carte de localisation géographique de la lagune de Oualidia, Maroc.....	49
Figure 7 : Morphologie externe de <i>Ruditapes decussatus</i> (Linné, 1758).	57
Figure 8 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau de la Merja Zerga. ...	66
Figure 9 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau du parc ostréicole (Parc 1) dans la lagune de Oualidia.....	66
Figure 10 : Variations spatiales de la température de l'eau dans la Merja Zerga pendant les deux marées.	78
Figure 11 : Variations mensuelles de la température dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	79
Figure 12 : Variations mensuelles de la température de l'eau au niveau du Parc 1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	79
Figure 13 : Variations spatiales de la salinité dans la Merja Zerga pendant les deux marées.....	81
Figure 14 : Variations mensuelles de la salinité dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	82
Figure 15 : Variations mensuelles de la salinité de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	82
Figure 16 : Variations spatiales du pH dans la Merja Zerga pendant les deux marées.....	84
Figure 17 : Variations mensuelles du pH dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	85
Figure 18 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	85
Figure 19 : Variations spatiales de l'oxygène dissous dans les stations de la Merja Zerga pendant les deux marées.	86
Figure 20 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	87

Figure 21 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées (MB : Marée basse ; MH : Marée haute).....	87
Figure 22 : Variations spatiales de MES dans les masses d'eaux de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	89
Figure 23 : Variations mensuelles de la matière en suspension dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	90
Figure 24 : Variations mensuelles de la matière en suspension de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	90
Figure 25 : Variations spatiales des concentrations des nitrites dans la Merja Zerga pendant les deux marées.....	92
Figure 26 : Variations mensuelles des nitrites dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	93
Figure 27 : Variations mensuelles des nitrites dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	93
Figure 28 : Variations spatiales des teneurs en nitrates dans la Merja Zerga pendant les deux marées.....	95
Figure 29 : Variations mensuelles des nitrates dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	96
Figure 30 : Variations mensuelles des nitrates dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	96
Figure 31 : Variations spatiales des teneurs en orthophosphates dans les masses d'eau de la Merja Zerga, pendant les deux marées.....	97
Figure 32 : Variations mensuelles des orthophosphates dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.....	98
Figure 33 : Variations mensuelles des orthophosphates dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.....	98
Figure 34 : Distribution granulométrique du sédiment dans les stations de la Merja Zerga (St1-St11) et du parc 1 de la lagune de Oualidia en été 2016.	100
Figure 35 : Distribution granulométrique du sédiment dans les stations de la Merja Zerga (St1-St11) et du parc 1 de la lagune de Oualidia en hiver 2017.	100
Figure 36 : Distribution de la matière organique dans la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) en été 2016.	101
Figure 37 : Distribution de la matière organique dans la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) en hiver 2017.....	101
Figure 38 : Concentrations des ETM (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) en mg.kg ⁻¹ de poids sec dans les sédiments de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant les deux saisons Eté 2016 et Hiver 2017.....	103
Figure 39 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée basse durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,	106
Figure 40 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée haute durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,	106

Figure 41 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée basse durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,	107
Figure 42 : Résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée haute durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga, A : Graphe des variables de l'ACP (Paramètres hydrologiques) ; B : Graphe des individus de l'ACP (Mois d'échantillonnage),	107
Figure 43 : Représentation graphique dans le plan F1 x F2 des variables géochimiques et des 11 stations d'échantillonnage dans la Merja Zerga,	109
Figure 44 : Indicateur oxygène dissous à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	111
Figure 45 : Indicateur oxygène dissous à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	112
Figure 46 : Indicateur MES à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	113
Figure 47 : Indicateur MES à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	114
Figure 48 : Indicateur nitrites à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	115
Figure 49 : Indicateur nitrites à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	116
Figure 50 : Indicateur nitrates à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	117
Figure 51 : Indicateur nitrates à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017	118
Figure 52 : Indicateur orthophosphates à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.	119
Figure 53 : Indicateur orthophosphates à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.	120
Figure 54 : Facteur d'enrichissement des éléments (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) dans les sédiments de la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant l'été 2016.	122
Figure 55 : Facteur d'enrichissement des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) dans les sédiments de la Merja Zerga et de la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant l'hiver 2017.	122
Figure 56 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cd) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et hiver 2017.	123
Figure 57 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Pb) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et hiver 2017.	124
Figure 58 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Hg) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.	124
Figure 59 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cr) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.	125
Figure 60 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Ni) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.	125

Figure 61 :	Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cu) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.....	126
Figure 62 :	Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Zn) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.....	126
Figure 63 :	Stations d'échantillonnage de la palourde au niveau de la Merja Zerga ..	136
Figure 64 :	Station d'échantillonnage de la palourde au niveau de la lagune Oualidia (Parc1).....	136
Figure 65 :	Les trois tailles de la coquille de la palourde mesurées à l'aide d'un pied à coulisse.....	137
Figure 66 :	Relation entre la hauteur(H) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.....	146
Figure 67 :	Relation entre l'épaisseur (E) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.....	146
Figure 68 :	Relation entre le poids total (PT) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.....	147
Figure 69 :	Relation entre le poids frais (PF) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.....	147
Figure 70 :	Dispersion des paramètres linéaires (L, H, E) et pondéraux (Pt, Pf) en boîtes à moustaches comparant les médianes, minimums et maximums au niveau des stations étudiées.....	148
Figure 71 :	Variation de l'indice de condition de la palourde <i>R. decussatus</i> prélevée au niveau des 4 stations étudiées.	149
Figure 72 :	Variations mensuelles de la teneur en éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) (mg,kg-1 de poids frais) de la palourde <i>R. decussatus</i> dans les trois stations (Sfiha, Rjila et Laâcha) de la Merja Zerga.	151
Figure 73 :	Variations annuelles des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) (mg,kg-1 de poids frais) chez la palourde <i>R. decussatus</i> au niveau de la Merja Zerga (Sfiha,Rjila et Laâcha) et la lagune de Oualidia (Parc 1). ...	153
Figure 74 :	Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres biologiques) sur le plan factoriels (axe1 x axe2).....	157
Figure 75 :	Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres biologiques) sur le plan factoriel (axe1 x axe3).	157
Figure 76 :	Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres environnementaux) sur le plan factoriel (axe1 x axe2).	159
Figure 77 :	Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres environnementaux) sur le plan factoriel (axe1 x axe3)	158
Figure 78 :	Représentation graphique des 4 sites et des variables (FF, MO, ETM dans les sédiments et chez la palourde sur le plan factoriel (axe1 x axe2) ;(Cdo, Pbo, Hgo, Cro,Nio,Cuo et Zno) teneurs métalliques chez la palourde ; (Cds, Pbs, Hgs, Crs,Nis,Cus et Zns) teneurs métalliques des sédiments.	162
Figure 79 :	Représentation graphique des 4 sites et des variables ((FF, MO, ETMs dans les sédiments et chez la palourde sur le plan factoriel (axe1 x axe3) ; (Cdo, Pbo, Hgo, Cro,Nio,Cuo et Zno) teneurs métalliques de la palourde ; (Cds, Pbs, Hgs, Crs,Nis,Cus et Zns) teneurs métalliques des sédiments.	162
Figure 80 :	Carte de la zone d'étude montrant l'emplacement de l'installation du système d'élevage de la palourde dans la lagune de Oualidia.	173

Figure 81 : Protocole d'élevage de la palourde dans la lagune de Oualidia	175
Figure 82 : Variation temporelle de la température de surface et de fond sur le site d'élevage.	181
Figure 83 : Variation temporelle de la salinité de surface et de fond sur le site d'élevage.	181
Figure 84 : Variation temporelle du pH de surface et du pH de fond sur le site d'élevage.	182
Figure 85 : Variation temporelle de l'oxygène dissous à la surface et sur le sol du site d'élevage.	182
Figure 86 : Variation temporelle des matières en suspension à la surface et sur le sol dans le site d'élevage.	182
Figure 87 : Évolution temporelle de la longueur moyenne de la palourde (<i>R. decussatus</i>) pour les 4 niveaux d'élevage.	184
Figure 88 : Évolution temporelle du poids total moyen de la palourde (<i>R. decussatus</i>) pour les 4 niveaux d'élevage.	184
Figure 89 : Évolution temporelle du poids frais moyen de la palourde (<i>R. decussatus</i>) dans les 4 niveaux d'élevage.	184
Figure 90 : Évolution temporelle de l'indice de condition de la palourde (<i>R. decussatus</i>) dans les différents niveaux d'élevage.	185
Figure 91 : Évolution de l'intensité de la mortalité cumulée pendant la période d'élevage.	187
Figure 92 : Corrélation (PT – L) et taux de mortalité cumulée moyens des 4 niveaux suivis.	187
Figure 93 : Variations temporelles de la concentration d' <i>Escherichia coli</i> dans les niveaux d'élevage (N1 et N3) de la palourde.	191
Figure 94 : Variations temporelles de la concentration du Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn, en mg.kg ⁻¹ de poids frais dans les niveaux d'élevage (N1 et N3) de la palourde (<i>R. decussatus</i>)	193

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Production et consommation des produits de la mer au niveau mondial entre 1986 et 2018 (FAO, 2020).....	9
Tableau 2 : Critères marocains de classement des zones de production conchylicole (Arrêté, 2017).	33
Tableau 3 : Grille de seuils pour qualifier l'état physico-chimique des masses d'eau (d'après DCE-Directive 2000/60/CE) et par (Agence de l'eau, 2005).....	73
Tableau 4 : Classification des sédiments selon les valeurs TEC et PEC (Macdonald et al., 2000).....	75
Tableau 5 : Valeurs mesurées ($\pm$ écart-type) et certifiées ($\pm$ l'incertitude élargie du laboratoire de référence) des ETM en (mg kg ⁻¹) dans un matériau de référence certifié (IAEA-158).....	102
Tableau 6 : Matrice de corrélation (Pearson) entre paramètres géochimiques du sédiments au niveau de la Merja Zerga	109
Tableau 7 : Moyenne $\pm$ Ecartype ; minimum et maximum des paramètres étudiés (L, H, E, Pt et Pf) dans les stations d'étude.	142
Tableau 8 : Relations globales liants les paramètres linéaires et taille-poids de la palourde dans les stations Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia (Parc 1) durant la période d'étude.	144
Tableau 9 : Valeurs mesurées ($\pm$ écart-type) et certifiées ($\pm$ l'incertitude élargie du laboratoire de référence) des ETMs en (mg kg ⁻¹) dans le matériau de référence certifié (Nist-2976).	149
Tableau 10 : Corrélations entre les teneurs métalliques et paramètres biologiques chez la palourde <i>R. decussatus</i>	155
Tableau 11 : Corrélations entre les teneurs métalliques chez la palourde <i>Ruditapes decussatus</i> et paramètres physico-chimiques du milieu.	156
Tableau 12 : Corrélations entre les teneurs métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> et paramètres géochimiques des sédiments.....	163
Tableau 13 : Facteur de d'accumulation sédiment-biote (FASB) des éléments traces métalliques chez la palourde <i>R. decussatus</i> au niveau des stations étudiées pendant (Hiver et été).....	163
Tableau 14 : Taux de déformation en (%) des différents niveaux suivis.....	186
Tableau 15 : Résultats du test post hoc de Tukey réalisé sur la longueur, le poids total, le poids frais, l'indice de condition et la mortalité pour évaluer le meilleur niveau d'élevage (N1, N2, N3 et N4) de la palourde (<i>Ruditapes decussatus</i>).....	189

LISTE DES PHOTOS

Photo 1 : Palourde de Merja Zerga (A : Palourde récoltée dans la station Sfiha; B : Palourde récoltée dans la station de Bir Laâcha).....	58
Photo 2 : Ramassage de la palourde à la drague et à la main.....	60
Photo 3 : Site et poches d'élevage de la palourde dans le parc 1 de Oualidia.....	173
Photo 4 : Système d'élevage en suspension de la palourde <i>R.decussatus</i> au niveau de la lagune de Oualidia.....	175
Photo 5 : Reste des coquilles montrant la prédation des individus de palourdes élevés dans le sédiment (Niveau N1).	188
Photo 6 : Individus de palourde <i>R.decussatus</i> prélevés ds niveaux du site d'élevage (A : Palourde élevé dans le sédiment ; B : Palourde élevé en suspension avec une couleur de la coquille plus clair).....	189
Photo 7 : Différence phénotypique de la qualité de la chair de la palourde prélevée des niveaux d'élevage N1, N2, N3 et N4. (La palourde élevée en suspension présente une chair blanche, plus propre et ne contenant pas de grains de sable).	189

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 : Coordonnées GPS des stations étudiées dans la lagune de Merja Zerga.	224
Annexe 2 : Coordonnées GPS des stations étudiées dans la lagune de Oualidia (Parc 1).....	224
Annexe 3 : Teneurs des ETM en (µg/g) dans la croûte continentale, (Wedepohl, 1995). Concentration seuil d'effet TEC et concentration d'effet probable PEC (mg/kg), (MacDonald et al 2000).	224
Annexe 4 : Facteurs de conversion pour la palourde <i>Ruditapes decussatus</i> dans les différentes stations étudiées entre la période Avril -2016 et Avril-2017. ...	225

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les atouts offerts par les habitats côtiers, lagunes et estuaires, en termes de ressources biologiques, hydriques, minérales, ont attiré depuis fort longtemps l'homme à se sédentariser proche de ces écosystèmes et à exploiter ses différentes ressources. De nos jours, on assiste à de fortes densités de la population humaine qui ne cesse de s'accroître à la suite d'un essor économique remarquable, engendré autour de ces écosystèmes côtiers, grâce au développement des secteurs socio-économiques vitaux notamment, le développement des exploitations des salines, l'aquaculture, l'agriculture, la pêche et le tourisme.

Le long du littoral marocain, on distingue les embouchures et les estuaires : Moulouya, Loukkos, Sebou, Bou Regreg, Mellah, Oum Er Rbia, Tensift et Souss, ainsi que les lagunes : de Nador (Mar Chica) sur la Méditerranée et Moulay Bouselham, Oualidia, Sidi Moussa, Khnifiss et la baie de Dakhla sur l'Atlantique. Ces habitats fragiles, souvent menacés de dégradations irréversibles, constituent l'une des principales voies des échanges des éléments polluants d'origine anthropique, accompagnée d'un accroissement notable de rejets liquides et solides, dans le milieu marin, soit par infiltration dans la nappe phréatique par les fosses septiques ou par des rejets directs sans traitement au préalable (Rharbi, 2000 ; Rharbi et al., 2003 ; Alaoui et al., 2010 ; Damsiri et al., 2014 ; Benbrahim et al., 2015 ; Anhichem et al., 2017 ; Makaoui et al., 2018 ; Lakhlalki et al., 2020 ; et Anhichem et al., 2020).

L'accroissement des rejets liquides et/ou solides dans l'environnement, à la suite du progrès des secteurs industriels et agricoles, a contribué fortement à la détérioration des masses d'eau et des substrats des habitats lagunaires par l'introduction des substances toxiques.

Les lagunes, si riches en faune et en flore, jouent un rôle socio-économique important pour les populations autochtones et représentent à l'évidence un patrimoine précieux. En plus des ressources biologiques et des gisements naturels de coquillages qu'ils renferment, elles représentent des lieux potentiels pour le développement de l'aquaculture, essentiellement la conchyliculture. Ces ressources sont pourvoyeurs de mains d'œuvre et de revenu pour de nombreuses familles riveraines. Cependant, certaines de ces lagunes ne répondent pas aux normes sanitaires sur le plan bactériologique et viral, et leurs gisements coquilliers ne sont pas exploitables. Ainsi, surveiller, protéger et préserver ces habitats côtiers naturels devient une nécessité incontournable pour le développement durable notamment du secteur de l'aquaculture et de la pêche au Maroc.

En effet, le contrôle pour préserver ces habitats marins côtiers se retrouve au centre des préoccupations de l'Institut National de Recherche Halieutique (INRH) qui veille sur la qualité sanitaire des zones de production conchyliques par le biais d'un réseau de surveillance implanté tout au long des côtes atlantiques et méditerranéennes. Cette surveillance sanitaire régulière porte aussi bien sur des polluants biologiques (bactéries) que chimiques.

Les coquillages sont utilisés comme indicateurs biologiques par leur accumulation au fil du temps de nombreux contaminants présents dans les masses d'eau ou dans les sédiments.

Les mollusques bivalves de ces milieux (palourde, huître, moules, coques,...) sont appréciés par leurs apports en fer, en vitamines A et B12, en sélénium, en protéines et en lipides. Ces bivalves sont riches également en iode, zinc, cuivre, potassium et magnésium. Cependant, si les conditions environnementales sont dégradées, ces bivalves ont la capacité d'accumuler les substances toxiques dans leurs tissus et peuvent causer des accidents sanitaires très sérieux pour l'homme à la suite de leur consommation.

Les éléments traces métalliques (ETM) : cadmium (Cd), plomb (Pb), mercure (Hg), chrome (Cr), nickel (Ni), cuivre (Cu) et zinc (Zn) font partie des dix ETM considérés comme les plus préoccupants pour l'environnement et les plus toxiques pour les écosystèmes aquatiques (Shahidul Islam & Tanaka., 2004). Ils sont les plus fréquemment présents dans les habitats côtiers, car ils sont les plus utilisés dans les activités humaines (Thévenot et al., 2009 ; Fechner et al., 2011 ; Lebrun et al., 2014, 2015). Ces éléments s'accumulent dans les tissus des coquilles et se transfèrent par voie de la chaîne trophique jusqu'à l'homme (Papp, 2011). Contrairement à la contamination biologique (bactéries et virus) des mollusques bivalves qui est réversible par une dépollution plus ou moins rapide dans une eau saine (FAO, 2010 ; Arrêté, 2017), la contamination métallique reste préoccupante et souvent irréversible. La dépollution des bivalves reste inefficace pour éliminer de fortes concentrations des métaux et des contaminants chimiques organiques (FAO, 2010).

En milieu aquatique, les ETM sont répartis dans différents compartiments : la colonne d'eau, les sédiments, l'eau interstitielle, la matière en suspension et le biote. L'accumulation des ETM par les organismes marins, en fonction du changement de leur spéciation, dépend des facteurs physico-chimiques du milieu ainsi que des facteurs biologiques. Plusieurs études confirment que le niveau de bioaccumulation des métaux dans les organismes ainsi que leurs effets biologiques, dépendent non seulement de leurs biodisponibilités dans le milieu mais également des caractéristiques biologiques propres à chaque espèce (mode

et quantité de nourriture, taille de l'organisme, écologie, physiologie...) (Morel, 1983 ; Eriksen et al., 2001 ; Vinot, 2004 ; Besser et al., 2005 ; Luoma & Rainbow., 2005 ; Zubrod et al., 2015).

Afin de mieux connaître et comprendre les processus de contamination et de suivre son évolution chimique à partir des trois compartiments (eau, sédiments et biote) dans les écosystèmes lagunaires vulnérables, des programmes de recherche environnementaux ont été mis en œuvre par l'INRH.

Cette étude sur la lagune de Moulay Bousselham (Merja Zerga) vient compléter les études déjà réalisées par l'INRH sur la qualité environnementale de la lagune de Nador, la lagune de Oualidia (Benbrahim et al., 2015), ainsi que la baie de Dakhla (Anhichem et al., 2017).

L'objectif principal de ce travail est d'étudier les facteurs environnementaux et zootechniques qui peuvent influencer l'accumulation des métaux traces chez la palourde européenne *Ruditapes decussatus*, au niveau des deux lagunes de la frange atlantique marocaine, à savoir, la lagune de Moulay Bousselham (Merja Zerga) et la lagune de Oualidia.

Les objectifs spécifiques sont :

- 1) Actualiser et compléter les bases de données concernant les paramètres physico-chimiques pour les masses d'eaux et les sédiments des écosystèmes lagunaires ;
- 2) Evaluer les niveaux de contamination de la palourde *R. decussatus* par les éléments traces métalliques, ainsi que les différents facteurs environnementaux qui peuvent influencer l'accumulation de ces éléments.
- 3) Tester et développer pour la première fois un système d'élevage de la palourde *R. decussatus* en suspension dans la colonne d'eau, et évaluer l'effet de la technique d'élevage sur l'accumulation des contaminants.

Ce manuscrit se structure autour de l'approche décrite précédemment et il est subdivisé en quatre chapitres :

Le premier chapitre a compilé une synthèse globale de l'historique des travaux sur les éléments traces métalliques et leur importance dans la surveillance des produits de la mer en général, et sur les gisements coquilliers en particulier, leur occurrence dans les différents niveaux des habitats, leurs effets toxiques et leurs corrélations avec les différents facteurs du milieu. Ensuite, dans un deuxième temps, les grandes lignes caractéristiques de l'espèce étudiée la palourde européenne *R. decussatus* et des sites d'études dans la Merja Zerga et dans la lagune de Oualidia.

Le deuxième chapitre est réservé à l'étude physico-chimique des masses d'eau et à l'évaluation de la contamination métallique des sédiments de la Merja Zerga et de la partie centrale de la lagune de Oualidia.

Le troisième chapitre traite dans sa première partie l'étude biométrique de la palourde *R. decussatus* des gisements naturels au niveau de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia et dans sa deuxième partie, il expose les niveaux et tendances spatiotemporelles des teneurs métalliques dans les tissus de la palourde *R. decussatus* dans les deux lagunes, ainsi que leurs corrélations avec les paramètres du milieu.

Le quatrième chapitre est consacré à une description de l'étude réalisée au niveau de la lagune de Oualidia, pour tester le système d'élevage de la palourde *R. decussatus* en suspension dans la colonne d'eau.

Chapitre I :

Synthèse bibliographique

1- Etat des lieux de la pollution du littoral Atlantique Marocain

Le littoral Atlantique Marocain montre une variété d'habitats interconnectés entre eux : plages, estuaires, lagunes, vasières, dunes et falaises. Ces écosystèmes sont reconnus aujourd'hui comme un patrimoine commun vital et fragile, soumis à des pressions accrues, notamment sur les parties les plus convoitées. Le littoral Atlantique Marocain subit une pression urbaine considérable. Il comprend les agglomérations urbanistiques les plus importantes du pays (61% des populations des grandes villes, 80% de mains d'œuvre qualifiées permanentes de l'industrie) (Nakhli, 2010). Il représente un important pôle d'attraction pour différentes activités touristiques (53% de la capacité touristique marocaine), industrielles et commerciales (Nakhli, 2010). Le littoral représente un environnement d'urbanisation souvent anarchique provoquant la dégradation des zones côtières et contribuant à la pollution de nombreux sites lagunaires en particulier.

1.1 Activités urbaines

La population urbaine du littoral Atlantique Marocain n'a cessé d'augmenter depuis la moitié du siècle dernier. Cette population, à majorité rurale avant 1994, est devenue depuis lors à prédominance urbaine. Il est à noter que le taux d'urbanisation qui n'était que de l'ordre de 35,2% en 1971 est passé à 42,8% en 1982, pour atteindre 55,1% en 2004. En 2010, la population urbaine a représenté 57,8% de la population du royaume (GEF, 2016). En 2020 les estimations des espaces urbains englobent 61% de la population totale, témoignant ainsi d'une tendance à la hausse de la part urbaine (HCP, 2007).

Le phénomène d'urbanisation ne manquera pas d'induire de multiples perturbations et de fortes pressions sur l'environnement et sur les ressources naturelles locales. L'intervention humaine accroît le degré d'impact par une demande croissante en matériaux de construction, occupation du sol et surtout par les activités halieutiques, le transport maritime, la décharge directe ou indirecte de déchets solides et liquides, et l'exploitation accrue des ressources biologiques.

Les impératifs du développement économique entrent souvent en contradiction avec la nécessité de protéger les espaces naturels, et seul un aménagement intégré, se situant dans l'interface économie/écologie, est à même d'assurer un développement harmonieux et durable.

1.2 Activités agricoles

L'agriculture a depuis toujours été considérée comme un secteur clé jouant un rôle central sur le plan économique et social du Maroc. Il contribue à environ 80% des emplois en milieu rural et environ 40% au niveau national. La part de l'agriculture dans le Produit Intérieur Brut (PIB) national varie, selon la pluviométrie de l'année, entre 16 et 20%. (GEF, 2016). C'est grâce à cette place stratégique sur les plans économique, social et environnemental, que le secteur de l'agriculture a bénéficié d'un grand intérêt et d'un effort conséquent des pouvoirs publics pour promouvoir son développement et sa modernisation.

L'augmentation de la productivité agricole mondiale qui a suivi la seconde guerre mondiale a été rendue possible en grande partie grâce à l'utilisation intensive d'intrants, tels que les pesticides ou encore les engrais chimiques, intrants qui continueront de jouer un rôle fondamental dans de nombreux systèmes agricoles. Cependant, bien qu'il soit nécessaire de protéger les cultures contre les maladies, les insectes et les plantes parasites et d'améliorer les récoltes, il est nécessaire d'anticiper l'impact considérable de l'utilisation des produits agrochimiques sur l'environnement particulièrement à proximité des zones humides.

Les polluants agricoles qui suscitent une vive inquiétude pour la santé humaine sont les agents pathogènes provenant du bétail, les pesticides et les éléments traces métalliques.

1.3 Activités de pêche et d'aquaculture

La pêche et l'aquaculture apportent une contribution fondamentale à l'alimentation, à l'emploi, aux loisirs, au commerce et au bien-être économique, cette activité devrait être conduite de manière responsable (FAO, 2006). Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) prévoit qu'il n'y aura pas assez de poisson sauvage en 2040 (FENIP, 2010), devant de très grandes difficultés l'homme ne peut être sage et respectueux vis-à-vis des ressources qui subissent déjà de très grandes menaces par la surexploitation, la dégradation des milieux et la pollution de plus en plus accentuée des écosystèmes marins.

En 2018, le total des pêches de capture et de l'aquaculture mondial a atteint un niveau de 178,5 millions de tonnes. Sur ce total la part destinée à la consommation humaine était de 156,4 millions de tonnes, avec une population mondiale estimée à 7,6 milliards d'habitants, une consommation apparente par habitant de 20,5 kg était enregistrée. L'aquaculture, qui représentait 46% entre 2006 et 2015 avec 59,7 millions de tonnes, a enregistré un niveau record de 52% en 2018 avec 82,1 millions de tonnes. Soit une augmentation de 6% par

rapport à la moyenne des années entre 2006 et 2015 (tableau 1) (FAO, 2020). Le développement des pêches mondiales s'est fait au prix d'une très forte diminution de l'abondance des ressources exploitées. La production de la pêche de capture étant relativement stable depuis la fin des années 80, c'est à l'aquaculture que l'on doit la croissance impressionnante de l'offre de poisson destiné à la consommation humaine (FAO, 2016).

L'aquaculture poursuit son essor à un rythme plus rapide que celui de tous les autres secteurs de production alimentaire d'origine animale et a dépassé la croissance démographique, et c'est aussi un des secteurs les plus diversifiés en termes d'espèces (FAO, 2018 ; Harvey et al., 2017). L'aquaculture est une alternative complémentaire passionnante à développer et à encourager, qui permet de contribuer à la fourniture de compléments de protéines d'origine aquatique à la population mondiale en pleine croissance ainsi qu'à l'atténuation de l'effet de la surexploitation par pêche, à la réduction de la pression exercée sur les stocks halieutiques naturels exploités et à la compensation du déficit enregistré au niveau des captures par pêche.

L'aquaculture est confrontée à un cadre institutionnel définissant les conditions d'accès d'utilisation et de protection du milieu marin. Le développement durable du secteur aquacole est défini dans le code de conduite pour une pêche responsable comme étant un secteur qui se doit d'être « *respectueux de l'environnement, techniquement approprié, économiquement viable et socialement acceptable* » (FAO, 1995).

En 2008, la FAO a proposé une approche stratégique pour le développement et la gestion du secteur visant à « *intégrer l'activité dans l'écosystème élargi de telle sorte qu'elle favorise le développement durable, l'équité et la résilience de l'interconnexion des systèmes socio-écologiques* », il s'agit de l'approche écosystémique de l'aquaculture (AEA) (Chary, 2019). Les grands principes et concepts de l'AEA sont la reconnaissance des services écosystémiques, le principe de précaution, le principe d'internalisation des coûts environnementaux et de recyclage des déchets et la notion de capacité de support (FAO, 2011 ; Chary, 2019).

Tableau 1: Production et consommation des produits de la mer au niveau mondial entre 1986 et 2018 (FAO, 2020).

	1986-1995	1996-2005	2006-2015	2016	2017	2018
Production (en Million de tonnes)						
Pêche	86,9	91,4	89,8	89,6	93,1	96,4
Aquaculture	14,9	34,2	59,7	76,5	79,5	82,1
Total : Pêche et aquaculture	101,8	125,6	149,5	166,1	172,7	178,5
Consommation (en Million de tonnes)						
Consommation humaine	71,8	98,5	129,2	148,2	152,9	156,4
Population (en milliards de personne)	5,4	6,2	7,0	7,5	7,5	7,6
Consommation apparente par habitant (Kg)	13,4	15,9	18,4	19,9	20,3	20,5

Au Maroc, le secteur de la pêche représente entre 2% et 3% du PIB et génère environ 122.127 emplois en mer 534 emplois en aquaculture et 104.980 emplois à terre, tout en assurant des sources de revenus pour plus de 3 millions de personnes (DPM, 2019). En 2019, la production halieutique nationale, toutes espèces confondues, a totalisé un volume d'un million 461 mille tonnes (DPM, 2019), soit une hausse de 7% par rapport à l'année 2018, dominée par les poissons pélagiques ayant constitué près de 86% de la production avec une hausse des rendements de pêche des céphalopodes. La tendance de production reste positive sur la période 2010-2019 avec une hausse annuelle moyenne de 2,8% (DPM, 2019), Grâce à cette production, le Maroc se place au 17ème rang des pays producteurs (pêche de capture) et premier sur le continent africain (FAO, 2020).

L'aquaculture au Maroc n'a connu son essor qu'après le lancement du plan Halieutis en 2009, avec un objectif d'atteindre 200.000 tonnes de produits d'aquaculture à l'horizon 2020, ce qui va représenter 11% de la production halieutique total du Maroc estimée à 1,75 millions de tonnes. L'aquaculture est positionnée au niveau de l'axe durabilité en tant que filière prioritaire de la stratégie Halieutis et ce dans un contexte mondial où les réserves halieutiques sont sous forte pression.

En 2018, une vingtaine de fermes aquacoles actives ont vu le jour, avec une capacité de production qui dépasse les 3000 tonnes et un nombre d'emplois d'environ 250 personnes (figure 1). Une éclosérie a démarré ces activités au niveau de la baie de Dakhla en février 2016 avec une capacité de production de 50 millions de naissains d'huîtres et 10 millions de naissains de palourdes (ANDA, 2018).



Figure 1: Répartition géographique des fermes aquacoles actives au Maroc (ANDA, 2018).

Au Maroc, la production conchylicole varie depuis son apparition dans les années 50, entre 100 et 300 tonnes. Elle est toujours dominée par les huîtres (figure 2) (FENIP, 2010).

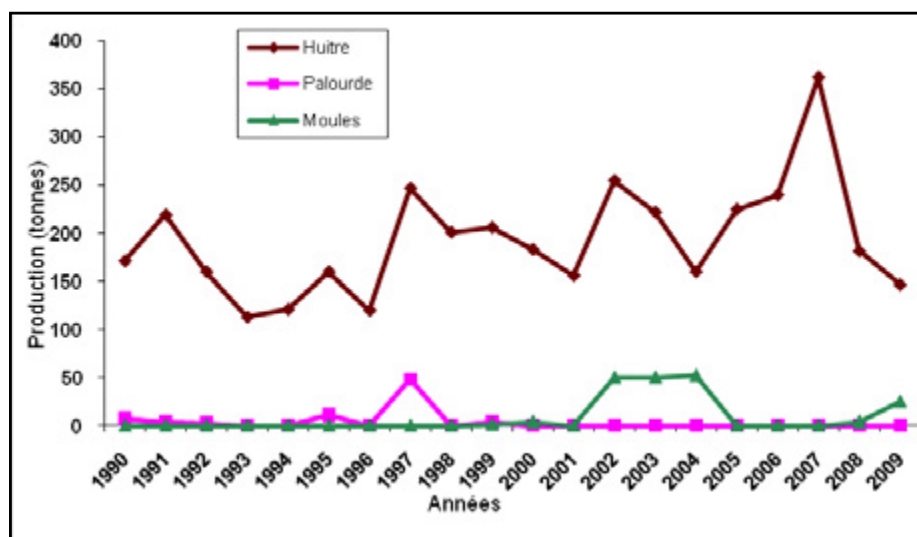


Figure 2: Production conchylicole par espèce au Maroc de 1990 à 2006 (Source: FENIP, 2010).

1.4 Activités industrielles

Le littoral concentre la majorité des activités industrielles et économiques de grande envergure. Plus de 80% des industries sont installées dans les zones côtières. Ces unités concernent les industries chimiques à Safi et Jorf Lasfar, pétrochimiques à Mohammédia et Casablanca, sidérurgiques à Nador et alimentaires à Kénitra et Agadir.

Les activités industrielles du raffinage et phosphate, les plus polluantes, sont localisées sur le littoral, dans les ports ou bien à proximité immédiate comme à Casablanca, Kenitra, Mohammedia, El Jadida et Safi. Les autres composantes du tissu industriel sont disséminées dans le tissu urbain en zone rétro-littorale mais il s'agit d'unités généralement sous-équipées qui rejettent directement leurs effluents dans le réseau d'assainissement sans traitement préalable. L'industrie halio-industrielle au Maroc connaît une croissance continue, grâce à la disponibilité des matières premières, du savoir-faire, de la main-d'œuvre et de la demande, potentiellement importante, du marché intérieur et extérieur. Le nombre d'établissements de transformation et de valorisation des produits halieutiques s'est élevé à 379 unités en 2015 (Doukkali & Kamili., 2018).

L'impact sanitaire de l'activité industrielle sur la santé publique dépend essentiellement des aires contaminées (eau, air, sol), de la nature des risques (liés aux déchets, technologiques, etc.), des types de polluants, de leurs concentrations et des voies d'exposition (respiratoire, digestive, cutanée). Les effets sont divers, allant de la simple gêne olfactive à la survenue de cancers (Malik et al., 2014 ; Sarkar et al., 2016 ; Jana et al., 2017 ; Sarkar & Shekhar, 2018). Ces rejets industriels dans le milieu marin, sans traitement préalable, ne sont pas anodins ce qui justifie amplement notre étude sur l'accumulation des éléments traces métalliques dans les tissus adipeux des mollusques bivalves consommables et dans les sédiments.

1.5 Activités portuaires

Les activités associées aux ports ont un impact potentiel considérable sur l'environnement : un port peut être une source de pollution tellurique quand il rejette des déchets industriels ou de pollution pélagique d'origine maritime causée par les navires. Les principales causes de cette pollution portuaire sont tout d'abord les hydrocarbures provenant de l'activité maritime. Ces pollutions chroniques rencontrées dans les ports concernent essentiellement les fuites ou rejets involontaires de carburant. Une partie importante s'évapore en donnant des odeurs caractéristiques tandis que la fraction la plus lourde forme un film irisé à la surface de l'eau. Lorsque le film est continu et occupe une surface importante, il diminue la pénétration de lumière et peut ainsi contribuer à un déficit en oxygène des eaux sous-jacentes.

Selon le programme des nations unies pour l'environnement (PNUE), 80% des pollutions marines sont d'origine terrestre alors que les facteurs telluriques de détérioration du littoral qui sont d'origine marine, comme le trafic maritime et les ouvrages portuaires, constituent 20% de cette pollution (Najih, 2012).

Au Maroc, les ports maillons clé des chaînes logistiques des échanges externes, constituent un levier important du développement économique et social du pays. Entre 2015 et 2018, le trafic portuaire a connu une hausse pour atteindre 137 millions de tonnes, concentrée dans la zone portuaire Tanger Med (38%), suivi du port de Jorf Lasfar (23%) et du port de Casablanca (21%) (METLE, 2018). En 2018, l'équipement portuaire national comprend 43 ports dont, 13 ports ouverts au commerce extérieur, 20 ports de pêche et 07 ports de plaisance (METLE, 2018), ce qui constitue un véritable réseau portuaire réparti le long du littoral entre l'Atlantique et la Méditerranée. Une nouvelle approche a été adoptée, basée sur le concept de pôle portuaire qui permettra à chacune des régions du Royaume de promouvoir ses atouts, ses ressources et ses infrastructures et de bénéficier du dynamisme économique engendré par les ports.

Pour gérer l'environnement parallèlement aux activités diverses des ports et du transport par eau, une approche structurée de gestion de l'environnement dans une optique de développement durable apparaît indispensable.

Concernant le cas du Maroc, plusieurs conventions relatives à la protection de l'environnement marin ont été signées et ratifiées (Najih, 2012). Au niveau méditerranéen la convention de Barcelone du 16 février 1976 pour la protection de la mer Méditerranée contre la pollution, entrée en vigueur le 12 février 1978 a été ratifiée par le Maroc le 15 février 1980. Selon cette convention les parties doivent prendre les mesures appropriées pour lutter contre les déversements provenant des cours d'eaux, des établissements côtiers ou d'autres sources telluriques relevant de leur juridiction et sont appelées à coopérer et à prendre les mesures nécessaires qui sont à même de permettre de faire face aux cas d'urgence de pollution. En ce qui concerne la côte Atlantique, on peut citer l'accord de coopération pour la protection des côtes et des eaux de l'Atlantique du nord-est contre la pollution, signé à Lisbonne le 17 octobre 1990 (Najih, 2012). Aux termes de cet accord les parties sont appelées à mettre sur place un volume minimal de matériel en des points prédéterminés de manière à pouvoir faire face à des déversements d'hydrocarbures ou toute autre substance nocive, ainsi qu'un système de prévention et de lutte contre les incidents de pollution en mer.

2- Contexte de contamination : Polluants dans le milieu marin

La pollution a considérablement dégradé l'environnement et particulièrement le milieu marin. La pollution marine est l'une des nuisances les plus préoccupantes de l'environnement, c'est l'un des principaux problèmes de l'environnement qui se pose au monde entier. Certes, ce problème n'est pas récent, puisque la communauté scientifique a signalé la présence des polluants dans le milieu marin dans les années 50 et leur surveillance a commencé au niveau international dans les années 60 (figure 3). Cependant, cette pollution s'est aggravée ces dernières années avec le développement industriel et l'explosion démographique. Les effluents devenant ainsi plus importants, pourraient mettre en péril les potentialités productives du milieu aquatique et avoir des conséquences néfastes sur la santé humaine.

Une grande partie des polluants rejetés dans l'environnement parvient au milieu marin par les eaux continentales qui représentent le véhicule le plus courant des polluants, soit directement par les rejets d'émissaire en mer, soit indirectement par les eaux de ruissellement qui drainent sur leur passage les polluants domestiques ou industriels recouvrant les champs et les cours d'eau.

On distingue la pollution générée par les substances chimiques telles que les éléments métalliques, les composés organiques (hydrocarbures et les pesticides), ainsi que celle causée par les polluants biologiques.

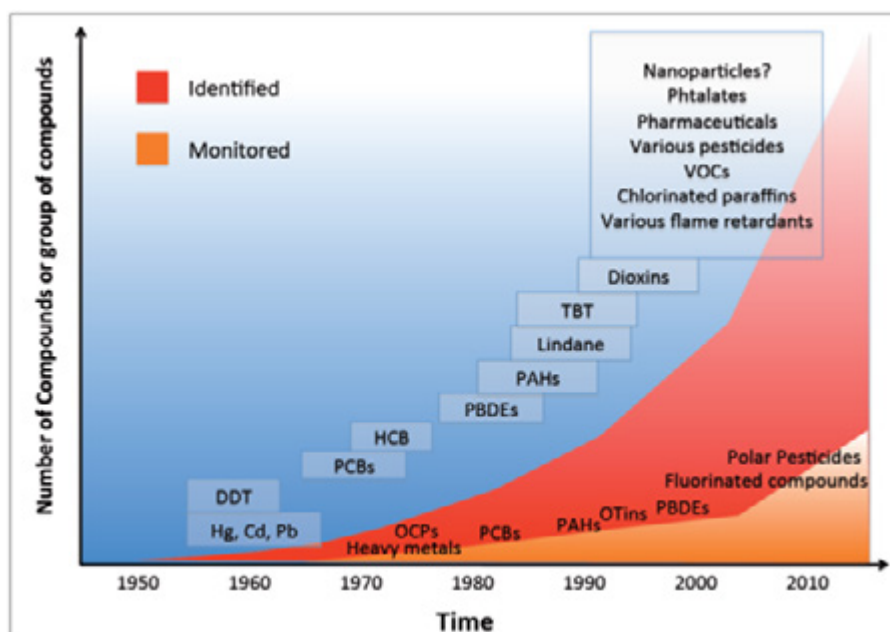


Figure 3: Chronologie illustrant le délai entre la découverte et la surveillance de routine de quelques substances chimiques ou groupes de substances (MB-ESF, 2011).

2.1 Contaminants métalliques

2.1.1 Généralités

Contrairement à la plupart des contaminants organiques, les métaux sont des constituants naturels dans les roches et dans les gisements minéraux. Ces éléments sont présents à de faibles teneurs (moins de 0,1%) dans les sols, les sédiments, les eaux de surface et les organismes vivants (Callender, 2003 ; Devallois, 2009). Cependant, ces constituants normaux de l'environnement à l'état de traces sont tous toxiques au-dessus d'un certain seuil (Kucuksezgin et al., 2006). Si certains métaux sont indispensables au déroulement des processus biologiques (Oligo-éléments) comme le cuivre, le zinc et le fer, de faibles niveaux de ces éléments entraînent des carences en métaux essentiels, mais ils sont toxiques à des niveaux excessifs (Miquel, 2001 ; Turkmen et al., 2005 ; Lafabrie, 2007 ; Atli & Canli, 2011). D'autres éléments comme le cadmium, le plomb et le mercure sont des métaux non essentiels. Leur effet toxique peut être relativement élevé par rapport à d'autres métaux plus essentiels (Figure 4) (Walker et al., 2006 ; Wang & Rainbow, 2006 ; Zhiyou et al., 2016).

La contamination métallique dans les corps aquatiques, due aux activités humaines, a été enregistrée depuis l'Antiquité (Cossa et al., 1990 ; Cossa et al., 1993). Les éléments métalliques ont à la fois une origine lithogène et anthropique (Kabata-Pendias, 2011). Certains métaux pénètrent dans la mer à partir de l'atmosphère, par les volcans, l'altération naturelle des roches, mais aussi par de nombreuses activités humaines, telles que l'exploitation minière, la combustion, les eaux usées industrielles et urbaines et les pratiques agricoles (Casas, 2005 ; Brignon et al., 2005).

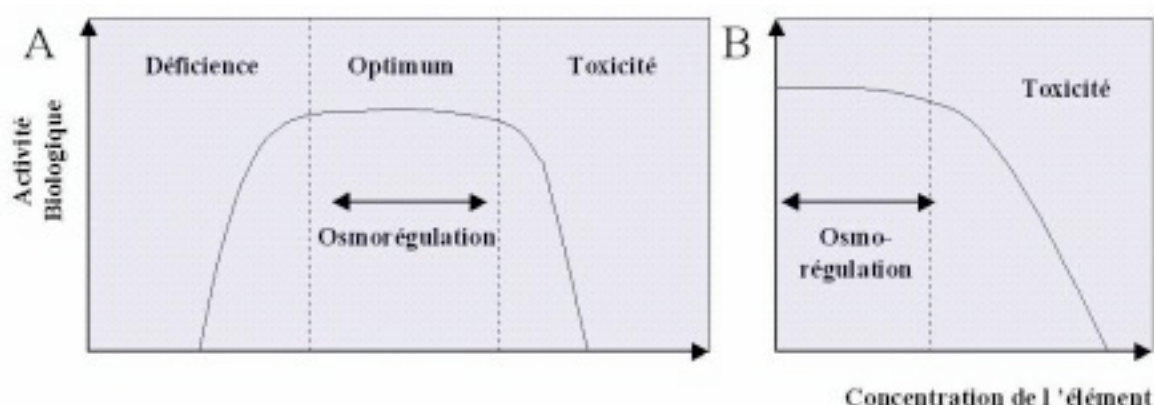


Figure 4: Influence de la concentration en élément essentiel (A) ou non essentiel (B) sur l'activité ou la croissance d'un organisme (modifiée d'après Jacquet M et al., 2015).

Les Éléments Traces Métalliques (ETM) désignent des métaux et métalloïdes réputés toxiques et dont la teneur moyenne dans les sols est inférieure à 1g.kg^{-1} (Miquel, 2001 ; Gouzy & Ducos, 2008 ; Papp, 2011). Ce sont des éléments métalliques ayant une teneur relativement élevée en poids atomique et densité, au moins 5 fois plus élevés que ceux de l'eau. Les ETM sont des éléments persistants dans le milieu, ils ne sont ni créés, ni dégradés dans l'environnement (Thévenot et al., 2009). Ils peuvent en revanche changer de forme physique ou chimique, et de valence, sous l'influence de réactions chimiques et/ou biologiques (Papp, 2011 ; Goher et al., 2015). Et par conséquent, ils s'accumulent tout au long de la chaîne trophique, parfois à des niveaux toxiques (Dusquene, 1992 ; Gupta & Singh., 2011).

Dans les cours d'eau, le cadmium, plomb, mercure, chrome, nickel, cuivre et zinc sont les plus fréquemment trouvés car ce sont les plus utilisés dans les activités humaines (Tusseau-Vuillemin et al., 2007 ; Thévenot et al., 2009 ; Fechner et al., 2011 ; Lebrun et al., 2014, 2015). Ils font parties des dix ETM considérés comme les plus préoccupants pour l'environnement et les plus toxiques pour les écosystèmes aquatiques (Shahidul Islam & Tanaka., 2004). Le cadmium, plomb, mercure et nickel sont inscrits dans la liste des substances prioritaires. Le cadmium et le mercure sont en outre classés substances prioritaires dangereuses (Papp, 2011).

En milieu aquatique, les ETM sont répartis dans différents compartiments : la colonne d'eau, les sédiments, l'eau interstitielle, la matière en suspension et le biote. L'accumulation des ETM par les organismes marins, en fonction du changement de leur spéciation (transformation en formes chimiques plus mobilisables pour les organismes), dépend des facteurs physico-chimiques du milieu ainsi que des facteurs biologiques.

Les études sur la pollution par ces éléments, en particulier dans les zones côtières, ont augmenté au cours des dernières décennies à l'échelle mondiale. Par conséquent, la mobilité, la biodisponibilité et la toxicité ultérieure des ETM ont constitué un domaine de recherche majeur (Ghabbour et al., 2006). Ces études visaient principalement à relier l'effet biologique à la concentration métallique du milieu, étant donné que l'effet biologique induit par un métal est mieux corrélé à la concentration du métal libre (Mn^{+}) qu'à sa concentration totale (Morel, 1983 ; Besser et al., 2005 ; Luoma & Rainbow., 2005 ; Zubrod et al., 2015).

Dans les milieux aquatiques, les ETM présents dans la colonne d'eau et le sédiment sont sous deux formes : La forme dissoute dans la colonne d'eau et l'eau interstitielle de la colonne sédimentaire (cette forme est plus mobile et donc la plus biodisponible pour les populations aquatiques), la deuxième forme c'est la fixation sur les particules des sédiments ou sur la matière en suspension dans

la colonne d'eau (Devallois ,2009). Sous cette dernière forme les ETM peuvent s'accumuler dans le compartiment sédimentaire formant ainsi des stocks de polluants, potentiellement toxiques pour l'environnement. Les conditions physico-chimiques du milieu peuvent contribuer dans la remobilisation de ces stocks qui vont engendrer une grande toxicité du milieu vis-à-vis des organismes vivants (Devallois, 2009).

La biodisponibilité des polluants dépend de l'état physico-chimique sous lequel les ETM sont présents dans les différents compartiments de l'environnement (Eriksen et al., 2001). Les complexes métalliques lipo-solubles et les formes ioniques ou faiblement complexées sont considérées en général, comme les plus biodisponibles (Vinot, 2004). Le niveau de bioaccumulation des métaux dans les organismes dépendra également des caractéristiques biologiques propres à chaque espèce (mode et quantité de nourriture, taille de l'organisme, écologie, physiologie...) (Vinot, 2004).

2.1.2 Cadmium (Cd)

2.1.2.1 Sources et Utilisations

Le cadmium est naturellement présent à l'état de traces dans les roches superficielles de l'écorce terrestre. Il est obtenu comme sous-produit de raffinage de Pb (Plomb), Zn (Zinc) et Cu (Cuivre) ainsi que dans des phosphates naturels, aussi bien lors de l'extraction, que de la fonte ou du raffinage de ces minerais (Casas, 2005 ; Chahid, 2016). Les poussières d'aciéries, l'incinération d'ordures ménagères, les impuretés dans certains engrais phosphatés et les combustions des dérivés fossiles du carbone (combustion produits pétroliers et charbon) introduisent également ce métal dans l'atmosphère. Le transport de ce polluant peut couvrir de grandes distances (Casas, 2005). Le cadmium retrouvé dans l'eau est issu de l'érosion des sols, ou d'activités anthropiques comme les décharges industrielles (INERIS, 2011).

80% du cadmium est utilisé sous sa forme métallique (Chahid, 2016). La quasi-totalité du cadmium utilisé est disséminée dans l'environnement. Il atteint le milieu marin par voies atmosphérique et aquatique (Cossa & Lassus., 1989). Malgré le déclin des utilisations intentionnelles du cadmium suite à son interdiction et son emploi restreint dans plusieurs applications importantes (Gouzy & Ducos., 2008) son utilisation demeure toujours source d'impact sur l'environnement principalement le milieu marin.

Les usages de cadmium se situent principalement dans les traitements de surface de nombreux alliages pour leur donner une excellente résistance à la corrosion. Le cadmium est également utilisé comme pigment surtout dans les matières plastiques, mais aussi dans les céramiques, les peintures, le textile, le verre, les

émaux, les encres. Il est utilisé comme stabilisants pour matière plastique dans l'industrie du chlorure de polyvinyle. Des accumulateurs, type « pile alcaline » est fondé sur la réaction charge-décharge du couple nickel-cadmium ou argent-cadmium et utilisé en raison de leurs bonnes qualités. Un alliage de cadmium, indium et argent est utilisé comme absorbeur de neutrons dans les barres de réglage du cœur de certains réacteurs nucléaires. Certains détecteurs de fumée utilisent les propriétés photochimiques du sulfure de cadmium, il entre dans la composition de matériaux phosphorescents et fluorescents, de contacteurs électriques (Cu/Cd), de cellules photovoltaïques, de cellules photoélectriques (Casas, 2005 ; INERIS, 2011 ; Chahid, 2016 ; IFREMER, 2018).

2.1.2.2 Propriétés fondamentales et accumulation

Le cadmium est un métal blanchâtre, argenté, à reflet bleu pâle. Il est mou et ductile. Son numéro atomique est de 48 et sa masse atomique est de 112,4 et dérive d'un mélange de huit isotopes stables (Bur, 2008). Le cadmium est un métal assez résistant à la corrosion d'autant plus qu'en présence d'eau il se recouvre d'une couche d'oxyde protectrice. Il ne forme pas de liaison stable avec le carbone mais ces complexes avec certains composés organiques (cyanures, amines, etc.) sont stables. Il se dissout dans les acides mais pas dans les bases (Cossa & Lassus., 1989 ; Casas, 2005). Le cadmium est un élément relativement rare et n'existe pas naturellement à l'état natif. Il est présent dans la croûte terrestre souvent associé au zinc et au plomb (INERIS, 2011 ; IFREMER, 2018).

En milieu aquatique, il est rencontré sous diverses formes physiques (dissoute (< 1 nm), colloïdales (de 450 à 1 nm), particulaires ($> 0,45$ μ m)) et chimiques (minérale ou organique) (Casas, 2005). Dans les eaux de surface océanique, les teneurs en cadmium sont souvent plus faibles dans les régions où les sels nutritifs ont été épuisés. Des concentrations importantes se rencontrent dans les eaux riches en sels nutritifs, dans les zones d'upwelling (Cossa & Lassus., 1989). L'adsorption et la sédimentation des métaux sur les particules marines règlent les niveaux de concentration et la distribution de nombreux métaux dans l'océan.

Le rôle de la matière particulaire et généralement les grosses particules ($> 100\mu$ m) dans le transport des éléments vers les fonds océaniques, a été mis en évidence depuis de nombreuses années (Fowler et al., 1986). Favorisant ainsi un enlèvement du cadmium dissous dans les eaux de surface océaniques. Cependant, lors de la chute vers le fond, la dégradation de la matière organique particulaire remobilise une fraction des métaux qui lui sont associés. Ce processus aboutit à un type de distribution du cadmium dissous qui ressemble beaucoup à celui des sels nutritifs. Dans la classification du Bruland (1983) in (Cossa & Lassus., 1989)

le cadmium a une distribution semblable à celle du nutriment le plus labile, le phosphate.

La distribution du cadmium dans les eaux côtières est beaucoup plus complexe que dans l'océan. A l'interface eau douce-eau de mer, le cadmium subit des changements de phase en raison des forts gradients physicochimiques (salinité, pH, potentiel redox, caractéristiques de la matière organique dissoute et particulaire, des particules inorganiques en suspension en particulier les oxydes de Fe et Mn et de l'activité des organismes vivants) qui gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez et al., 1999 ; Chiffolleau et al., 2001 ; Casas, 2005).

Dans les eaux naturelles l'ion Cd^{2+} prédomine au-dessous de pH 8 (Hem, 1972). Dans sa spéciation, il est généralement considéré comme dissous, seules les eaux très riches en matières en suspension ou des eaux proches du fond, peuvent présenter du Cd adsorbé à la fraction solide (Li et al., 1984). L'adsorption du Cd dans la fraction solide est considérée comme étant un enjeu majeur pour expliquer la concentration de cet élément dans les eaux naturelles (Lum, 1987).

Pour les sédiments côtiers superficiels, les teneurs en cadmium sont très variables non seulement en raison de la diversité de la nature et de l'origine des grains sédimentaires, mais c'est aussi le résultat d'un compromis cinétique entre le taux de sédimentation, les réactions diagénétiques et le taux de mélange biogénique (Cossa & Lassus., 1989). L'accumulation du cadmium chez les organismes marins varie selon les espèces en fonction des variations interspécifiques et intraspécifiques (âge, saison, milieu) de chaque groupe biologique (Cossa & Lassus., 1989). Le potentiel redox des systèmes sédiments-eau exerce un contrôle régulateur sur l'association chimique des particules de cadmium, alors que le pH et la salinité affectent la stabilité de ses différentes formes (Kersten, 1988). Des teneurs élevées en chlorure tendent à favoriser la formation de complexes de chlorure, ce qui diminue l'adsorption du cadmium sur les sédiments, augmentant ainsi la mobilité du cadmium (Bourg, 1988) et diminuant la concentration de Cd^{2+} dissous et la biodisponibilité (Luoma, 1983). Dans les environnements anoxiques, la quasi-totalité du cadmium particulaire est complexée par des matières organiques insolubles ou liée à des minéraux sulfurés. L'absorption du cadmium chez les bivalves s'effectue par plusieurs niveaux branchial ou digestif, ou encore à la surface du manteau ; toutes ces voies sont possibles pour un même métal et leur importance relative est fonction de la forme chimique sous laquelle le métal est dans le milieu (Cossa & Lassus., 1989). Le cadmium est très bioaccumulable mais on observe peu de bioamplification (Papp, 2011). Il semble qu'une diminution des concentrations avec l'augmentation

du niveau trophique soit la situation la plus couramment observée (Cossa & Lassus., 1989).

2.1.2.3 Toxicité

Le cadmium a une place à part, faisant l'objet d'une attention croissante de la part des toxicologues, depuis son entrée parmi les toxiques à haut risque au moment de l'affaire maintenant controversée de la maladie d'Itai-Itai (Tsuchiya, 1978). Le syndrome d'Itai-Itai défini par l'association d'une insuffisance rénale avec ostéoporose (déminalisation et fragilisation des os) et ostéomalacie (déminalisation et déformation des os). Son nom provient des cris poussés par les malades, riziculteurs âgés de 40 à 60 ans, du bassin de la rivière Jintsu au Japon, intoxiqués par l'eau de boisson et la consommation de riz contaminés par les rejets d'une usine de métaux non ferreux (Casas, 2005 ; WU et al., 2009).

Contrairement à de nombreux métaux, le cadmium n'a aucun rôle métabolique connu et ne semble pas biologiquement essentiel ou bénéfique au métabolisme des êtres vivants (Lane & Morel, 2000 ; Sbihi et al., 2012).

Le Cd est l'un des métaux les plus toxiques chez plusieurs organismes vivants. Les effets toxiques du Cd sont habituellement reliés au fait que celui-ci prend la place d'autres métaux essentiels de structure analogue, comme le calcium et le zinc, dans les cellules vivantes, sans toutefois remplacer parfaitement leurs fonctions (Papp, 2011). Le cadmium peut être intégré dans des complexes stables avec des composés organiques comme les cyanures et les amines (Cossa & Lassus., 1989). En effet, l'ion (Cd^{2+}) est un accepteur intermédiaire qui peut former des complexes stables avec des bases de Lewis avec une affinité plus forte pour le soufre que pour l'Azote et l'Oxygène (Jacobson & Turner., 1980).

Le JECFA (Joint Expert Comite for Food Additives) comité mixte FAO/OMS, a recommandé chez l'homme une dose hebdomadaire tolérable (DHT) de 7 μg de cadmium par kilogramme de poids corporel et par semaine. Il faut noter que, outre la boisson et la nourriture, le tabagisme est une source importante de cadmium notée dans toutes les études épidémiologiques (Casas, 2005). Selon leur solubilité et leur assimilation par l'organisme, le cadmium et ces divers composés présentent des effets toxiques variables. Ainsi, le chlorure de cadmium, soluble, apparaît plus toxique que le sulfure de cadmium très insoluble (Chahid, 2016).

Chez l'homme, lors d'une intoxication au cadmium par ingestion, le système digestif est le premier touché, par inhalation, l'intoxication peut conduire à une pneumonie chimique.

L'exposition chronique au cadmium peut conduire à une insuffisance rénale ou à une altération pulmonaire, hypertension et dommage sur le foie (Gouzy & Ducos., 2008) et des lésions testiculaires et osseuses (Ohta et al., 2002 ; Jana et al., 2017 ; Malik et al., 2014 ; Sarkar et al., 2016 ; Sarkar & Shekhar., 2018).

Chez les mollusques bivalves des concentrations de 0,05 à 1,2 $\mu\text{g.l}^{-1}$ peuvent provoquer des effets physiologiques (anomalies dans le développement embryonnaire et larvaire) et des inhibitions de croissance (Chiffoleau et al., 2001 ; INERIS, 2011). Chez la moule (*Mytilus galloprovincialis*), le niveau de stress induit par le Cd a provoqué un changement dans les fonctionnalités cellulaires et physiologiques de l'organisme, une déstabilisation de la membrane lysosomale et un impact génotoxique (El haimeur, 2019). L'impact au niveau cellulaire ou physiologique augmente en fonction de la concentration du Cd dans le milieu et aussi en fonction du temps d'exposition (El haimeur, 2019).

2.1.3 Plomb (Pb)

2.1.3.1 Sources et Utilisations

Pb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. Il est présent dans divers minéraux tels que la galène, la cérusite et l'anglésite (INERIS, 2016). Le plomb est associé à de nombreux éléments comme : Zn, Cu, Cd qui sont en grande partie récupérés lors des opérations métallurgiques (Chiffoleau et al., 2001). Les activités minières représentent la première source anthropique de contamination en Pb dans le monde (Nordberg et al., 2014).

Dans l'air, les émissions de plomb sont principalement anthropiques, l'addition de plomb aux essences est majoritairement responsable de sa dissémination dans l'environnement. Le plomb ainsi mobilisé arrive au littoral via les fleuves et l'atmosphère (Cossa et al., 1993 ; Casas, 2005).

L'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentent environ 80% des émissions de Pb dans l'environnement (Chahid, 2016).

Les sources majeures d'exposition (en dehors de l'exposition alimentaire) des enfants sont : la peinture au plomb, la poussière et la contamination du sol (ANSES, 2013).

Le plomb est un élément très utilisé dans l'industrie moderne (Branko et al., 2015). Il est principalement utilisé dans les batteries automobiles, les pigments, les munitions, les alliages, l'enrobage de câbles, la protection contre les rayonnements (feuille de plomb), la soudure... (IFREMER, 2018).

2.1.3.2 Propriétés fondamentales et accumulation

Le plomb est, dans son état naturel, un métal gris bleuâtre, dense et malléable. Son numéro atomique est 82. Il se présente principalement comme un mélange de trois isotopes Pb206, Pb207 et Pb208, qui sont issus respectivement de la désintégration radioactive de certains isotopes de l'uranium, de l'actinium et du thorium (Cossa et al., 1993 ; Bur, 2008).

Le plomb a deux états d'oxydation 2+ et 4+, l'état divalent est le plus stable dans l'environnement (Callender, 2003). Il existe sous trois formes essentielles : le plomb dissous, le plomb colloïdal et le plomb particulaire. C'est un élément très réactif dans l'environnement. L'atmosphère est son principal vecteur vers les océans (Cossa et al., 1993).

Dans les écosystèmes, il est considéré comme un élément non mobile et est majoritairement retrouvé associé aux particules (Gaillardet et al., 2003 ; Papp, 2011).

Le plomb réagit fortement avec les constituants du milieu et se trouve fortement associé à la matière organique (Papp, 2011). Le plomb présente une forte affinité pour la matière particulaire (Casas, 2005). L'adsorption et/ou absorption sur les oxydes de Fer et Aluminium et le facteur pH ont un rôle important dans le transfert et la mobilité du plomb (Papp, 2011).

Dans le milieu aquatique, le plomb a tendance à être éliminé de la colonne d'eau en migrant vers les sédiments, la quantité de plomb restant en solution est en fonction du pH du milieu (INERIS, 2016). Dans les sédiments, le plomb peut être remis en solution par dégradation aérobie de la matière organique particulaire à laquelle il est associé (Marchand & Kantin., 1997 ; Casas, 2005), il peut être méthylé par les bactéries. En sub-surface, la dissolution des oxydes de fer et de manganèse provoque également une solubilisation du plomb. Ces deux zones sont séparées par une région où le plomb précipite (Cossa et al., 1993).

Dans les organismes marins, les concentrations en plomb sont en général mille à cent mille fois plus concentrées que dans le milieu où ils vivent. La concentration en plomb dans un organisme marin est le résultat du processus «adsorption-absorption-stockage-élimination» (Cossa et al., 1993). Les mollusques filtreurs accumulent le plomb de manière proportionnelle à sa concentration dans le milieu, cependant le plomb n'est pas bioamplifié par les réseaux trophiques marins (Cossa et al., 1993). La bioaccumulation du plomb dépend principalement de la quantité de composés actifs du plomb (principalement des espèces aqueuses) dans l'environnement et de la capacité des espèces animales à stocker le plomb.

2.1.3.3 Toxicité

Le plomb est un élément non essentiel, il n'intervient apparemment dans aucun mécanisme biologique. Sa toxicité à haute dose est bien connue. Les symptômes de l'intoxication aiguë associés au travail dans la mine étaient déjà connus dans l'Antiquité (Cossa et al., 1993). Les composés du plomb sont généralement classés reprotoxiques, nocifs par inhalation et dangereux pour l'environnement (Règlement CE n° 1272/2008) (IFREMER, 2018).

Les études toxicologiques récentes ont mis en cause le plomb dans les cas de tératogénicité, inhibition de la synthèse de l'hémoglobine, dysfonctionnement rénal (Malik et al., 2014 ; Sarkar et al., 2016 ; Jana et al., 2017 ; Sarkar & Shekhar., 2018). Chez l'homme, sa nocivité se manifeste dans les cas les plus graves par des polynévrites périphériques et encéphaliques. Le plomb peut pénétrer dans l'organisme humain par inhalation, ingestion ou par voie cutanée. L'absorption digestive du plomb est augmentée par la vitamine D, les régimes riches en graisses ou carencés en calcium et en fer (ANSES, 2013).

Des études tendent à démontrer l'action néfaste du plomb sur le développement intellectuel des enfants d'âge scolaire (Needleman, 1984). Durant la première moitié du 20ème siècle, beaucoup d'enfants malnutris et vivants en contexte urbain ont ingéré des morceaux de peinture se détachant des vieux murs, ce qui causa de nombreux cas de saturnisme et d'empoisonnement au plomb (EPA, 2006). Les principaux organes cibles au saturnisme sont le système nerveux, les reins et le sang. Cette maladie se caractérise par une anémie et une perturbation du métabolisme par compétition avec les ions Ca^{2+} (Casas, 2005 ; INERIS, 2016).

2.1.4 Mercure (Hg)

2.1.4.1 Sources et Utilisations

Le mercure est rare dans le milieu naturel, il est émis vers l'atmosphère par différents processus naturels qui sont principalement : le dégazage par les sols et la végétation (zones de dépôts géologiques riches en mercure, minerais du cinabre), la volatilisation du mercure à partir des eaux naturelles et les émissions d'origine volcanique (Casas, 2005 ; INERIS, 2010). L'augmentation des émissions anthropiques de mercure a entraîné depuis le siècle dernier une augmentation d'un facteur trois des concentrations en Hg dans l'atmosphère et les eaux de surface de l'océan (Casas, 2005). Les principales sources anthropiques sont le feu de forêt, émissions des industries produisant de la soude caustique, du charbon, de la tourbe et du bois (INERIS, 2010 ; Zaidi & Pal., 2017 ; IFREMER, 2018).

Actuellement, le mercure est utilisé à plusieurs fins et comme constituant de plusieurs produits : fongicide ou pesticide, les procédés électrolytiques en électrotechnique, les peintures, les instruments de contrôle, la catalyse,

l'agriculture, la dentisterie, la pharmacie, les pâtes à papier, la production de batteries et accumulateurs, et il est encore utilisé dans certains laboratoires de recherche (IFREMER, 2018).

2.1.4.2 Propriétés fondamentales et accumulation

Le mercure, élément chimique de numéro atomique 80, est le plus volatil de tous les métaux ; il présente une vapeur monoatomique à des températures relativement basses (Cossa et al., 1990). Le mercure est le seul métal à l'état liquide dans les conditions normales de température et de pression, c'est un argent liquide ou « vif argent ». Il se divise par l'agitation en fines gouttelettes. Trois propriétés fondamentales conditionnent la dynamique du mercure dans l'environnement : sa volatilité à température ambiante ; la stabilité de ses liaisons avec le carbone et le soufre ; et sa très forte bioconcentration et toxicité.

Le mercure forme deux séries de composés : les composés mercuriques (+ 2) et les composés mercurieux (+I), les réactions de précipitation ou complexation produisent toute sa dismutation en sel mercurique. Les ions mercuriques forment des composés stables avec le carbone, l'azote, le chlore, le brome, l'iode et le soufre.

Contrairement à la plupart des autres métaux, le mercure a une tendance marquée à former des liaisons covalentes plutôt que des liaisons ioniques.

En particulier sa liaison avec le carbone est très forte. Les composés alkylés ou arylés, et tout particulièrement le méthylmercure, sont très stables (Cossa et al., 1990 ; Casas, 2005) . Le taux de méthylation est influencé par le potentiel d'oxydo-réduction et la salinité du milieu (Cossa et al., 1990).

Dans l'environnement, les composés méthylés jouent un rôle très important dans le cycle biogéochimique du mercure. Le monométhyl mercure, CH_3Hg^+ , ainsi formé, a une très grande faculté de bioamplification dans les chaînes alimentaires et sa proportion augmente progressivement quand on passe d'un échelon trophique au suivant (Casas, 2005 ; Papp, 2011).

Pour les eaux côtières riches en carbone organique, la majeure partie du mercure dissous serait complexée par la matière organique dissoute (Cossa et al., 1990). En plus de sa capacité à former des complexes organiques très stables, le mercure a la propriété de former des composés covalents avec le carbone, principalement du méthyl et du diméthylmercure.

Dans les sédiments des zones côtières, de nombreux travaux ont permis de mettre en évidence une augmentation des concentrations d'origines anthropiques et particulièrement les sédiments proches des rejets des usines de chlorures alcalins (Cossa et al., 1990). La forte concentration en sels, principalement les ions chlorure, influence l'équilibre méthylation - déméthylation qui se déroule dans

les sédiments. Les taux de méthylation y sont nettement plus faibles que dans le milieu « eaux douces » (Cossa et al., 1990). La bioaccumulation du mercure par les organismes marins est conditionnée par la présence de mercure méthylé dans leur milieu. La température et le pH du milieu sont des facteurs importants de mobilisation du mercure. Ces facteurs interviennent d'abord dans l'eau en libérant Hg^{2+} de ses complexes et de ses chélates, puis à l'interface et dans les sédiments en libérant le monométhylmercure formé. Il s'ensuit alors une augmentation de la concentration en Hg^+ de l'eau et de ce fait une augmentation de concentration dans le biotope (Cossa et al., 1990 ; INERIS, 2010).

2.1.4.3 Toxicité

Le mercure est considéré depuis longtemps comme étant le plus toxique des métaux lourds. Du fait de sa très forte toxicité, il est soumis à de nombreuses réglementations d'utilisation et de rejet (IFREMER, 2018). Le mercure est un métal très réactif dans le milieu où il se trouve. Il peut former dans l'organisme des liaisons avec les molécules de la cellule vivante (acides nucléiques, protéines...), ce qui entraîne la modification de leur structure ou l'inhibition de leurs activités biologiques (Cossa et al., 1990). La méthylation du mercure accroît généralement sa toxicité du fait de sa pénétration rapide dans les membranes lipidiques, Le méthylmercure a tendance à former des complexes avec les groupements thiols (SH, ponts disulfures) qui s'échangent très rapidement avec les thiols libres, présents dans le milieu intracellulaire ; de ce fait le méthylmercure pénètre à l'intérieur des cellules (Cossa et al., 1990).

L'accident de Minamata au Japon en 1953 a été le premier cas connu de pollution par le mercure du milieu aquatique qui a causé, quarante-huit décès, sept cents paralysés et plusieurs milliers d'individus atteints ont été recensés suite à l'ingestion, par des pêcheurs et leur famille, de poissons contaminés par le méthyl-mercure, après déversement de cent cinquante tonnes de mercure dans la baie de Minamata, au sud du Japon, au cours des années cinquante et soixante (Casas, 2005 ; Atikessé, 2010).

Chez l'homme, le mercure est repéré comme un élément toxique. L'inhalation ou l'ingestion du mercure peut conduire à une insuffisance de la fonction rénale, avortement spontané, dysfonctionnement congénital, troubles du tractus gastro-intestinal et du système nerveux central, œdème pulmonaire, hémolyse (Sarkar et al., 2016 ; Jana et al., 2017 ; Sarkar & Shekhar., 2018).

Des effets sur la respiration, la croissance, la reproduction et le développement ont été montrés chez de très nombreuses espèces, même à des concentrations relativement faibles en mercure (Cossa et al., 1990). La toxicité aiguë du mercure (introduit sous forme inorganique) pour les mollusques varie

de 5 $\mu\text{g.L}^{-1}$ à plus de 5000 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Elle varie en outre avec la température et la salinité du milieu : elle augmente généralement avec la température et à faible salinité (Marchand & Kantin., 1997), les larves et les embryons figurent parmi les plus sensibles. Le mercure est donc considéré comme un élément extrêmement toxique pour la vie aquatique, puisque les doses létales les plus basses sont inférieures à 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ à certains stades du développement d'espèces déjà constatées comme très sensibles (INERIS, 2010).

2.1.5 Chrome (Cr)

2.1.5.1 Sources et Utilisations

Le chrome est un métal très répandu dans la croûte terrestre. Les sources de chrome sont à la fois naturelles et anthropiques (INERIS, 2015a). Les principales sources d'émission de chrome dans l'environnement sont l'industrie de la galvanoplastie, boues, déchets solides, tanneries, pigments et peintures, engrais et textiles (Zaidi & Pal., 2017).

Le chrome est utilisé comme catalyseur dans la synthèse de l'ammoniac, dans la fabrication d'aciers chromés, d'aciers inoxydables et d'alliages ainsi que pour le chromage galvanique. Des complexes organiques sont utilisés comme colorants de développement dans la photographie couleur, et des dérivés inorganiques du chrome sont utilisés comme pigments. Le chrome est utilisé dans les produits de conservation du bois et la tannerie (Branko et al., 2015).

2.1.5.2 Propriétés fondamentales

Le chrome est un métal blanc grisâtre dur et inoxydable à l'air, son numéro atomique est de 24, il existe sous plusieurs degrés d'oxydation (Chiffolleau, 1994).

Dans le milieu, le chrome peut se rencontrer sous deux états d'oxydation stables, Cr(III) et Cr(VI) (Chiffolleau, 1994). Le chrome VI est largement transformé en chrome III dans les sédiments, la réduction du chrome VI en chrome III est favorisée par un pH bas, une forte teneur en matières organiques, et la présence de Fe^{2+} et de S. La solubilité du chrome VI est importante alors que le chrome III est généralement peu soluble (Bur, 2008).

Dans les sédiments, le chrome III s'adsorbe plus que le chrome VI. Alors que dans l'eau, ils ont des coefficients de partage avec les matières en suspension similaires. La forme chimique Cr (III) est peu soluble à l'état libre dans l'eau avec une forte capacité d'adsorption sur les particules, il est rapidement enlevé de la colonne d'eau. Cependant, en présence de matière organique dissoute, cette forme chimique s'associe très facilement à la matière organique, pour former des complexes sous forme dissoute en milieu océanique (Nakayama et al., 1981) ou sous forme colloïdale en milieu côtier (Yamazaki et al., 1980).

2.1.5.3 Toxicité

Le chrome(III) a classiquement été considéré comme un oligo-élément, vital pour le corps humain, essentiel dans l'alimentation des animaux et le métabolisme du sucre chez l'être humain (Chiffolleau, 1994 ; Branko et al., 2015). Toutefois, ce point reste controversé (Di Bona et al., 2010). En 2010, l'EFSA (European Food Safety Authority) a conclu que l'utilisation du chrome III en tant que complément et/ou supplément nutritionnel n'était pas préoccupante à condition que cet apport ne dépasse pas 250 µg/jour (ANSES, 2012).

Concernant le chrome (VI), c'est un métal extrêmement toxique, qui existe sous forme d'anion (CrO_4^{2-}) et qui est le plus facilement absorbé par le tractus gastro-intestinal, la peau et les poumons. Il peut provoquer des lésions gastro-intestinales, hépatiques, rénales, neuronales, une dénaturation des protéines tissulaires, de l'asthme, une décoloration des dents et une inflammation de la peau (Malik et al., 2014 ; Sarkar et al., 2016 ; Jana et al., 2017).

La toxicité du Cr(VI) chez les organismes aquatiques dépend de plusieurs facteurs environnementaux, dont le pH, la salinité et la température. En général, la toxicité du Cr(VI) augmente avec la diminution du pH (de 8 à 6), l'augmentation de la température (de 15 à 25 °C) et la diminution de la salinité du milieu aqueux (Aharchaou, 2017).

2.1.6 Nickel (Ni)

2.1.6.1 Sources et Utilisations

Le nickel existe naturellement dans l'environnement, il est présent dans divers minerais tels que la chalcopryrite ou la pentlandite. Les apports anthropiques résultent de (la combustion de charbon ou de fuel, l'incinération des déchets, épandage des boues d'épuration...) (INERIS, 2006). La fabrication de l'acier, le nickelage et les fonderies de plomb (IFREMER, 2018).

Malgré un déclin des rejets industriels lié à la mise en place de nouvelles technologies de contrôle des émissions de nickel et un meilleur recyclage des effluents riches en nickel, les apports de cet élément à l'environnement vont perdurer longtemps (Gouzy & Ducos., 2008). Il est utilisé dans la production d'aciers inoxydables et d'aciers spéciaux, de batteries alcalines nickel-cadmium, de pièces de monnaie et comme catalyseur en chimie organique (IFREMER, 2018).

2.1.6.2 Propriétés fondamentales

Le nickel, de numéro atomique 28, il peut prendre des degrés d'oxydation compris entre -1 et +4. Cependant on le rencontre le plus souvent avec le nombre d'oxydation +2; dans une eau de mer à pH 8,2 sous pression normale et à 25°C (Andral, 1994). Le nickel est un métal de couleur généralement blanc argenté, il

est ferromagnétique et présente plusieurs propriétés communes avec le fer. Il est résistant à la corrosion (Bur, 2008).. Le nickel carbonyle est un liquide volatil à température ambiante qui se décompose rapidement en monoxyde de carbone et en nickel. Le nickel métallique, les sulfures de nickel et les oxydes de nickel sont peu solubles dans l'eau.

En milieu marin, la salinité augmente le nickel dissous, du fait de la formation de chloro-complexes stables (Papp, 2011). Le nickel et ses composés sont essentiellement adsorbés sur les matières en suspension (Papp, 2011). Les composés de nickel ne sont pas bioamplifiable dans la chaîne alimentaire, et son accumulation par les organismes marins varie en fonction de sa biodisponibilité (Andral, 1994 ; Papp, 2011).

2.1.6.3 Toxicité

Le nickel est un oligo-élément essentiel, mais à de très faibles teneurs. Il est beaucoup moins toxique que certains autres métaux lourds comme le mercure, le cadmium, le chrome (Andral, 1994). La toxicité du nickel comme celle des autres éléments est liée à sa biodisponibilité qui va agir en partie sur la toxicité du métal dans l'environnement marin (Andral, 1994).

Chez l'homme le système respiratoire est la cible principale de la toxicité du nickel par inhalation, 20 à 30 % du nickel inhalé pouvant être transféré dans le système sanguin (INERIS, 2006).

Les organismes marins sont moins sensibles au nickel qu'à d'autres métaux lourds (Cd, Hg) ; on note toutefois dans certains cas des toxicités aiguës à des concentrations inférieures au mg/l. La sensibilité au nickel dépend également de l'âge et du stade de développement des organismes testés. Les stades juvéniles sont les plus sensibles (Andral, 1994). De même, la salinité du milieu influe sur la toxicité du nickel qui est plus forte aux faibles salinités, à contrario la toxicité augmente en fonction de la température (Andral, 1994). Plusieurs études ont mis en évidence l'effet de la toxicité du nickel chez les mollusques bivalves sur la croissance, le développement embryonnaire et la reproduction, la respiration et le comportement (Andral, 1994).

2.1.7 Cuivre (Cu)

2.1.7.1 Sources et Utilisations

Le cuivre est l'un des métaux les plus anciennement connus, il est naturellement présent dans l'environnement (IFREMER, 2018). La concentration ubiquitaire dans l'air est inférieure à 10 ng.m⁻³, dans l'eau douce elle est de 1 à 10 µg.L⁻¹, dans l'eau de mer elle est inférieure à 0,25 µg.L⁻¹ et dans les sédiments elle est inférieure à 50 mg.kg⁻¹ (INERIS, 2019).

Le transport par le vent des poussières de sol, les décompositions végétales, les éruptions volcaniques, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition. Les principales sources anthropiques sont l'industrie du cuivre et des métaux en général, d'alliages et de produits de préservation du bois., d'agents antisalissures dans les peintures, l'incinération d'ordures ménagères, la combustion de charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate) (Casas, 2005 ; IFREMER, 2018).

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé en métallurgie dans la fabrication de plusieurs alliages, dans la fabrication de matériels électriques, dans la plomberie et dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie, il est également utilisé dans de nombreuses applications en agriculture biologique et conventionnelle (notamment le sulfate de cuivre largement utilisé en viticulture), car il possède des propriétés fongicides et algicides (Monbet & Coquery., 2013 ; INERIS, 2019).

2.1.7.2 Propriétés fondamentales

Le cuivre est un métal rougeâtre très malléable de numéro atomique 29, c'est un des rares métaux qui existent à l'état natif (INERIS, 2019). Le cuivre possède une exceptionnelle conductivité thermique et électrique, il est résistant à la corrosion atmosphérique et marine.

Le cuivre du fait de son affinité pour le soufre apparaît le plus fréquemment sous forme de sulfure ou de sulfo-sel. Les composés du cuivre se présentent généralement sous l'état d'oxydation +2.

Dans le sédiment, le cuivre forme plusieurs complexes avec des ligands organiques, et se trouve associé aux minéraux argileux, et spécialement associé au carbone et manganèse (Callender, 2003). L'ion Cu^{2+} forme de nombreux complexes stables avec des ligands minéraux, comme les chlorures ou l'ammonium, ou avec des ligands.

Le cuivre est plus efficacement éliminé par les minéraux carbonatés et les revêtements d'oxyde de fer-manganèse et est moins mobile que le cadmium, le plomb et le zinc (Prusty et al., 1994) ; dans la plupart des autres situations, le plomb est moins mobile que le cuivre. Des teneurs élevées en chlorure diminuent l'adsorption du cuivre sur les sédiments, en raison de la complexation du chlorure, ce qui entraîne une plus grande solubilité et mobilité (Bourg, 1988 ; Gambrell et al., 1991). Dans les systèmes à forte teneur en cuivre total, la précipitation de la malachite contrôle les teneurs en cuivre dissous à faible pH (Bourg, 1988 ; Salomons, 1995).

Les mollusques ont une énorme capacité à accumuler le cuivre des eaux contaminées. Des rapports indiquent que le facteur de concentration de cuivre pour les huîtres élevées dans des eaux contaminées est de 7500 et qu'elles peuvent accumuler 2000 ppm de cuivre dans leur sang (Clark, 1992).

2.1.7.3 Toxicité

Naturellement présent dans la croûte terrestre, le cuivre à faible dose est essentiel au développement de toute forme de vie. Chez l'homme et l'animal, le cuivre est nécessaire à la formation de l'hémoglobine il est un cofacteur spécifique de nombreuses enzymes et métalloprotéines de structure intervenant dans un métabolisme oxydatif, la respiration cellulaire, la pigmentation (INERIS, 2019). Un déficit en cuivre peut souvent donner lieu à des symptômes analogues à une anémie. Chez certaines espèces, il remplace même le fer pour le transport de l'oxygène. Chez les mollusques, le sang renferme un pigment respiratoire à base de cuivre, l'hémocyanine (Casas, 2005). Cependant, dans certains cas le cuivre peut avoir une action toxique par inhalation, ingestion, voies cutanée et oculaires (INERIS, 2019).

Chez l'homme, Une exposition au cuivre à long terme peut provoquer la maladie de Wilson, la maladie de Menkes, céphalées, nausées, vomissements, diarrhée et dysfonctionnement rénal (Jana et al., 2017 ; Sarkar & Shekhar., 2018).

Dans le milieu marin, la toxicité du cuivre est liée aux faibles abondances de zinc, de fer, de molybdène, et (ou) de sulfate (Chaney, 1988). La toxicité vis à vis des organismes marins dépend de la forme chimique du cuivre et de son état d'oxydation. En particulier, la concentration létale en 48 h pour 50 % des larves d'huîtres plates serait de 1 à 3 µg.L⁻¹ et des inhibitions de croissance du phytoplancton se produisent à partir de 4 µg.L⁻¹ (Casas, 2005).

Des études réalisées sur la réponse comportementale de l'Huître *Crassostrea.gigas* face à la contamination par le cuivre et le cadmium ont montré que le cuivre est plus toxique que le cadmium sur l'activité de filtration de Huître *C. gigas* (Bouhalaoui, 2005). Aussi, des anomalies de développement sont enregistrées chez l'huître *C. gigas* exposée à des concentrations très inférieures aux doses létales (Bouhalaoui, 2005).

2.1.8 Zinc

2.1.8.1 Sources et Utilisations

Le zinc est le quatrième métal le plus utilisé dans le monde après le fer, l'aluminium et le cuivre. Le zinc ne se rencontre pas à l'état libre dans la nature, il est présent dans l'écorce terrestre souvent associé au plomb et au cadmium dans les minerais, avec une teneur variant de 4 à 20 %. Il se trouve dans les

roches magmatiques et les schistes (40 à 120 mg.kg⁻¹). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg.kg⁻¹) alors qu'elle est plus faible dans les roches mères sableuses (Vinot, 2004 ; INERIS, 2015b).

Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins (Casas, 2005).

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent des sources minières industrielles (traitement minéral, raffinages, galvanisation du fer, gouttières de toitures, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), des activités urbaines (trafic routier, incinération ordures) mais également des activités agricoles car il est présent en quantités significatives comme impureté dans certains engrais phosphatés (IFREMER, 2018). Dans les zones portuaires, le zinc est introduit à partir de la dissolution des anodes destinées à la protection des coques de bateaux contre la corrosion, et est contenu dans certaines peintures antisalissures (Vinot, 2004 ; INERIS, 2015b).

Le zinc et ses composés sont utilisés dans la galvanoplastie, fusion et raffinage, exploitation minière, biocides, batteries et autres appareils électriques, pigments et peintures, engrais et raffineries (INERIS, 2015b ; Zaidi & Pal., 2017). Il constitue un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (Casas, 2005).

2.1.8.2 Propriétés fondamentales

Le zinc est un élément métallique bleu-gris ductile et malléable, de numéro atomique 30. Le zinc est un métal très réducteur qui réagit avec les bases et les acides (Vinot, 2004). C'est un métal, moyennement réactif, qui se combine avec l'oxygène de l'air pour former une couche d'oxyde blanc imperméable. On le trouve généralement à l'état d'oxydation II (Bur, 2008).

Dans l'eau de mer, le zinc existe sous diverses formes: ion hydraté ($\text{Zn}(\text{H}_2\text{O})_{2+n}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques) et zinc adsorbé sur de la matière solide (Casas, 2005). La solubilité du zinc est fortement affectée par le pH, le potentiel Redox, la température et la présence de ligands (Vinot, 2004).

Dans les sédiments légèrement basiques et anoxiques, le zinc est efficacement immobilisé et non biodisponible (Gambrell et al., 1991). L'adsorption du zinc sur les sédiments a un impact important sur la mobilité du zinc, c'est pourquoi une pollution par le zinc tend à rester localisée près de sa source. L'adsorption du zinc se fait essentiellement dans la gamme de pH 5 à 7 (Vinot, 2004).

Chez les mollusques bivalves les concentrations en métaux peuvent considérablement varier entre espèces. Ainsi, le zinc, le cuivre et le cadmium sont beaucoup plus accumulés par les huîtres que les moules (Rainbow, 1992).

2.1.8.3 Toxicité

L'organisme renferme presque autant de zinc que de fer, localisé dans les cellules. Les yeux, en particulier, en contiennent une très grande quantité. En quantité généralement faible, le zinc est un oligo-élément indispensable au métabolisme des êtres vivants. Il intervient dans le métabolisme protidique et joue un rôle dans le fonctionnement de certaines enzymes. Il forme facilement des complexes, par exemple avec l'insuline (Vinot, 2004), il joue un rôle important au niveau de la croissance, du développement osseux et cérébral, de la reproduction, du développement fœtal, du goût et de l'odorat, des fonctions immunitaires et de la cicatrisation des blessures (Casas, 2005).

Chez l'homme, le zinc est généralement peu toxique. Une exposition chronique au zinc peut entraîner une anémie (IFREMER, 2018).

2.2 Risque sanitaire lié à la consommation des coquillages

La consommation mondiale des produits de la mer, d'origine tant sauvage qu'aquacole, a significativement augmenté au cours des dernières années pour passer d'un total d'environ 98,5 millions de tonnes en 2005 à 156,4 millions de tonnes en 2018 (FAO, 2020).

Ces produits alimentaires tirés de la mer pourraient être une solution pour faire face à la demande alimentaire mondiale qui sera multipliée par deux d'ici 2050 (FAO, 2020). Cependant, les produits de mer sont des produits alimentaires fragiles qui nécessitent une stratégie de prévention et de maîtrise des risques à toutes les étapes de la filière alimentaire, de leur collecte à leur consommation. Parmi les produits de la mer, les coquillages marins bivalves remportent souvent un franc succès auprès des consommateurs et sont souvent consommés crus ou peu cuits, il en résulte que ce sont des aliments à risque du point de vue des toxi-infections alimentaires. De plus, ces animaux (moules, huîtres, coques, palourdes...) sont benthiques, fixés ou libres. Ils vivent à la surface du sédiment ou enfouis et sont le plus souvent des filtreurs de quantité importante d'eau pour leurs besoins physiologiques (alimentation, respiration) et par là même concentrent les polluants qui peuvent être présents dans l'eau et les sédiments à savoir des microorganismes, des toxines et des substances chimiques.

Les risques sont multiples :

- Bactéries (*Clostridium*, *Vibrio*, *Salmonelle*), virus (norovirus, hépatite A),

- Les biotoxines (paralysante, neurotoxique, diarrhéique, amnésiante) produites par le phytoplancton,
- Les substances chimiques notamment les éléments traces métalliques, généralement dans les zones situées à proximité immédiate des sites industriels ou d'estuaires.

D'une façon générale, le risque sanitaire « probabilité que des effets sur la santé surviennent à la suite d'une exposition à une source de contamination » est proportionnel à la quantité de coquillages contaminés ingérés. Il dépend aussi de plusieurs autres facteurs : 1) l'agent pathogène ingéré car la toxicité et la dose minimale infectante varient selon les germes ; 2) l'état physiologique et immunitaire du consommateur ; les jeunes enfants, les personnes âgées, les convalescents et les personnes à faibles défenses immunitaires constituent ainsi les populations les plus vulnérables ; 3) les délais et l'état de conservation des coquillages après la pêche ; 4) le type de coquillages pêchés : il est ainsi admis que les coquillages fouisseurs se contaminent plus facilement que les coquillages non fouisseurs, de par leur comportement trophique (immersion dans les sédiments) et leur physiologie (tube digestif plus long impliquant un temps de rétention des contaminants plus élevé) (Payen, 2007).

Le contrôle sanitaire des denrées alimentaires au Maroc est régi par la loi n° 28-07 du 11 février 2010, ainsi que plusieurs textes sectoriels concernant les produits d'origine animale, notamment les produits de la pêche. Concernant les mollusques bivalves, un arrêté ministérielle n° 1950-17 du 07 août 2017 (Arrêté, 2017) relatif au classement sanitaire des zones maritimes de production conchylicole, fixe les conditions de commercialisation et de mise sur le marché de ces produits de la pêche, conformément aux exigences sanitaires requises.

Ainsi, et conformément aux spécifications techniques définies dans l'arrêté, un classement des zones de production conchylicole des mollusques bivalves vivants (élevages et gisements naturels) selon leur degré de salubrité, est prononcé par le Département des Pêches Maritimes (DPM), qui fait appel à l'appui scientifique et technique de l'INRH (Institut National de Recherche Halieutique) en vue de la surveillance permanente des zones et du contrôle de la qualité des mollusques bivalves dans le milieu marin. Cette surveillance est menée par le biais d'un Réseau de Surveillance de la Salubrité du Littoral de l'INRH (RSSL), ayant pour objectifs d'assurer la protection du milieu marin et la préservation de la santé du consommateur des produits de la mer.

Les sites utilisés pour l'élevage ainsi que les bancs naturels de coquillages sont classés par ordre décroissant de salubrité en 4 catégories A, B, C et D et ce selon l'estimation de la qualité microbiologique et évaluation de la

contamination chimique (Tableau 2) (Arrêté, 2017). Après classement, les zones cibles font l'objet d'une surveillance sanitaire régulière, destinée à vérifier la pérennité de leur qualité sanitaire. Cette surveillance porte sur la mesure des paramètres microbiologiques (*Escherichia.coli*), chimiques (cadmium, plomb et mercure total), PCB (Polychlorobiphényles), HAP (Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques), Dioxines et Biotoxines marines dans les mollusques bivalves, ainsi que le phytoplancton nuisible dans l'eau de mer. Les produits conchylicoles provenant d'une zone de la catégorie B ou C ne peuvent être mis sur le marché, qu'après un traitement soit purification ou bien repartage, cependant cette opération n'est efficace que pour le cas d'une contamination microbiologique. Pour la contamination chimique, la purification des mollusques bivalves en bassin est considérée comme inefficace pour éliminer de fortes concentrations des ETM et de contaminants chimiques organiques (FAO, 2010).

Tableau 2 : Critères marocains de classement des zones de production conchylicole (Arrêté, 2017).

Classement des zones conchylicoles	Seuils microbiologiques	Seuils chimiques	Traitement nécessaire
Classe A	- 80% ou plus des résultats $\leq$ 230 E. Coli ; - Maximum 20% des résultats compris entre 230 et 700 E. coli ; - Aucun résultat $>$ 700 E. coli.	- $\leq$ 0,5 mg de mercure total (Hg) ; - $\leq$ 1,0 mg de cadmium (Cd) pour tous les produits conchylicoles à l'exception des huîtres et moules ;	Aucun
Classe B	- 90% ou plus des résultats $\leq$ à 4600 E. coli ; - Et aucun résultat $>$ à 46000 E. coli.	- $\leq$ 2,0 mg de cadmium (Cd) pour les huîtres et moules ;	Purification obligatoire en centre agréé avant mise sur le marché
Classe C	- 100% $\leq$ à 46.000 E. coli.	- $\leq$ 1,5 mg de plomb (Pb).	Reparcage de longue Durée (3 mois minimum) dans une zone maritime de catégorie A.
Classe D	- Toute zone ne satisfaisant pas aux exigences fixées pour les zones classées catégorie A, B ou C.		Récolte interdite

2.3 Facteurs spécifiques de l'accumulation des polluants.

2.3.1 Facteurs environnementaux

L'influence des facteurs environnementaux du milieu sur l'accumulation des métaux peut se diviser en trois catégories : 1) les facteurs contrôlant la spéciation des métaux dans la colonne d'eau (Température, Salinité, Oxygène dissous, pH, matière organique dissoute), 2) les facteurs influençant l'adsorption du métal à l'interface du sédiment (La température et pH du sédiment, la force ionique, les conditions d'oxydoréduction ...) et 3) les facteurs influençant les

interactions du métal avec l'organisme et par conséquent l'internalisation du métal (Âge, taille, sexe et cycle de vie reproduction, cations majeurs, les effets de compétition et la saison). (Sanjay & Jaswant., 2011).

2.3.1.1 Température

La température est un paramètre fondamental pour l'évaluation des caractéristiques des masses d'eaux car elle joue un rôle important dans la variabilité des cycles biologiques. Les variations de ce paramètre peuvent avoir une influence sur le déplacement des espèces (ex. barrière à la migration) ou avoir des impacts plus permanents en perturbant les évolutions physiologiques des organismes (ex. problèmes de croissance, de reproduction, ...).

En milieu lagunaire, les échanges entre les eaux douces et les eaux marines associées à l'ensoleillement engendrent des variations de la température du milieu (Taverny et al., 2009). Ce paramètre peut aussi être modifié via un phénomène de grande ampleur tel que le changement climatique (Foussard & Etcheber., 2011).

La mesure de la température est indispensable pour le traitement d'autres paramètres (salinité, oxygène dissous,...) et l'interprétation des processus qui régissent dans le milieu.

Serpaud et al (1994) ont remarqué une diminution de l'adsorption des ETM entre 30°C et 40°C, surtout dans le cas de Cu, Zn et Cd. Aussi, la température peut avoir un effet indirect sur l'adsorption via l'activité biologique du sédiment. Ainsi elle influe sur l'activité des organismes susceptibles de catalyser différentes réactions redox, comme *Thiobacillus*. Serve et al (1999) ont montré que l'action catalytique de cette bactérie culmine pendant la saison chaude, alors qu'elle est ralentie dans la saison froide. Dans la majorité des cas la température, comme un catalyseur de réaction, peut influencer la vitesse de dissociation des complexes métalliques en solution, libérant ainsi des ions libres.

La capacité à réguler les métaux chez les organismes marins peut être impacter suite à un changement physiologique engendré par une augmentation de la température supérieure à la température optimale (Urien, 2015).

Chez le décapode *Daphnia magna* exposé à 100 µg/L et pour des températures variant de 10°C à 26°C, une augmentation de l'accumulation du Cd a été observée (Heugens et al., 2003). Par ailleurs, une augmentation de la toxicité du Cd de 26%, du Cu et Zn de 18-20% et du Pb de 14% a été remarquée chez l'écrevisse entre 20 à 27°C (Khan et al., 2006).

Pour les mollusques marins l'accumulation des ETM peut augmenter avec l'augmentation de la température (Phillips & Rainbow., 1993). Cette accumulation est influencée par la saison d'échantillonnage et la localisation dans la zone intertidale (Riget et al., 1996). Selon (Ray, 1986) l'accumulation de cadmium augmente avec la

température en raison de son effet sur l'activité métabolique de l'hôte.

2.3.1.2 Salinité

La salinité permet de connaître la circulation océanique, d'identifier les masses d'eau d'origine différentes et de suivre leurs mélanges au large comme à la côte, c'est un paramètre qui conditionne l'aire de répartition des espèces vivantes dans un milieu en fonction de leur préférendum (hormis les espèces euryhalines supportant de grandes amplitudes de salinité). La salinité est un paramètre qui varie très rapidement en fonction des volumes d'eaux douces et d'eau de mer introduits dans le milieu, du cycle de marée, du coefficient de marée et du cycle hydrologique (Aminot & Kérouel., 2004).

La disponibilité des ETM dans le milieu aquatique est influencée par la salinité (Biliaff et al., 1997). Une augmentation de la salinité peut diminuer l'accumulation des métaux par les mollusques marins (Gibb et al., 1996). Des études ont montré que l'augmentation de la salinité aura tendance à diminuer l'absorption de Cd (Davies et al., 1982 ; Luoma et al., 1990).

De manière générale, la présence des cations majeurs tel que le sodium (Na^+), le calcium (Ca^{2+}) et le magnésium (Mg^{2+}) dans le milieu aquatique limitent la biodisponibilité des métaux et jouent par conséquent un rôle protecteur vis-à-vis de leur toxicité (McGeer & Grou., 2004).

Plusieurs études ont mis en évidence une diminution de l'accumulation et de la toxicité du Cu en présence de Na^+ (Niyogi & Wood., 2004 ; De Jonge et al., 2014). Ainsi, la présence de Na^+ dans le milieu aquatique peut influencer la biodisponibilité du Cu, qui, par analogie avec ce dernier, pénètre dans les organismes aquatiques via les canaux sodiques (Grosell & Wood., 2002 ; Niyogi & Wood., 2004).

2.3.1.3 pH

Le pH est une mesure de l'acidité de l'eau c'est-à-dire de la concentration en ions d'hydrogène (H^+). Ainsi, le CO_2 , les ions alcalins et alcalinoterreux jouent un rôle important dans la détermination du pH dans le milieu aquatique.

L'activité des ions hydrogène (pH) est probablement le facteur le plus important qui régit la spéciation des métaux, la solubilité à partir des surfaces minérales, le transport et la biodisponibilité éventuelle des métaux dans les solutions aqueuses. Le pH est un des paramètres clés du comportement des métaux dans les systèmes aquatiques. Il influe sur la partition entre phase dissoute et particulaire et sur tous les paramètres qui en dépendent, c'est-à-dire la mobilité, la réactivité, la biodisponibilité, la bioaccumulation et la toxicité (Sigg et al., 2001 ; Lions, 2004).

Le pH affecte à la fois la solubilité des minéraux d'hydroxyde métallique et les processus d'adsorption-désorption. L'adsorption, qui se produit lorsque des métaux dissous sont fixés aux surfaces des particules (notamment les minéraux d'oxyde de fer, de manganèse et d'aluminium, l'argile et les matières organiques), dépend aussi fortement du pH et, bien sûr, de la disponibilité des surfaces des particules et de la teneur totale en métaux. (Davies et al., 1982) ont constaté que l'adsorption du Cd sur les sédiments d'eau de mer augmentait avec l'augmentation du pH entre 6,5 et 9,0.

De manière générale, l'acidification des milieux tend à augmenter la biodisponibilité des métaux, car elle favorise la désorption des métaux complexés et ainsi sa forme cationique libre (Mn^{+}). Néanmoins, des études ont montré un effet compétiteur entre les ions H^{+} et les métaux ce qui tend à diminuer la biodisponibilité de ces derniers. La diminution de la toxicité du Cu chez l'amphipode *Hyaella azteca* dans un milieu acide (pH = 6.5) (Borgmann et al., 2005). De même une diminution de la toxicité du Pb chez le poisson *Pimephales promelas* a été remarquée par (Grosell et al., 2006). Au contraire, une acidification du milieu (pH = 6) conduit à une augmentation de l'accumulation de Ni et de Cd chez *Daphnia magna* (Komjarova & Blust, 2009).

2.3.1.4 Effets de compétition

L'accumulation métallique dans un organisme peut être diminuée en raison de compétitions entre les métaux. La compétition entre métal la plus documentée chez les organismes aquatiques concerne le Cd et le Zn. Des études ont mis en évidence une diminution de l'accumulation du Cd en présence de Zn chez *D. magna* (Komjarova & Blust., 2008), ou encore la moule zébrée, *Daphnia polymorpha* (Bourgeault et al., 2010). Luoma (1989) a remarqué que l'absorption du cadmium des sédiments riches en oxyde de fer n'a pas été détectée chez les palourdes, mais une proportion importante de l'absorption totale de cadmium était la conséquence de l'ingestion de sédiments pauvres en fer par ces organismes. L'interaction entre les métaux peut entraîner à la fois une stimulation et un antagonisme, comme le décrit Luoma (1989). L'antagonisme est couramment observé en cas d'exposition simultanée à plusieurs métaux. L'antagonisme à l'absorption du zinc se produit lors de l'exposition au cobalt chez les palourdes et au cuivre chez le phytoplancton et les microalgues. L'antagonisme entre le zinc et le cadmium se produit dans le phytoplancton et les macroalgues. Un antagonisme entre le cuivre et le plomb et entre le cadmium et le mercure a également été signalé chez certains types d'organismes.

En outre, des éléments majeurs, tels que le calcium et le magnésium, peuvent inhiber certains types d'interactions entre le métal et l'organisme. L'absorption

du zinc par les poissons est influencée par ce phénomène, mais l'absorption du cuivre et du cadmium n'est pas affectée. (Luoma, 1983).

2.3.1.5 Taille des particules

La taille des particules et la surface totale disponible pour l'adsorption qui en résulte sont deux facteurs importants dans les processus d'adsorption et peuvent affecter la biodisponibilité des métaux (Luoma, 1989). La réactivité des particules vis-à-vis des échanges solide - liquide est notamment liée à leur taille qui s'étend sur plusieurs ordres de grandeur avec des diamètres inférieurs à 0,1 mm jusqu'à quelques mm. En effet, la réactivité dépend avant tout de leur surface spécifique, qui est inversement proportionnelle à leur diamètre (Sigg et al., 2001).

Dans la phase liquide, le transfert des métaux pouvait se faire sous forme adsorbée sur des colloïdes qui sont présents en suspension (El Ganaoui, 2002 ; Lions, 2004). Ainsi la mobilité de certains métaux serait étroitement liée à la mobilité des colloïdes et à leur capacité de rétention. Sachant bien que ces particules sont électronégatives et présentent une grande réactivité vis-à-vis des ETM (Lions, 2004).

2.3.1.6 Matière organique dissoute

La matière organique dissoute provient principalement de la dégradation de végétaux et d'animaux morts ou bien d'exsudats d'organismes vivants, essentiellement composée de substances humiques (acides humiques et acides fulviques). La dissociation de ces acides engendre une charge négative nette attribuant à la matière organique une capacité d'échange cationique jusqu'à 50 fois supérieure à celle de l'argile (Ketterings et al., 2007). Par la suite une grande adsorption des ETM et ainsi une diminution de leur biodisponibilité. (Deschamps et al., 2006 ; Malandrino et al., 2011).

De nombreuses études, réalisées en laboratoire, ont montré une diminution de la bioaccumulation et de la toxicité des ETM en présence de la matière organique dissoute chez les organismes aquatiques (Macdonald et al., 2002 ; Ferreira et al., 2008 ; Pellet et al., 2009).

Cependant, dans les milieux aquatiques, la diversité des molécules organiques dissoutes et les interactions dans le milieu sont mal connues à l'heure actuelle. Par ailleurs, les métaux associés à la matière organique *in situ* peuvent être ingérés en tant que nourriture par les organismes, et ainsi être une source non négligeable de métal biodisponible vis-à-vis des organismes. Comme c'est observé pour le Cu chez l'huître et le Cd chez la moule (Bourgeault et al., 2010 ; Guo et al., 2001).

2.3.1.7 Facteurs biologiques de l'organisme

Parmi les facteurs biologiques, il existe des différences majeures de bioaccumulation entre les espèces de mollusques où la concentration en métaux peut varier selon les espèces. Au sein d'une même espèce la taille, le poids, l'âge, l'activité alimentaire et l'état de reproduction jouent également un rôle important dans la bioaccumulation des métaux (Boening, 1997).

La capacité de d'accumulation varie selon les espèces (Amiard -Triquet et al., 1999). Talbot & Magee (1978) ont montré que les huîtres accumulent plus de Cd que les moules dans une région contaminée en Australie avec des niveaux de concentrations de 35,5 à 174,3 mg/kg de poids corporel pour l'huître et 2,8 à 17,0 mg/kg de poids corporel pour les moules. De même, une étude réalisée par EPA (1978) confirme que les huîtres, les ormeaux et les moules sont capables d'accumuler des niveaux extrêmement élevés de Cd et représentent un grand danger pour les consommateurs humains que les autres organismes marins.

Dans les mêmes espèces, il est généralement observé que les concentrations métalliques dans les organismes aquatiques sont négativement corrélées à la taille, le poids ou l'âge des individus, ceci s'explique par un phénomène de biodilution des métaux dans les organismes (Verschoor et al., 2012). Mubiana et al (2006) ont remarqué que la taille du corps et l'indice de condition affectent les concentrations des ETM chez la moule *Mytilus edulis*, le poids du corps était inversement lié aux concentrations du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn. Des résultats similaires ont également été observés pour le Pb chez la moule *Mytilus galloprovincialis* ; pour le Cu et le Cd chez l'huître *C. gigas* (Mouneyrac et al., 1998), et chez les (Conti et al., 2008 ; Verschoor et al., 2012). En revanche, une relation positive entre les teneurs en Cd et Cu chez *Mytilus galloprovincialis* et le poids des organismes a été observé par Conti et al (2008).

Le facteur âge peut jouer un rôle important dans l'accumulation des ETM chez les organismes marins. En effet, ces organismes n'accumulent pas les contaminants de la même façon tout au long de leur vie. Le métabolisme élevé des jeunes individus peut accélérer l'assimilation des contaminants, et la dilution due au grossissement de l'animal tend à diminuer leurs concentrations (Claisse et al., 1992). Pour que les résultats de la surveillance du milieu marin soient exploitables, on essaie toujours d'utiliser la même classe de taille des mollusques (45-55 mm pour les moules, 80-120 mm pour les huîtres) (Claisse et al., 1992).

L'accumulation des ETM chez les organismes marins peut être affectée également suite aux changements biochimiques qui peuvent être induite chez les organismes pendant le cycle de reproduction. Généralement, la période de reproduction est accompagnée d'une augmentation de la masse lipidique.

Chez la moule zébrée, les variations de taille et de poids durant les cycles de reproduction ont été accompagnés d'une variabilité de la bioaccumulation du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn (Kraak et al., 1991 ; Kwan et al., 2003).

2.3.2 Critères zootechniques

Le milieu de vie et les habitudes alimentaires d'un organisme marin ainsi que les facteurs hydrodynamiques, la hauteur des marées et la proximité des sources d'apports anthropiques d'un site jouent un rôle important dans l'accumulation des ETM chez les organismes. Selon (Wayne, 1994) les palourdes jaunes *Saxidomus giganteus* ont un taux métabolique plus élevé et un taux de croissance plus rapide que les palourdes du Pacifique *Protothaca staminea* et ils diffèrent dans leur taux d'accumulation des polluants. En effet, (Ricketts et al., 1962) ont remarqué que le comportement alimentaire de la palourde jaune repose sur des solides plus profonds. Elle est souvent près de la zone littorale inférieure, profondément enfouie dans le sable et dans les baies ou au large des côtes rocheuses, à des profondeurs d'eau pouvant atteindre 50 mètres. En fonction de leurs mode de vie, les coquillage se trouvent plus au moins exposés aux sédiments et par la suite aux polluants (Lusteau, 2010) . Des études publiées par EPA (1978) montrent que les moules collectées sur les piliers contenaient moins de Cd que les moules vivant sur les sédiments, ce qui implique que les sédiments sont le « puits » pour le métal et donc la matrice qui contribue le plus à l'absorption.

La durée d'immersion des organismes peut avoir un effet sur l'accumulation des ETM, c'est ce qui a été constaté par (Mubiana et al., 2006) qui a recommandé de prélever les organismes en fonction d'une hauteur de marée communs lors d'un échantillonnage pour la biosurveillance. Il est également important de toujours effectuer les prélèvements dans la même zone intertidale de façon à éviter les variations liées à des durées d'immersion différentes (Claisse et al., 1992). L'étude réalisée par (Goulletquer et al., 1987) sur deux espèces ; la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* et l'huître japonaise *C. gigas*, a montré que les performances de croissance, la prise de poids ainsi que la distribution des populations sont influencées par une tendance à l'asymétrie positive, selon un gradient croissant avec les temps d'immersion.

Les facteurs hydrodynamiques et les apports anthropiques jouent un rôle important dans la constitution des surfaces des sédiments (Devallois , 2009). Les fortes pluviométries peuvent entraîner des lessivage des sols et contribuer à une grande partie dans la contamination des sédiments (Lusteau, 2010). Un fort hydrodynamisme ne permet pas la sédimentation de la matière organique ce qui influence le piégeage des substances chimiques (Benbrahim et al., 2015), mais

par contre cette agitation peut avoir pour conséquence la remise en suspension des sédiments contaminés, et l'augmentation du taux d'accumulation chez les organismes si les conditions du milieu sont favorables (Urien, 2015).

3- Généralités sur les sites d'étude

3.1 Importance des zones humides

En plus de leur rôle écologique, les zones humides présentent de nombreux intérêts socio-économiques et jouissent aujourd'hui d'une attention particulière en raison des services qu'elles assurent au profit du bien-être de l'homme (Ibara et al., 2015). Différents usages et activités s'y exercent, comme l'agriculture, la pêche, la pisciculture, la chasse ou encore le tourisme. Ils sont les seuls au monde à faire l'objet d'une convention internationale, la convention de Ramsar 1971, qui a confirmée l'importance de ces zones et qui a défini des objectifs de protection et une liste de sites majeurs à travers le monde (Ramsar, 1993).

Les zones humides sont innombrables, variables en taille, en diversité biologique, en nombre d'espèces endémiques. Selon la convention Ramsar dans son article 1.1 ce sont des étendues de marais, de fagnes, de tourbières d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six mètres (Ramsar, 2015). Ces écosystèmes sont des zones d'échange, de transfert d'énergie et de matières nutritives très favorables au développement d'un foisonnement biologique (insectes, oiseaux, mais également mollusques, crustacés, poissons...) (Ramsar, 2015).

Au Maroc, les zones humides littorales représentent une valeur patrimoniale et un intérêt majeur pour les activités humaines, ces milieux confèrent au pays une valeur ajoutée en matière de biodiversité et de paysage ayant son importance pour le développement socioéconomique et touristique. Ainsi, le Maroc dispose de plus de 200.000 hectares de systèmes lacustres et lagunaires, soit 0,3% de la superficie totale du pays, en sus de milliers de kilomètres du réseau fluvial et de cotes marines (El Haddad & Nachid., 2005). La diversité de ces milieux est considérable, il y a lieu de citer, la lagune de Nador (Mar Chica) et la baie de Elhousseima, la baie de M'diq sur la Méditerranée et la baie de Dakhla et de Cintra ainsi que la lagune de Moulay Bousselham, Oualidia, Sidi Moussa et Khnifiss sur l'Atlantique. C'est sur les deux lagunes Moulay Bousselhm et Oualidia qu'on a mené notre étude. Ces deux écosystèmes marins, à l'instar de toutes les zones humides au niveau national, jouent un rôle important sur les plans écologiques, socioéconomiques et environnementales et remplissent des

fonctions écologiques fondamentales. Cependant, ces milieux sont également soumis à des pressions énormes ayant pour conséquence un dysfonctionnement et une perte de leur qualité écologique et de leur biodiversité et la dégradation de leurs habitats. Cette menace impose par conséquent, une bonne connaissance de ces milieux et un engagement pour leur protection et la préservation de leurs ressources naturelles inestimables pour les générations futures.

3.2 Présentation de la lagune de Moulay Bouselham

3.2.1 Caractéristiques générales

La lagune de Moulay Bouselham (34°47'N et 6°13'W) se situe sur le littoral atlantique marocain, au Nord Ouest du Souk Larbaa du Gharb, à environ 120 Km au nord de Rabat et à 40 Km au sud de Larache (figure 5) (Qninba, 1999 ; Lamrini et al., 2007).

La lagune présente une forme elliptique nord-sud, elle recouvre une surface de 35 Km², sa longueur maximale est de 9 Km et sa largeur ne dépasse pas les 5 Km. Elle est divisée en deux Merjas de dimensions inégales (Lamrini et al., 2007) : Merja Kahla au nord, se présente sous une forme triangulaire, d'une superficie de 3 Km², très faiblement profonde, inondée à marée haute avec des profondeurs maximales ne dépassant pas 30 à 50 cm et entièrement vide d'eau à marée basse. Merja Zerga au sud, d'une superficie de 27 Km² et des profondeurs maximales de l'ordre de 1 à 5,5m, elle est parcourue dans son secteur nord-ouest par un réseau de chenaux intertidaux constituant les principales voies de circulation des eaux lors du flot et du jusant. Le goulet, la passe et les chenaux occupent le reste de la superficie de la lagune.

La topographie du fond de la lagune est la résultante de plusieurs facteurs qui sont interdépendants. Les facteurs les plus importants sont la largeur du chenal, la vitesse des courants et la nature du substrat. La variation de cette morphologie est plus au moins importante selon la zone, ainsi, le goulet, la partie aval du chenal principal, connaît des évolutions rapides même à court terme (Bazairi, 1999) et l'hydrodynamisme généré par les apports d'eau de l'Oued Drader et de canal Nador creuse de façon continue les chenaux préexistants (Lamrini et al., 2007).

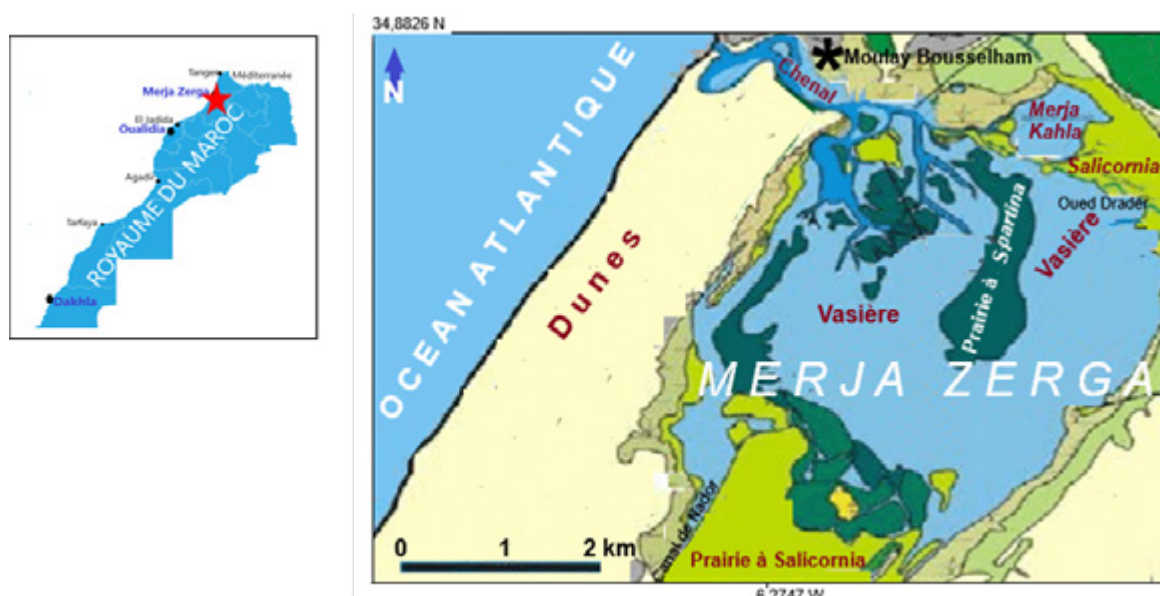


Figure 5 : Carte de localisation géographique de la lagune de Moulay Bouselham, Maroc.

La lagune connaît aussi un ensablement important de la zone du goulet et un envasement continu de la zone du canal de Nador. L'accumulation des sédiments d'origine océanique au niveau du goulet peut créer des fermetures totales ou partielles (Gam, 2008).

La lagune est alimentée en eaux douces d'une part par les deux émissaires ; canal Nador et oued Drader et d'autre part par les nappes phréatiques (Dhar El Hadchi et El Fahis) d'une importance moyenne alimentée essentiellement par les infiltrations des eaux de pluies (Hmama et al., 2001 ; Labardi, 2006).

3.2.2 Cadre climatique

Le climat général de cette région d'étude est de type méditerranéen. Caractérisé par une saison humide et pluvieuse (hiver) et une saison chaude et sèche (été). Le printemps et l'été peuvent être associés, d'une façon variable d'une année à l'autre, soit à la saison sèche soit à la saison humide (Ettaouaje, 2004).

En plus des influences méditerranéennes et continentales, la région est influencée aussi par l'océan Atlantique du fait qu'elle se présente comme un entonnoir évasé vers l'ouest et fermé vers l'est (Labardi 2006). Les influences océaniques se trouvent souvent bloquées contre les reliefs entourant la plaine du Gharb, engendrant ainsi de fortes précipitations voire des inondations. Cependant, cette région demeure toujours menacée par des printemps et des étés très chauds et secs.

L'analyse des températures annuelles moyennes de l'air indique l'existence de deux saisons bien différenciées : Une saison chaude qui s'étale du mois de mai au mois de septembre avec des températures de l'ordre de 28 à 30 °C, et une saison fraîche entre le mois d'octobre et le mois d'avril avec un maximum ne dépassant pas 19°C (Benhoussa, 2000). Avec un écart thermique annuel important (26°C) (Gam, 2008).

3.2.3 Fonctionnement hydrologique

Le remplissage et le vidange de la lagune se font par un réseau de chenaux permanents: le chenal principal (I), le chenal secondaire (II) et le chenal tertiaire (III). Le régime hydrologique de la lagune de Moulay Bousselham est conditionné par les mouvements du flot et du jusant des marées, l'apport d'eau douce permanent par le biais de l'oued Drader, de canal Nador et l'apport d'eaux souterraines (nappe phréatique). Le marnage oscille en période estivale entre 1,00 m pendant les mortes-eaux et 1,50 m pendant les vives-eaux, et en période hivernale entre 0,15m pendant les mortes –eaux et 1,00 pendant les vives-eaux (Carruesco, 1989 ; Labardi et al., 2005).

Les eaux continentales souterraines fournissent presque 0,3 % des eaux qui transitent par la lagune. Les nappes phréatiques identifiées au niveau du bassin de la lagune déversent annuellement un volume d'eau de $34,5 \cdot 10^6 \text{ m}^3/\text{an}$ (Benhoussa, 2000).

La circulation des eaux de la lagune dépend fortement du cycle de la marée morte ou vive eau (Orbi, 1990). Les phénomènes de courant dans la lagune de Moulay Bousselham sont dus, pour le flot, à la poussée des eaux de mer et pour le jusant au volume d'eau entrant dans la lagune. L'oued Drader induit des courants de faibles ampleurs, alors que ceux du canal de Nador sont plus importants, surtout en périodes pluvieuses. La force des courants est beaucoup plus importante en surface que près du fond. Elle est plus importante au flot (1m/s) qu'au jusant (0.1à 0.3 m/s) (Benhoussa, 2000).

3.2.4 Fonctionnement hydrodynamique.

Les variations sédimentologiques observées au niveau de la lagune de Moulay Bousselham sont la conséquence de plusieurs facteurs dont les plus déterminants sont l'origine des matériaux (marine ou continentales), l'hydrodynamique, l'action des vents dominants et des houles résultantes, la morphologie des fonds et l'évolution du goulet (Rharbi, 1990). Deux grands ensembles de sédiments peuvent être distingués dans la lagune (Lamrini et al., 2007) : Un ensemble sableux, d'origine essentiellement marine. Il se localise au niveau du littoral océanique, dans le goulet et les tronçons aval des chenaux principaux. Ces zones présentent un niveau énergétique assez élevé, qui se traduit

par une circulation permanente d'eau durant le flot et jusant ce qui empêche la décantation des particules fines en suspension. Un ensemble qui présente un sédiment vaseux, se localise dans les zones calmes de la lagune. Il est déposé par des apports fins de l'oued Drader, du canal de Nador. Les zones où la circulation de l'eau est diffuse, la décantation des particules fines est possible et le substrat devient de plus en plus vaseux vers le centre de la lagune (Benhoussa, 2000 ; Labardi, 2006).

3.2.5 Importance écologique

La répartition de la faune et de la flore dans la lagune de Moulay Bouselham dépend étroitement des variations sédimentologiques latérales et verticales qui reflètent la diversité des milieux et la rapidité de leur évolution.

3.2.5.1 La flore

La lagune de Moulay Bouselham est reconnue par la présence d'une mosaïque d'habitats, qui dépend de deux facteurs écologiques : la salinité et l'hydromorphie.

La superficie globale des habitats strictement humides de la Merja Zerga est estimée à environ 3907 ha (Ibara et al., 2015). On peut distinguer 5 formations végétales qui se succèdent à partir des horizons les plus bas de la lagune jusqu'aux pieds des dunes environnantes avec une prédominance de la prairie halophile à *Salicornia* et *Sarcocornia* (1172,89 ha), des vasières/sablières (874,07 ha), de la jonchaie (662,97 ha), de la pelouse humide (281,66 ha) et de la spartinaie (210,82 ha) (Dakki & El Hamzaoui., 1998 ; Ibara et al., 2015).

Les dunes installées sur un substrat gréseux forment un cordon allongé parallèlement à la ligne de rivage. La majeure partie de ces dunes est soit cultivée, surtout au niveau des douars de Rouissy et de Gnafda, soit occupée par des parcelles reboisées (*Eucalyptus*). La végétation naturelle y persiste localement et se trouve très dégradée dans sa majeure partie. (Dakki & El Hamzaoui., 1998).

3.2.5.2 La faune

S'agissant des zones humides les plus spectaculaires sur les plans biodiversité, paysager et culturel, Merja Zerga représente la plus importante zone humide marocaine qui reçoit chaque année le plus grand contingent d'oiseaux d'eau migrants, soit plus de 300.000 individus et plus de 100 espèces (Dakki et al., 2001). C'est un site-clé d'escale pour les oiseaux d'eau du Paléoarctique occidental qui utilisent la voie de migration est-atlantique (Stroud et al., 2004 ; La distribution de la microfaune au niveau de la lagune permet de retenir la prédominance de la thanatocénose de transport à foraminifères benthiques, les ostracodes et la biocénose lagunaire, en se dirigeant vers l'oued Drader (Rharbi,

1990). Pour la macrofaune benthique, la lagune de Moulay Bousselham est dominée par les crustacés (35% de l'ensemble des espèces recensées), suivis des Annélides Polychètes (28%) puis de Mollusques (20%). Notons que les Décapodes, les Amphipodes et les Isopodes fournissent respectivement 35%, 33% et 18% de la macrofaune carcinologique, soit un total de 86% des espèces de Crustacés. Par ailleurs, les Bivalves (63%) et les Gastéropodes (34%) totalisent 97% des espèces de Mollusques (Bazairi, 1999).

Grâce à cette richesse écologique, un arrêté du Ministère de l'Agriculture du mois de mars 1978 déclare la lagune de Moulay Bousselham en tant que réserve biologique, sur une superficie de 7300 ha (Bulletin officiel du 16 août 1978). En 1980, cette lagune a été classée comme site Ramsar, convention relative aux zones humides d'importances internationales. En 1991, la lagune a été proposée par le Ministère chargé des Eaux et Forêts, comme réserve de biosphère dans le cadre du programme MAB (Man And Biosphere). En 1993, le ministère chargé des Eaux et des Forêts a classé la réserve comme site d'intérêt national. Et en 1996, le Ministère chargé des Eaux et des Forêts a identifié la Merja Zerga comme site d'intérêt biologique et écologique (SIBE).

3.2.6 Activités socio-économiques

3.2.6.1 Activités urbanistiques

D'après le dernier recensement général de la population et de l'Habitat de 2014, la population de la municipale de Moulay Bousselham est d'environ 26 570 habitants, dont 16 592 habitants inactifs et seulement 9978 habitants actifs, avec un niveau culturel très bas, la population de Moulay Bousselham est peu qualifiée, moins diplômée qu'au plan régional ou national plus de 48,8% analphabètes, un taux de scolarisation secondaire qualifiant de 4,7%, alors que le taux de scolarisation supérieur ne dépasse pas 1,8%, le niveau de vie des ménages reste relativement bas et est corrélé à des situations familiales parfois difficiles (HCP, 2014).

Les ressources économiques des douars qui vivent au voisinage immédiat de Merja Zerga résultent de trois principaux types d'activités : l'agriculture, la pêche et l'élevage de bétail, auxquelles s'ajoutent les revenus de certains petits métiers, tels que la confection des nattes, la production de lait, le commerce et le travail salarié (essentiellement dans la culture de fraise).

3.2.6.2 Activité agricole

La lagune de Moulay Bousselham est située à cheval sur deux grands périmètres agricoles :

- Le Gharb et le Loukkos qui s'étendent sur une superficie de 4200 km²

et occupent environ 53,3% de la population active et participent dans la production nationale. C'est l'un des plus importants bassins de production maraîchère du Maroc, à hauteur de 10% en céréales, 12% pour le lait, 22% pour les agrumes, 40% pour les fraises, et 80% pour le tournesol, le riz et la tomate industrielle. La production des filières agricoles de la région du Gharb totalise environ 40 millions de journées de travail et génère des ressources annuelles de plus de 7 milliards de dirham (BAD, 2009).

- La région de Loukkos, située au nord de la lagune avec une superficie de 2560 km² dont 1473 km² agricole. La culture la plus répandue est la production des fraises avec 80 % de la production nationale, le riz et l'arachide vient en second rang avec 20 %, 15 % pour les cultures sucrières et 7 % pour le maraîchage et les oléagineux. Bien que cette superficie ne soit pas grande elle contribue à la création d'environ 11 millions de journées de travail par an et une valeur moyenne de la production annuelle qui dépasse les 2,5 milliards de DH (Fegrouch, 2008).

L'élevage des ovins et des bovins est l'une des activités principales des habitants des douars de la Merja. L'effectif du cheptel bovin et ovin est de 23,6 unités petit bétail en moyenne par ménage (Benhoussa, 2000). La majorité des bovins est de race locale, et pâture durant toute l'année dans les marécages, tout comme les équidés. Par contre, les ovins ne pâturent dans la Merja que 10 mois sur 12 seulement.

3.2.6.3 Pêche et Aquaculture

La pêche à Moulay Bousselham, qu'elle soit en lagune ou en mer se distingue par le caractère artisanal des moyens de production et par l'aspect saisonnier des activités. Elle est pratiquée comme étant l'activité principale ou secondaire et touche à peu près 15% des ménages (Labardi, 2006). La pêche dans la Merja est libre et elle n'est soumise à aucun contrôle, sauf dans sa partie aval où toute activité est interdite ; alors que la pêche en mer est subordonnée à une licence délivrée par les services de la Marine Marchande. Le nombre total de barques dans la lagune est estimé à 142 unités. Les principaux poissons pêchés dans la région de Moulay Bousselham appartiennent aux familles des Mugilidés, des Moronidés, des Soleidés, des anguillidés et des Sparidés (Labardi, 2006).

A côté de la pêche des poissons, l'exploitation des coquillages dans la lagune, est une activité importante exercée d'une façon frivole, elle concerne le Couteau (*Solen marginatus*), la Coque (*Ceratoderma edule*) et la palourde (*Ruditapes decussatus*) qui reste de loin l'espèce de coquillages la plus exploitée. Le ramassage des palourdes est généralement pratiqué par les jeunes filles durant toute l'année, à l'exception des mois d'hiver.

3.2.7 Pressions exercées sur la lagune de Moulay Bouselham

La lagune de Moulay Bouselham est caractérisée par l'existence de plusieurs composantes naturelles (la lagune, rivière, dunes, prairies, forêts, terrains collectifs, etc). Ces ressources naturelles donnent lieu à d'importantes activités humaines qui entraînent de fortes influences anthropiques dans cette région à cause de l'activité urbaine, industrielle, touristique et surtout agricole très intense. Ces influences sont susceptibles d'avoir des impacts négatifs sur la pérennité du milieu naturel. D'autant plus que la complexité du système de gestion de la lagune, dû au nombre des acteurs et intervenants, entraîne l'absence d'un statut intégrateur qui traite les différentes composantes du site sous une même disposition juridique, qui peut engendrer une gestion directe et efficace de ses ressources (El Haddad & Nachid., 2005).

La lagune de Moulay Bouselham est sous l'influence de deux apports d'eau douce. Au nord, l'Oued Drader draine un bassin versant d'une superficie d'environ 1 150 km² (Gam, 2008) il pénètre à l'intérieur de la lagune au niveau de sa bordure Nord- Est, où il a creusé un chenal qui lui permet d'atteindre le goulet. Les apports annuels de l'oued Drader sont estimés à $31,5 \cdot 10^6$ m³ dont 30% avec une turbidité de l'ordre de 50 à 100 mg/l et un apport solide (sédiment), d'une valeur moyenne de 2300 t/an. Il est à signaler que l'installation d'une petite digue et de nombreuses stations de captages des eaux, entraîne une chute du débit du cours d'eau et contribue largement à la diminution de ces apports solides, réduisant ainsi leur impact sur le système lagunaire. D'un autre côté il y a une augmentation des apports suites aux eaux de drainage et de vidange des rizières qui se développent dans le secteur (Benhoussa, 2000). Au sud, le canal de Nador, construit en 1953 essentiellement pour drainer le complexe marécageux du Gharb, le bassin de l'oued M'da de 700 km² et une partie de la rive droite de l'oued Sebou chargé des rejets des tanneries de la ville de Fes (Gam, 2008). D'après des observations de terrain, on note que son débit hivernal est très important, alors qu'il est presque nul en été. Les apports annuels du canal du Nador sont estimés à environ $150 \cdot 10^6$ m³/an, à partir des données de turbidité, les apports solides de ce canal peuvent être estimés à une valeur moyenne de l'ordre de $450 \cdot 10^3$ t/an (Carruesco, 1989 ; Labardi, 2006). Ces apports solides auront certainement un impact sur l'environnement sédimentaire lagunaire (problèmes d'envasement), en particulier sur sa partie méridionale.

En effet, pour le développement de l'agriculture dans le Gharb et le Loukkos, 73 projets ont été conçus et visent la production et la valorisation des agrumes, l'intensification des cultures fruitières et maraichères et enfin l'intensification et l'extension des cultures sucrières entre 2009 et 2020 (APDN, 2011).

En revanche ce plan de développement agricole ne prévoit pas en parallèle une stratégie de réduction de l'utilisation des produits chimiques (fertilisants, pesticides, métaux) malgré les conséquences de ces pratiques sur la santé humaine et l'environnement et particulièrement la lagune de Moulay Bousselham qui reçoit les eaux de drainage de ces régions via les apports pluviaux de l'Oued Drader et de Canal de Nador.

D'autre part, Moulay Bousselham est aussi une station balnéaire populaire de 26 570 habitants contre 21 462 habitants en 2004 (HCP, 2014), qui reçoit en moyenne plus de 80 000 visiteurs chaque été. Une telle agglomération aurait certainement un impact sur la lagune et sa biodiversité.

3.3 Présentation de la lagune de Oualidia

3.3.1 Caractéristiques générales

La lagune de Oualidia située entre « 32° 44' 42 » de latitude Nord et « 09° 02' 50 » de longitude Ouest, sur la côte atlantique marocaine dans la province d'El jadida, au niveau de la ville de Oualidia à environ 76 km au sud de l'El Jadida et à environ 60 km au nord de Safi (figure 6). Elle s'étale sur 7 km de long et environ 0,5 km de large, soit une superficie de 3 km² (Beaubrun, 1976). La lagune de Oualidia est une lagune côtière semi-fermée avec une forme générale de têtade (Benbrahim et al., 2015). A l'aval de cette lagune deux passes inégales, une passe principale permanente large de 150 m et profonde en moyenne d'environ 3m, et une passe secondaire large d'environ 50 m et d'une profondeur moyenne de 1m, active en périodes de marées de vives eaux, ces deux passes assurent une communication de la lagune avec l'océan (Karim et al., 2017).



Figure 6 : Carte de localisation géographique de la lagune de Oualidia, Maroc.

Cette zone élargie et sableuse se prolonge en amont par un chenal principale d'une profondeur qui dépasse 4 m à certains endroits, qui serpente au milieu d'un schorre épais et sur lequel se greffe de nombreux chenaux secondaires envahient à marée haute. Ce chenal principal s'étend sur une longueur de 5,4 Km et une largeur de 0,4 km environ et près de 53% de la surface de la lagune se découvre à marée basse (Karim et al., 2017).

A l'extrémité, une digue construite en 1945, sépare la lagune des marais salants qui sont exploitées de manière artisanale en saisons d'été (Carruesco, 1989 ; Kaid Rassou, 2009). A ce niveau et afin de piéger les sédiments et d'améliorer la circulation des masses d'eaux dans la lagune, une souille a été créée en 2011, d'une longueur de 370 m, une largeur de 270 m et une profondeur de plus de 2 m (Benbrahim et al., 2015).

3.3.2 Cadre climatique

Le bassin côtier d'Oualidia bénéficie de l'influence de l'océan Atlantique grâce aux vents dominants provenant de l'Ouest et du nord-ouest avec des vitesses au-delà de 30 m.s^{-1} observés entre les mois de décembre à février (Koutitonsky et al., 2006 ; Karim et al., 2017). Le climat de cette région est pluvieux- froid en période humide et chaud- sec en période sèche. Des fortes pluviométries, supérieures à 50 mm, surviennent généralement entre le mois de novembre et

janvier (Benbrahim et al., 2015). Les températures atmosphériques à Oualidia varient en moyenne entre 13°C à 16°C en hiver et entre 21°C à 25°C en été, avec une moyenne annuelle de 18°C (Carruesco, 1989 ; Kaid Rassou, 2009).

3.3.3 Fonctionnement hydrologique

Le moteur de la circulation de la lagune est la marée qui est semi-diurne avec une amplitude de 0,97 m à l'entrée des deux passes, cette amplitude s'affaiblit au fur et à mesure qu'elle se propage au sein de la lagune (Karim et al., 2017).

Les courants dans la lagune sont essentiellement des courants de marée semi-diurnes, très intenses ($>1 \text{ m.s}^{-1}$) en aval de la lagune à dominance de flot et moindres ($<0,5 \text{ m.s}^{-1}$) vers l'amont de la lagune. Les directions des courants suivent celles du chenal principal et s'inversent de 180° environ lors du renversement des marées (Karim et al., 2017). Durant les marées de mortes eaux, les vitesses du courant sont plus faibles, de l'ordre de 0,1 à 0,2 m/s, le temps de remplissage durant le flot est de 4 h 25 mn et le temps de vidange est de 8 h durant le jusant, alors que des vitesses maximales de l'ordre de 0,77 m/s sont enregistrées durant les marées de vives-eaux, le temps de remplissage durant le flux est de 7 h 25 mn et celui de vidange est de 5 h durant le reflux (Hilmi et al., 2005). The mean current velocity is about 0.46 m/s and reaches 0.77 m/s ; flood period is about 7 h 25 min and ebb period is about 5 h. During the neap periods, current velocities are between 0.1 to 0.2 m/s ; flood and ebb periods are respectively 4 h 25 min and 8 h. The longitudinal component of current is more dominant than the transversal component of current which is not negligible. Presence of high frequency waves (with period lower than 25 h. La lagune d'Oualidia reçoit des eaux marines et continentales, concernant les eaux marines, elles envahissent la totalité de la lagune à marée haute (Orbi et al., 1990, Hilmi et al., 2005). Pour les apports continentaux, deux nappes phréatiques assurent l'alimentation de la lagune par le biais de nombreuses sources émergeant à marée basse. Il s'agit de la nappe du calcaire Dridate et celle du Plioquaternaire dont le volume est estimé entre 50 et 80 millions de m^3/an (Benbrahim et al., 2015).

3.3.4 Fonctionnement hydrodynamique

La granulométrie reflète l'hydrodynamisme dans la lagune, en effet la lagune de Oualidia présente deux faciès sédimentaires ; un faciès grossiers (sables) près des passes et des chenaux caractérisés par un fort hydrodynamisme marin, et un faciès de plus en plus fins (sable vaseux) vers le fond de la lagune caractérisé par un faible hydrodynamisme marin (Bidet & Carruesco., 1982). De l'aval vers l'amont, les teneurs en carbonates du sédiment de surface diminue (Bidet & Carruesco., 1982), alors que les teneurs en matière organique s'accroît

de 1,16 à 9,10% avec des teneurs plus élevées au niveau des zones d'élevage des huîtres (Benbrahim et al., 2015 ; Makkaoui et al., 2018). En revanche, une amélioration a été constatée suite à la construction de la souille qui joue un rôle dans le piégeage des sédiments fins et par la suite le piégeage de la matière organique qui est généralement chargée des substances polluantes.

3.3.5 Importance écologique

La lagune de Oualidia fait partie du complexe côtier atlantique de Sidi Moussa-Walidia qui est composé essentiellement de deux lagunes et de quatre marécages et salines, d'une bande marine côtière avec sa plage de sable ainsi que d'un cordon dunaire. Ce complexe a été inscrit site Ramsar sur une superficie de 10 000h depuis 2005.

Limitée par une falaise continentale et par une crête dunaire côtière consolidée, la lagune de Oualidia recèle une diversité et une richesse écologique important.

3.3.5.1 La flore

Grâce à la qualité de ces eaux, la lagune de Oualidia est caractérisée par une flore très remarquable qui regroupe 12 familles et 27 espèces (Ramsar, 2003). Les Chenopodiaceae et les Poaceae sont les familles les plus représentées. La lagune est caractérisée par la présence d'une espèce rare (*Limonium densiflorum*) et deux espèces vulnérables (*Sarcocornia perennis* et *Ruppia maritima*). En plus, la lagune se distingue par la présence de deux espèces d'algues, *Fucus lutarius* et *F. axillaris*, qui sont rares au Maroc et n'existent que dans la lagune de Oualidia et Sidi Moussa.

3.3.5.2 La faune

La lagune de Oualidia est un lieu de refuge pour plusieurs espèces d'oiseaux remarquables (menacées ou vulnérables) dont par exemple (*Platalea leucorodia*, *Marmaronetta angustirostris* ; *Pluvialis apricaria* et *Numenius arquata*) (Ramsar, 2003). Le peuplement endobentique au niveau de la lagune est représenté par 76% des gastéropodes, 19% des bivalves, 3% des crustacés et 1% des annélides (INRH, 2013).

Concernant les mollusques, mis à part l'huître en élevage dans les parcs ostréicoles, la palourde (*Venerupis decussatus*), le couteau (*Ensis directus*) et la coque (*Cerastoderma edule*), sont les trois espèces les plus représentées dans la lagune à l'état naturel, essentiellement, dans la partie centrale et amont.

3.3.6 Activités socio-économiques

La commune de Oualidia est située dans la province de Sidi Bennour dans la partie sud de la région de Casablanca-Settat. La zone de Oualidia offre

des richesses naturelles abondantes de grande importance socio-économique intensément exploitées par la population locale.

3.3.6.1 Activités urbanistiques

La commune de Oualidia compte parmi les 25 communes de la province de Sidi Benour, avec une population d'environ 8000 habitants, rassemblant essentiellement des agriculteurs ou ouvriers agricoles, des pêcheurs et des commerçants locaux (Benbrahim et al., 2015).

Elle abrite une station balnéaire Oualidia, nichée entre terre et océan Atlantique, site touristique de premier plan qui dispose de potentialités touristiques importantes et constitue un espace attrayant pouvant drainer une masse importante de touristes tant nationaux qu'internationaux.

3.3.6.2 Activité industrielle

Bien que la concentration des activités industrielles reste localiser au niveau littoral des grandes agglomérations (Tanger, Casablanca, El Jadida, Safi...), le site de Oualidia, vierge de toute activité industrielle, se trouve géographiquement situé entre deux pôles industriels importants situé à El Jadida et Safi.

La province d'El Jadida est une grande plateforme incontournable du paysage industriel du Maroc. Elle dispose d'une zone industrielle et de deux ports : le port d'El Jadida réservé à la pêche, aux bateaux de plaisances et aux sports nautiques, et celui de Jorf Lasfar, à 17 km au sud de la ville, considéré comme le premier port minéralier d'Afrique. Ce dernier, ouvert au commerce international depuis 1982, constitue l'un des maillons de l'infrastructure portuaire du Maroc qui abrite des grandes entreprises (OCP, JLEC, ODEP, SONASID ...). Au niveau de la province de Safi, l'industrie est retenue comme secteur locomotive de cette province qui se caractérise par une prédominance des industries chimique (OCP) et para-chimique et l'agro-industrie, surtout la conserve de poisson liée au secteur de la pêche. D'autres secteurs sont également représentés tels que : l'Industries textiles et cuir ou l'Industries mécanique et métallurgique, et la construction navale.

3.3.6.3 Activités agricoles

L'agriculture constitue la principale activité économique concentrée dans la bande côtière, en majorité liée aux cultures maraîchères et céréalières dans la région, notamment sur le rivage de la lagune occupé par des champs qui s'étendent sur une superficie d'une cinquantaine d'hectares. Il convient de souligner que 10% des exploitants agricoles utilisent le système d'irrigation par goutte à goutte, très rationnel dans l'utilisation de l'eau.

Le pâturage du bétail qui est aussi une activité courante, s'étend même sur les rosières de la lagune. Le manque de milieux boisés et de prairies naturelles favorables au pâturage a par ailleurs conduit à une forte pression du cheptel sur les zones humides : bovins et ovins ont été observés dans les milieux aquatiques.

L'exploitation du sel est une activité de type agricole, pratiquée dans la partie amont de la lagune au niveau des marais salants ou salins, considérés comme étant des unités de production. La récolte du sel est manuelle. Elle a lieu en été et emploie environ 50 saisonniers par salin, habitués à la récolte du sel et provenant tous du milieu agricole local.

3.3.6.4 Activités de pêche et d'aquaculture

La lagune de Oualidia représente un écosystème particulièrement réputé productif. La richesse de ses eaux en sels nutritifs et leurs températures élevées dès le printemps favorisent la production biologique. La lagune constitue également une nurserie très favorable à la croissance des alevins.

A cause de la sensibilité et la fragilité de cet écosystème et afin de préserver ses caractéristiques écologiques et biologiques, la pêche dans la lagune a été interdite. Seule la collecte des coquillages est rencontrée de temps à autre dans la lagune (loisirs) : ramassage de la palourde (*Ruditapes decussatus*), du couteau (*Ensis directus*) et de la coque (*Cerastoderma edule*).

De ce fait, l'activité de pêche se retrouve concentrée au niveau de la frange littorale de la lagune. Elle reprend avec une petite communauté de pêcheurs qui unissent leurs forces autour d'une flottille comptant 70 barques de pêche artisanale, pour la pêche des crustacés et à la turlutte et enfin pour la pêche au poulpe et au calmar. La commercialisation des captures est assurée par de « petits acheteurs » ou vendue directement aux restaurants et aux touristes (Benbrahim et al., 2015).

L'alimentation des marches de la région est assurée essentiellement par les ports de pêche de Jorf Lasfar, El Jadida et Safi, situés à environ 50 à 70 km. Au niveau de ces ports, la flotte active est plus importante, de type senneurs, qui opère en amer dans toutes les directions (Nord, large et sud) à une profondeur qui varie entre 10 et 100 brasses. Les espèces cibles sont la sardine, le maquereau, le chinchard, l'anchois et certains thonidés mineurs (bonite, saupe ...). Les captures de la pêche côtière et artisanale enregistrées en 2017, respectivement au niveau des ports d'El Jadida, Jorf Lasfar et de Safi, sont de 6999, 10759, 39080 tonnes (DPM, 2017). Depuis 1950, la lagune de Oualidia a été identifiée comme site idéal pour les projets d'aquaculture.

En 1956, l'ostréiculture a été initiée dans la lagune d'Oualidia grâce à un ostréiculteur français qui avait créé le premier parc ostréicole dans cette lagune. L'huître creuse du Pacifique *C. gigas* introduite depuis les années 50, la culture de cette espèce dont les naissains sont importés de France est pratiquée dans les milieux abrités d'Oualidia. A cette époque, l'élevage des huîtres avait d'abord été pratiqué à même le sol. Faute de résultats satisfaisants, cette technique a été aussitôt abandonnée. Ensuite, les huîtres ont été élevées en surélévation (sur des brancards) ; les résultats obtenus ont été nettement supérieurs à ceux de l'élevage à ras du sol. Cette méthode était plus simple et permettait de limiter les pertes en huîtres et d'assurer une croissance plus élevée. Quelques privés marocains locaux se sont ensuite intéressés à l'élevage des huîtres dans la lagune Oualidia. Ainsi, d'autres parcs ostréicoles ont été installés depuis 1963 pour atteindre progressivement une dizaine de parcs aujourd'hui. Les naissains sont importés d'écloserie européennes notamment de la France.

L'ostréiculture s'est ainsi progressivement développée dans la lagune avec une dépendance vis-à-vis de l'étranger pour ses besoins de naissains d'huîtres (du Portugal, de l'Espagne et puis de la France). Depuis les années 1970, en raison de problèmes de pathologies induisant une importante mortalité parmi les huîtres, l'huître creuse portugaise a été remplacée par l'huître creuse japonaise, *C. gigas*, qui permet également des rendements plus élevés en comparaison avec les autres espèces (FENIP, 2010).

La lagune de Oualidia est ainsi devenue une zone importante pour la conchyliculture traditionnelle et plus précisément l'ostréiculture. Actuellement l'élevage sur table de l'huître creuse du Japon *C. gigas* est réalisé dans les 5 parcs répartis le long de la lagune. (ANDA, 2018).

Par ailleurs, la lagune recèle des stocks naturels de palourde, de coques et de couteaux. Des essais pilotes d'élevage de palourde ont été réalisés dans l'objectif d'initier une exploitation rationnelle de cette espèce basée sur l'élevage et la préservation des stocks naturels locaux. La production annuelle en palourdes d'élevages était de l'ordre de quelques centaines de kg. Ce projet a été interrompu à cause de l'interdiction de ramassage des palourdes pour des raisons de salubrité.

L'activité conchylicole dans la lagune de Oualidia connaît ces dernières années deux types de problématiques majeurs :

- La première est d'ordre organisationnel, caractérisée par une répartition désordonnée et non compatible avec une gestion rationnelle de cette activité.

- La seconde est d'ordre environnemental, caractérisée par une dégradation de la qualité sanitaire de la lagune.

3.3.7 Pressions exercées sur la lagune de Oualidia

La lagune de Oualidia, de part son accessibilité facile, son intérêt économique pour les populations locales et sa grande importance biologique, reste un milieu potentiellement menacé par la pollution chimique, microbiologique et la surexploitation des ressources aquacoles de la lagune qui entraîne une diminution du rendement de la pêche et contribue à la diminution de la diversité et du stock des espèces exploitées, le ramassage des coquillages qui participe aussi à la perturbation de l'avifaune et entraîne un piétinement et déplacement excessifs de l'habitat vaseux.

En effet, le développement des activités humaines et économiques autour de la lagune accentue la pression sur la biodiversité et met en péril la zone. Aujourd'hui et plus que jamais, les habitants d'Oualidia ne cessent de s'interroger sur l'utilité d'une convention qui a été signée dans ce sens pour amortir toutes ces menaces. Cette convention qui propose un plan d'action intégré pour le développement durable d'Oualidia, porte également sur la préservation de sa lagune et la protection de son potentiel ostréicole en tant que site écologique et zone humide d'intérêt international régie par la convention Ramsar.

En plus de l'agriculture, l'élevage du bétail, la pêche artisanale, l'aquaculture et l'extraction du sel, la zone a connu le développement d'autres activités, notamment les activités urbanistiques et tourisme. Ce qui devrait produire différents types de contamination. Par exemple, les activités aquacoles peuvent favoriser l'augmentation des flux de sédiments enrichis en matières organiques, tandis que la contamination chimique pourrait résulter des activités agricoles et l'usage excessif de fertilisants et de pesticides.

En l'absence d'infrastructures de niveau, le développement de l'urbanisation touristique, peut engendrer des problèmes environnementaux, notamment de gestion des rejets domestiques, et présente une menace croissante pour l'équilibre écologique de la lagune. Il est à signaler que depuis plusieurs années, l'INRH a soulevé le problème d'infiltrations des rejets liquides vers la lagune ainsi que la dégradation de la qualité des eaux lagunaires. Ces infiltrations semblent provenir des installations touristiques, des habitations ainsi que de l'étang d'eau, pour lesquelles la lagune constitue l'exutoire finale.

La situation géographique de Oualidia, entre deux pôles industriels d'Eljadida et Safi, fait de la lagune un site pouvant être impacté par les effets néfastes de l'activité industrielle menée dans les deux provinces, notamment par

le transport, avec la houle et la dérive littoral, des panaches polluants émanant des rejets liquides déversés en mer (Benbrahim et al., 2015).

Le plan de réhabilitation et de sauvegarde de Oualidia, lancé en 2010, a permis de prendre en compte des perspectives démographiques dans les aménagements, schémas d'assainissement, et plans de gestion d'espaces naturels avec une vision plus globale à l'échelle du bassin versant. Ces ouvrages constituent une composante essentielle pour la protection de la lagune.

4- Modèle biologique étudié

4.1 Présentation de la Palourde (*Ruditapes decussatus*)

4.1.1 Systématique

La Palourde croisée d'Europe *Ruditapes decussatus* (Linné, 1758) fait partie de l'embranchement des Mollusques, classe des Bivalves-Lamellibranches, sous classe des Hé-térodontes, ordre des Veneroida, super famille des Veneridae, sous famille des Tapetinae et genre des Ruditapes (CNEXO, 1983). Dans la littérature, plusieurs noms scientifiques ont été attribués à cette espèce, on peut citer par exemple : *Tapes decussatus*, *Venerupis decussata*, *Venus obscura*, *Venus decussata* ou encore *Tapes extensus*.

4.1.2 Ecologie et distribution géographique

R. decussatus est une espèce euryhaline et eurytherme, ces limites écologiques sont comprises entre 5 et 30 °C pour la température, et de 15 à 40‰ pour la salinité (Cépralmar, 1987 ; Besançon et al., 2013 ; Conti et al., 2015). Elle vit particulièrement dans les zones côtières abritées comme les étangs d'eaux saumâtres communiquant avec la mer (Conti et al., 2015). Elle s'enfouit à quelques centimètres (15 à 20 cm de profondeur) dans le substrat sur l'étage infralittoral. Elle apprécie des substrats variés de sable, de petit gravier vaseux et de vase. La profondeur d'enfouissement est proportionnelle à leur taille, grâce à leur pied développé, elles peuvent s'enfouir plus profondément pendant les périodes hivernales (jusqu'à une profondeur de quelques mètres) (Bordeyne et al., 2009).

La répartition géographique de *R. decussatus* est assez vaste, elle est présente naturellement dans le nord-est atlantique, des côtes norvégiennes à celles du Sénégal, jusqu'aux Açores, ainsi que dans les zones estuariennes et lagunaires de la majeure partie du bassin méditerranéen (Parache, 1982). En Mer du Nord, elle est présente seulement en Danemark et en Norvège ; elle n'existe dans les îles britanniques que sur les côtes Ouest et Sud. Elle se rencontre en France du Havre à la frontière Espagnole, elle est présente sur les côtes atlantiques

de la péninsule ibérique, du Maroc, de la Mauritanie et du Sénégal (Fisher et al., 1987 ; Labardi, 2006).

Au Maroc, les gisements naturels les plus importants de *R. decussatus* ont colonisé préférentiellement les eaux saumâtres des estuaires, les lagunes et les baies situés sur la côte en méditerranée et atlantique. Les plus importantes, la lagune de Nador, lagune de Moulay Bousselham, l'oued Laou, l'oued Bouregreg, lagune de Oualidia, lagune de Sidi Moussa et la baie de Dakhla. Cependant, et malgré l'élaboration de nombreux plans de gestion en matière de pêche de coquillage, ces gisements connaissent un déclin en raison de divers facteurs dont les variations caractéristiques environnementales, la prédation et essentiellement les pressions exercées par la pêche intensive (INRH, 2016).

4.1.3 Morphologie-Anatomie- Alimentation

La coquille de *R. decussatus* est *équivalve et inéquilatérale légèrement allongée et sa forme* va de l'ovale au quadrangulaire, assez solide, elle se compose de deux valves (figure 7) unies par un ligament qui permet l'ouverture de la coquille. La sculpture externe de la coquille présente des stries rayonnantes très serrées ainsi que des sillons concentriques plus prononcées qui donnent un aspect quadrillé. La charnière, à plateau cardinal étroit, comprend trois dents cardinales aigues sur chaque valve, sans dents latérales.

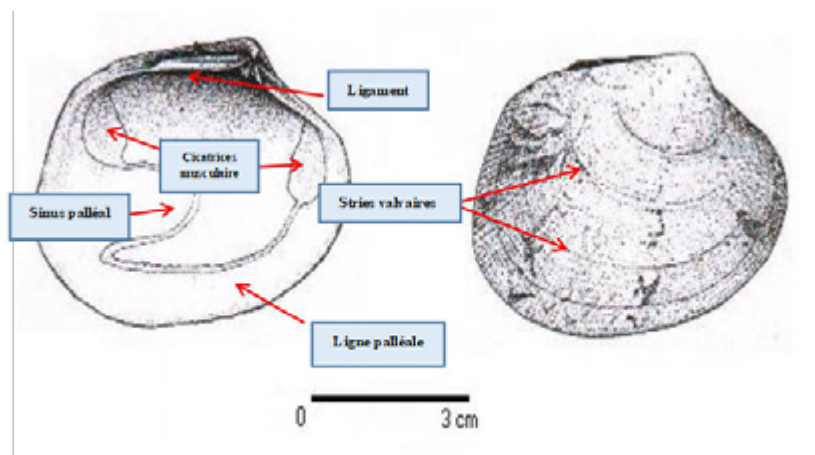


Figure 7 : Morphologie externe de *Ruditapes decussatus* (Linné, 1758).

Les cicatrices des muscles adducteurs et la ligne palléale sont distincts à la face interne des valves, le sinus palléal est profond et ne dépassant pas la ligne médiane des valves (Poppe & Goto., 1991). La forme générale et la couleur de la coquille peut varier énormément d'une population à l'autre selon les régions. Cette coloration est liée à la nature du substrat (Labardi, 2006). Généralement, plus les populations sont méridionales, plus les colorations sont vives et variées. La coloration de la coquille de la palourde des gisements naturelles de la lagune

de Moulay Bousselham change selon la nature du substrat de l'endroit, elle varie du jaune clair au grisâtre avec des tâches plus ou moins intenses (Photo 1).

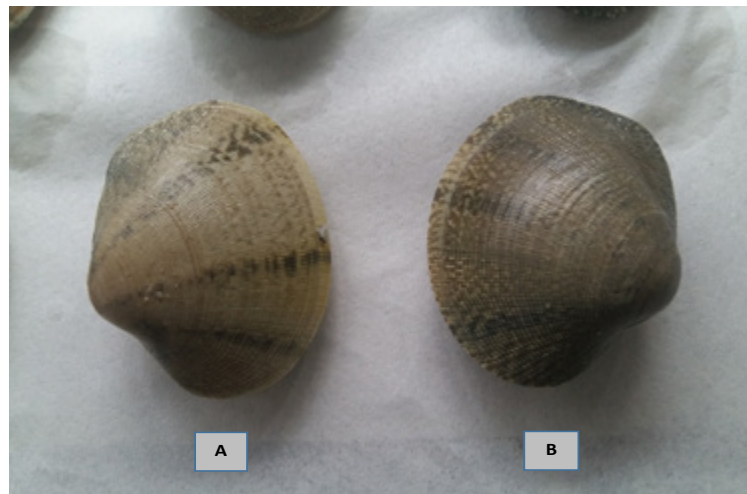


Photo 1 : Palourde de Merja Zerga (A : Palourde récoltée dans la station Sfiha; B : Palourde récoltée dans la station de Bir Laâcha).

Dans la région postérieure du manteau, les deux siphons (inhalant et exhalant) assurent la circulation des courants d'eau, ce sont les organes responsables de la filtration et la rétention des particules en suspension selon un mécanisme d'inhalation-exhalation de l'eau de la lagune. Ces deux siphons sont égaux, ils sont séparés sur presque toute leur longueur. Une fois l'animal enfoui dans le substrat, les siphons sont les seuls organes qui assurent la continuité entre le milieu externe et le milieu intervalvaire, les palourdes ne sont repérées que par les deux ouvertures, distantes de 2 à 4 cm, tracées par ces siphons à la surface de sédiment (Müller, 2016).

R. decussatus est considérée comme suspensivore et dépositivore, elle se nourrit essentiellement de matière organique en suspension, d'algues planctoniques (Plante-Cuny, 1981) et des dépôts sur le substrat. La filtration est la base de son alimentation. Selon Le Treut (1986), un individu peut filtrer jusqu'à 70 litres par jour.

4.1.4 Cycle de vie et reproduction

R. decussatus est une espèce gonochorique à fécondation externe. La maturité sexuelle est acquise pour les individus dont la longueur atteint 25 mm selon (Bodoy & Plante-Cuny 1984), alors qu'elle est observée pour une taille d'environ 20 mm par (Bordeyne et al., 2009). Dans la lagune de Moulay Bousselham, El Moussaoui et al (2005) a signalé que la taille de la première maturité sexuelle chez *R. decussatus* est de 20 à 22 mm. Généralement la reproduction se fait au rythme d'une fois par an (Trigui-El Menif, 1995). L'émission des gamètes se fait

par le siphon exhalant directement dans le milieu, où se réalise la fécondation, la ponte est déclenchée à partir de 12°C et elle est optimale entre 20 et 22°C (Bensaâd-Bendjedid, 2018). La vie larvaire peut durer jusqu'à quatre semaines (Le Treut, 1986), et la larve descend sur le fond où elle se métamorphose et se fixe sur le substrat pour commencer un nouveau cycle de vie.

4.1.5 Croissance et Prédation

La croissance de *R. decussatus* se traduit par des stries journalières de croissance qui reflètent les rythmes biologiques de l'animal. Cette croissance varie en fonction des facteurs du milieu, essentiellement la température et l'abondance trophique (Maître-Allain, 1983a ; Piquion & Flasch 1985 ; Bodoy & Plante-Cuny 1986), ainsi que le temps d'immersion Goulletquer et al 1987. La croissance des palourdes est discontinue : importante à l'automne, elle s'arrête en hiver en raison de la baisse des températures, et est suivie d'un saut de croissance au printemps en raison du réchauffement des eaux et de la prolifération du phytoplancton (Besançon et al., 2013). Les individus atteignent la taille commerciale de 35 mm en 3,5-4 ans environ (Arnal & Pato, 1978 ; Maitre-Allain, 1983b ; Lavaud, 2014).

Les causes de mortalité chez les palourdes *R. decussatus* sont variées, la principale venant des prédateurs. Parmi ces prédateurs nous retrouvons essentiellement : Les poissons, tels que le baliste *Balistes capriscus* ou la daurade royale *Sparus aurata*. Ces poissons sont capables d'ingérer 200 à 300 palourdes en 24h, même les individus mesurant plusieurs centimètres (Robert & Deltreil, 1990) ; des invertébrés marins, tels que le crabe vert *Carcinus maenas*, qui peut se nourrir de plus de 40 palourdes par jour (Cigarria & Fernandez, 2000) ; à ces prédateurs viennent s'ajouter les étoiles de mer ou encore des oiseaux tels que les mouettes ou les goélands (Maitre-Allain, 1983b ; Lavaud, 2014).

4.2 Mode de production de la palourde

La pêche à la palourde est une activité traditionnelle qui remonte au 16ème siècle (Lavaud, 2014). Dans les gisements naturels, la palourde s'enfouit, dans le sédiment, à l'aide de son pied. C'est une proie très accessible pour les prédateurs et sa production et/ou sa récolte ne peut se faire sans mettre en danger la santé du consommateur puisque son substrat est un réservoir de pollution externe.

La pêche peut s'effectuer à pied dans les zones peu profondes des étangs. L'outil le plus communément employé est une fourchette à 3 dents et il est le seul moyen autorisé pour la pêche à pied. Le pêcheur utilise des lunettes de calfat pour détecter les palourdes et les extraire du substrat avec la fourchette (Besançon, 2013).

Généralement, deux méthodes de pêche sont pratiquées : « La récolte à la main » de la palourde qui se fait sur les vasières découvertes à chaque marée basse et « la pêche à la drague » pratiquée souvent dans les chenaux (Photo 2).



Photo 2 : Ramassage de la palourde à la drague et à la main.

L'intérêt commercial de la palourde *R. decussatus* qui réside dans le fait d'être une source conséquente de protéines, ses qualités gustatives et sa robustesse notable permettant l'expédition de cette coquille en différents lieux à tout moment de l'année (Joly, 1982 ; Gervasoni, 2009), a incité les aquaculteurs à développer, depuis des années, des surfaces contrôlées pour l'élevage de cette espèce.

Les naissains peuvent parvenir des populations naturelles de palourde ou bien des écloseries. Ensuite, les palourdes sont élevées dans les nurseries au sein des serres chaudes, avec une alimentation contrôlée jusqu'à 12-13mm (T8). Pour le grossissement, la culture de *R. decussatus* se fait normalement au sol, les animaux sont semés dans le fond et la technique de culture consiste en un entretien régulier du substrat, la prévention contre les algues et les prédateurs.

De nombreux auteurs affirment que les palourdes se déforment lorsqu'elles sont élevées au-dessus du sol (Boglino et al., 2009 ; Gervasoni, 2009 ; Besançon et al., 2013). L'étude réalisée par Devic (2010) sur les chaînes de l'étang de Thau montre des résultats très encourageants de la croissance de la palourde européenne *R. decussatus*, la taille a atteint 22mm et l'auteur propose de terminer la croissance des animaux jusqu'à la taille commerciale sur le terrain. Selon (Joly, 1982) si les palourdes acceptent l'élevage en poche ostréicole en surélévation jusqu'à l'âge de deux ans environ, elles doivent ensuite impérativement retourner à leur élément naturel (sédiment sablo vaseux) afin d'éviter un arrêt total de la croissance.

En 2015, le Cepralmar (Centre d'Etude et de Promotion des Activités Lagunaires et Maritimes) a testé une méthode de suivi des palourdes dans des «bassins en suspension contenant des sédiments», les résultats ont été très satisfaisants, le seul point négatif du test effectué a été la perte de quelques individus, sans aucune trace de coquille (Cepralmar, 2016).

Au Maroc, ces dernières années, l'abondance et la densité des stocks dans les gisements naturels ont diminué en raison de divers facteurs, notamment les variations environnementales, la prédation et surtout la pression exercée par la pêche intensive (Kamara et al., 2008). D'où la nécessité de prendre des mesures pour protéger l'espèce et développer l'activité aquacole.

Cependant, la vénériculture est une pratique très peu développée malgré l'intérêt et la faisabilité d'élevage de cette espèce sur plusieurs sites du Maroc (ANDA, 2018). Cette activité a démarré en 1992 sur la lagune de Nador par la société Marost, puis au début des années 2000, l'élevage de la palourde a démarré dans la baie de Dakhla, les palourdes sont produites en enclos et les parcs pourvus de filet horizontal couvrant la partie ensemencée. Actuellement, la culture de la palourde n'est réalisée que dans la baie de Dakhla, et les naissains nécessaires proviennent soit de l'importation ou bien de l'écloserie de la station Azoura installée dans le même site.

Chapitre II :

**Evaluation de la qualité
des masses d'eau et
des sédiments des
lagunes étudiées**

1- Introduction

Les écosystèmes lagunaires constituent un espace de transition, entre les milieux marins et continentaux. Ce sont donc les zones marines les plus importantes mais également les zones les plus vulnérables et, paradoxalement, les moins bien connues. Ces milieux présentent une dynamique extrêmement complexe, influencés par l'océan ouvert et le milieu terrestre, et souvent perturbés par les activités humaines (Chabaud, 2013). La répartition des apports anthropiques dans ces milieux est étroitement liée à l'hydrodynamisme du bassin, à son confinement ainsi qu'aux conditions physico-chimiques (IFREMER, 2008). La connaissance du fonctionnement de ces écosystèmes productifs mais fragiles peut contribuer à diminuer les contraintes imposées à leurs ressources vivantes menacées (Villanueva, 2004).

Les masses d'eau et le sédiment, deux compartiments importants et extrêmement sensibles des milieux lagunaires, servent d'habitat et de source de nourriture pour de nombreuses espèces écologiquement et économiquement importantes. Afin de protéger ces milieux et la santé humaine, la surveillance de l'état chimique de ces deux compartiments est aujourd'hui une question centrale, qui figure parmi les préoccupations de la communauté scientifique et s'est concrétisée par un effort important au cours des dernières années. Des valeurs seuils et des normes de qualité environnementale ont été proposées pour pouvoir anticiper l'impact de certains polluants sur la vie écologique de ces milieux.

Les menaces liées à la pollution des milieux lagunaires ont incité les universitaires et les chercheurs de l'INRH à évaluer la qualité environnementale et la biodiversité de ces écosystèmes (Bouhalaoui, 2005; Benbrahim et al., 2015; Anhichem et al., 2017; Zbiry, 2018 ; El haimer, 2019 ; Lakhlalki et al., 2020 ; Anhichem et al., 2021a....). Les informations apportées sur le fonctionnement hydrodynamique et la qualité environnementale de ces milieux sont d'une grande utilité pour l'administration et les investisseurs dans le secteur de l'aquaculture.

Dans ce contexte, notre étude permettra de contribuer à la qualité physico-chimique des masses d'eau de la Merja Zerga : température, salinité, pH, oxygène dissous, matière en suspension et les principaux éléments nutritifs (nitrates, nitrites et orthophosphates). Elle permettra également de caractériser la texture sédimentaire du substrat superficiel et sa teneur en matière organique et en éléments traces métalliques.

La qualité physico-chimique du compartiment hydrique a été évaluée en se basant sur les grilles de qualité proposées, par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau DCE -Directive 2000/60/CE et par l'Agence de l'eau (2005).

La qualité des sédiments superficiels a été évaluée en déterminant le facteur d'enrichissement (FE) de 7 éléments traces métalliques (ETM) : Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn et en comparant les teneurs de ces éléments aux valeurs guides SQGs (Sediment Quality Guidelines) développés à partir d'effets biologiques et écologiques que pourraient occasionner les teneurs dépassant le seuil réglementé par les instances internationales.

Aussi, une comparaison de la qualité des masses d'eau et des sédiments à celle de la lagune de Oualidia permettra d'évaluer le potentiel aquacole de la Merja Zerga pour d'éventuels projets de développement aquacole au niveau du site.

2- Matériel et Méthodes

2.1 Réseau et fréquence d'échantillonnage

2.1.1 Merja Zerga

Pour la Merja Zerga, le réseau d'échantillonnage se compose de 11 points, répartis de manière à couvrir l'ensemble de la lagune. Ces points sont numérotés depuis la zone aval jusqu'à la zone en amont de la lagune (figure 8). Les coordonnées géographiques des points à marée haute et marée basse sont données dans (annexe 1).

2.1.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

Une seule zone a été choisie dans la lagune de Oualidia. Il s'agit d'un parc ostréicole (Parc 1) dans lequel 3 points ont été choisis pour les prélèvements de l'eau et des sédiments (figure 9). Les coordonnées géographiques des points à marée haute et marée basse sont données dans (annexe 2).

La présente étude a été réalisée entre le mois d'avril 2016 et avril 2017. Pour l'évaluation de la qualité environnementale des sites étudiés, des échantillons d'eau et de sédiments ont été prélevés à bord d'une barque avec à un système de positionnement par GPS. Les échantillons d'eau ont été prélevés mensuellement à marée basse et à marée haute. Les mesures *in situ* et les prélèvements sont effectués en sub-surface (~0,5 m). L'échantillonnage des sédiments a été réalisé en saison sèche et en saison humide (août 2016 et février 2017).

2.2 Paramètres étudiés dans le compartiment eau

2.2.1 Température

La mesure de la température dans l'eau est réalisée *in situ* au moyen d'un multi paramètre de précision ($\pm 0,5^{\circ}\text{C}$). La valeur exprimée en ($^{\circ}\text{C}$), est notée une fois la mesure stabilisée.

2.2.2 Salinité,

La mesure de la salinité est prise directement *in situ* au moyen d'un multi paramètre de précision ($\pm 0,5$). La valeur est notée une fois la mesure stabilisée et le résultat est exprimé en Practical Salinity Unit (psu).

2.2.3 pH

La mesure du pH est obtenue directement *in situ* au moyen d'un multi paramètre de précision ($\pm 0,5$). La valeur est notée une fois la mesure stabilisée.



Figure 8 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau de la Merja Zerga.

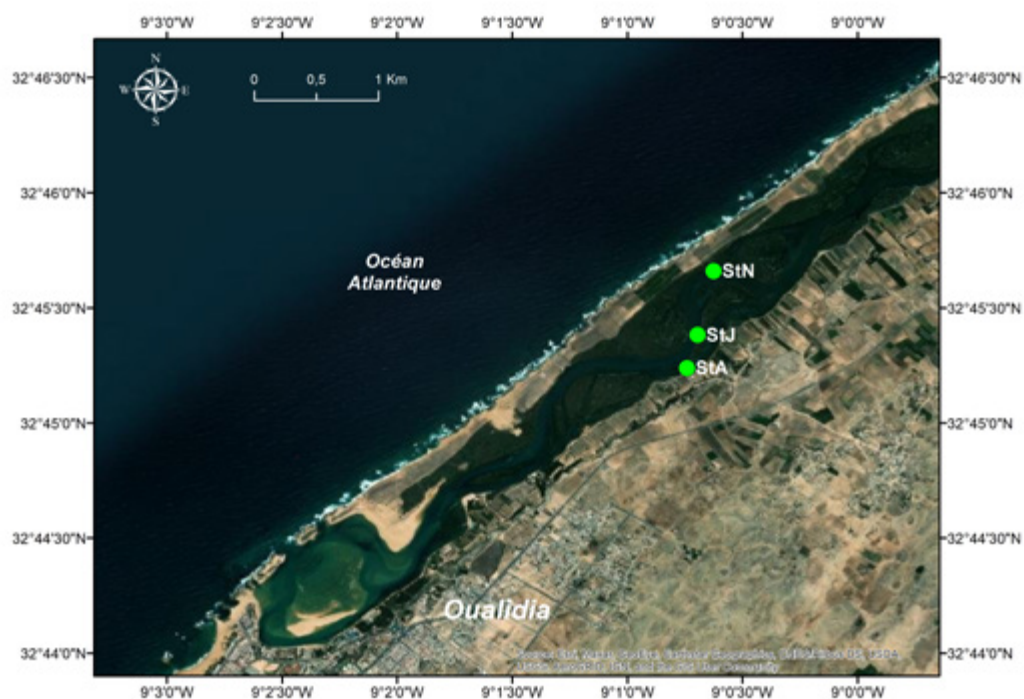


Figure 9 : Localisation des stations d'échantillonnage au niveau du parc ostréicole (Parc 1) dans la lagune de Oualidia.

2.2.4 Oxygène dissous

La détermination de l'oxygène dissous du milieu se fait *in situ* par une sonde d'un oxymètre ou par un dosage iodométrique classique, dite méthode de Winkler. Pour notre étude, on a choisi la méthode chimique plus fiable malgré le développement des électrodes de mesure (Aminot & Kérouel 2004).

L'échantillonnage a été effectué dans des flacons spéciaux en verre avec bouchons rodés de volume connu. On ajoute successivement sous la surface de l'échantillon, et sans bulle, les réactifs cités par (Aminot & Kérouel., 2004). Les volumes de réactifs doivent être relativement précis. En milieu fortement basique, il se produit une réaction de précipitation, et l'hydroxyde se trouve ensuite rapidement oxydé par l'oxygène dissous dans l'eau. L'oxygène est ainsi «fixé» par le précipité en faisant passer le manganèse à des degrés d'oxydation plus élevés (+III, +IV). C'est sous cette forme que l'échantillon a été conservé, au frais et à l'abri de la lumière, jusqu'à le retour au laboratoire pour l'analyse. Une fois au laboratoire, les échantillons sont immédiatement analysés selon la méthode iodométrique (Aminot & Kérouel., 2004), avec une limite de quantification de 0,5 mg/l et une précision de ± 0.1 mg/l pour les concentrations < 5 mg/l et ± 0.5 mg/l pour les concentrations > 5 mg/l.

2.2.5 Matière en suspension (MES)

Pour évaluer la quantité de la matière en suspension (MES) dans l'eau, un litre d'eau a été prélevé par station dans des flacons en polyéthylène, puis filtré dès l'arrivée au laboratoire, sous vide et sur membrane filtrante afin de retenir toutes les particules de taille supérieure à $0,47 \mu\text{m}$, contenues dans l'échantillon. Les filtres utilisés ont été préalablement pesés après calcination au four pendant 4h 30min à 450°C , pour éliminer toute trace de matière organique. Les échantillons d'eau prélevés sont ensuite filtrés, puis séchés à l'étuve à 70°C pendant 2 heures. Les filtres sont de nouveau pesés et le poids sec de la matière totale est déterminé par différence de pesée (avant et après séchage). Les MES sont exprimées en mg/L (Aminot & Kérouel., 2004).

2.2.6 Éléments nutritifs

Les échantillons destinés à l'analyse des éléments nutritifs ont été prélevés dans des flacons en polyéthylène, rincés avec HCl 0,1N puis à l'eau déminéralisée et préalablement à l'eau à analyser, puis ils sont transportés dans des glacières au froid et à l'abri de la lumière jusqu'à l'arrivée au laboratoire, ensuite ils sont conservés au congélateur à (-25°C) jusqu'à l'analyse.

2.2.6.1 Nitrites

Le dosage est effectué selon la méthode spectrophotométrie Aminot et Kérouel 2004.

Les ions nitrites forment un complexe diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide. Ce complexe réagit avec le N-naphtyl éthylène diamine pour former un complexe coloré rose ayant un maximum d'absorption à 543 nm.

La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures. La concentration en nitrite est exprimée en $\mu\text{mol/L}$.

2.2.6.2 Nitrates

Après réduction des ions nitrates en ions nitrites, par passage sur une colonne au cadmium, la méthode appliquée est la méthode spectrophotométrie (Aminot & Kérouel., 2004).

Les ions nitrites forment un complexe diazoïque avec la sulfanilamide en milieu acide. Ce complexe réagit avec le N-naphtyl éthylène diamine pour former un complexe coloré rose ayant un maximum d'absorption à 543 nm.

La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité

Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures. La concentration en nitrite est exprimée en $\mu\text{mol/L}$.

2.2.6.3 Orthophosphates

Le dosage est effectué selon la méthode spectrophotométrie (Aminot & Kérouel., 2004).

Ce dosage permet de déterminer les ions orthophosphates dissous dans l'eau de mer. Les ions

phosphates réagissent avec le molybdate d'ammonium, en présence d'antimoine, pour former un complexe que l'on réduit par ajout d'acide ascorbique. Cette forme réduite, de coloration bleue, a un maximum d'absorption à 885 nm.

La mesure de concentration se fait par lecture au spectrophotomètre avec une relation Densité

Optique (DO) / concentration selon une courbe de calibration réalisée à chaque série de mesures. La concentration en nitrite est exprimée en $\mu\text{mol/L}$.

2.3 Paramètres étudiés dans le compartiment sédiment.

Les échantillons de sédiments ont été prélevés à l'aide d'une benne Van Veen, placés dans un sac en plastique alimentaire, transportés au laboratoire dans des glacières à environ 4°C, puis conservés au congélateur à -20°C jusqu'à l'analyse.

2.3.1 Pré-traitement du sédiment

Pour les sédiments destinés à l'analyse granulométrique et à l'évaluation des teneurs en matière organique, la totalité de l'échantillon a été traitée après séchage à l'étuve à 150°C. Tandis que pour l'analyse des ETM, les sédiments sont lyophilisés et tamisés sur un tamis de mailles de 63µm. Cette opération permet de séparer la fraction fine (< 0,063 mm) de la fraction grossière, seule la fraction fine inférieure à 0,063 mm a été retenue pour les analyses des éléments traces métallique.

2.3.2 Granulométrie

L'analyse granulométrique a été effectuée sur des sédiments bruts. La texture du substrat est évaluée à partir du pourcentage pondéral après tamisage sous l'eau courante (soit 50 ou 250 g selon la texture du sédiment) sur deux tamis de 2mm et 0,063mm (Plumb, 1981 ; CEAEQ, 2003). L'échelle de la classification adoptée est celle de Wentworth (Foucault & Raoult, 1988). Les composantes des sédiments selon la fourche de la taille des particules sont les suivantes :

- Rudites : fraction supérieure à 2mm
- Arénites (ou sable) : fraction comprise entre 2 et 0,063mm
- Lutites (ou vase) : fraction inférieure à 0,063mm :

2.3.3 Matière organique

La méthode utilisée pour la détermination de la matière organique dans le sédiment est l'incinération dite « perte au feu ou perte par calcination », qui permet de mesurer directement la matière organique dans le sédiment. Les échantillons sont déposés dans un four à moufle à 375 °C pendant 16 heures. La mesure de la masse perdue, après calcination, permet de déterminer la quantité de la matière organique contenue dans les sédiments (CEAEQ, 2003). Les résultats de l'échantillon sont calculés à partir de l'équation suivante :

$$\% \text{ (M.O)} = (\text{Poids sédiment sec (g)} - \text{poids sédiment incinéré (g)}) / \text{Poids sédiment sec (g)} * 100$$

2.3.4 Eléments traces métalliques

0,25g de sédiments préparés pour les analyses chimiques ont été minéralisés à l'aide d'un four à micro-ondes en utilisant un mélange d'acides forts : 6 ml d'acide nitrique et 2 ml d'acide fluorhydrique dans des flacons en téflon. Le minéralisat obtenu est repris dans des tubes coniques en ajoutant 0,8 g d'acide borique. De l'eau désionisée a été ajoutée à la solution pour ramener le volume final à 50 ml (OSPAR/JAMP, 2002). L'analyse des ETM (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu, Zn et Fe) a été réalisée par un spectromètre de masse couplé à un plasma d'ionisation (ICP-MS pour *Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometer* de marque Thermo iCAP Q Series.). Pour la détermination de la teneur en mercure

total (Hg) contenu dans les sédiments, les échantillons déjà séchés sont analysés directement dans un analyseur direct de mercure DMA-80 de marque (Milestone) (EPA, 2007).

2.3.4.1 Principe de dosage par ICP-MS

L'échantillon est transformé sous forme gazeuse, au niveau du système d'introduction, et transmet vers le plasma à couplage inductif (ICP). L'argon gazeux à haute température (8000 à 10000 K) et fortement ionisé, décompose la matrice, atomise et ionise les espèces introduites avant de les transférer vers le spectromètre de masse (MS) qui détecte et quantifie les ions après les avoir sélectionnés en fonction de leur rapport masse/charge, généralement grâce à un analyseur quadripolaire. Rapide, multiélémentaire, combinant à la fois de faibles limites de détection et une large gamme linéaire (jusqu'à 9 ordres).

2.3.4.2 Principe de dosage par DMA

L'échantillon est séché puis décomposé chimiquement dans le four de décomposition. Les produits de décomposition passent dans la partie catalytique du four, où l'oxydation est terminée. Le mercure est sélectivement piégé sur un amalgamateur. Après avoir rincé le système avec de l'oxygène, la vapeur de mercure est relâchée par un échauffement rapide de l'amalgame et est transportée dans la cellule d'absorbance dans le trajet lumineux d'un spectrophotomètre d'absorption atomique à une longueur d'onde de 253,7 nm. L'absorbance est ainsi mesurée en fonction de la quantité de mercure.

2.3.4.3 Calculs et expression des résultats :

- Dans le cas de l'analyse du (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu et Zn) par ICP-MS :

Avant chaque série d'analyse, une gamme étalon est préparée à partir d'une solution standard multiéléments tracée par rapport au système international (ISO). Le calcul des courbes d'étalonnage se fait en mode linéaire.

Les teneurs (T) en divers éléments dans l'échantillon de sédiment, exprimées en mg.kg⁻¹ de poids sec sont égales à :

$$T = \frac{(C_e - C_b) * V * FD}{M * 1000}$$

C_e = concentration de la solution pour essai en µg.L⁻¹.

C_b = concentration de la solution de l'essai à blanc en µg.L⁻¹.

V = volume de reprise corrigé par gravimétrie en g

M = masse de la prise d'essai en g.

FD = facteur de dilution éventuel.

- Dans le cas de l'analyse du mercure par DMA

L'étalonnage est effectué initialement et lorsque des paramètres instrumentaux importants du DMA sont modifiés. Une gamme étalon est préparée à partir d'une

solution standard de Hg tracée par rapport au système international (ISO). Le calcul des courbes d'étalonnage se fait en mode linéaire. Chaque jour d'utilisation et périodiquement durant les dosages, l'étalonnage de l'appareil est vérifié en utilisant un standard liquide ou un matériau de référence certifié solide (CRM).

Les teneurs (T) en divers éléments dans l'échantillon de sédiment, exprimées en mg.kg⁻¹ de poids sec sont égales à :

$$T = (C_e - C_b) * 1000$$

Avec :

C_e : Concentration de l'échantillon donné par l'appareil en (µg.kg⁻¹)

C_b : Concentration du blanc en (µg.kg⁻¹)

2.3.5 Assurance qualité

L'ensemble des analyses réalisées au laboratoire des contaminants chimiques à l'INRH-Casablanca, se fait sous Assurance Qualité (Plan qualité physicochimie et plan qualité métrologie du laboratoire.). De plus, le laboratoire est impliqué dans le Programme d'Inter-Comparaison Quasimeme (Quality Assurance for Information from Marine Environmental Monitoring in Europe) pour les sels nutritifs, et dans des programmes d'Inter-Comparaison Med-Pol pour le sédiment.

Avec chaque série de minéralisation des sédiments, un blanc et un CRM (IAEA-158) ont été utilisés pour le contrôle qualité et la fiabilité des résultats.

2.4 Analyse statistique et traitement des données

2.4.1 Comparaison des moyennes

Nous avons réalisé une comparaison des moyennes des variables au niveau de l'ensemble des sites échantillonnés durant toute la période de l'étude, pour cela des tests d'ANOVA à une seule variable ont été réalisés à l'aide du logiciel RStudio (Packages – Rcmdr- 2020). Dans un premier temps les conditions d'homogénéité des variances ont été vérifiées avec le test de Levene et la normalité des résidus avec le test de Shapiro-Wilk. Lorsque les conditions d'application de l'analyse de variance ne sont pas remplies, les données sont soumises à une transformation à la distribution normale. Les résultats sont considérés comme significativement différents lorsque $p < 0,05$ '**', hautement significatives lorsque $p \leq 0,01$ '***' et très hautement significatives lorsque $p \leq 0,001$ '****'. Lorsqu'une ANOVA indiquait un effet significatif, un test de Tukey a été utilisé pour une comparaison multiple par pair.

2.4.2 Analyse en composantes principales (ACP)

L'analyse en composantes principales (ACP) est une technique descriptive qui permet de décrire et visualiser des tableaux de données où les individus sont décrits par des variables quantitatives. Afin de prendre compte la variabilité spatio-temporelle du milieu étudié, les mesures faites sur les variables doivent être répétées à la fois dans l'espace (Stations) et dans le temps (Blanc, 2000).

La typologie des stations de la Merja Zerga a été réalisée en se basant sur les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP). Pour le compartiment eau, deux jeux de données sont utilisés, le premier contient 143 individus qui représentent (11 stations étudiées x 13 prélèvements) et 8 variables représentant les paramètres hydrologiques mesurés au niveau de chaque site d'échantillonnage à marée basse et à marée haute et le deuxième jeu contient 13 individus qui représentent le nombre des mois de l'étude et 8 variables représentant les paramètres hydrologiques mesurés dans le temps à marée basse et à marée haute

Pour le compartiment sédiment, le jeu de données utilisé pour l'ACP contient 22 individus qui représentent (11 stations étudiées x 2 campagnes) et 9 variables qui représentent le nombre des paramètres analysés dans les sédiments.

Le traitement des données par l'ACP, ainsi que la représentation graphique des résultats ont été réalisés avec le logiciel RStudio.

2.5 Qualité environnementale des sites étudiés

2.5.1 Qualité environnementale du compartiment eau

La physico-chimie des eaux est considérée comme un élément de soutien à la biologie, c'est-à-dire que les seuils de qualité à déterminer doivent retranscrire les conditions de l'habitat qui permettent ou non aux différents compartiments biologiques d'être en bon état. Ainsi, il est nécessaire de connaître les exigences du Vivant en termes de température, de salinité, d'oxygène dissous et de nutriments ce qui implique une analyse des liens entre les paramètres physico-chimiques et la biologie ainsi que de leurs préférendums.

Les principaux paramètres hydrologiques qui peuvent influencer l'activité biologique d'un écosystème côtier sont : la température, la salinité, le pH, la matière en suspension et l'oxygène dissous. A ces paramètres s'ajoutent les éléments nutritifs (Nitrites, Nitrates, Orthophosphates ...) ces éléments même s'ils ne sont pas directement toxiques pour le milieu, l'augmentation de leurs apports en zones lagunaires peut être considérée comme une pression à l'origine de nuisances indirectes pouvant conduire au phénomène d'eutrophisation.

Pour la préservation de ces milieux, des grilles de seuils de quelques paramètres physico-chimiques et d'une classification du « très bon » au « mauvais état » en lien avec les besoins et les tolérances de l'ichtyofaune ont été défini par la Directive Cadre européenne sur l'Eau DCE -Directive 2000/60/CE et par Agence de l'eau, 2005 (tableau 3).

L'indicateur de qualité salinité n'a pas été déclaré pertinent par les experts dans les masses d'eau côtières et lagunaires, étant donné que ces masses d'eau sont sous l'influence d'apports d'eau douce, et dépendent directement de la localisation du point de prélèvement.

Pour l'évaluation de la qualité des masses d'eau de la Merja Zerga les données hydrologiques sont comparées aux seuils de qualité présentées sur le tableau 3.

Tableau 3 : Grille de seuils pour qualifier l'état physico-chimique des masses d'eau (d'après DCE-Directive 2000/60/CE) et par (Agence de l'eau, 2005).

Paramètres	Unités	Très bonne	Bonne	Moyenne	Médiocre	Mauvaise
Température	°C	< 20	< 23 et ≥ 20	< 28 et ≥ 23	≥ 28	
pH	-	Entre 6,5 et 8,2	Entre 6 et 9	Entre 5,5 et 9,5	Entre 4,5 et 9,5	≥ 9,5
Oxygène dissous	mg/l	≥ 7	< 7 et ≥ 5	< 5 et ≥ 3	< 3 et ≥ 2	< 2
MES	mg/l	<10	< 20 et ≥ 10	< 50 et ≥ 20	< 80 et ≥ 50	≥ 80
Orthophosphates	μmol/l	< 0,3	< 1 et ≥ 0,3	< 1,5 et ≥ 1	< 4 et ≥ 1,5	≥ 4
Nitrites	μmol/l	< 0,3	< 0,5 et ≥ 0,3	< 0,5 et ≥ 0,75	< 0,75 et ≥ 1	≥ 1
Nitrates	μmol/l	< 1	< 3 et ≥ 1	< 5 et ≥ 3	< 10 et ≥ 5	≥ 10

2.5.2 Qualité environnementale du compartiment sédiment

Les dépôts sédimentaires lagunaires qui font l'objet de la présente étude, se forment à l'interface des zones continentales et marines. Ils constituent les réservoirs ultimes pour de nombreux composés chimiques (Chapman, 1990). Ils sont couramment utilisés comme indicateurs de la qualité du milieu marin dans de nombreux programmes de surveillance. Contrairement à la mesure ponctuelle d'un contaminant dans la colonne d'eau, l'étude du compartiment sédimentaire permet d'intégrer la variabilité temporelle du milieu marin et d'évaluer la contamination chronique des milieux prospectés. Elle permet également de retracer l'historique de la contamination (géochronologie) d'un site, grâce à l'étude des différentes strates sédimentaires qui s'y sont déposées (Andral, 2000).

2.5.2.1 Calcul du facteur d'enrichissement (FE)

L'enrichissement est une augmentation des teneurs totales, par suite d'apports anthropiques, sans préjugé d'une évolution négative de la qualité du milieu (Chassin et al., 1996). D'après Roussiez et al. (2005) le facteur d'enrichissement (FE) renseigne sur l'augmentation de la concentration d'un élément chimique dans un sédiment par rapport à une référence dont les concentrations sont considérées comme peu ou pas affectées par les phénomènes anthropiques. Les éléments de référence les plus utilisés pour calculer le FE sont Al, Li, Sc, Cs, Fe (Roussiez et al., 2005 ; Hissler & Probst., 2006).

Dans cette étude, les différents facteurs d'enrichissement des ETM dans les sédiments, ont été calculés en utilisant le fer comme élément de référence. Les concentrations en éléments traces métalliques dans la croûte continentale (Wedepohl, 1995) ont été choisies comme fond géochimique (annexe 3). Le facteur d'enrichissement se calcule selon l'équation donnée par (Sutherland et al., 2000) :

$$FE = ([M] \text{ échantillon} / [Fe] \text{ échantillon}) \times ([Fe] \text{ référence} / [M] \text{ référence})$$

Avec :

- [M] échantillon : concentration de l'élément M dans l'échantillon,
- [Fe] échantillon : concentration du fer dans l'échantillon,
- [M] référence : concentration de l'élément M dans le fond géochimique,
- [Fe] référence : concentration du fer dans le fond géochimique.

Les valeurs du facteur d'enrichissement permettent de définir 5 classes d'enrichissement (Sutherland et al., 2000) :

- $FE < 2$ enrichissement inexistant ou faible ;
- $2 < FE < 5$ enrichissement modéré ;
- $5 < FE < 20$ enrichissement significatif ;
- $20 < FE < 40$ enrichissement très fort ;
- $FE > 40$ enrichissement extrême.

2.5.2.2 Critères de qualité du sédiment

Le calcul du facteur d'enrichissement n'est pas suffisant pour évaluer le degré de toxicité et l'impact des contaminants sur un milieu donné. L'utilisation des critères de qualité démontrée par (MacDonald et al., 2000 ; Burton, 2002 ; Desrosiers et al., 2010) en associant les analyses chimiques à des tests écotoxicologiques permet une évaluation rapide du risque potentiel du sédiment étudié.

Dans la présente étude les deux critères de qualité choisis sont le TEC et le PEC établis par MacDonald et al. (2000) (annexe 3). Le TEC identifie les concentrations des contaminants en dessous desquels les organismes vivants dans les sédiments

ne sont pas affectés, contrairement au PEC, qui lui, identifie les concentrations des contaminants au-dessus desquels on observe des effets néfastes sur les organismes vivants dans les sédiments. Les concentrations comprises entre le TEC et PEC peuvent occasionnellement avoir des effets néfastes sur les organismes. Dons si on utilise les valeurs TEC et PEC de Macdonald et al (2000), trois classes peuvent être formées pour la classification du sédiment (tableau 4).

Tableau 4 : Classification des sédiments selon les valeurs TEC et PEC (Macdonald et al., 2000).

CEM* < TEC**	TEC < CEM < PEC***	CEM > PEC
« Bonne qualité » Risque de toxicité peu probable	« Qualité moyenne » Seuil de toxicité franchi	« Mauvaise qualité » Risque de toxicité probable

* : Concentration Environnementale Mesurée

* * : Concentration seuil d'effet

*** : Concentration d'effet probable

3- Résultats

3.1 Paramètres étudiés dans le compartiment eau

Afin d'étudier la variation spatio-temporelle des paramètres hydrologiques dans la Merja Zerga, ces paramètres sont représentés par deux types de graphiques à marée basse et à marée haute.

D'abord, les boîtes de dispersion permettent de visualiser les variations spatiales. Elles représentent la distribution des valeurs pour chaque station, pour l'ensemble de la période étudiée. Le deuxième type de graphique illustre l'évolution de chaque paramètre au niveau des 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga, ainsi que la station Parc1 au niveau de la lagune de Oualidia, en fonction du temps.

3.1.1 Température

3.1.1.1 Merja Zerga

Les températures de l'eau, relevées mensuellement dans les 11 sites de la Merja Zerga, oscillent entre 13,62 °C et 34,12°C à marée basse et entre 14,30 °C et 29,61°C à marée haute (figure 10). En aval de la lagune, la variation de la température au niveau de chaque station est faible à marée haute et plus marqué à marée basse. L'écart thermique annuel varie de 5,3°C à 9,9 °C à marée haute et de 13,4 °C à 18,6 °C à marée basse. Cependant, en amont de la lagune, la variation de la température est plus importante au niveau des stations St6, St7, St10 et St11 dans les deux marées. L'écart thermique annuel est entre 12,43°C et 15,31°C à marée haute et entre 18,42°C et 20,12°C à marée basse.

L'évolution de la température de l'eau de la lagune, au cours du suivi annuel montre que ce paramètre connaît des variations temporelles selon deux périodes bien distinctes : 1) Saison froide s'étalant du mois d'octobre au mois d'avril. Durant cette période, la température ne montre pas de grandes variations entre la marée basse et la marée haute ; un maximum de 2,9 °C de différence est enregistré entre les deux marées, 2) La saison chaude s'étalant du mois de mai au mois de septembre. Les variations de la température durant cette période sont marquées par des valeurs plus élevées à marée basse qu'à marée haute, une différence de plus de ~8 °C est enregistrée entre les deux marées durant juillet (figure 11), L'analyse des variations de la température de l'eau de surface laisse observer un gradient de l'aval vers l'amont de la lagune. Ce gradient est plus important en saison chaude entre mai et septembre. Une différence de plus de 9 °C est enregistrée entre l'aval et l'amont de la lagune pour une même campagne de prélèvement en août à marée basse (22,5 °C au niveau de la St 2 pour 32 °C au niveau de la St7).

Les résultats statistiques des tests ANOVA concernant le paramètre température montrent des différences très hautement significatives seulement entre les mois, aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***').

3.1.1.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

Les températures de l'eau relevées mensuellement dans la lagune de Oualidia (Parc1) varient entre 14,52 °C et 26,94°C à marée basse et entre 15,01 °C et 21,32°C à marée haute. Durant la saison froide qui s'étale d'octobre à avril, la température montre de légères variations entre les deux marées (~1,7 degrés de différence). En revanche, cette variation est plus importante durant la saison chaude entre mai et septembre, elle atteint jusqu'à 6 °C entre les deux marées (figure 12).

Ce paramètre étroitement lié à la saisonnalité et à l'influence des eaux marines plus fraîches lors des marées hautes, montre un grand rapprochement entre les masses d'eaux du parc 1 (lagune de Oualidia) et la zone aval et centrale de la Merja Zerga. La zone en amont de la Merja Zerga enregistre des températures relativement plus élevées entre mai et septembre et relativement plus basse en hiver durant les marées basses.

3.1.2 Salinité

3.1.2.1 Merja Zerga

L'évolution spatiale de la salinité de l'eau de la Merja Zerga fait apparaître un gradient décroissant aval-amont, en direction de l'oued Drader (St07) d'une part, et vers le Canal de Nador (St9, St10 et St11) d'autre part avec une zone intermédiaire dans la partie centrale. Ce gradient est très prononcé à marée basse (Figure 13). Dans la partie du chenal principal, les teneurs varient entre 28 et ~35 psu durant l'année à marées hautes. En amont de la lagune, (1,01 psu et 2,11psu enregistrés successivement au niveau de la St11 et la St10 à marée basse). La partie aval montre à marées basse, des valeurs comprises entre 15,28 et 34,67 psu.

D'une manière générale, les teneurs de la salinité sont très influencées par les marées hautes qui s'étalent sur l'ensemble de la lagune et repoussent les eaux douces vers la zone en amont. Plus on s'approche de l'aval, plus les valeurs sont élevées et inversement, quand on se rapproche de la zone en amont.

La figure 14 montre l'évolution mensuelle dans 3 stations représentant la zone aval (St1), la zone centrale (St8) et la zone en amont (St11).

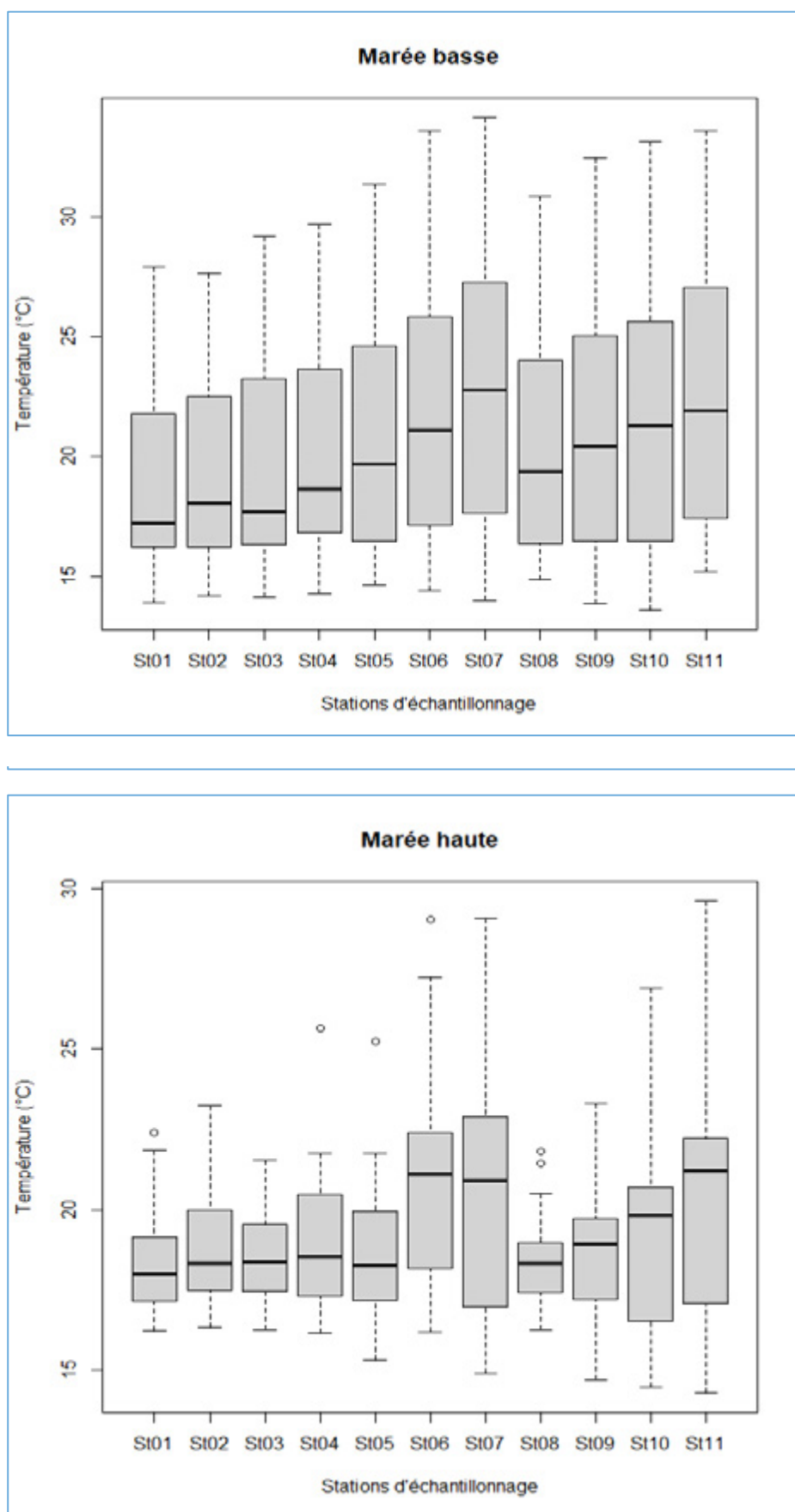


Figure 10 : Variations spatiales de la température de l'eau dans la Merja Zerga pendant les deux marées.

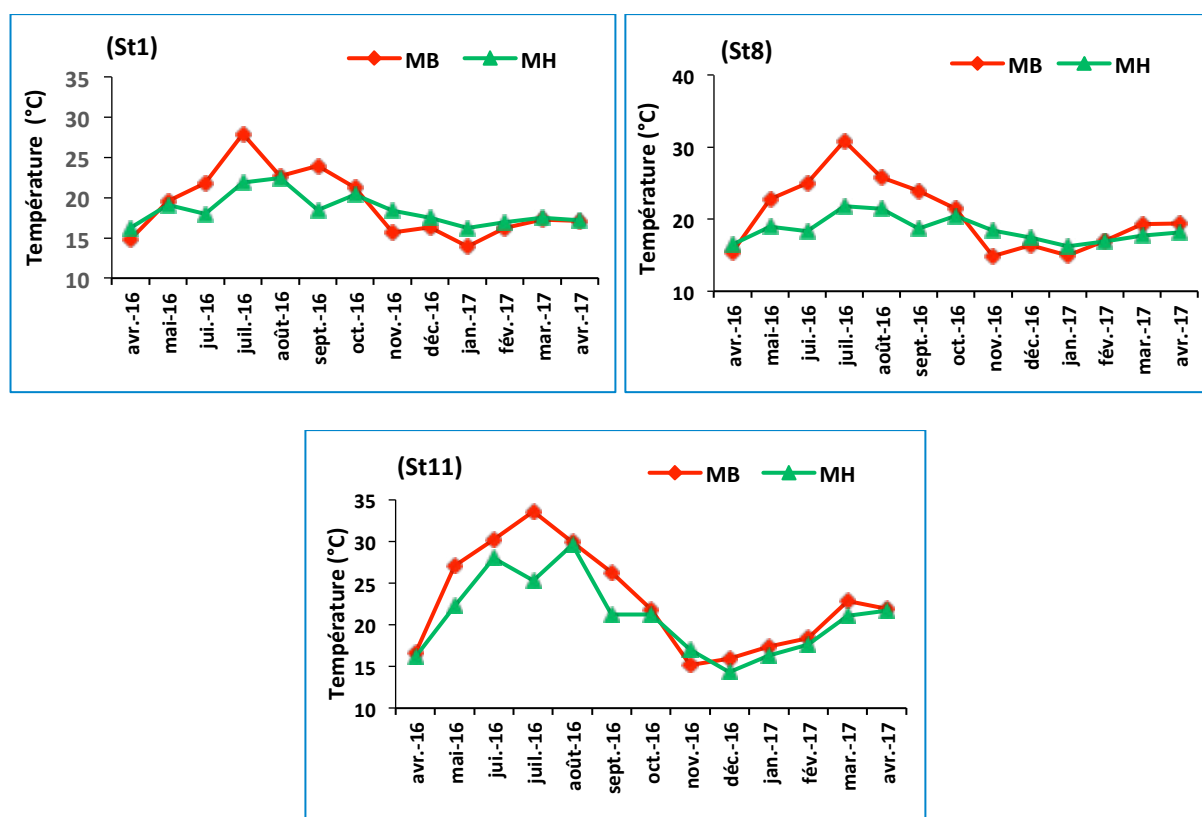


Figure 11 : Variations mensuelles de la température dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

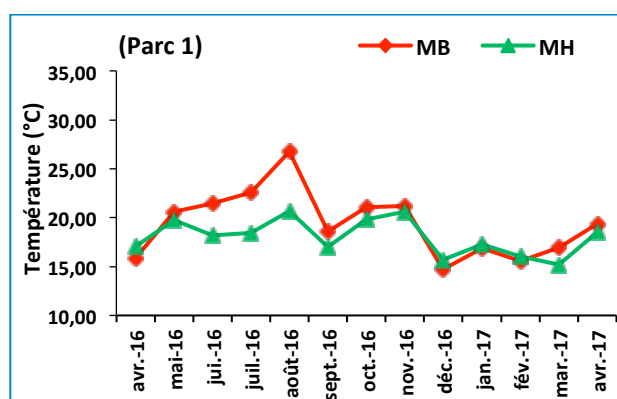


Figure 12 : Variations mensuelles de la température de l'eau au niveau du Parc 1 de la lagune de Qualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse; MH : Marée haute).

La zone centrale (St8) est fortement influencée par les eaux de l'océan durant les marées hautes (valeurs très proches de celles enregistrées dans la station 1 en aval). Cependant, les teneurs de la salinité à marée basse sont très variables selon les saisons et sont nettement influencées par l'avancée des eaux saumâtres qui se balancent entre la partie amont et la partie centrale de la lagune.

Ainsi, les eaux de la Merja Zerga montrent des grandes fluctuations de la salinité durant le cycle annuel, ce qui lui confère un caractère polyhalin à euhalin à marée haute, d'une part, et un caractère mésohalin à polyhalin à marée basse d'autre part.

Les résultats statistiques des test ANOVA concernant le paramètre salinité, révèlent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois et entre les stations aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***').

3.1.2.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

La salinité des eaux de la lagune de Oualidia (Parc1) varie entre 22,20 et 30,80 psu à marée basse et entre 30,10 psu 36,85 psu à marée haute. Les écarts hyalins mensuels entre marée haute et marée basse sont entre ~4 psu en septembre et ~11 psu en juin (figure 15),

Les eaux de la Merja Zerga sont nettement influencées dans sa partie centrale et amont par un apport non négligeable en hiver des masses d'eau douce, drainées par le Canal Nador et Ouad Drader. Ainsi, la salinité montre des valeurs relativement plus faibles par comparaison avec les valeurs élevées enregistrées dans le parc 1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.

3.1.3 pH

3.1.3.1 Merja Zerga

L'analyse des différentes valeurs de pH enregistrées dans la Merja Zerga à marée basse et à marée haute, durant la période d'étude montre que les valeurs indiquent toujours des eaux alcalines ; avec un intervalle limité entre 6,75 et 9,27 (figure 16). L'analyse de l'évolution spatiale du pH montre un gradient croissant aval-amont pour les deux marées. Avec des eaux légèrement alcalines en amont de la lagune et proche de la neutralité en aval.

Globalement, les valeurs du pH ne montrent pas de fortes fluctuations entre les deux marées (figure 17). A marée basse un maximum de 9,27 est enregistré en amont de la lagune, en août au niveau de la St9. A marée haute, elles varient entre 6,75 (St01) et (St02), et un maximum de 9,02, relevé en juin en amont de la lagune (St7).

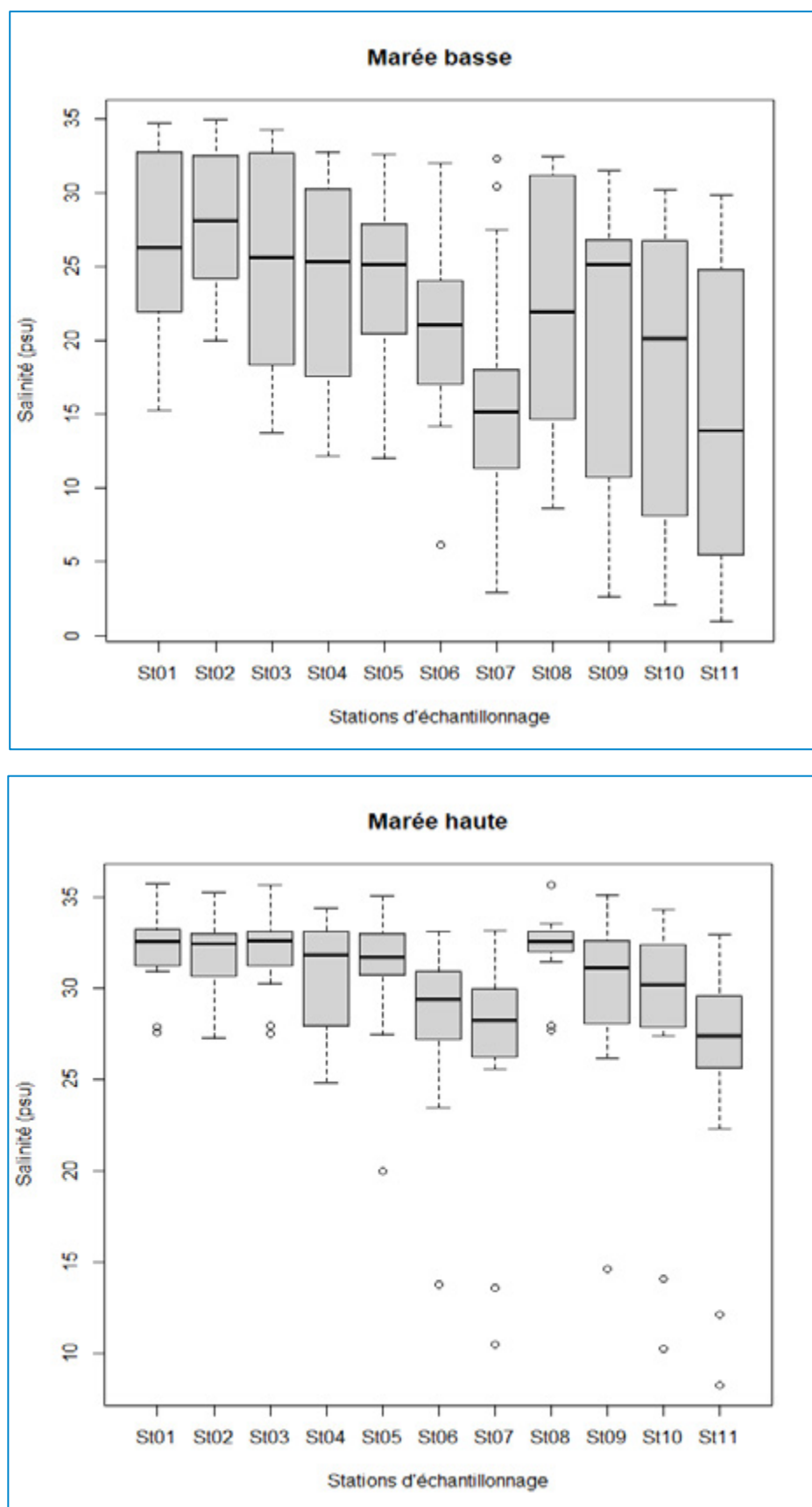


Figure 13 : Variations spatiales de la salinité dans la Merja Zerga pendant les deux marées.

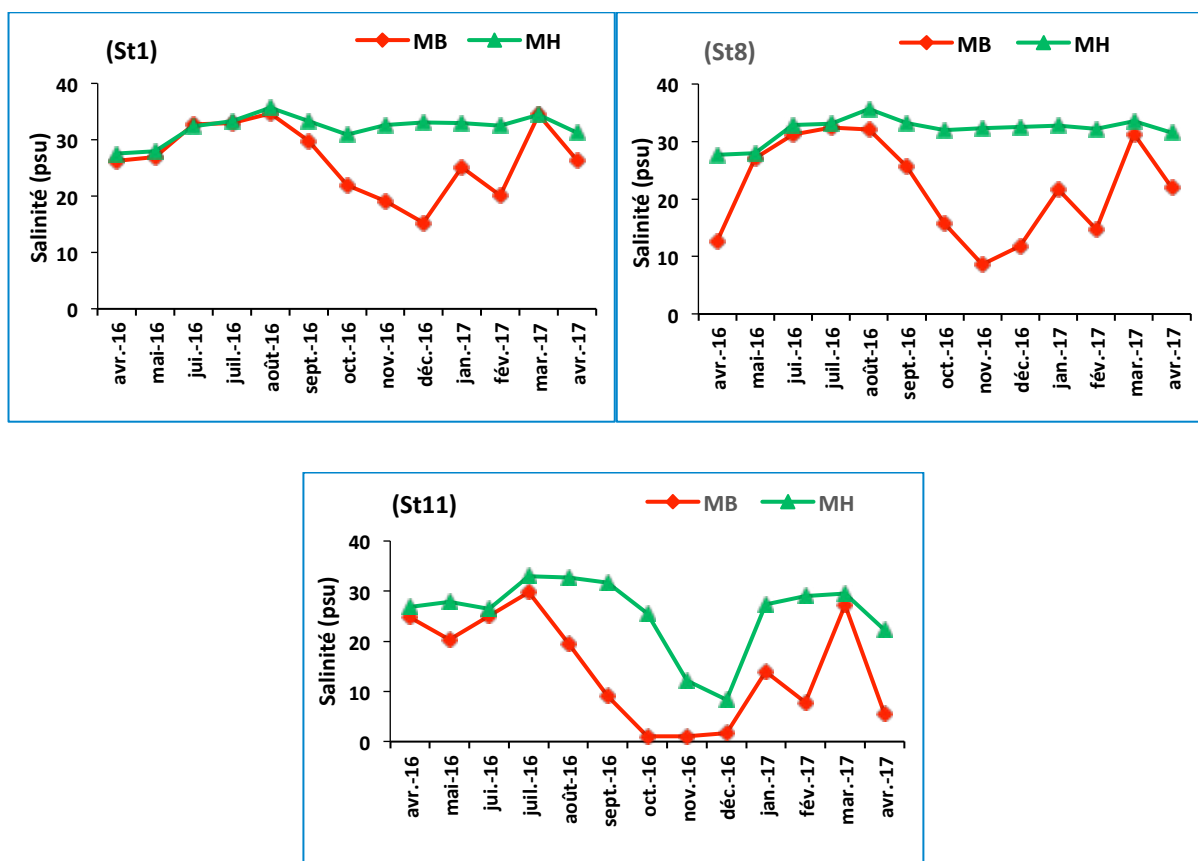


Figure 14 : Variations mensuelles de la salinité dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

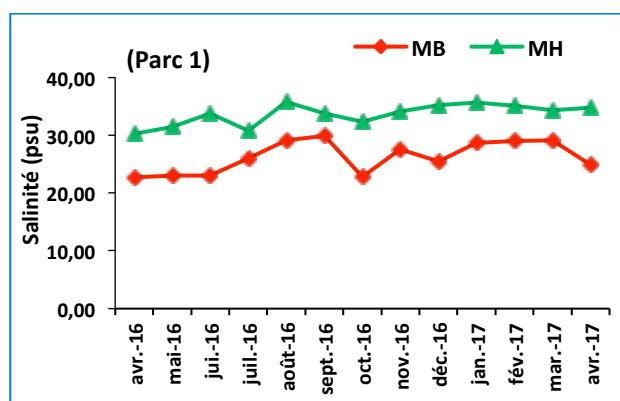


Figure 15 : Variations mensuelles de la salinité de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Qualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

Les résultats statistiques des tests ANOVA relative au pH, montrent des différences très hautement significatives entre les mois et entre les stations aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***').

3.1.3.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

Au niveau du site du Parc 1 de la lagune de Oualidia, les valeurs du pH varient entre 7,45 (enregistrée en novembre à marée basse) et 8,84 enregistrée en août. Généralement, les valeurs sont généralement plus élevées à marée haute qu'à marée basse. Le pH est relativement stable et alcalin au niveau du parc 1 (figure 18).

3.1.4 Oxygène dissous

3.1.4.1 Merja Zerga

Les teneurs relevées mensuellement de l'oxygène dissous dans les sites d'échantillonnage de la Merja Zerga varient entre un minimum de 2,03 mg/l et un maximum de 8,98 mg/l enregistrés successivement à marée haute et à marée basse (figure 19). Les concentrations à marée basse et à marée haute sont faibles durant les deux périodes avril- juin 2016 et février-avril 2017 dans lesquelles des concentrations inférieures à 3 mg/l sont enregistrées. Cependant, les eaux de la lagune sont mieux oxygénées (~7,5 mg/l), et l'évolution reste similaire de juin à février.

L'analyse de l'évolution spatiale de la concentration en oxygène dissous ne fait pas apparaître le gradient aval amont (figure 20), Des concentrations minimales de 2,70 mg/l et 2,03 mg/l sont enregistrées en mai respectivement à marée basse et à marée haute. Les teneurs maximales de 8,98 mg/l en octobre et 8,94 mg/l en septembre sont enregistrées successivement à marée basse et à marée haute. Les résultats statistiques des tests ANOVA, concernant les teneurs en oxygène dissous, montrent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***').

3.1.4.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

Les variations de l'oxygène dissous dans le parc1 à Oualidia sont généralement stables avec des eaux plus oxygénées à marée haute qu'à marée basse pour toute la période de l'étude. A marée basse, un minimum de 6,19 mg/l est enregistré en septembre, et un maximum de 8,30 mg/l en mars. A marée haute, un minimum de 6,87mg/l est enregistré en août, et un maximum de 8,94 mg/l en janvier (figure 21).

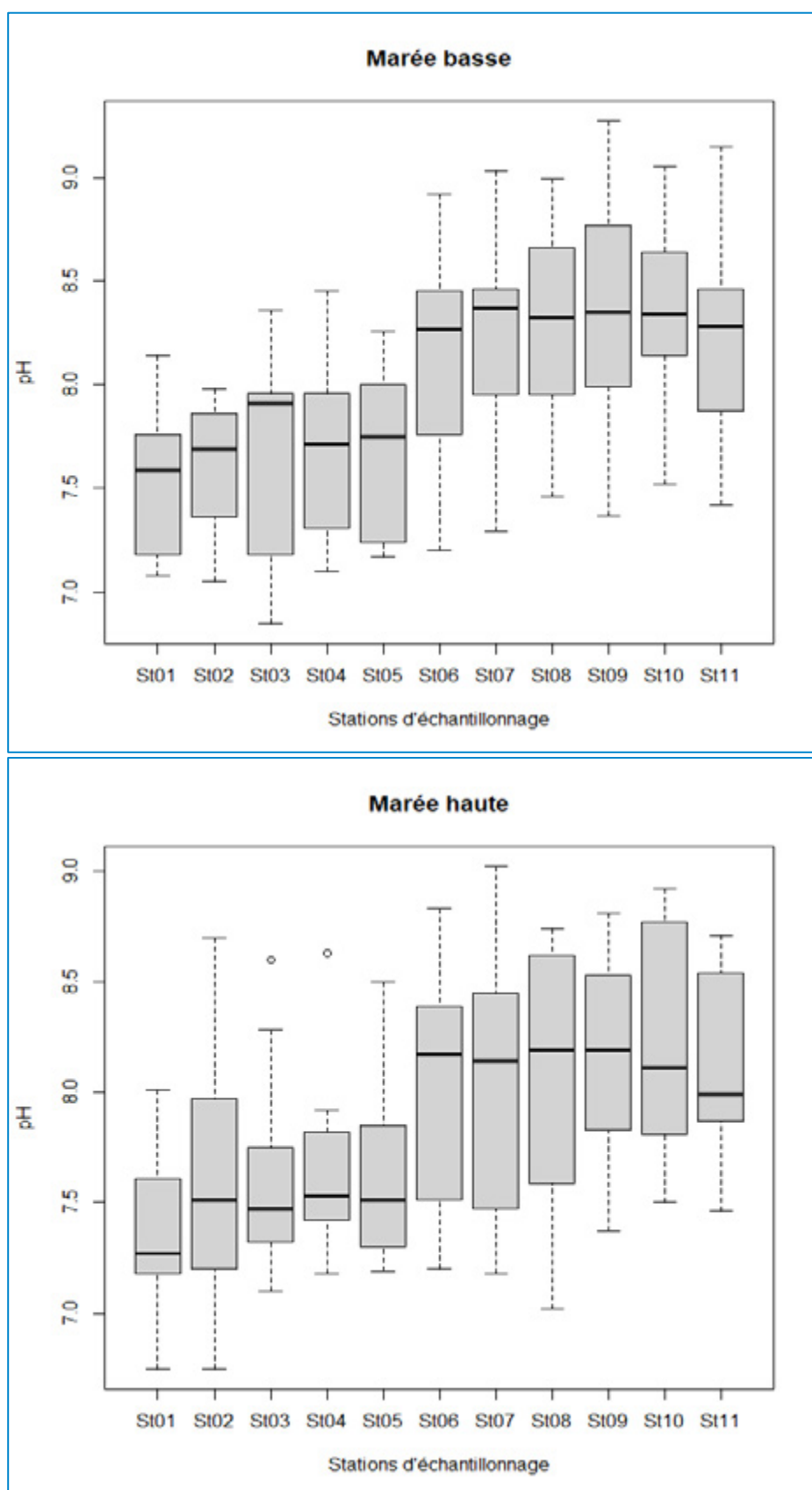


Figure 16 : Variations spatiales du pH dans la Merja Zerga pendant les deux marées.

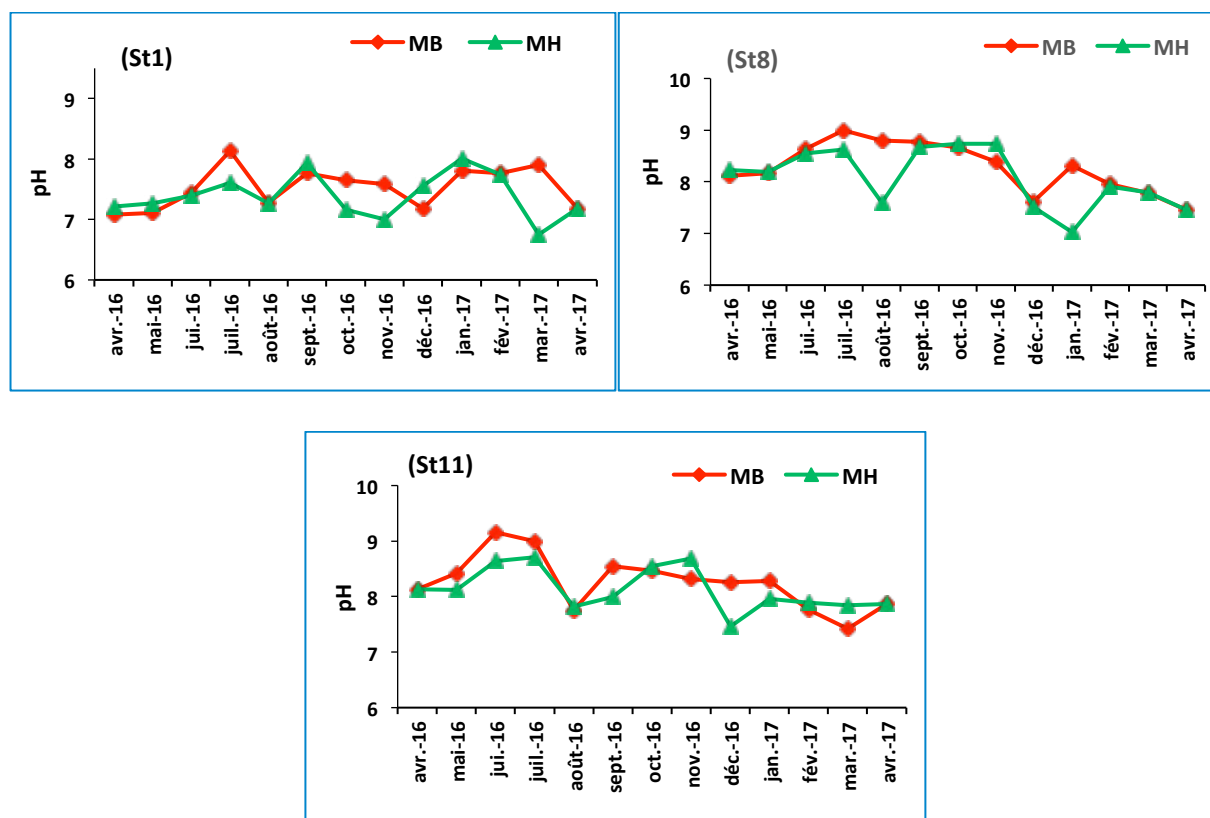


Figure 17 : Variations mensuelles du pH dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

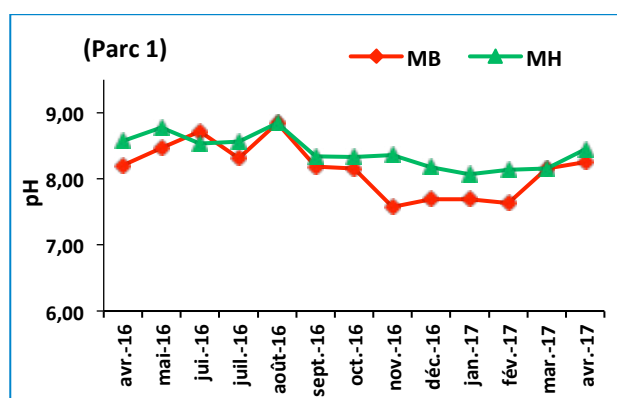


Figure 18 : Variations mensuelles du pH de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Qualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

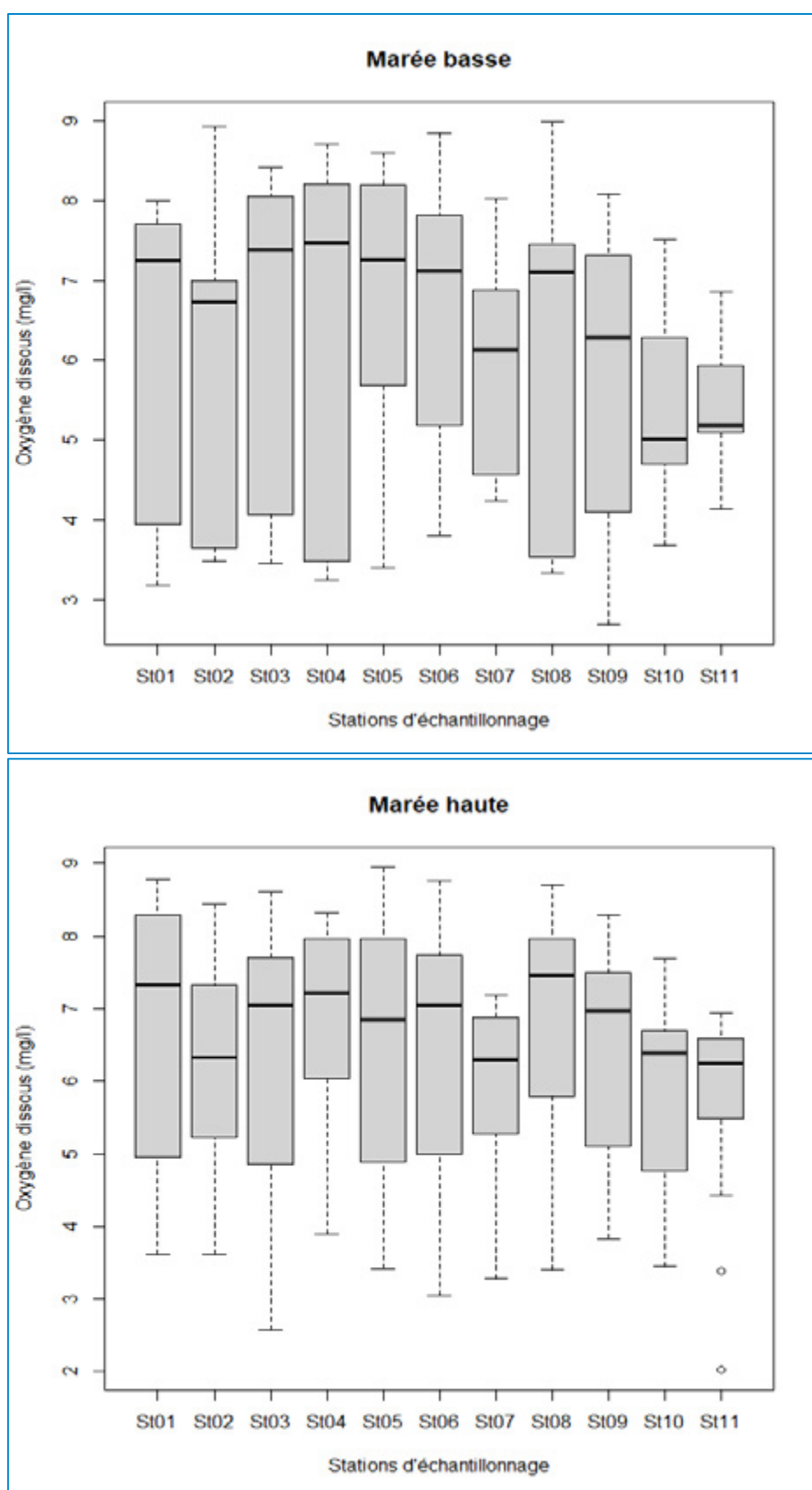


Figure 19 : Variations spatiales de l'oxygène dissous dans les stations de la Merja Zerga pendant les deux marées.

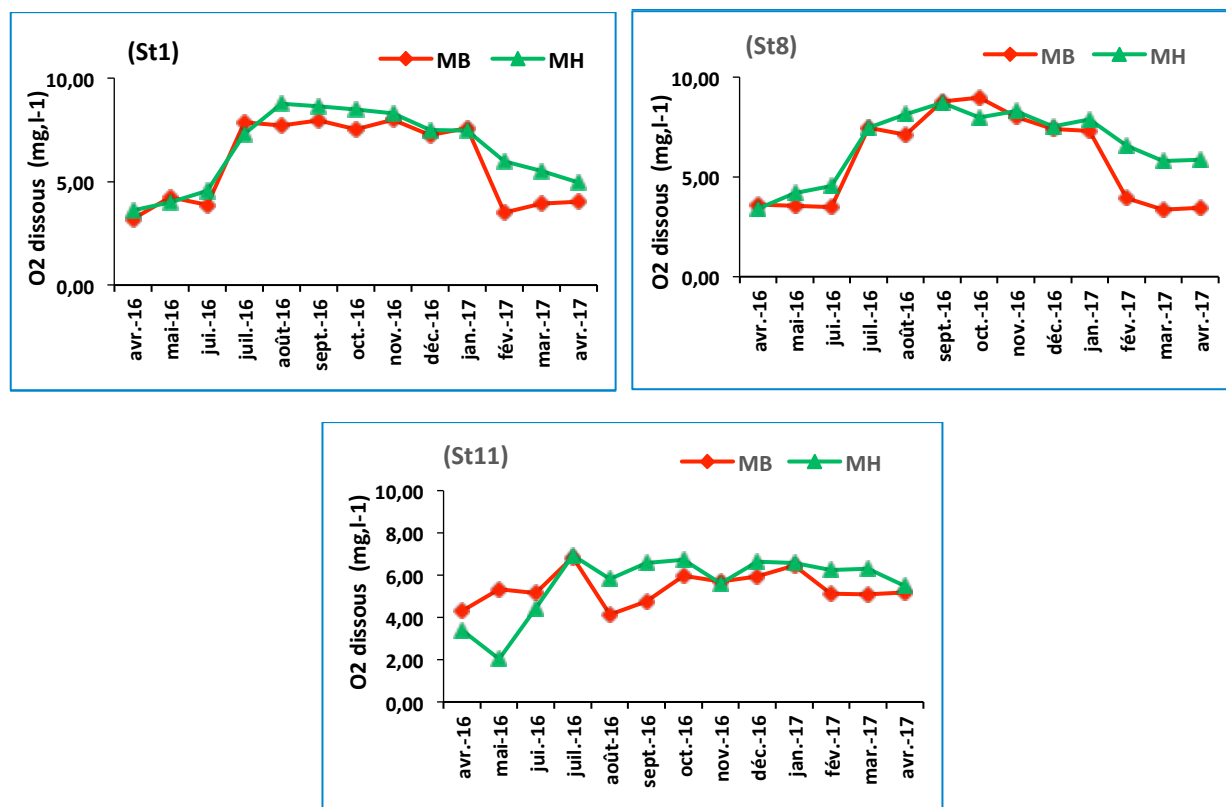


Figure 20 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

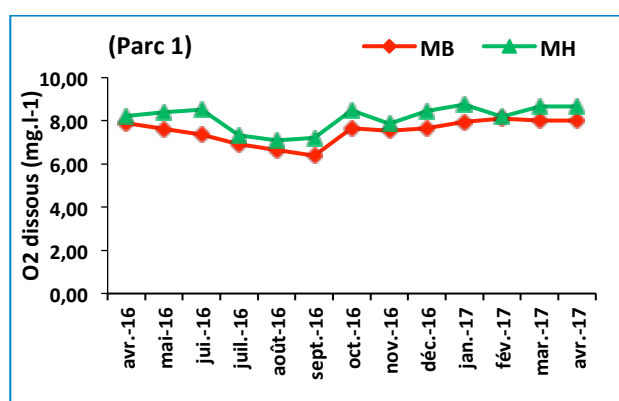


Figure 21 : Variations mensuelles de l'oxygène dissous de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées (MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

3.1.5 Matière en suspension (MES)

3.1.5.1 Merja Zerga

Durant la période d'étude, les teneurs de la matière en suspension dans les masses d'eau de la partie centrale et la partie aval de la Merja Zerga varient entre 2,6 et 66,8 mg/l à marée basse et entre 1,33 à 66,00 mg/l à marée haute (figure 22). La zone en amont de la lagune (station 11) montre des teneurs très élevées durant presque toute l'année. Les teneurs sont légèrement basses à marée haute et relativement élevées à marée basse en mai.

A partir de juin, les teneurs de MES deviennent importantes pendant les deux marées, avec des maximas enregistrés durant juillet – septembre. Ces valeurs diminuent en octobre-novembre.

A l'échelle spatiale, à part les deux stations St7 et St11 situées plus en amont de la lagune et dans lesquelles on a enregistré successivement 178,44 mg/l et 240,50 mg/l à marée basse et 141,75 mg/l dans la St11 à marée haute, la fluctuation d'une station à l'autre et généralement faible pour les deux marées (figure 23), avec des teneurs allant de 32,30 mg/l à 50,60 mg/l à marée basse et entre 30,77 mg/l et 43,53 mg/l à marée haute. La partie centrale et aval montrent des valeurs proches durant la période d'étude.

Les résultats statistiques des tests ANOVA montrent pour le paramètre MES, des différences très hautement significatives entre les mois à marée basse et à marée haute ($p < 0,0001$ '***'), alors que la différence entre les stations est très hautement significative juste à marée basse ($p < 0,001$ '***').

3.1.5.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

Les eaux de la lagune de Oualidia (Parc 1) présentent des teneurs en MES allant de 2,60 mg/l à 63,00 mg/l à marée basse et de 1,00 mg/l à 69,80 mg/l à marée haute. Pour les deux marées, les plus fortes concentrations sont enregistrées entre juillet-septembre et en janvier, l'évolution spatiale de la matière en suspension ne présente pas de grandes fluctuations entre les trois stations échantillonnées (figure 24).

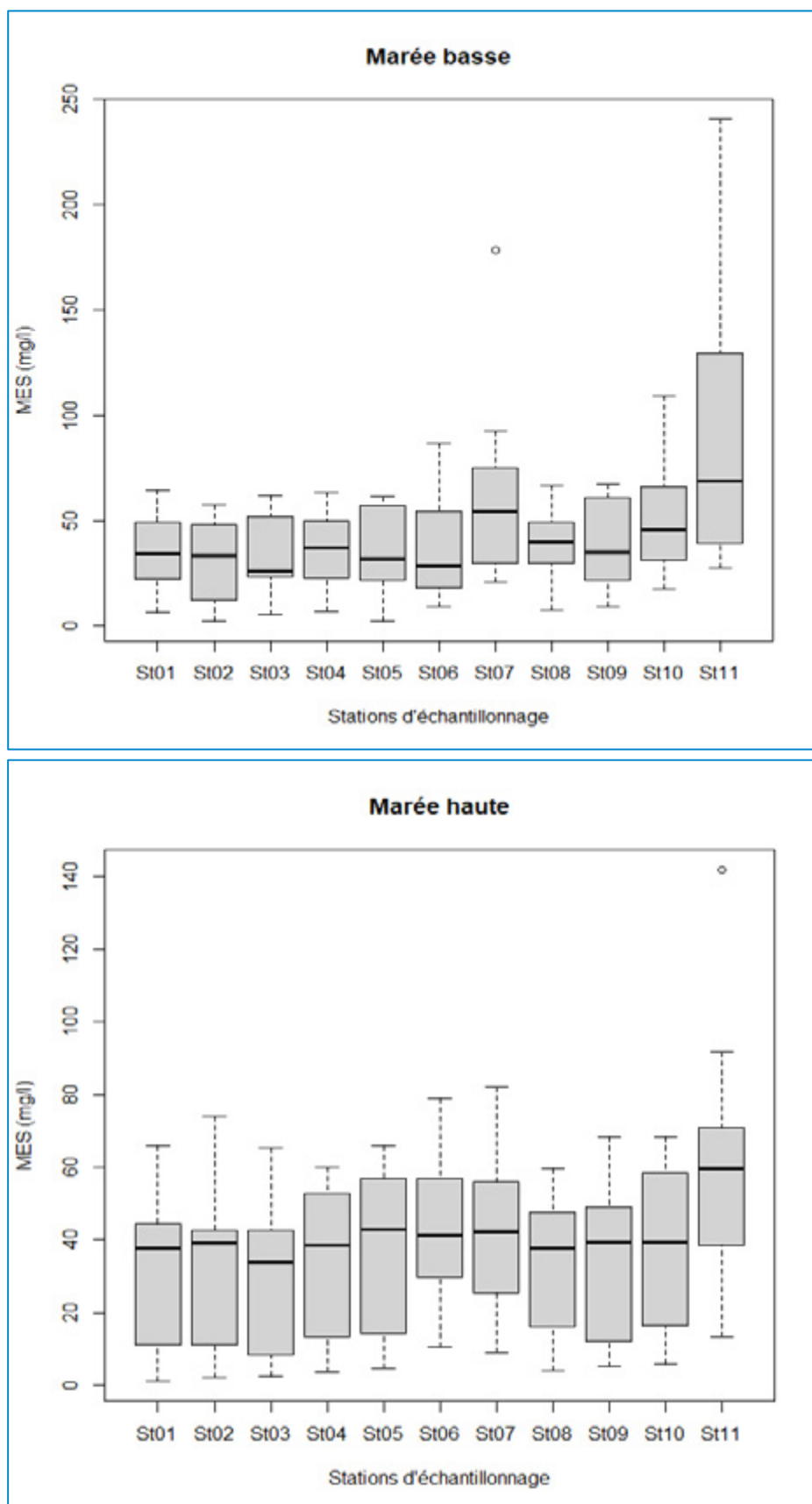


Figure 22 : Variations spatiales de MES dans les masses d'eaux de la Merja Zerga pendant les deux marées.

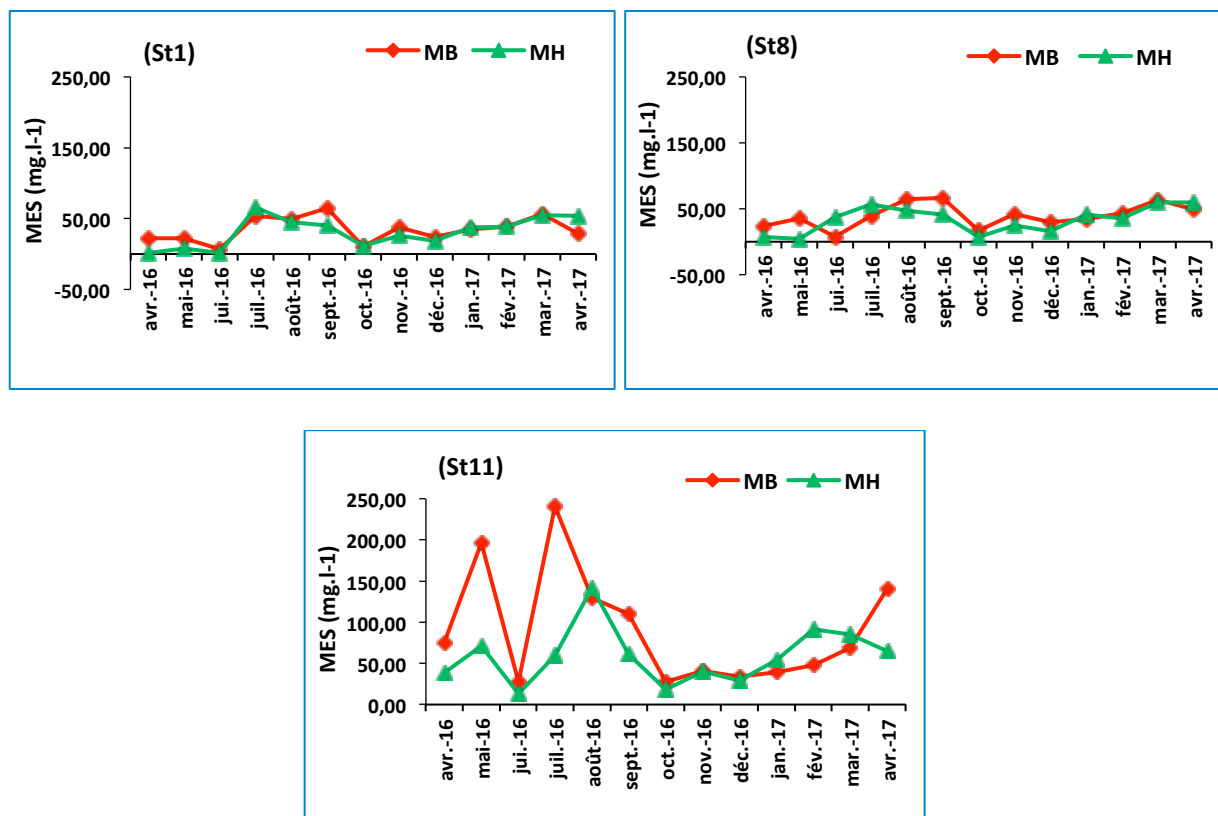


Figure 23 : Variations mensuelles de la matière en suspension dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

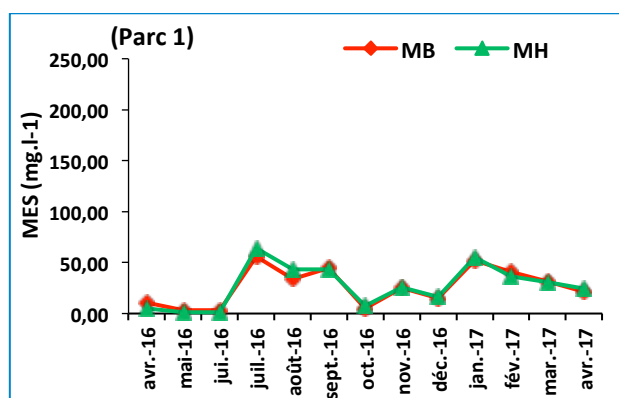


Figure 24 : Variations mensuelles de la matière en suspension de l'eau dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

3.1.6 Éléments nutritifs

3.1.6.1 Nitrites

3.1.6.1.1 Merja Zerga

Les variations spatiales des teneurs en nitrites montrent qu'à marée basse, les stations en amont enregistrent les teneurs les plus importantes (figure 25). En effet, les stations St09, St10 et St11 ont enregistré successivement 5,15 $\mu\text{mol/l}$; 4,99 $\mu\text{mol/l}$ et 4,23 $\mu\text{mol/l}$, avec un gradient décroissant de l'amont vers la zone aval, plus marqué à marée basse.

Dans l'ensemble des sites échantillonnés dans la Merja Zerga, les teneurs mensuelles varient entre 0,00 et 5,15 $\mu\text{mol/l}$ à marée basse et entre 0,00 et 2,71 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute. Les plus fortes concentrations sont enregistrées en novembre et en février à marée basse (figure 26).

Les résultats statistiques des tests ANOVA, concernant les teneurs en nitrites, montrent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***').

3.1.6.1.2 Lagune Oualidia (Parc 1)

Les concentrations mensuelles des nitrites dans les eaux de la lagune de Oualidia (Parc 1) sont plus importantes à marée basse qu'à marée haute (figure 27). La teneur maximale de 5,60 $\mu\text{mol/l}$ est enregistrée en octobre à marée basse, alors que les concentrations ne dépassent pas 1,37 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute. Nous remarquons que les teneurs proviennent plutôt de l'amont à partir du drainage des champs agricoles entourant la lagune.

3.1.6.2 Nitrates

3.1.6.2.1 Merja Zerga

Les concentrations mensuelles en nitrates dans les masses d'eau de la Merja Zerga varient entre 0,24 $\mu\text{mol/l}$ et 103,06 $\mu\text{mol/l}$ à marée basse et entre 0,36 $\mu\text{mol/l}$ et 25,54 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute. Les valeurs sont très rapprochées entre les marées sauf pendant les périodes des crues et des saisons pluvieuses marquées par des fortes teneurs durant la marée basse (figure 28).

Comme pour les nitrites, l'évolution spatiale des teneurs en nitrates suit également un gradient croissant de l'aval vers l'amont de la lagune et les plus fortes teneurs sont relevées au niveau des stations en amont pour les deux marées (figure 29). A marée basse, la teneur de 103,06 $\mu\text{mol/l}$ est enregistrée dans la station St7 et à marée haute la concentration de 25,54 $\mu\text{mol/l}$ est enregistrée au niveau de la St11.

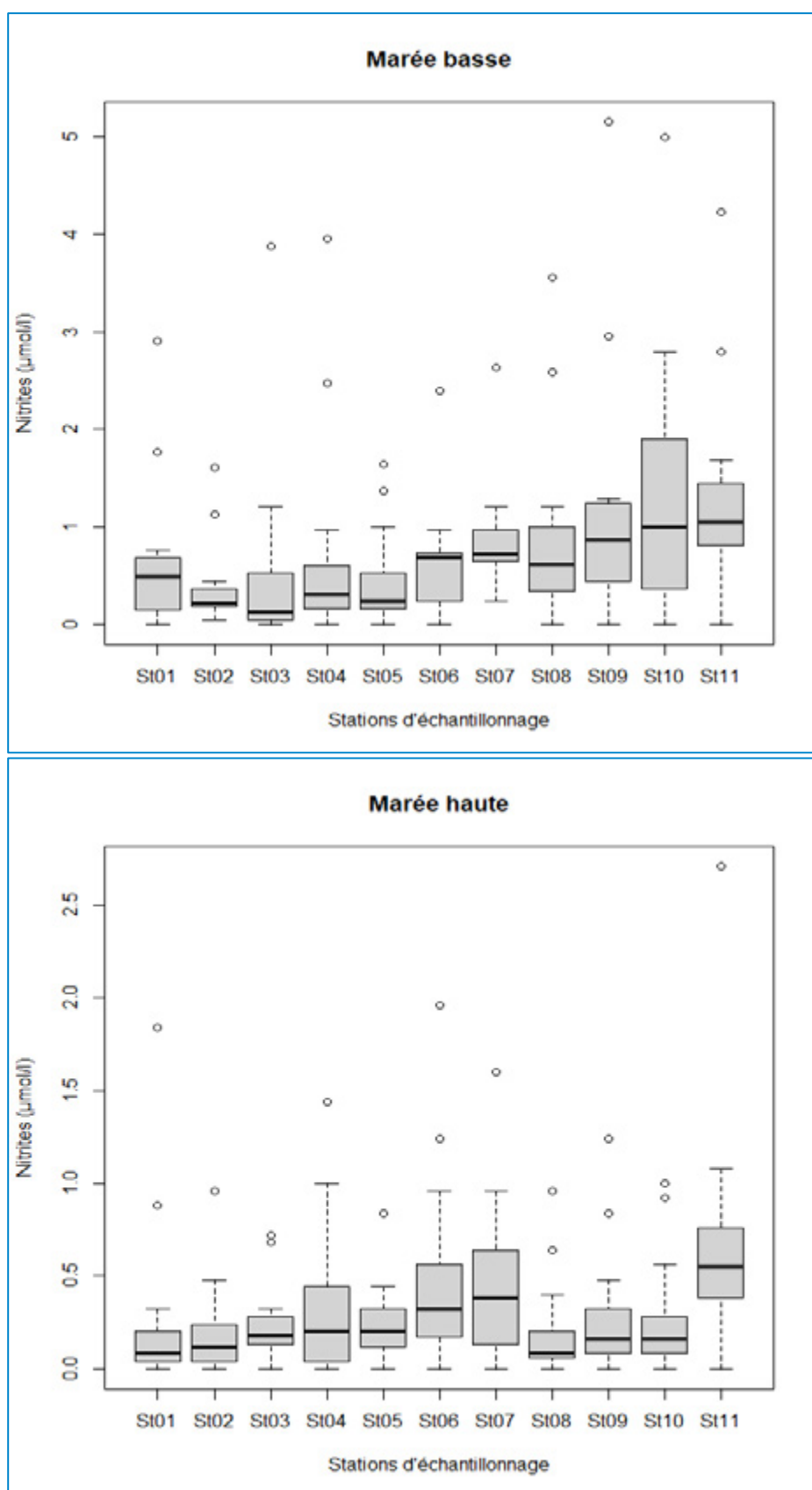


Figure 25 : Variations spatiales des concentrations des nitrites dans la Merja Zerga pendant les deux marées.

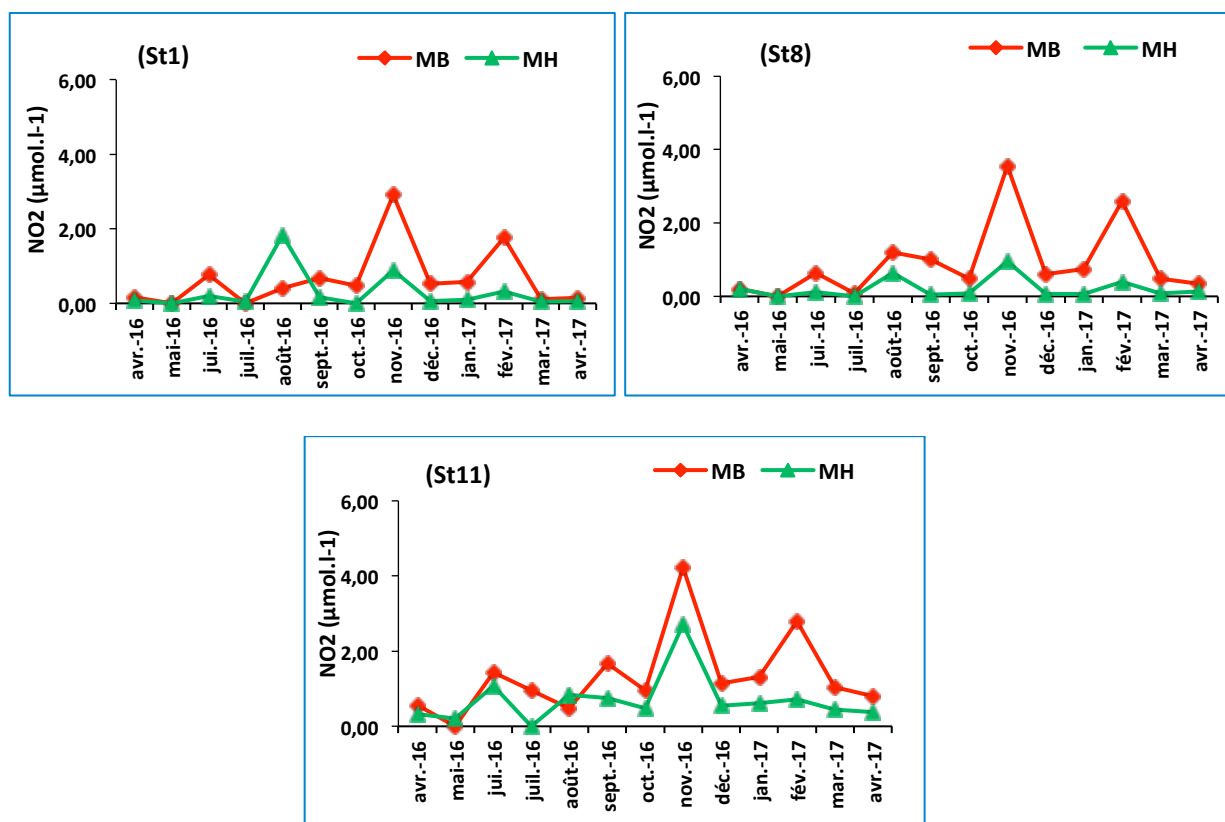


Figure 26 : Variations mensuelles des nitrites dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

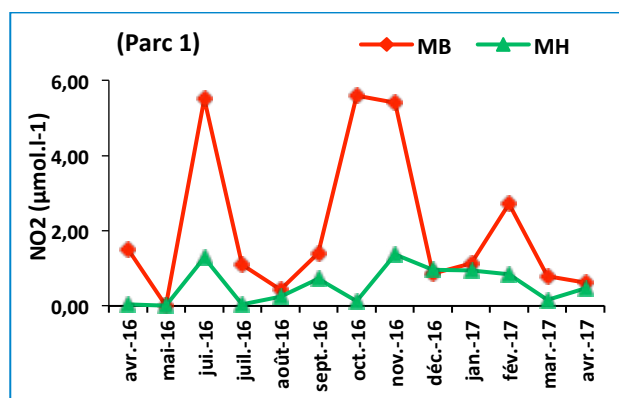


Figure 27 : Variations mensuelles des nitrites dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

Les résultats statistiques des tests ANOVA, concernant les teneurs en nitrates, relèvent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,001$ '***'), alors qu'entre les stations la différence est significative juste à marée haute ($p < 0,05$ '*')

3.1.6.2.2 Lagune Oualidia (Parc 1)

Les concentrations mensuelles en nitrates des eaux de la lagune de Oualidia (Parc 1) sont élevées aussi bien à marée basse qu'à marée haute, elles varient entre 12,68 $\mu\text{mol/l}$ et 70,90 $\mu\text{mol/l}$ à marée basse et entre 3,18 $\mu\text{mol/l}$ et 30,75 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute (figure 30).

3.1.6.3 Orthophosphates

3.1.6.3.1 Merja Zerga

Les teneurs en orthophosphates montrent des variations similaires entre les masses d'eau de la marée basse et de la marée haute dans l'ensemble de la Merja Zerga, durant la période de l'étude, les fortes teneurs sont observées en janvier pour les deux marées ; les valeurs relevées varient entre 0,00 $\mu\text{mol/l}$ et 32,35 $\mu\text{mol/l}$ à marée basse et entre 0,00 $\mu\text{mol/l}$ et 6,79 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute (figure 31).

La variation spatiale montre l'existence d'un gradient aval-amont avec des concentrations plus importantes à marée basse en amont de la lagune (figure 32).

Les résultats statistiques des tests ANOVA, concernant les teneurs en orthophosphates, montrent l'existence de différences très hautement significatives entre les mois aussi bien à marée basse qu'à marée haute ($p < 0,0001$ '***'), alors qu'entre les stations la différence est hautement significative juste à marée haute ($p < 0,01$ '*').

3.1.6.3.2 Lagune Oualidia (Parc 1)

Les concentrations mensuelles en orthophosphates des eaux de la lagune de Oualidia (Parc 1) varient entre 1,18 $\mu\text{mol/l}$ et 6,26 $\mu\text{mol/l}$ à marée basse et entre 1,67 $\mu\text{mol/l}$ et 5,68 $\mu\text{mol/l}$ à marée haute (figure 33). Les concentrations à marée haute sont généralement plus élevées qu'à marée basse, dénotant un apport océanique de cet élément vers la lagune.

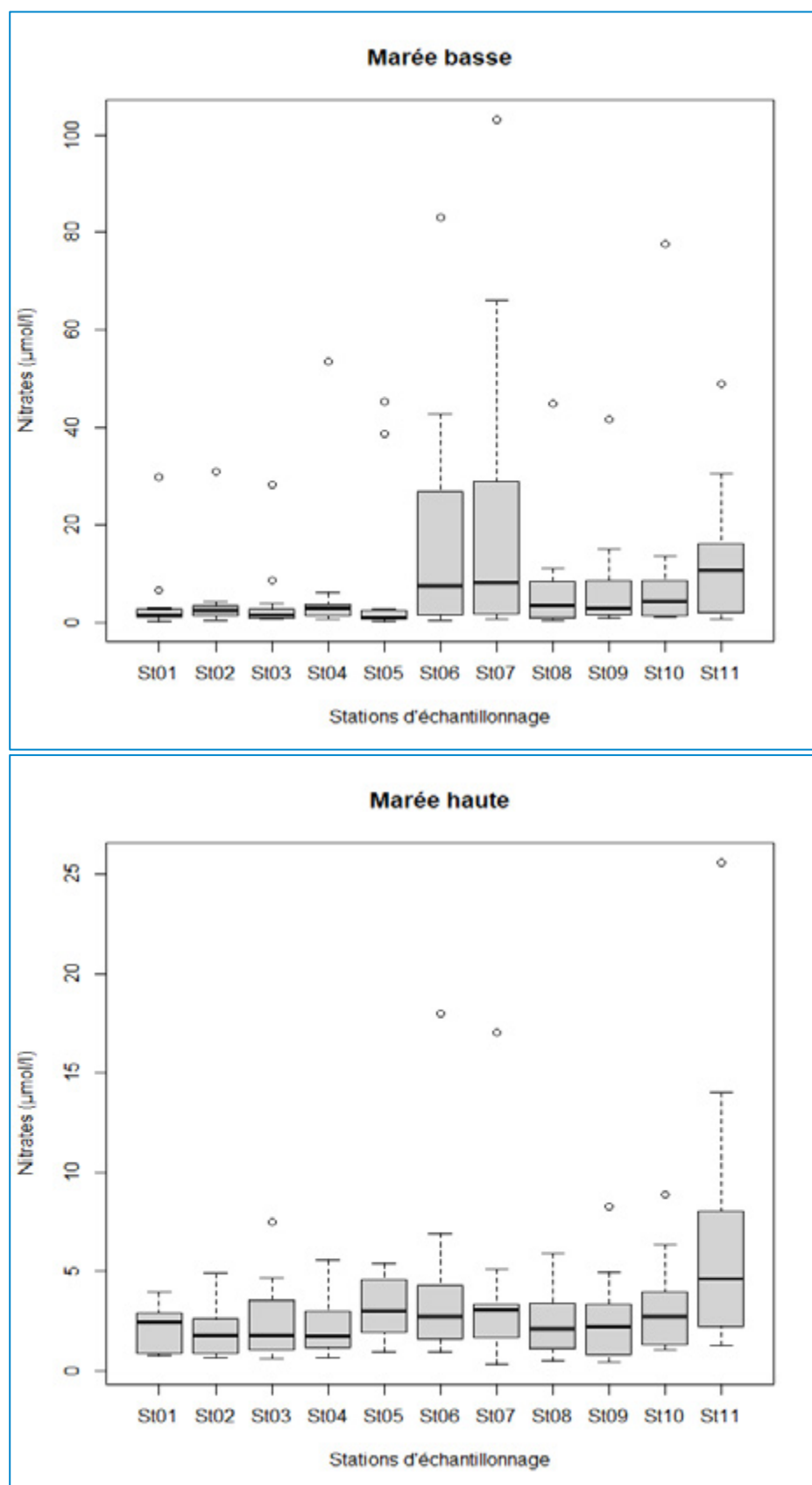


Figure 28 : Variations spatiales des teneurs en nitrates dans la Merja Zerga pendant les deux marées.

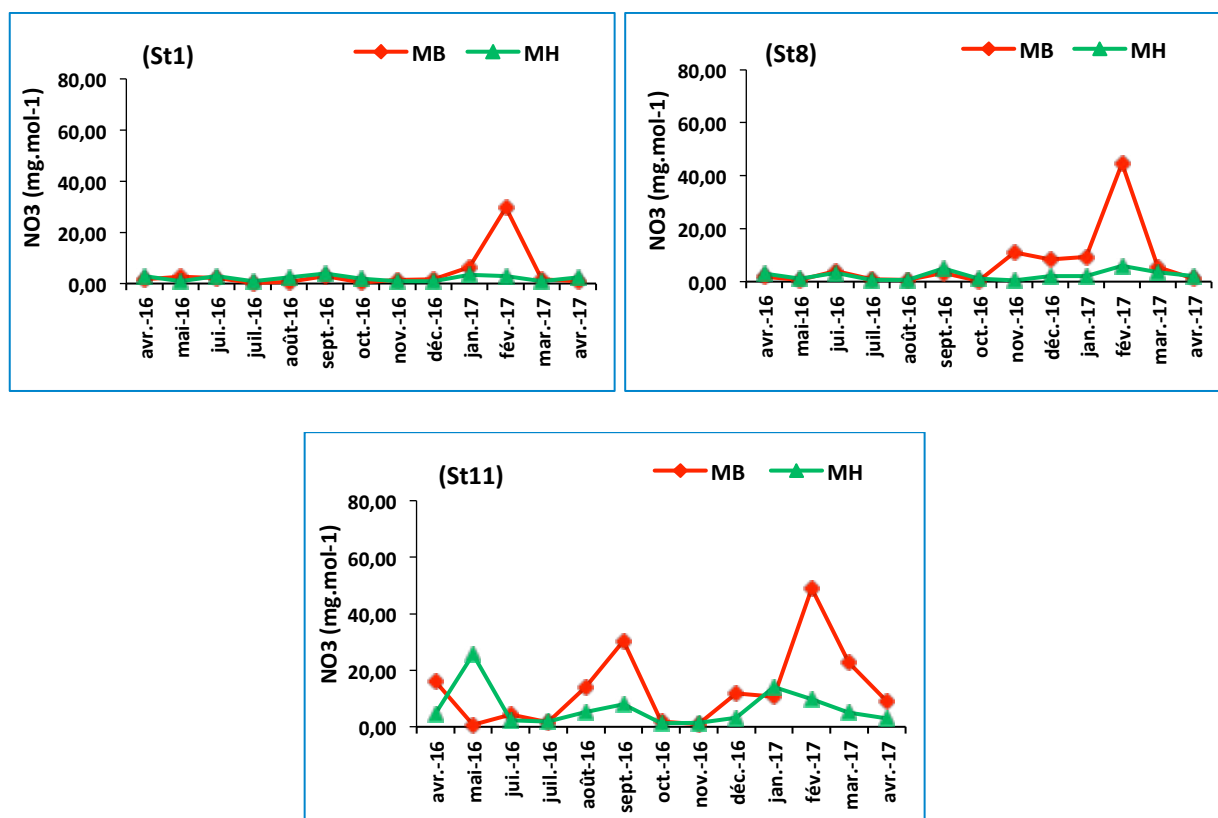


Figure 29 : Variations mensuelles des nitrates dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

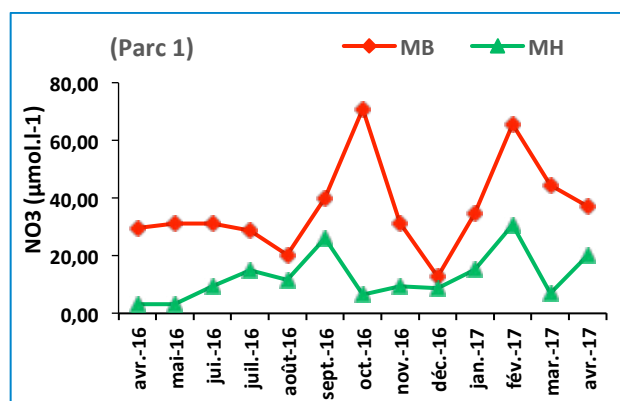


Figure 30 : Variations mensuelles des nitrates dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

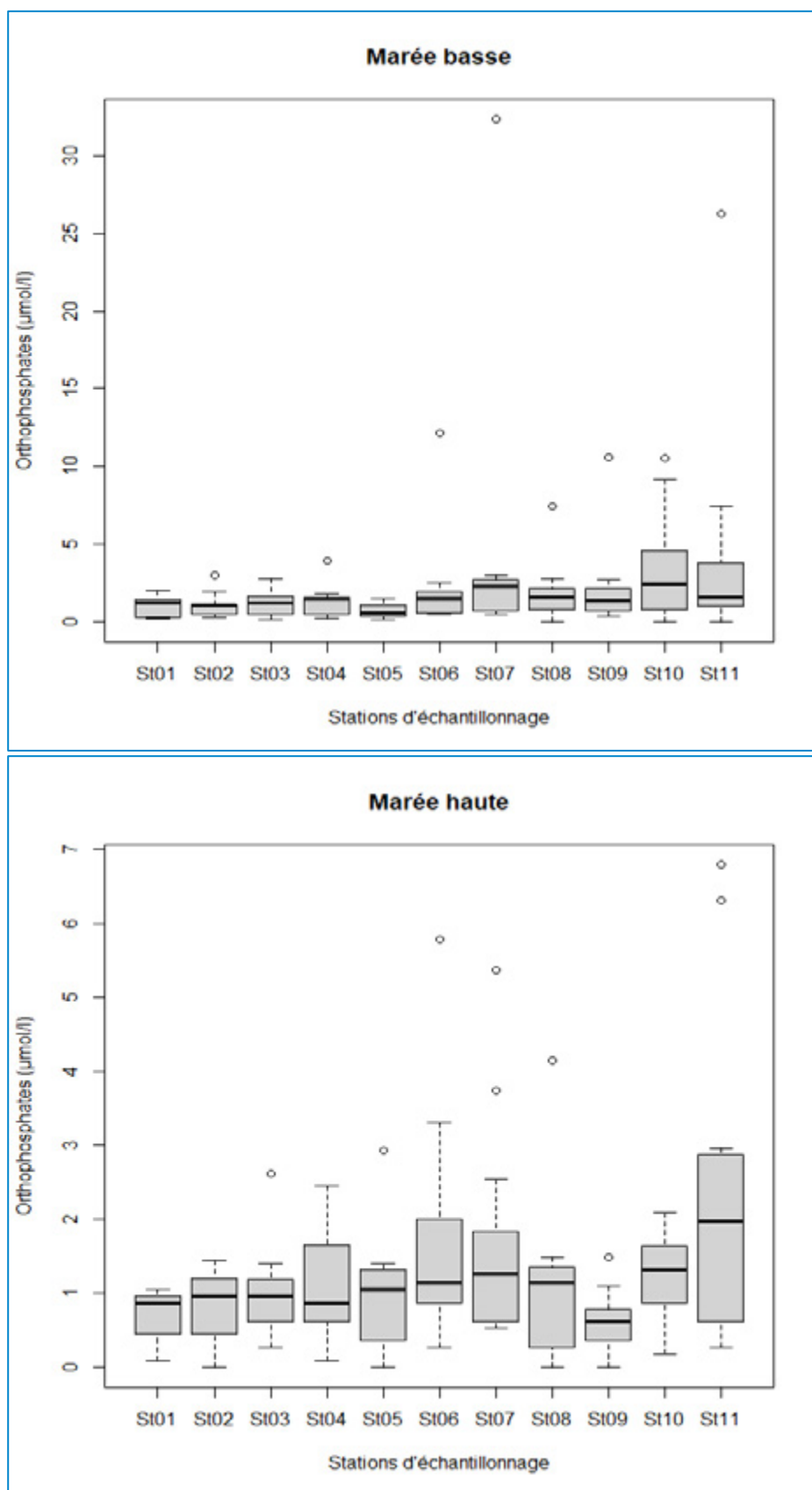


Figure 31: Variations spatiales des teneurs en orthophosphates dans les masses d'eau de la Merja Zerga, pendant les deux marées.

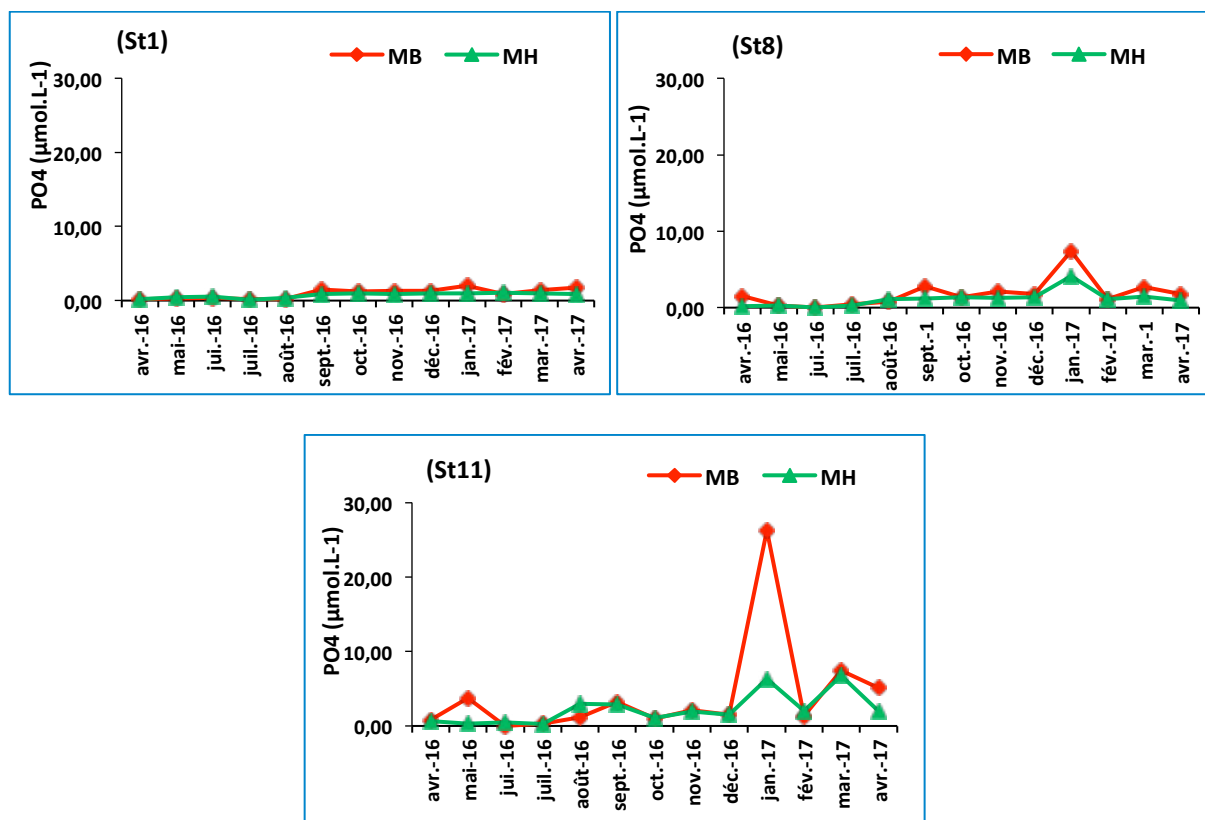


Figure 32: Variations mensuelles des orthophosphates dans les 3 stations (St1, St8 et St11) représentant les 3 zones (aval, centrale et amont) de la Merja Zerga pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

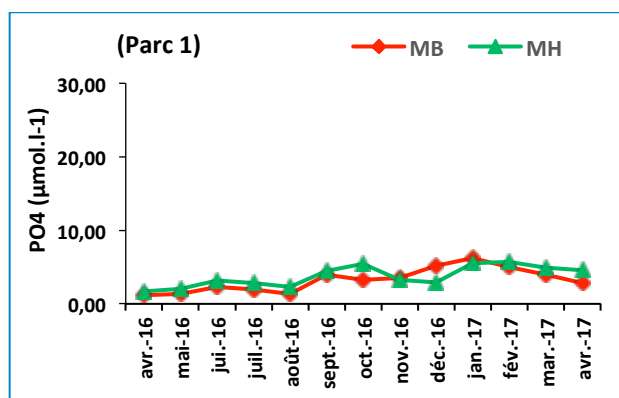


Figure 33 : Variations mensuelles des orthophosphates dans le Parc1 de la lagune de Oualidia pendant les deux marées.

(MB : Marée basse ; MH : Marée haute).

3.2 Paramètres étudiés dans le compartiment sédiment

3.2.1 Granulométrie

Plus de 93% de ses composants sont des arénites au niveau de la passe, généralement représentés par des sables fins, avec un gradient décroissant de la fraction fine (Lutite $<0,063$ mm) de l'aval (1,90 à 1,83%) vers la zone amont la plus continentale (97,75 à 98,61%) de la lagune. On rencontre successivement des sables rudites (St1), représentatifs de l'influence marine, des sables vaseux dans la partie centrale de la lagune, et des vases dans la zone alimentée par les eaux du Canal de Nador (St10 et St11). Un effet saisonnier a été remarqué surtout pour les stations St6, St7 et St8 au centre de la lagune et près de Oued Drader pour lesquelles les teneurs de la fraction fine passent successivement de 23,3%, 16,9% et 19,0% en été (figure 34) à 41,9%, 46,5% et 70,7% en hiver (figure 35).

Les deux gradients opposés sont nets dans la répartition des particules granulométriques : Gradient de sables fins décroissant de l'aval vers l'amont et celui des argiles lutites décroissant de l'amont vers l'aval. L'apport du sable fin est attribué à l'apport océanique durant les marées hautes ; alors que les argiles sont essentiellement issues des apports des eaux du canal de Nador et de Oued Drader.

Il ressort des figures 34 et 35 que les stations de la Merja Zerga montrent une nette influence de l'apport de particules sédimentaires marines et terrestres par Oued Drader et Canal de Nador. La station proche de la passe montre un sédiment à faciès nettement sableux (sables fins) riche en rudites. Par opposition, la station S11 montre un faciès sédimentaire vaseux très riche en lutites. Le reste des stations montre un faciès intermédiaire avec des taux variables des trois composantes sédimentaires et se classent dans le faciès sablono-vaseux avec dominance de sable fin. Avec un gradient croissant de vase de l'aval vers l'amont. En effet, l'apport massif de lutites durant les crues et les inondations par les oueds, les masses d'eaux chargées en matières en suspension se décantent dans les parties amont de la lagune, d'où la différence remarquée entre les stations en hiver et en été.

Les sédiments du parc 1 de Oualidia montre un faciès sablono-vaseux riche en arénites et similaire à la composition granulométrique des stations de la partie centrale de la Merja Zerga.

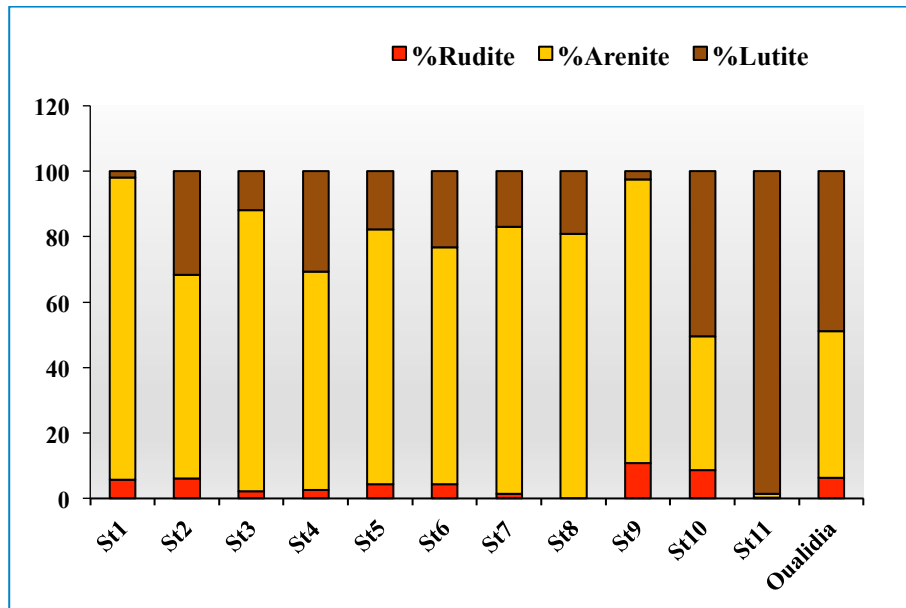


Figure 34 : Distribution granulométrique du sédiment dans les stations de la Merja Zerga (St1-St11) et du parc 1 de la lagune de Oualidia en été 2016.

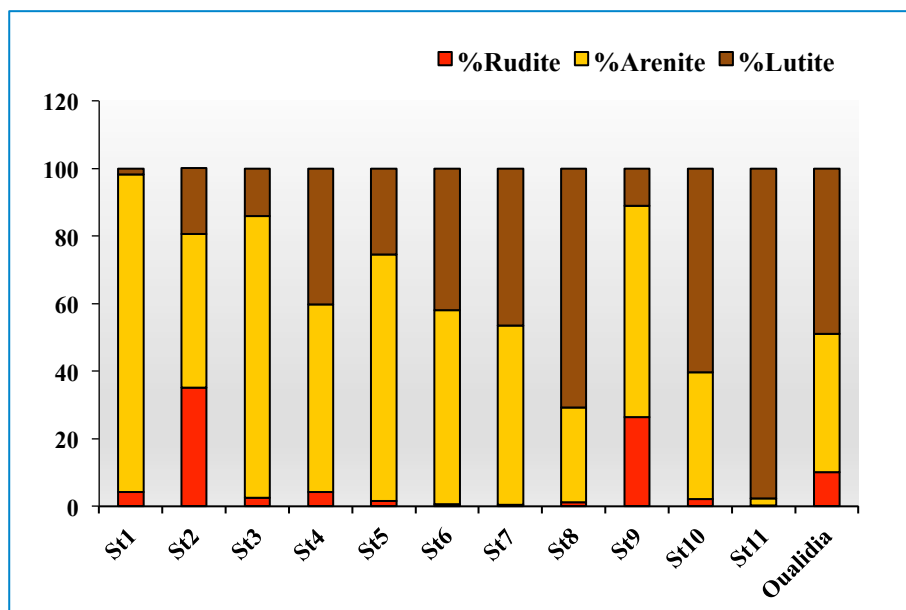


Figure 35 : Distribution granulométrique du sédiment dans les stations de la Merja Zerga (St1-St11) et du parc 1 de la lagune de Oualidia en hiver 2017.

3.2.2 Matière organique

Pendant la période d'étude, l'analyse de la matière organique dans les 11 stations de la Merja Zerga montre de faibles teneurs de la partie avale et centrale. Les valeurs sont particulièrement élevées dans la partie amont. On remarque un léger gradient croissant de l'aval vers l'amont de la lagune. Les teneurs varient entre 1,01% et 10,59% en été (figure 36) et 1,02% et 11,39% en hiver (Figure 37).

Ces teneurs sont faibles à la station St1 (point de contact avec la mer) où 1,01% a été enregistrée en été et 1,02% en hiver. Dans la partie amont, les deux stations S10 et S11, proches du canal de Nador, enregistrent les plus fortes concentrations, 5,85% et 10,59% respectivement en été et 7,60% et 11,39% en hiver. Par ailleurs, une variation temporelle a été notée pour les teneurs en matière organique dans les stations S6, S7 et S8, les valeurs passent successivement de 3,52% ; 3,58% et 2,98% en été à 5,80% ; 7,23% et 7,64% en hiver.

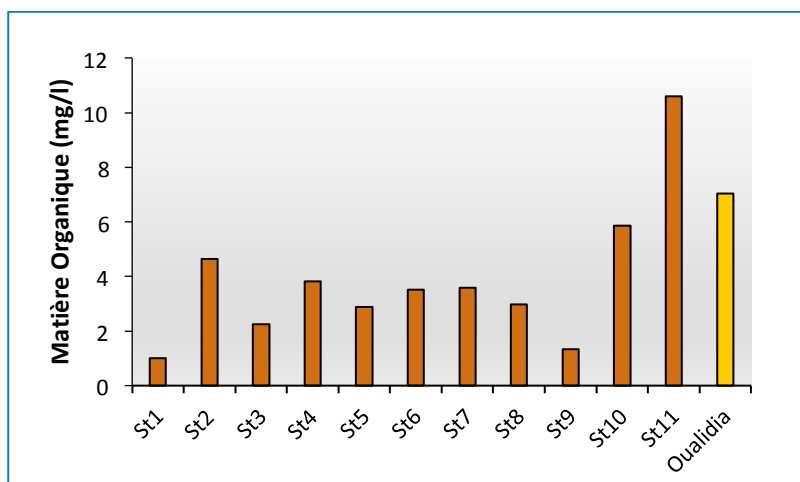


Figure 36 : Distribution de la matière organique dans la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) en été 2016.

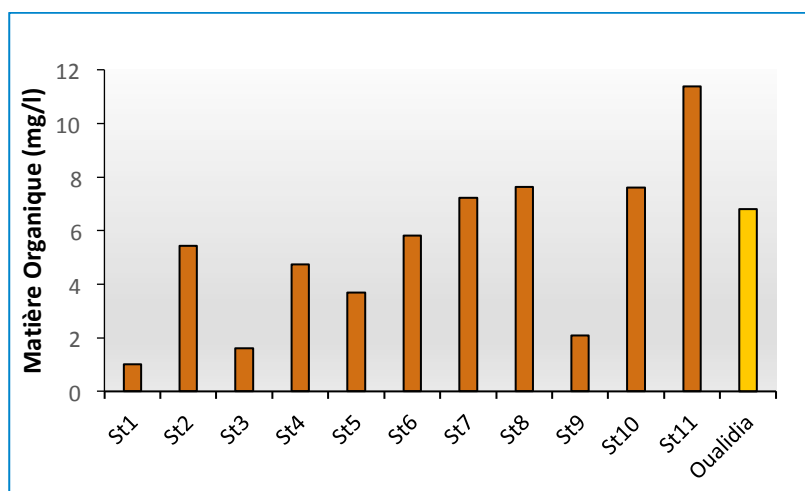


Figure 37 : Distribution de la matière organique dans la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) en hiver 2017.

3.2.3 Teneurs métalliques dans les échantillons de sédiments

Pour le contrôle de qualité et la fiabilité des résultats des analyses des éléments traces métalliques au laboratoire, un matériau de référence certifié (IAEA-158) a été utilisé pour chaque série d'analyses, les résultats obtenus sont comparés aux valeurs certifiées (IAEA-158) (Tableau 5).

Tableau 5 : Valeurs mesurées ($\pm$ écart-type) et certifiées ($\pm$ l'incertitude élargie du laboratoire de référence) des ETM en (mg kg⁻¹) dans un matériau de référence certifié (IAEA-158).

	Valeurs mesurées	Valeurs certifiées
Cd	0,38 $\pm$ 0,03	0,372 $\pm$ 0,039
Pb	37,4 $\pm$ 0,3	39,6 $\pm$ 4,7
Hg	0,129 $\pm$ 0,01	0,132 $\pm$ 0,014
Cr	75,8 $\pm$ 3,2	74,4 $\pm$ 5,8
Ni	32,06 $\pm$ 0,5	30,3 $\pm$ 2,9
Cu	49,58 $\pm$ 1,1	48,3 $\pm$ 4,2
Zn	157,9 $\pm$ 7,8	140,6 $\pm$ 9,5

La distribution spatiale des teneurs en ETM dans les sédiments est variable d'un site à l'autre au sein de la Merja Zerga et ne montre pas de gradient apparent (Annexe 3). Les teneurs maximales des 4 éléments : Cd, Hg, Cr et Cu sont enregistrées dans la station 11, proche du Canal Nador, pendant les deux saisons. Les valeurs maximales (17,3 mg kg⁻¹ mg/kg et 129,82 mg kg⁻¹ mg/kg) sont enregistrées pour le Pb et le Zn, respectivement au niveau de la St11 en été, tandis que des teneurs maximales de 22,3 mg kg⁻¹ mg/kg pour le Pb et 146,32 mg kg⁻¹ mg/kg pour le Zn sont enregistrées dans la St3 en hiver (figure 38).

Une exception a été soulignée pour le Ni avec des valeurs maximales de 84,84 mg kg⁻¹ mg/kg et 54,07 mg kg⁻¹ mg/kg, enregistrées respectivement en été et en hiver dans la St1, en aval de la lagune.

La lagune de Oualidia montre des résultats assez proches entre l'hiver et l'été, avec des valeurs relativement plus élevées que celles notées dans la Merja Zerga pour le Cd et Hg (Figure 38),

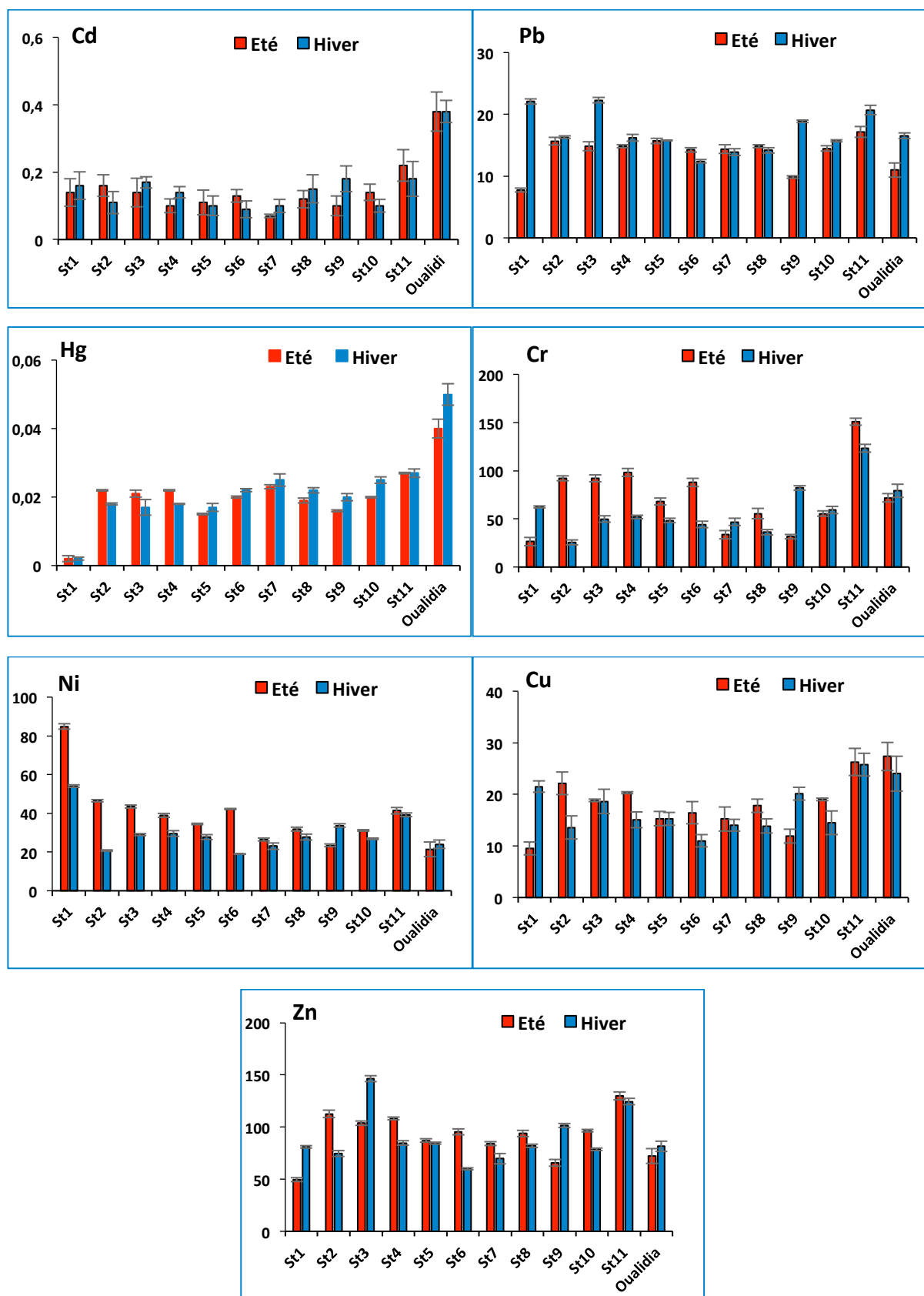


Figure 38 : Concentrations des ETM (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) en mg.kg⁻¹ de poids sec dans les sédiments de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant les deux saisons Eté 2016 et Hiver 2017.

3.3 Analyse statistiques des données

3.3.1 Analyses des données sur les masses d'eau

Après avoir décrit la variation spatio-temporelle de chaque paramètre hydrologique mesuré au cours du cycle annuel (avril 2016- avril 2017) au niveau des différentes stations étudiées à marée basse et à marée haute. Une analyse en Composantes Principales a été réalisée dans le but de visualiser l'organisation spatiale et temporelle de la Merja Zerga et d'établir un découpage de l'écosystème lagunaire en zones montrant des caractéristiques hydrologiques similaires ou très proches pour comprendre le fonctionnement hydrologique pendant les deux marées.

La figure 39, représente les résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) des variables hydrologiques et des stations, à marée basse durant un cycle annuel. Le plan factoriel composé des deux axes F1 et F2 visualise le mieux cette représentation graphique, avec un total de pourcentage d'inertie de 49,64% (Dim 1 =27, 74% et Dim 2 =21,90 %).

Sur le graphe A de la figure 39, on voit que les deux paramètres température et salinité sont bien corrélés positivement à l'axe F1 avec des corrélations de (r0,72) pour la température et (r0,80) pour la salinité, alors que les paramètres nitrites, nitrates et orthophosphates sont négativement corrélés à l'axe F2 avec des corrélations de (r -0,71) pour les nitrites, (r -0,60) pour les nitrates et (r-0,40) pour les orthophosphates, cela signifie que les fortes concentrations des éléments nutritifs sont élevées dans les stations à température basse et à salinité faible, Inversement, les faibles concentrations des éléments nutritives sont notées dans les stations à température élevée et à salinité élevée,

La disposition des stations selon l'axe F2 (grapheB) de la figure 39 montre une hiérarchisation progressive de l'aval vers l'amont de la lagune, imposée principalement par la salinité et les éléments nutritifs. Cette visualisation graphique permet de subdiviser l'écosystème lagunaire en trois parties bien distinctes :

Le groupement 1 qui réunit des stations en aval de la lagune (St1 à St5). Cette zone, située en aval est soumise à une nette influence marine, alors que les autres paramètres hydrologiques (nitrites, nitrates, orthophosphates et MES) ont les faibles valeurs dans cet ensemble.

Le groupement 2 est composé des stations représentant la partie centrale de la lagune, où les valeurs des paramètres étudiés sont intermédiaires et légèrement rapprochées entre les stations. Il s'agit d'une zone de transition, regroupant les stations (St6, St8 et St9).

Le groupement 3, formé par les stations St7, St10 et St11, représentants de la partie amont de la lagune, caractérisée par des teneurs importantes en nitrites, nitrates et orthophosphates, avec de faibles valeurs de salinité. Cette zone en amont de la lagune est nettement influencée par les apports terrigènes ramenés par le Canal de Nador et Oued Drader. En effet, la salinité montre les valeurs les plus basses lors de la période des crues et des pluies depuis septembre à février. Les nitrites, nitrates et orthophosphates sont négativement corrélés à l'axe F2 et ne montrent pas de gradient apparent. Cela signifie que les fortes concentrations des éléments nutritifs sont élevées dans les stations à température basse et à salinité faible. Inversement, les faibles concentrations des éléments nutritives sont notées dans les stations à température élevée et à salinité élevée.

A marée haute (figure 40), le découpage spatial en zones dans la lagune est influencé par l'apport des eaux marines surchargées en taux de salinité et des eaux continentales chargées en sels nutritifs. Ainsi, la majorité des stations sont regroupées au centre du cercle du graphique et sont caractérisées par des valeurs proches des moyennes des variables, à l'exception des deux stations St06 et St07 qui forment le groupement 2, à proximité de Oued Drader et qui est lié au paramètre MES. La station St11 à proximité de Canal de Nador forme le groupement 3 qui est caractérisé par les teneurs élevées en orthophosphates, nitrates et nitrites.

Ainsi, le fonctionnement hydrologique de la Merja, à marée basse et à marée haute, montre une nuance significative dans la partie centrale de la lagune : bien étalée et plus large en superficie à marée haute et réduite à des chenaux relativement restreintes à marée basse.

Les figures 41 et 42 visualisent le groupement des périodes de l'année en fonction des paramètres physico-chimiques et les sels nutritifs pendant le cycle des marées. Ainsi, les masses d'eaux sont plus chargées en éléments nutritifs en octobre-novembre et moins chargées en été contrairement aux fortes températures et aux fortes salinités remarquées en été depuis mai à septembre. Les périodes hivernales marquées par des crues et des forts apports en eau douce, jouent un rôle important dans le fonctionnement hydrologique de l'écosystème lagunaire. Ces apports issus du canal de Nador et de Oued Drader enrichissent davantage la strate supérieure du substrat de la partie amont, par les particules minérales et organiques, qui se décantent particulièrement en hiver – printemps.

3.3.2 Analyses des données sur les sédiments

L'analyse en composantes principales (ACP) et le coefficient de corrélation de Pearson, à l'aide du logiciel RStudio, sont utilisés pour classer les stations en groupes qui partagent les mêmes caractéristiques géochimiques.

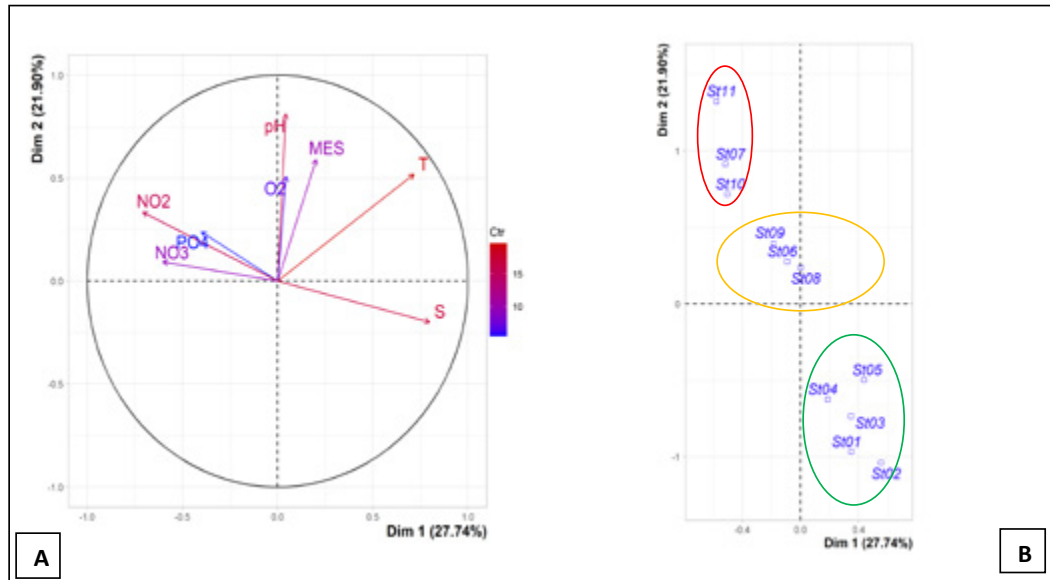


Figure 39 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée basse durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,

A : Graphe des variables de l'ACP (Paramètres hydrologiques) ; B : Graphe des individus de l'ACP (Stations d'échantillonnage),

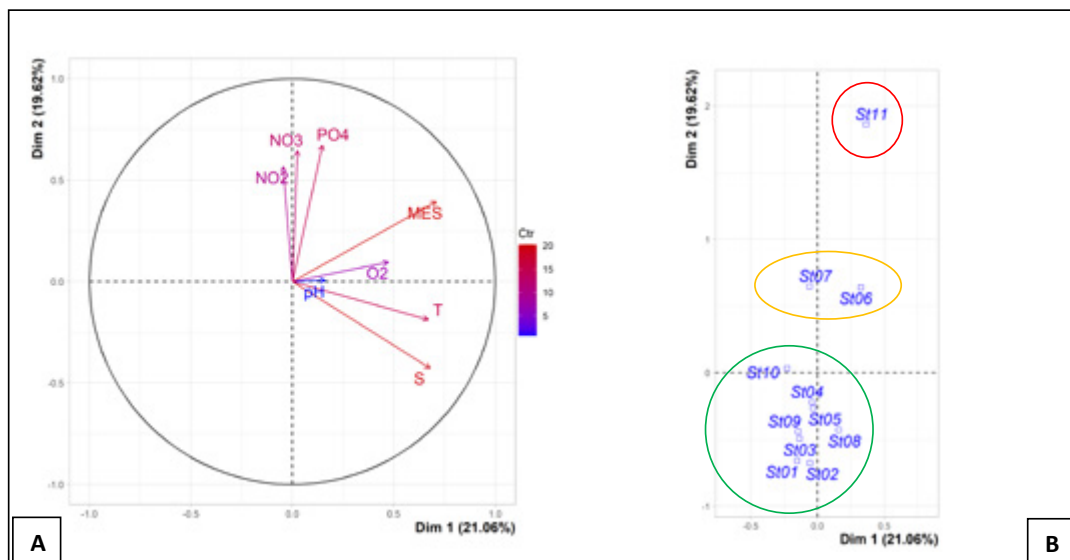


Figure 40 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée haute durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,

A : Graphe des variables de l'ACP (Paramètres hydrologiques) ; B : Graphe des individus de l'ACP (Stations d'échantillonnage),

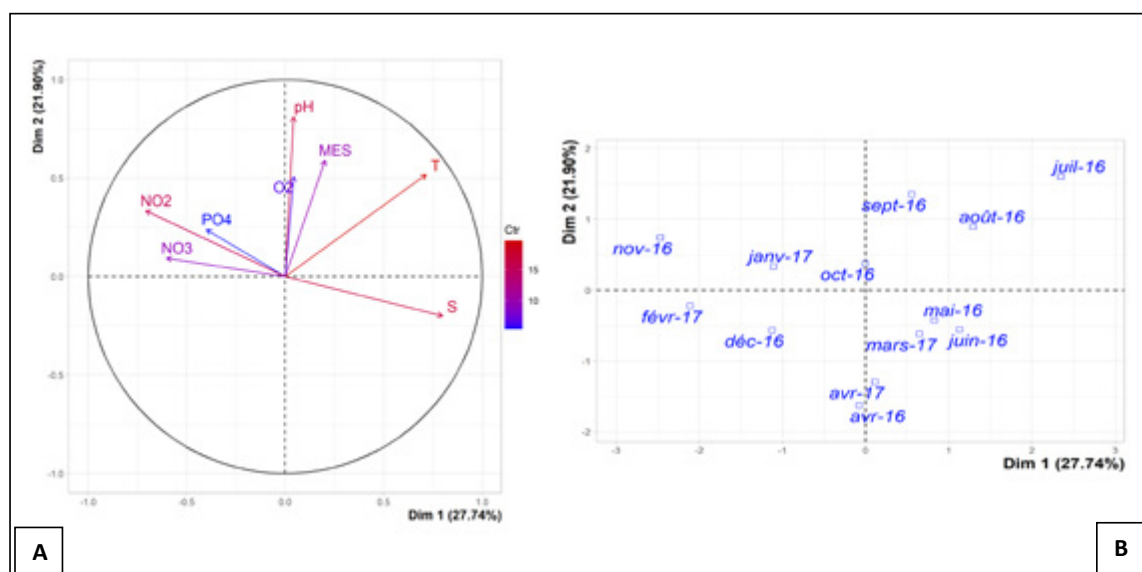


Figure 41 : Résultats de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée basse durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga,

A : Graphe des variables de l'ACP (Paramètres hydrologiques ; B : Graphe des individus de l'ACP (Mois d'échantillonnage),

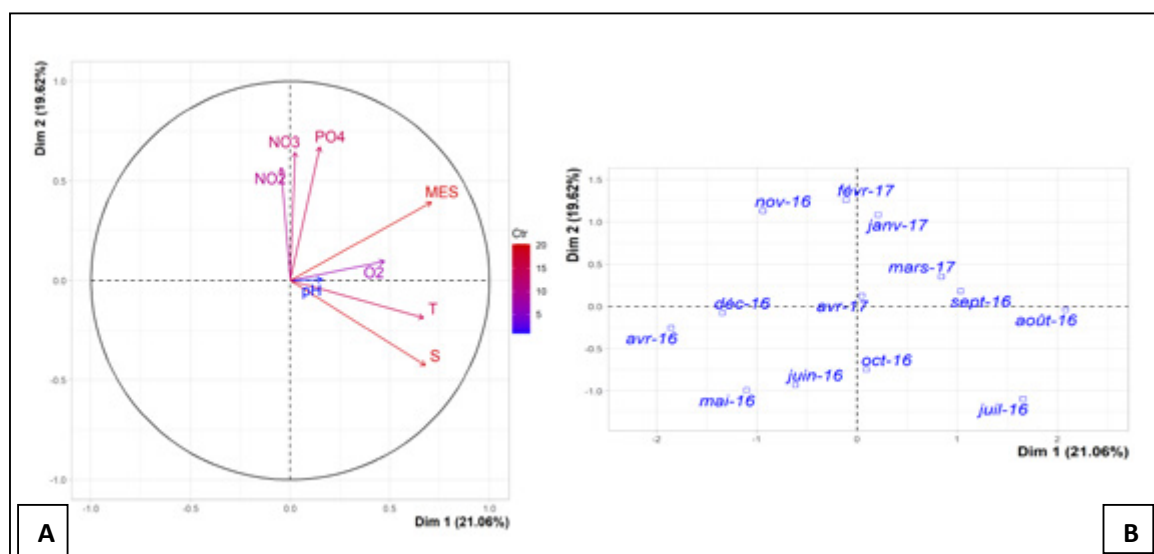


Figure 42 : Résultats de l'Analyse en Composante Principale (ACP) dans le plan factoriel F1*F2 à marée haute durant le cycle annuel avril 2016- avril 2017 au niveau de la lagune de Merja Zerga, A : Graphe des variables de l'ACP (Paramètres hydrologiques) ; B : Graphe des individus de l'ACP (Mois d'échantillonnage),

Les résultats de l'Analyse en Composantes Principales sont représentés dans la figure 43. Le pourcentage d'inertie, exprimé par les deux premiers axes, explique plus de 85,61% de la variance, dont 59,86% pour F1 et 25,75% pour F2. L'axe F1

est caractérisé en positif par Cr (r0,93), Cu (r0,96), Zn (r0,88), Pb (r0,81), Cd (r0,72), Hg (r0,60), la matière organique (r0,78) et la fraction fine (r0,82) avec ($p < 0,05$). A la lumière de ces résultats, l'axe F1 définit un gradient de pollution métallique d'origine anthropique. Le nickel (r0,90) est très significativement corrélé avec l'axe F2 ($p < 0,05$).

La répartition des stations de prélèvement de part et d'autre de l'axe F1 fait apparaître trois groupements. Le **groupement 1** est constitué d'une seule station dans la partie aval de la lagune (St1), avec des teneurs élevées en Ni. **Le groupement 2** comprend les stations de la zone centrale de la lagune (St2, St3, St4, St5, St6, St7, St8, St9, St10), montrant des sédiments faiblement à moyennement contaminés. **Le groupement 3** avec une seule station en amont (St11). Ce site proche du canal de Nador, se singularise par une contamination importante d'origine anthropique avec des valeurs plus élevées durant la période de l'étude.

La matrice de corrélation de Pearson (Tableau 6) montre une bonne corrélation significativement positive entre Cd et Pb (0,756), Cr (0,737), Cu (0,842), Zn (0,666) ; entre Pb et Cr (0,724), Cu (0,857), Zn (0,909) ; entre Hg et Zn (0,539), FF (0,694), MO (0,736) ; entre Cr et Cu (0,909), Zn (0,774), FF (0,741), MO (0,677) ; entre Cu et Zn (0,836), FF (0,708), MO (0,656) ; entre Zn et FF (0,517) ; entre la FF et MO (0,976). Une corrélation significative ($p < 0,05$) entre ces éléments indique probablement leur origine anthropique commune. Cependant, une forte corrélation significativement négative a été constatée entre Hg et Ni (-0,801).

3.4 Qualité environnementale des sites étudiés

3.4.1 Qualité environnementale des masses d'eau

Pour les masses d'eaux de la Merja Zerga, les grilles de diagnostic de qualité se basent sur celles mises en œuvre par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau DCE -Directive 2000/60/CE et par l'Agence de l'eau (2005), visant à qualifier l'état des masses vis-à-vis de l'eutrophisation. Chaque grille conduit à un état général des masses d'eaux de la Merja Zerga à marée basse et à marée haute, obtenu pour les paramètres température, pH, oxygène dissous, matière en suspension ainsi que les nitrites, nitrates et orthophosphates.

Pour l'indicateur température au niveau de la Merja Zerga, généralement le milieu est considéré de « très bonne qualité » à « Bonne qualité » durant la période de l'étude à l'exception de la période chaude pour laquelle une qualité moyenne à mauvaise a été constatée principalement à marée basse dans la zone amont de la lagune.

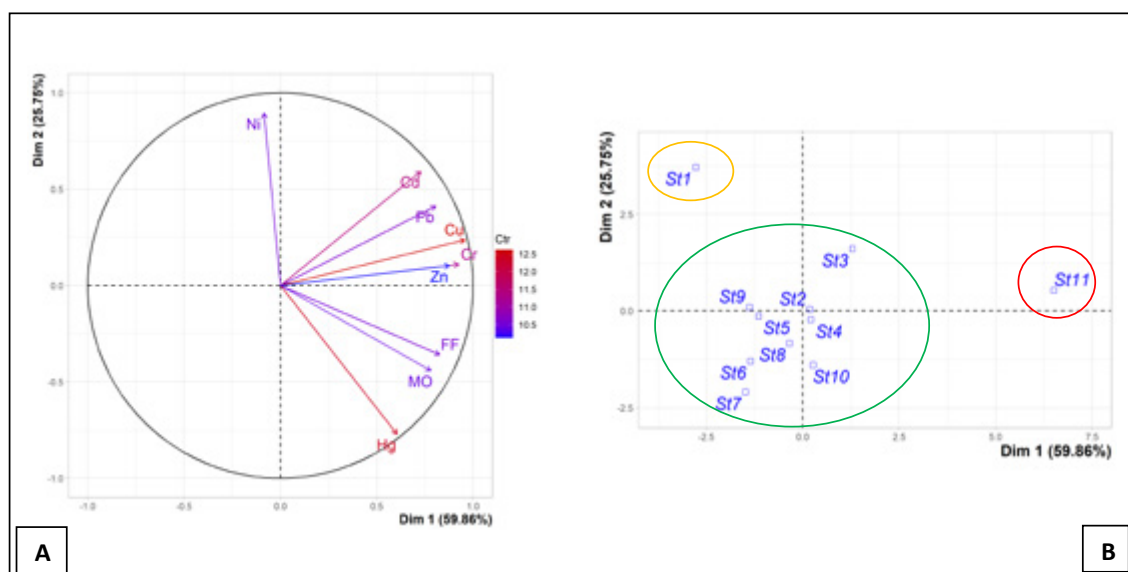


Figure 43 : Représentation graphique dans le plan F1 x F2 des variables géochimiques et des 11 stations d'échantillonnage dans la Merja Zerga,

Tableau 6 : Matrice de corrélation (Pearson) entre paramètres géochimiques du sédiments au niveau de la Merja Zerga

Variables	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni	Cu	Zn	FF	MO
Cd	1								
Pb	0,756	1							
Hg	-0,015	0,225	1						
Cr	0,737	0,724	0,474	1					
Ni	0,473	0,179	-0,801	0,049	1				
Cu	0,842	0,857	0,404	0,909	0,138	1			
Zn	0,666	0,909	0,539	0,774	-0,154	0,836	1		
FF	0,389	0,393	0,694	0,741	-0,221	0,708	0,517	1	
MO	0,297	0,330	0,736	0,677	-0,281	0,656	0,450	0,976	1

Les faibles profondeurs dans cette zone sont à l'origine de cette élévation de la température. Toutefois, un rafraîchissement des masses d'eaux est constaté à marée haute, et qui peut englober également la zone en amont.

Pour l'indicateur pH, la qualité des eaux de la Merja Zerga est de « très bonne qualité » à « Bonne qualité » durant toute la période de l'étude, aussi bien à marée basse qu'à marée haute.

Concernant l'oxygène dissous, la qualité des masses d'eau de la Merja Zerga est de « bonne qualité » à « très bonne qualité » durant la période juillet-janvier pour les deux cycles des marées (figure 44 et 45). Cependant, une dégradation de la qualité des masses d'eau « moyenne qualité », a été dénotée entre février et juin durant les marées basses. Néanmoins, elle redevient « bonne qualité » sous l'influence des marées hautes.

Les teneurs de la matière en suspension (figures 46 et 47) indiquent qu'il s'agit des masses d'eau de « bonne qualité » à « moyenne qualité » entre avril-juin et octobre-février, alors qu'une « qualité médiocre » est dénotée durant juillet-septembre et mars-avril, voir même une « mauvaise qualité » en amont de la lagune.

Pour l'indicateur nitrites, les masses d'eau à marée basse (figure 48) sont de « très bonne qualité » à « moyenne qualité », à l'exception de janvier et de février pour lesquels une « mauvaise qualité » a été enregistrée dans l'ensemble de la lagune, particulièrement en amont durant août, septembre, novembre et décembre, à cause de l'apport important par les deux émissaires : Oued Drader et Canal de Nador durant cette période. A marée haute, une nette amélioration de la qualité des masses d'eau est constatée durant la période de l'étude (figure 49). L'état de la « très bonne qualité » est enregistré tout au long de l'année, à l'exception des mois août, janvier et février.

Les teneurs des nitrates dans les masses d'eau de la Merja Zerga à marée basse indiquent l'impact des eaux des deux oueds (Oued Drader et Canal de Nador) sur la qualité des eaux de la lagune. En effet, les masses d'eau présentent une bonne à moyenne qualité en aval et au centre de la lagune, alors qu'elles sont de mauvaise qualité en amont de la lagune (figure 50). A marée haute, cette qualité est globalement bonne à moyenne (figure 51).

L'indicateur orthophosphate à marée basse (figure 52) montre des masses d'eau de très bonne à bonne qualité entre avril et juillet, alors qu'elle est de moyenne à mauvaise qualité entre août et mars. Pour le mois d'avril-2017, un état d'une mauvaise qualité a été dénoté particulièrement en amont de la lagune, à proximité des deux émissaires Oued Drader et Canal de Nador. A marée haute (figure 53), malgré l'amélioration de la qualité des masses d'eau, une qualité moyenne a été constatée entre octobre et février, et qui touche aussi bien la partie en aval de la lagune.

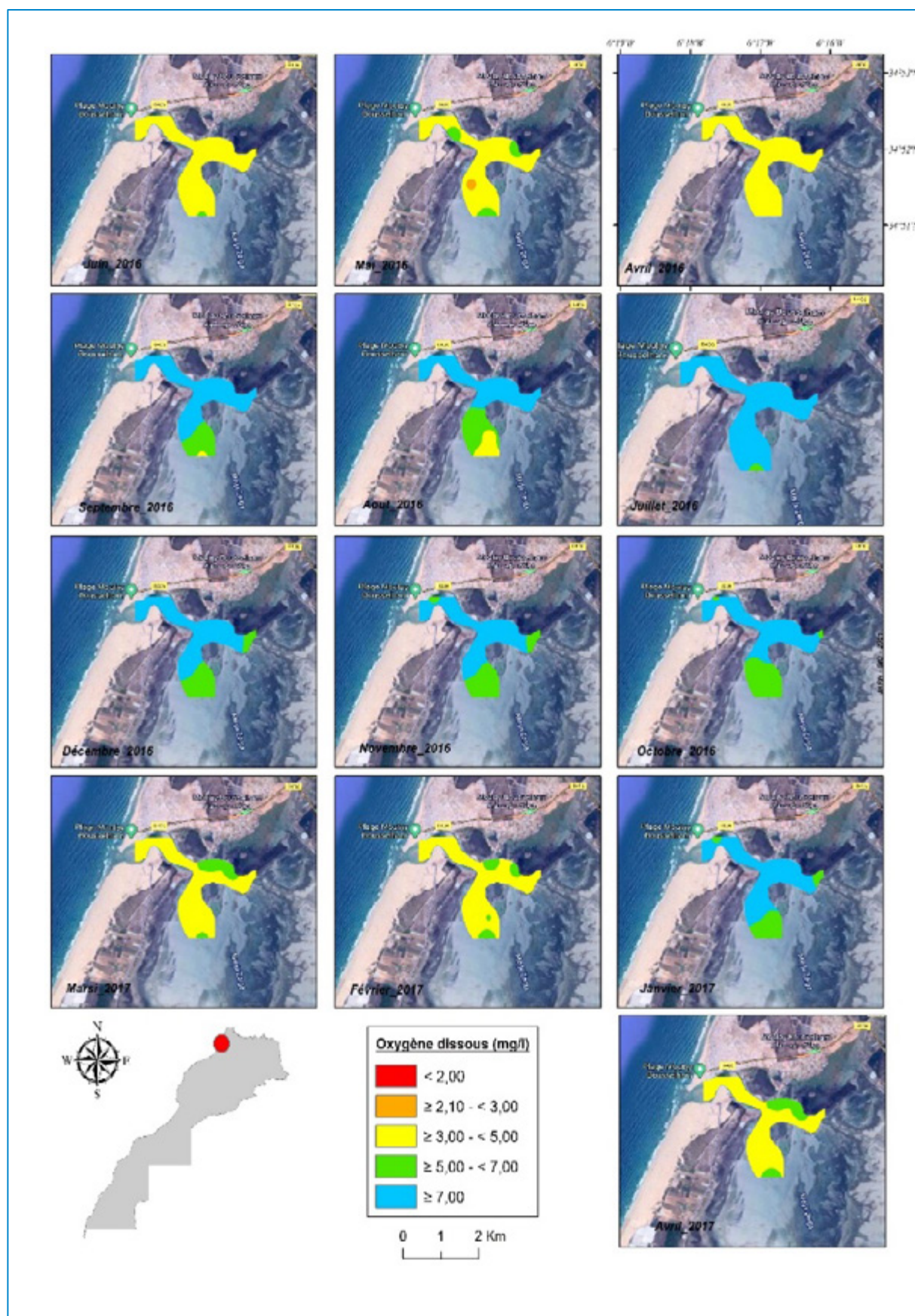


Figure 44 : Indicateur oxygène dissous à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017

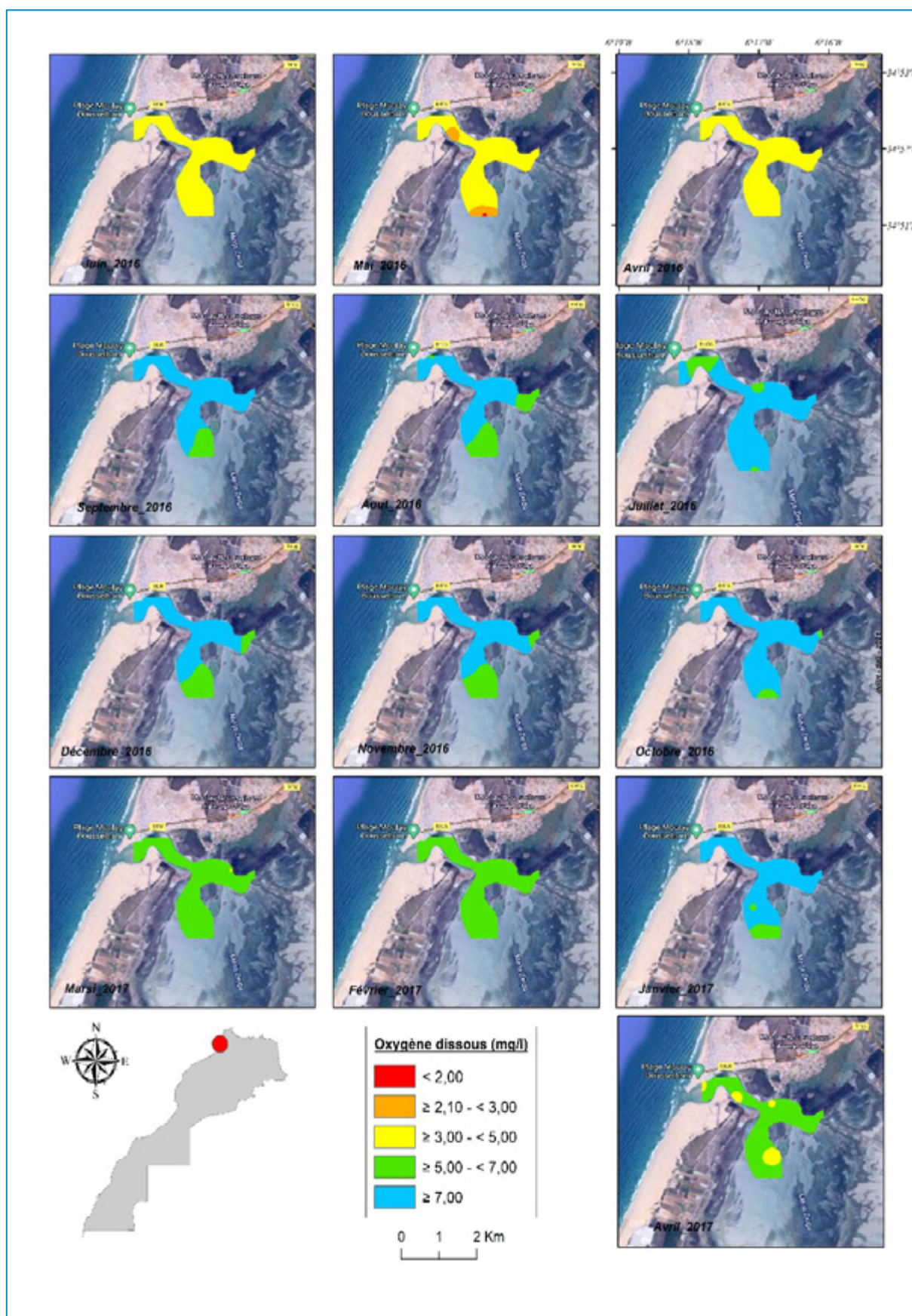


Figure 45 : Indicateur oxygène dissous à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017

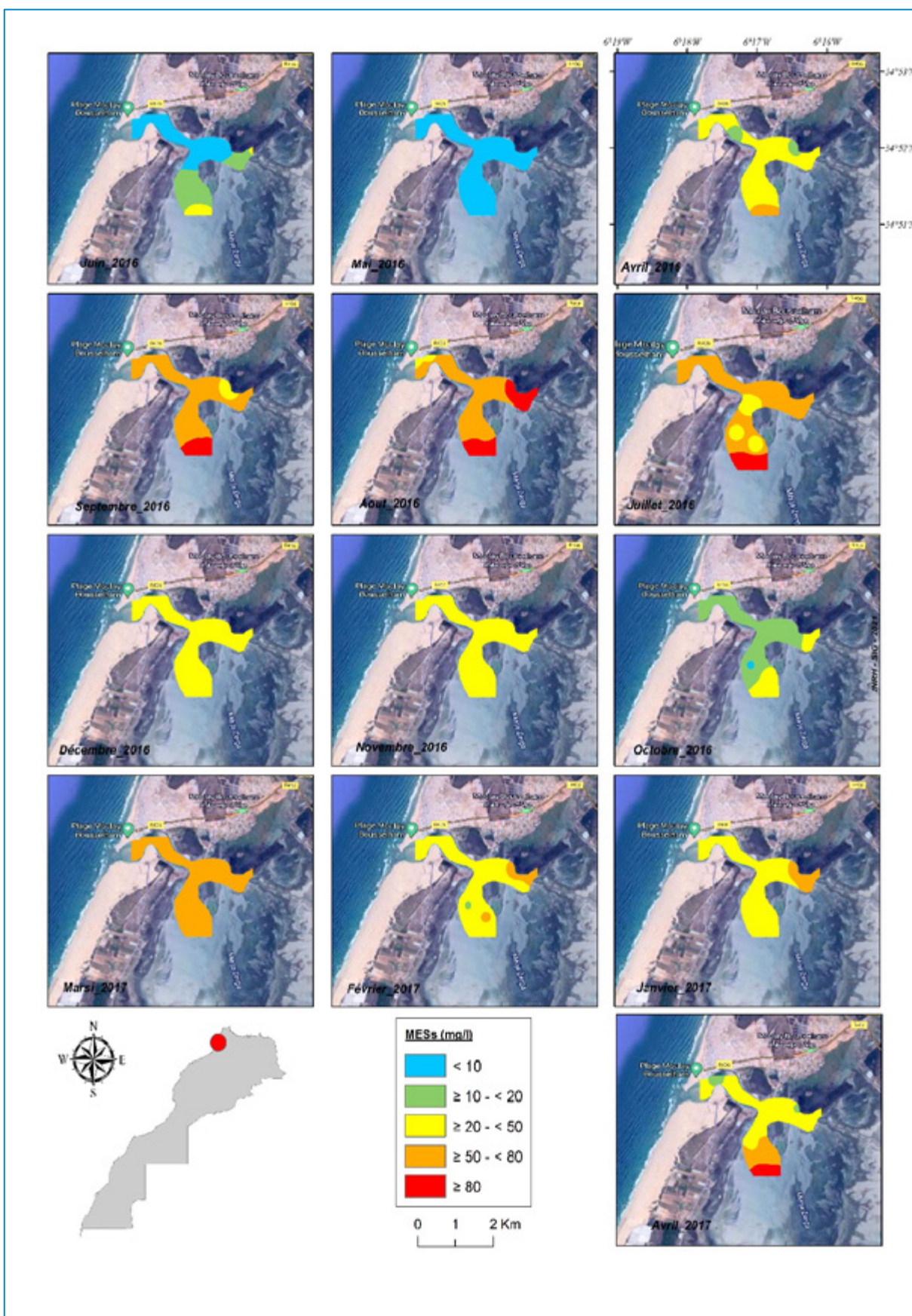


Figure 46 : Indicateur MES à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017

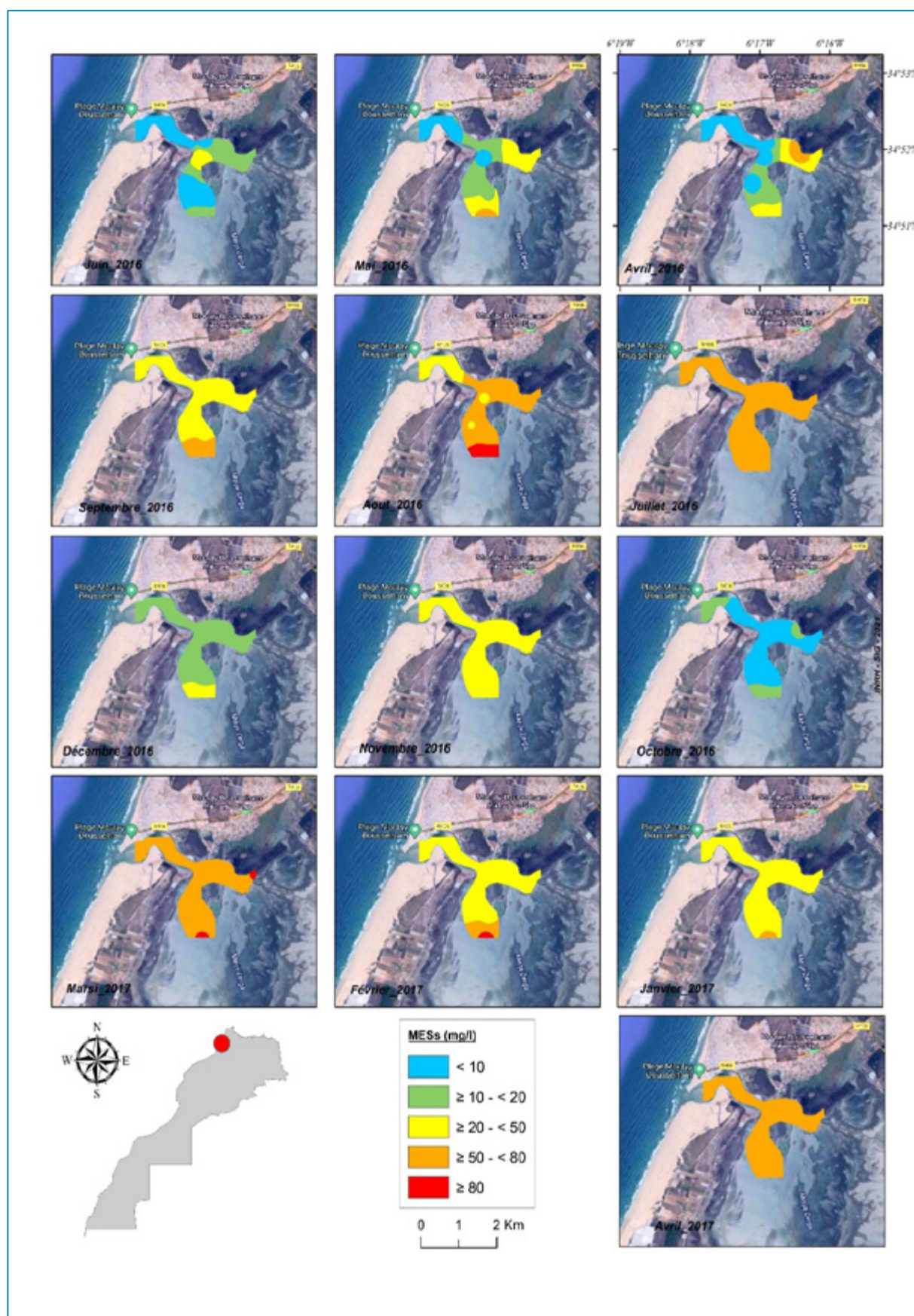


Figure 47 : Indicateur MES à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017

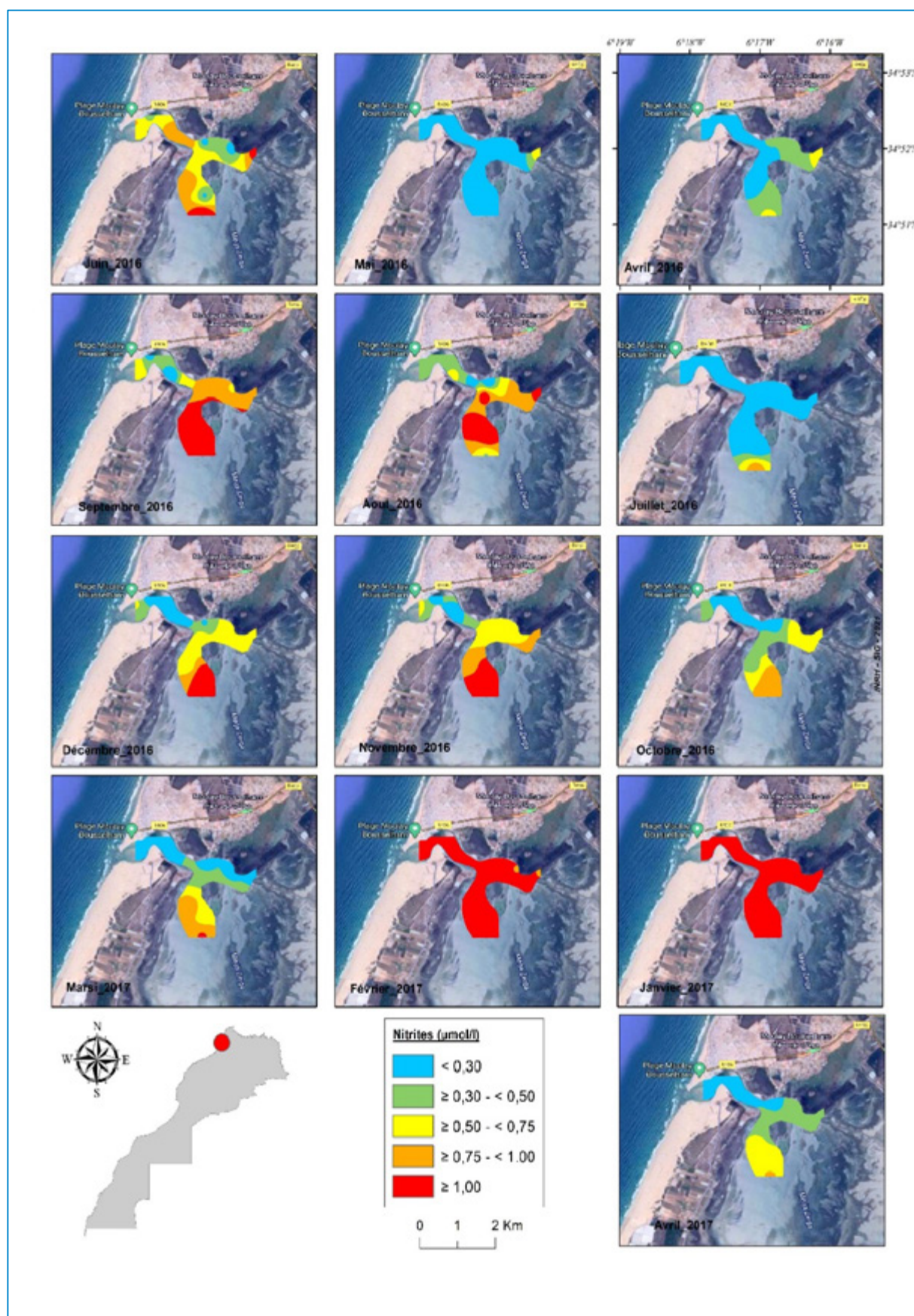


Figure 48 : Indicateur nitrites à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

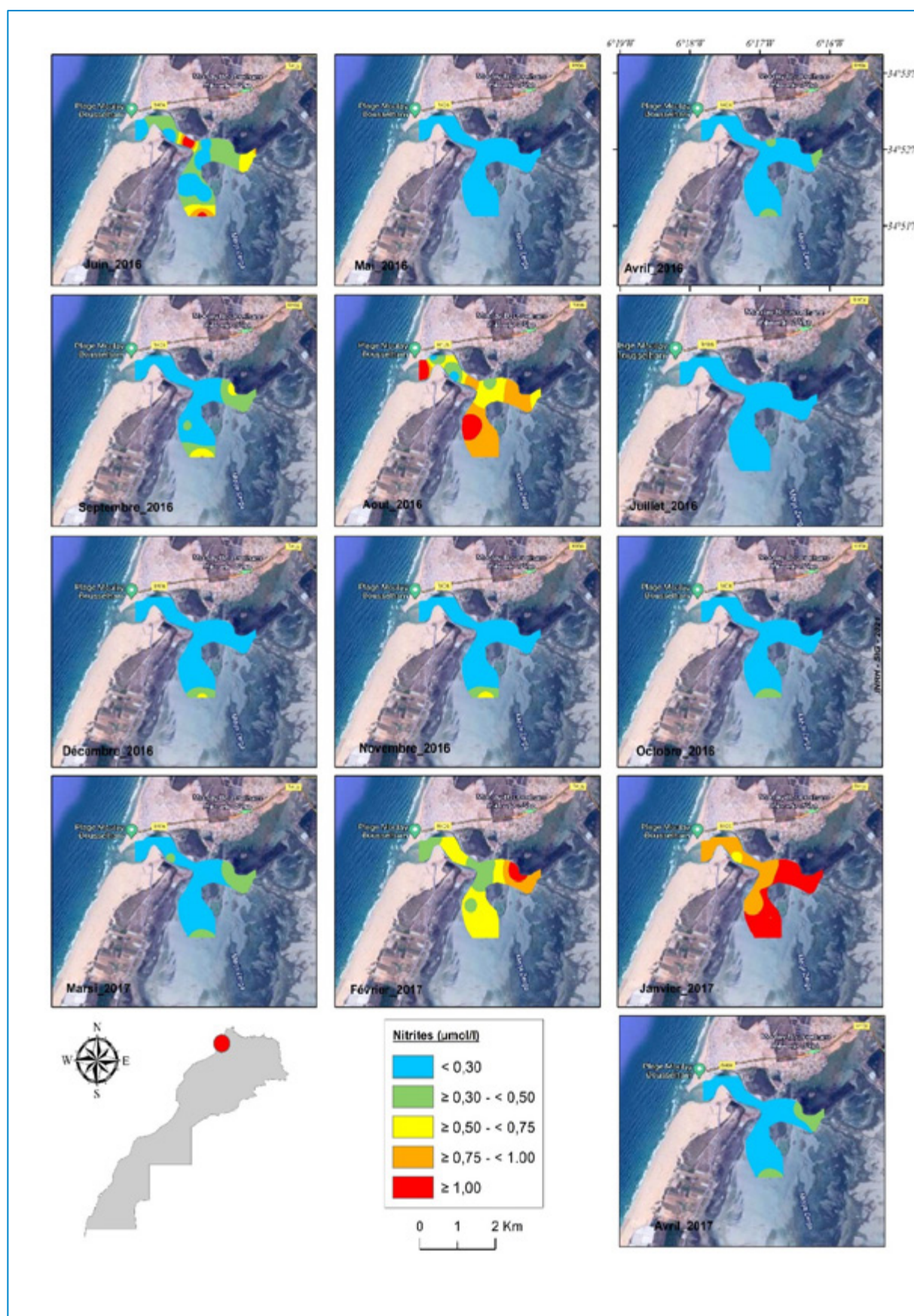


Figure 49 : Indicateur nitrites à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

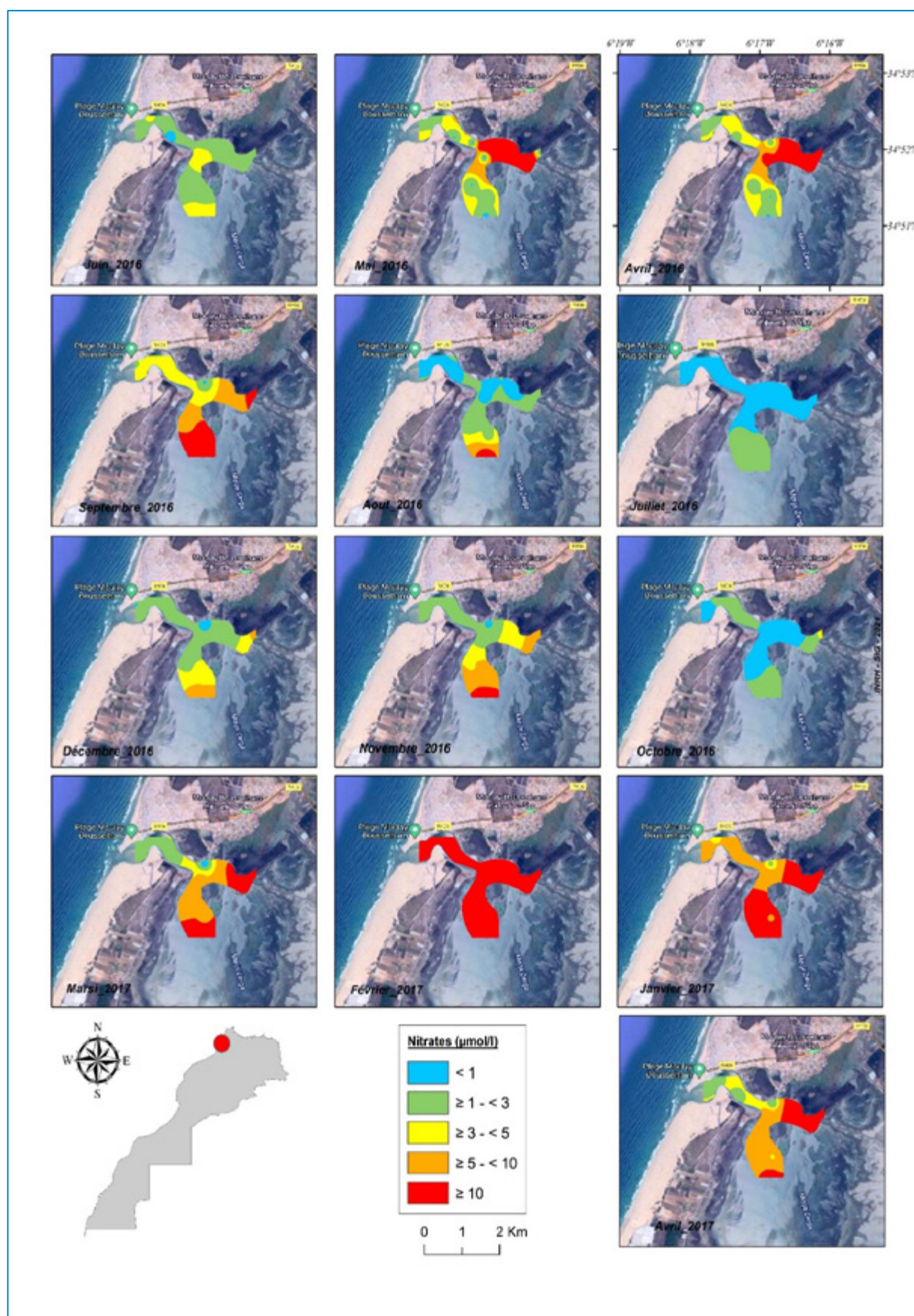


Figure 50 : Indicateur nitrates à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

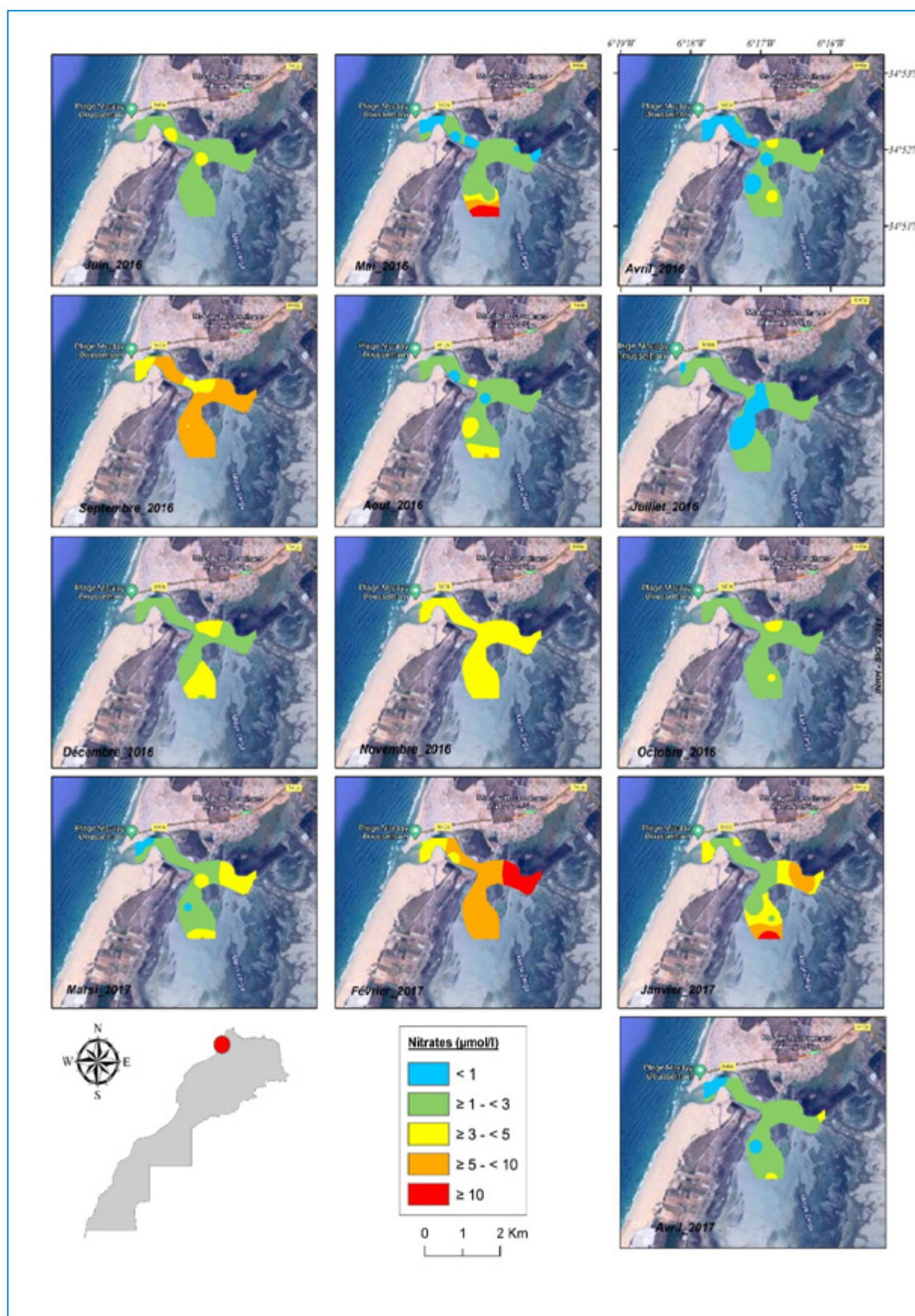


Figure 51 : Indicateur nitrates à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

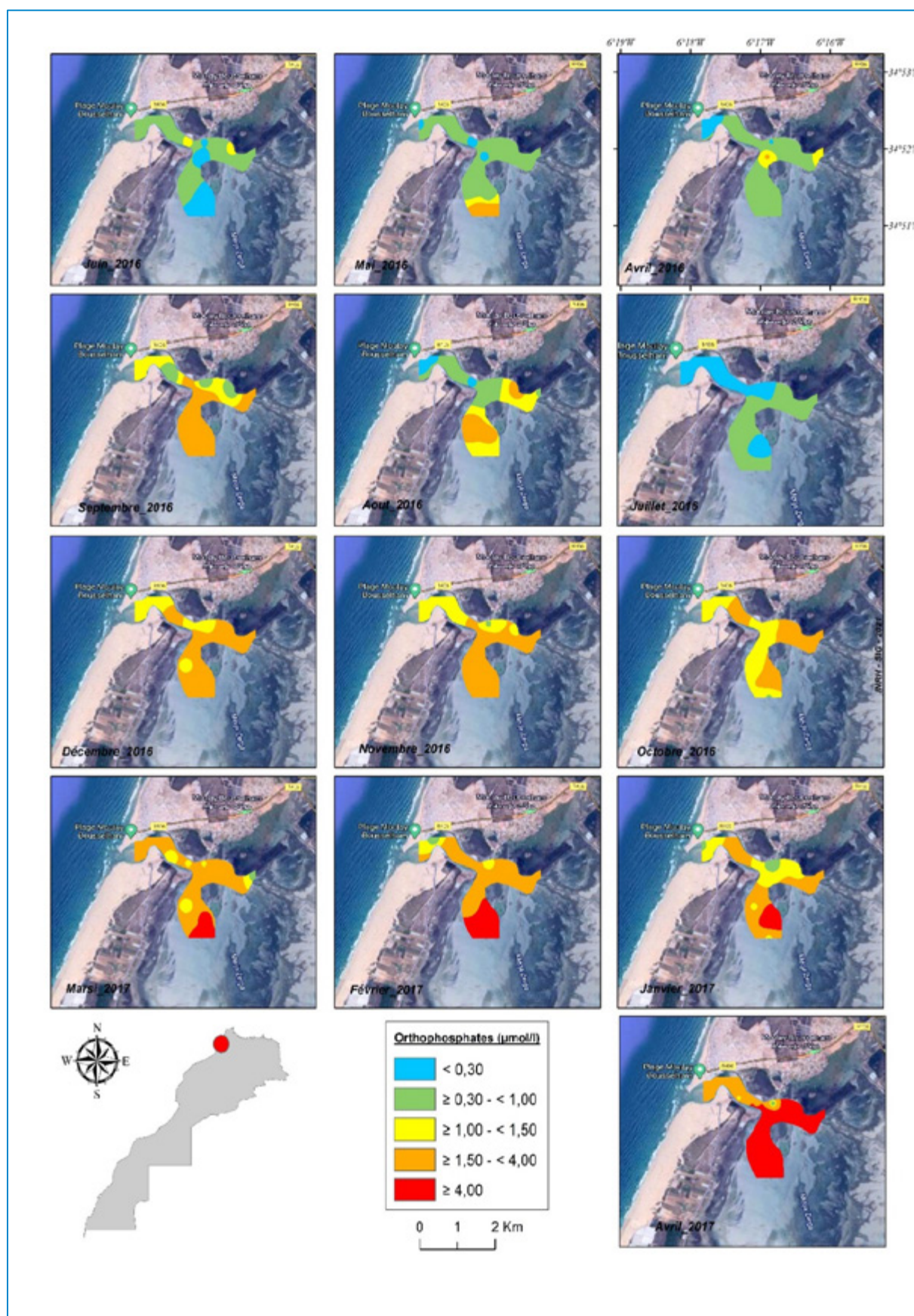


Figure 52 : Indicateur orthophosphates à marée basse au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

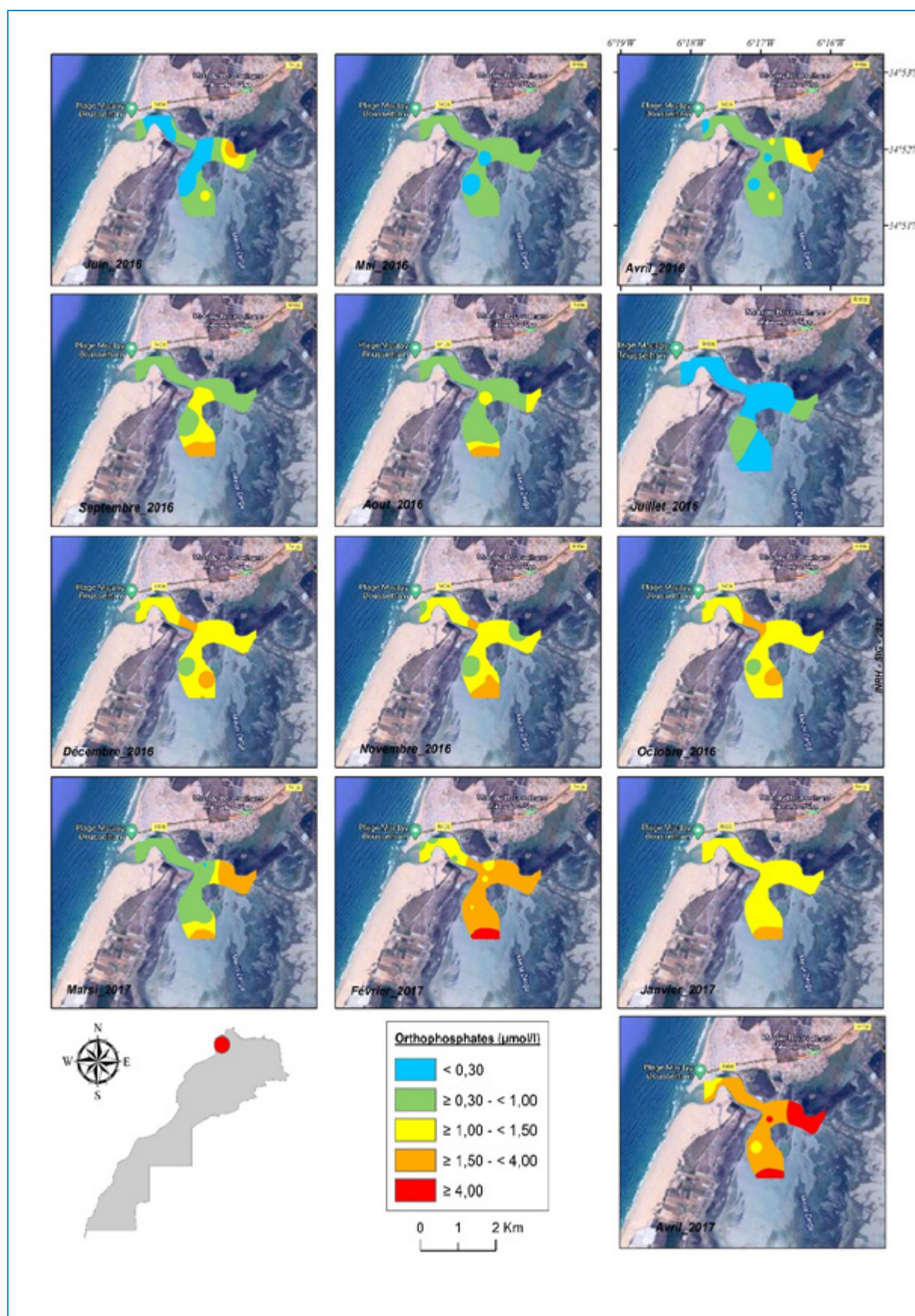


Figure 53 : Indicateur orthophosphates à marée haute au niveau de la Merja Zerga durant la période avril 2016-avril 2017.

3.4.2 Qualité environnementale du sédiment

3.4.2.1 Facteur d'enrichissement

Le facteur d'enrichissement (FE) est un outil permettant de déterminer si les concentrations des ETM obtenues dans les sédiments sont anthropiques ou naturelles (Nga et al., 2016). Dans la présente étude, les différents facteurs d'enrichissement des éléments traces métalliques dans les sédiments pour chaque station pendant les deux saisons (été et hiver) ont été calculés en utilisant le Fer comme élément de référence. Les concentrations en ETM dans la croûte continentale ont été choisies comme fond géochimique (Wedepohl, 1995). Les FE calculés par rapport aux concentrations des ETM en été sont représentés dans la figure 54 et ceux calculés par rapport aux concentrations en hiver sont représentés dans la figure 55. Les sédiments de la Merja Zerga ne sont pas enrichis en Hg puisque les FE dans les sédiments de la lagune pour les deux saisons sont inférieurs à 2 pour toutes les stations étudiées. Pour Cd, Pb, et Cu, les résultats varient d'un enrichissement faible à modéré, les valeurs les plus élevées étant enregistrées au niveau de la St11 en été et en hiver.

Pour le Cr, Ni et Zn, un enrichissement modéré à important est noté dans la quasi-totalité des sédiments de la Merja Zerga, avec des facteurs d'enrichissement de 8,70 en été et 9,78 en hiver pour le Cr dans la St11; 4,60 en été et 5,85 en hiver pour le Ni et 5,04 en été et 6,63 en hiver pour le Zn, les valeurs les plus élevées de FE sont observées dans les stations St10 et St11, situées en amont et proches du canal de Nador, l'un des principaux oueds qui évacuent les eaux de drainage agricole de la plaine du Gharb vers la lagune (Alaoui et al 2010), ainsi que les rejets urbaines et industriels des grandes metropoles continentales (Kenitra et Fes). En effet, l'étude menée par Lagliti et al (2019) met en évidence l'impact du canal de Nador sur la lagune et place ses eaux dans la classe mauvaise à très mauvaise. Ceci confirme le risque de contamination de la lagune malgré les efforts louables consentis dans la dépollution et le traitement des eaux de ce Canal.

3.4.2.2 Intégration des critères de qualité du sédiment,

La toxicité potentielle des sédiments de la Merja Zerga a été évaluée en comparant les teneurs des ETM (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn), mesurées aux valeurs guides sédimentaires : les seuils de concentration à effet de seuil (TEC) et de concentration à effet probable (PEC), des grilles de qualité du sédiment en été, réalisées pour chaque indicateur.

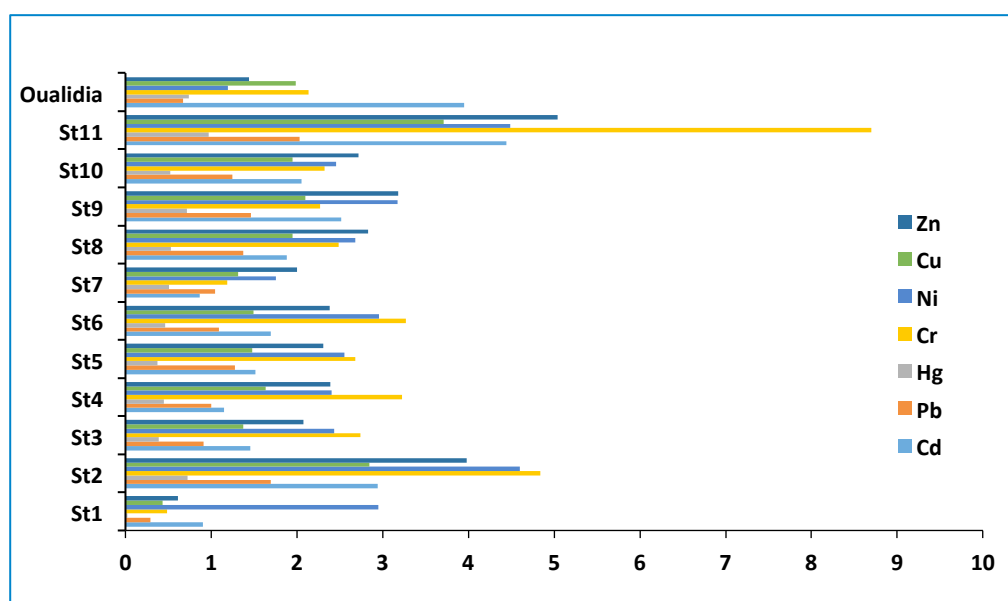


Figure 54 : Facteur d'enrichissement des éléments (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) dans les sédiments de la Merja Zerga (St1-St11) et la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant l'été 2016.

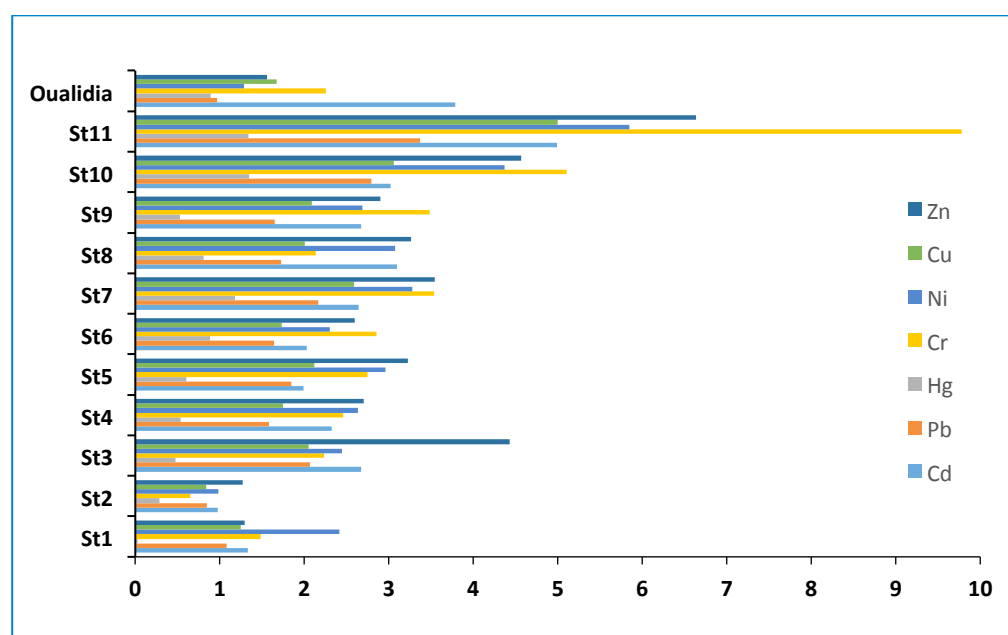


Figure 55 : Facteur d'enrichissement des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) dans les sédiments de la Merja Zerga et de la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant l'hiver 2017.

Pour les éléments Cd, Pb, Hg et Cu (figures 56, 57, 58 et 61) les concentrations environnementales mesurées (CEM) sont inférieures aux (TEC) aussi bien en hiver qu'en été. Ainsi, les sédiments de la Merja Zerga sont de « bonne qualité » pour ces indicateurs et le risque de toxicité par ces éléments métalliques est peu probable au niveau de l'ensemble de la lagune.

Pour le Zn, les concentrations (CEM) ne dépassent pas (TEC) sauf pour la St3 et la St11 pour lesquelles ces concentrations sont légèrement supérieures aux (TEC) (figure 62) mais toujours inférieures aux valeurs (PEC). Les sédiments de la lagune présentent une « qualité moyenne » et le seuil de toxicité est franchi pour cet indicateur.

En revanche, les deux éléments Cr et Ni dénotent des concentrations (CEM) qui sont généralement entre les valeurs (TEC) et (PEC), sauf pour les concentrations (CEM) du Ni dans la St1 et du Cr dans la St11, qui sont supérieures aux valeurs (PEC) (figure 59 et 60). Pour ces deux indicateurs, les sédiments de la lagune sont de « mauvaise qualité » avec un risque de toxicité probable.

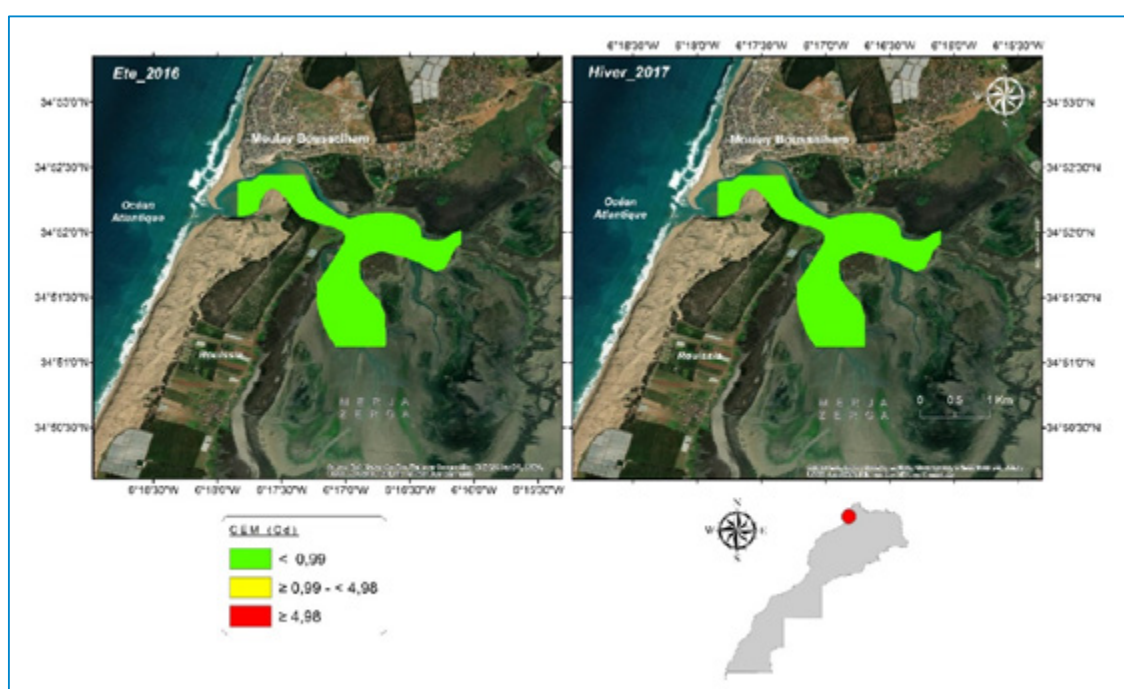


Figure 56 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cd) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et hiver 2017.

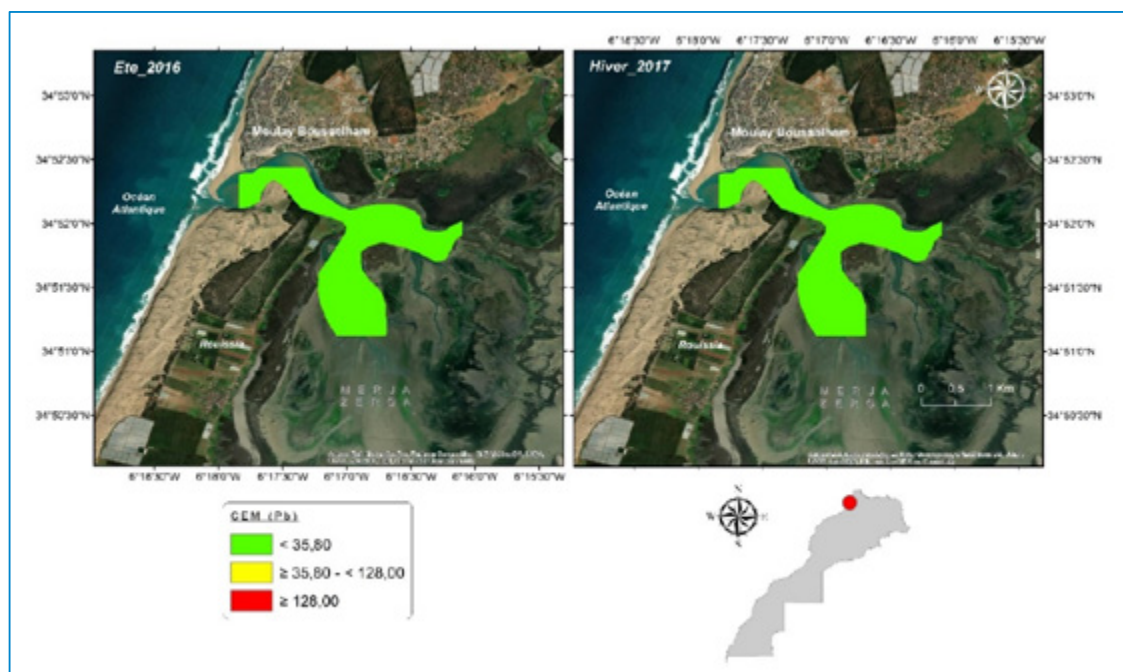


Figure 57 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Pb) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et hiver 2017.

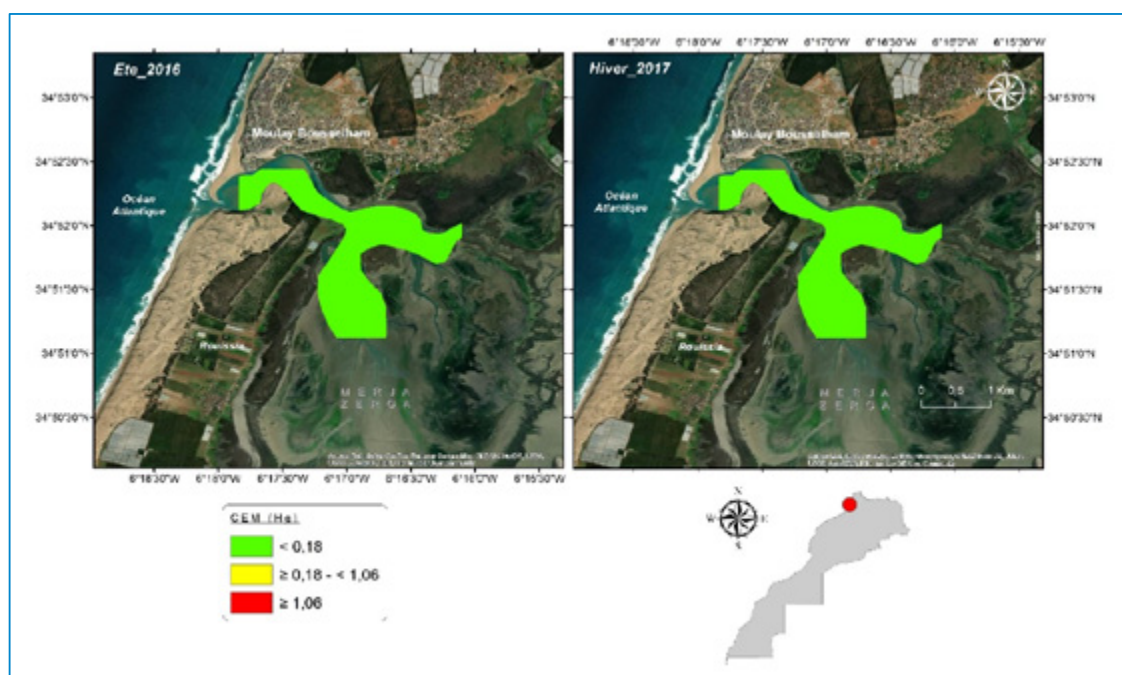


Figure 58 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Hg) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.

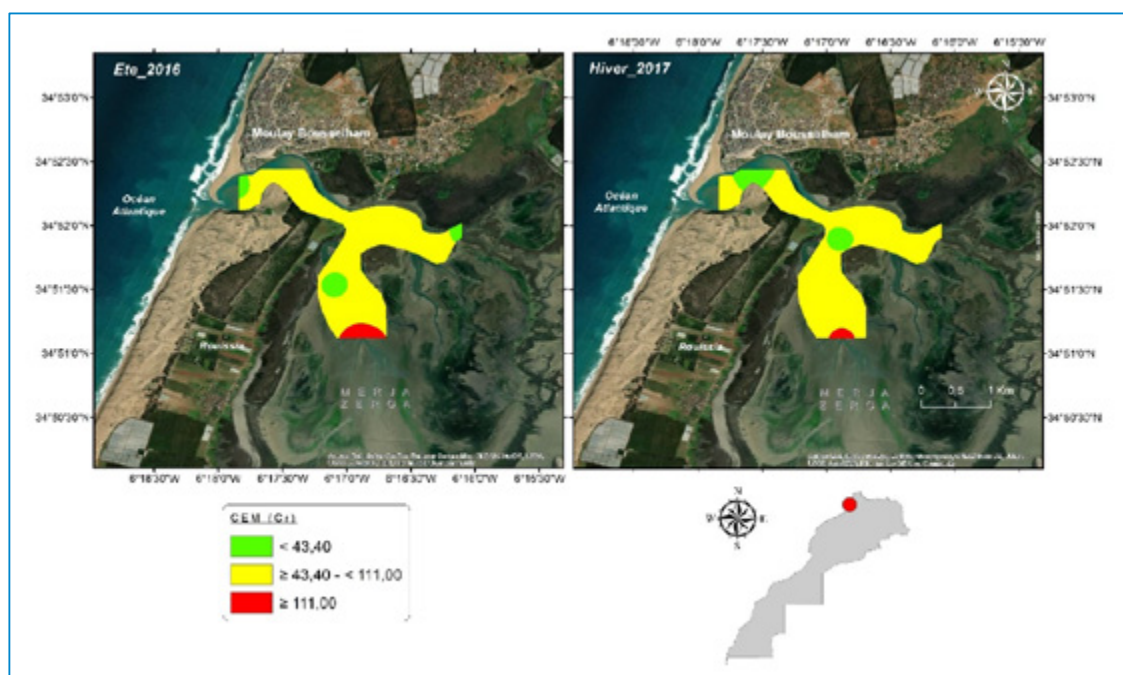


Figure 59 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cr) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.

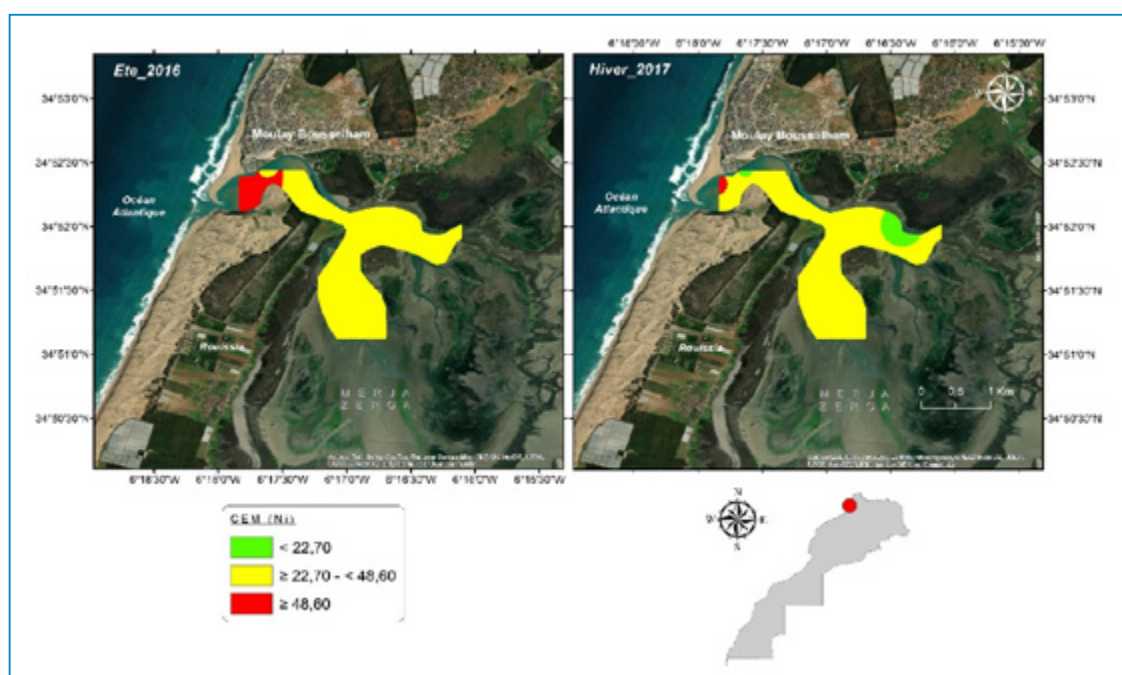


Figure 60 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Ni) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.

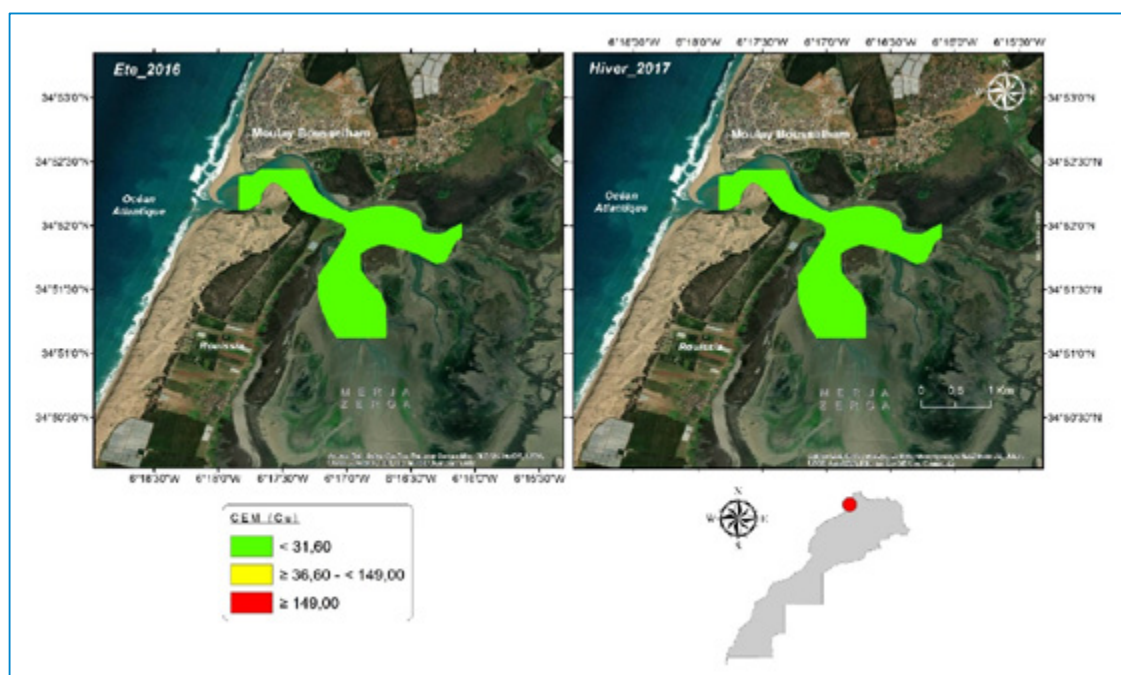


Figure 61 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Cu) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.

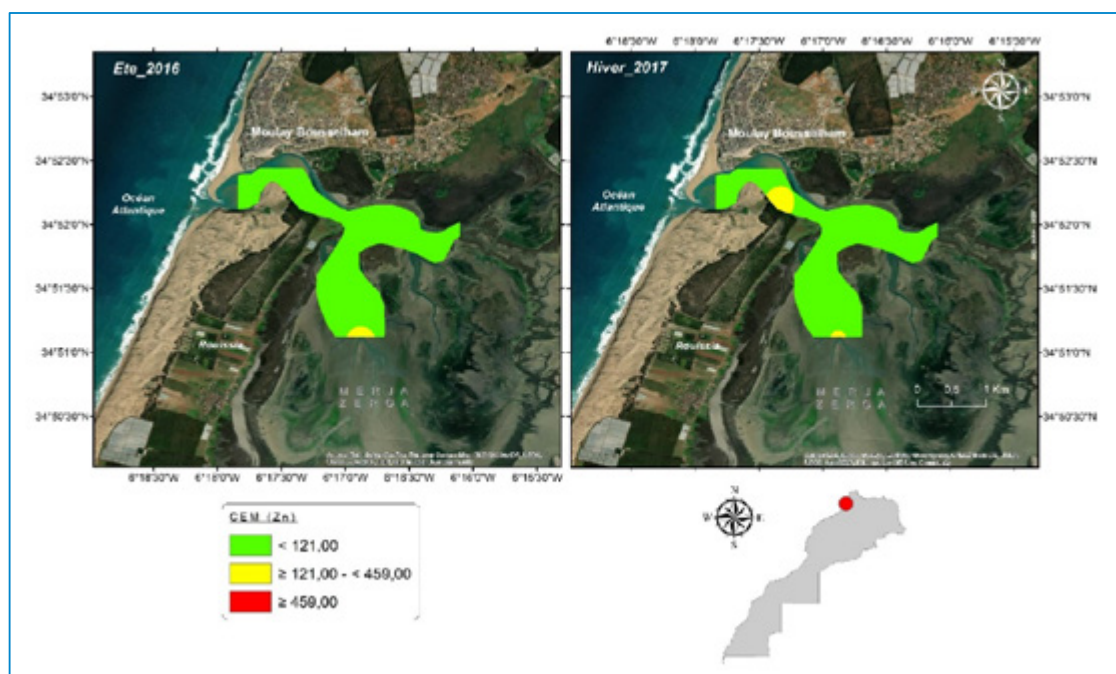


Figure 62 : Grille de qualité sédimentaire comparant les CEM(Zn) aux valeurs (TEC) et (PEC) en été 2016 et en hiver 2017.

4- Discussion et conclusion

Les paramètres hydrologiques permettent de dresser les grandes tendances concernant l'eutrophisation des milieux lagunaires (Souchu et al., 2001). Les facteurs température, pH, oxygène dissous, matière en suspension ainsi que les nitrites, nitrates et orthophosphates permettent de juger l'aptitude des masses d'eau à assurer la fonction biologique (accueil d'espèces, équilibre biologique, biodiversité) (Souchu et al., 2001).

L'étude réalisée au niveau de la Merja Zerga, durant le cycle annuel avril-2016 avril-2017 a permis de définir les principales caractéristiques de la lagune ainsi que les grands traits de son fonctionnement hydrologique. La température est significativement liée à la saisonnalité, la variation spatiale au niveau de la lagune n'est pas significative, alors que, la salinité est nettement influencée par les eaux marines durant les marées hautes, un gradient décroissant de l'aval vers l'amont en direction de l'oued Drader et Canal de Nador, ce gradient est très prononcé à marée basse. En amont de la lagune, les marées basses accusent une baisse très nette des valeurs durant la saison humide particulièrement durant la période des crues hivernales qui apportent de grandes masses d'eaux douces pour envahir la majorité de la lagune et s'opposent à l'avancée des marées vers la zone en amont. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Labardi et al (2005) qui ont constaté que la variabilité inter-station du paramètre température au niveau de la Merja Zerga est faible, alors que la salinité présente une variation significative.

Globalement, les valeurs du pH ne montrent pas de fortes fluctuations entre les deux marées. Cependant, les résultats montrent une variation très hautement significative entre les mois et entre les stations. Selon les travaux antérieurs, Lamrini *et al* (2007) ont noté des valeurs du pH proches de la neutralité dans la partie aval et centrale de la Merja Zerga et légèrement alcalines près du canal de Nador (amont de la lagune). Lagliti *et al* (2019) ont également signalé des valeurs proches de la neutralité au voisinage du Canal de Nador, avec des variations allant de 6 à 8,44 comme valeur maximale enregistrée en hiver. À Oued Drader, les valeurs de pH montrent une légère variation et oscillent entre 6,6 et 7,50 comme valeur maximale notée en hiver.

En ce qui concerne l'oxygène dissous, les valeurs sont faibles durant les deux périodes avril- juin 2016 et février-avril 2017, En effet, durant les campagnes d'échantillonnage effectuées en février et mars, on a remarqué un envahissement remarquable de l'algue verte *Enteromorpha intestinalis* sur une grande partie de la surface de la lagune, ce qui pourrait être à l'origine d'une diminution importante des teneurs en oxygène dissous durant cette période.

En revanche, les eaux de la lagune sont mieux oxygénées (~7,5 mg/l) pour le reste de l'année.

Mekaoui et al (2018) ont affirmé la bonne oxygénation des eaux de la lagune de Oualidia , avec les fortes valeurs relevées pendant les marées hautes et que des teneurs de l'ordre de 5 ml/l ont été notées à marée basse. Dans la baie de Dakhla des concentrations en oxygène dissous entre 7,23 mg/l et 10,83 mg/l ont été relevées (Anhichem et al., 2017).

Pour la MES, les fortes valeurs pourraient être expliquées par le drainage de la matière en suspension par le canal de Nador et par Oued Drader, particulièrement durant la période pluvieuse. En effet, les résultats statistiques montrent une variation très hautement significative entre les mois à marée basse et à marée haute, cependant, cette variation n'est significative entre les stations qu'à marée basse. Des teneurs similaires ont été notées par Labardi et al (2005) en précisant que dans la Merja Zerga, les concentrations oscillent entre 15 mg l⁻¹ à marée haute et 35 mg l⁻¹ à marée basse. Lagliti et al (2019) ont consigné des concentrations élevées pendant la saison froide avec 700 mg / l à Oued Drader et 440 mg / l près du Canal de Nador. Les faibles teneurs des matières en suspension ont été relevées en été avec 186 mg / l près du Canal de Nador et 184 mg / l à Oued Drader. Concernant les nitrites, les plus fortes concentrations sont enregistrées en novembre et en février à marée basse, avec une variation très hautement significative entre les mois. Un gradient décroissant est observé de l'amont vers l'aval ce qui prouve que ces composantes chimiques proviennent essentiellement du canal de Nador et d'Oued Drader qui ramène les eaux provenant du drainage des champs agricoles de la zone du Rharb.

Les mêmes variations avec le même gradient de l'aval vers l'amont ont été soulevées pour les nitrates ce qui peut confirmer la provenance de ces deux éléments.

Les plus fortes concentrations notées pour les orthophosphates à marée basse en amont de la lagune, viennent confirmer l'apport des éléments nutritifs par Oued Drader et Canal Nador. De même, les activités agricoles, assez développées dans la plaine du Gharb peuvent engendrer une pollution des eaux souterraines (Anonyme, 2020). En effet, Benbrahim et al (2015) ont mentionné des teneurs en nitrates allant jusqu'à 6,70 mg/l et pour les nitrites allant jusqu'à 0,35 mg/l dans la lagune de Oualidia, les valeurs sont plus élevées en amont suite à l'enrichissement d'origine anthropique. Néanmoins, Mekaoui et al (2018) ont enregistré des taux d'orthophosphes dans la lagune de Oualidia plus élevés à marée haute qu'à marée basse dénotant un apport océanique de cet élément vers la lagune.

Les résultats de l'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur les paramètres hydrologiques de la Merja Zerga à marée basse et marée haute ont montré que la variabilité inter-station est très forte dans la partie amont,

moyen dans la partie centrale puis faible dans la partie aval. Cette variabilité est attribuée particulièrement à la salinité et aux sels nutritifs qui montrent une variation spatiale significative.

L'évaluation de la qualité des masses d'eau de la Merja Zerga, en se basant sur des grilles mises en œuvre par la Directive Cadre Européenne sur l'Eau DCE -Directive 2000/60/CE et par l'Agence de l'eau (2005), montre une bonne qualité des masses d'eau, essentiellement la partie aval et central, durant les marées hautes qui font repousser les masses d'eaux de mauvaise qualité vers l'amont alors qu'à marée basse, la zone en amont étale davantage les masses d'eau ramenées du canal de Nador et montre des qualités plutôt médiocres à mauvaises. La partie aval montre des qualités très bonnes à bonnes aussi bien durant les marées basses que pendant les marées hautes. La partie centrale, avec des masses d'eaux intermédiaires entre l'aval et l'amont montre des qualités moyennes à médiocres particulièrement à marées basses.

L'étude granulométrique des sédiments de la Merja Zerga montre un gradient de sables fins décroissant de l'aval vers l'amont et celui des lutites décroissant de l'amont vers l'aval. L'apport du sable fin est attribué à l'apport océanique durant les marées hautes ; alors que les argiles sont essentiellement issues des apports des eaux du canal de Nador et de Oued Drader. Les études antérieures réalisées dans la Merja Zerga, ont montré que les teneurs en fractions fines sont de l'ordre de 75 à 80% dans la partie amont de la lagune (Labardi 2006), et des teneurs de l'ordre de 70% en fractions fines ont été signalées par Alaoui et al (2010). Ces valeurs restent faibles par rapport aux teneurs que nous avons enregistrées durant cette étude, ce qui pourrait être lié à une modification du fonctionnement hydrodynamique de la lagune à cause des apports importants en sédiments fins au cours des dix dernières années, à la suite des crues hivernales importantes par le Canal de Nador et Oued Drader.

Globalement, les teneurs en matière organique dans la lagune suivent la distribution des lutites. Les études antérieures sur la lagune ont enregistré des concentrations similaires à nos résultats avec des valeurs de 6 à 7% dans la partie amont (Labardi, 2006).

Les teneurs en Cd, Hg, Cr, Cu sont plus importants en amont de la lagune à proximité de Canal Nador, pendant les deux saisons (été et hiver). L'exception soulignée pour le Ni avec des valeurs importantes en aval de la lagune, pourrait être liée à un apport de cet élément dans les eaux marines. En effet, des résultats similaires ont été observés dans les eaux de la frange côtière de la Méditerranée orientale du Maroc, suggérant ainsi un transfert de micropolluants par les courants marins (Benedicto et al., 2011). Cependant les résultats enregistrés dans l'ensemble de la lagune pour les teneurs métalliques restent inférieurs à ceux mentionnés par Alaoui et al (2010) et Maanan et al (2013). Il est à noter

que des efforts considérables ont été consentis au cours de la dernière décennie en termes de dépollution et de traitement des eaux usées dans les grandes agglomérations (Kénitra, Fès) qui ont rejeté des eaux usées dans les eaux de la rivière Sebou, dont une partie non négligeable se termine dans la lagune via le canal de Nador. Ces résultats peuvent être mis en relation avec ceux publiés en 2015 par El Qoraychy sur le canal de Nador et la Merja Zerga (El Qoraychy et al., 2015) et les résultats mis en avant par Ben Yahkoub et al (2019) sur le canal de Nador et la région du Gharb (Ben Yahkoub et al., 2019). Notons également la baisse d'activité dans les rizières à proximité de la lagune depuis 2009. Cette activité agricole a eu un impact important sur la qualité des sols et des sédiments de la lagune (Maanan et al., 2013).

Les différents facteurs d'enrichissement calculés ont permis d'établir un ordre décroissant de contamination des trois zones identifiées, allant de l'élément le plus contaminant vers le moins contaminant, ainsi en aval de la lagune l'ordre est de Cr>Ni>Zn>Cd>Cu>Pb>Hg en été et Zn>Cd>Ni>Cr>Pb>Cu>Hg en hiver, au centre de la lagune l'ordre est de Cr>Ni>Zn>Cd>Cu>Pb>Hg en été et Zn>Ni>Cr>Cu>Cd>Pb>Hg en hiver et en amont de la lagune l'ordre est de Cr>Zn>Ni>Cd>Cu>Pb>Hg en été et Cr>Zn>Ni>Cu>Cd>Pb>Hg en hiver. Pour l'ensemble de la lagune Hg, Pb sont les éléments qui représentent le plus faible facteur d'enrichissement pour les deux saisons, En revanche, une différence a été notée pour l'élément le plus polluant. En aval et au centre de la lagune les sédiments sont plus enrichis par le Cr en été, cependant, en hiver le Zn se montre plus polluant. En amont de la lagune l'enrichissement des sédiments par le Cr est constaté pendant les deux saisons. Les travaux réalisés dans la région du Gharb, Canal Nador et la Merja Zerga sur l'accumulation des éléments traces métalliques montrent que le Cr est parmi les éléments les plus accumulés par les espèces biologiques étudiées (Wariaghli et al., 2013 ; El Qoraychy et al., 2015 ; Ben Yahkoub et al., 2019). Ainsi, le chrome demeure l'élément qui contamine le plus les sédiments de la Merja Zerga.

Les concentrations environnementales mesurées (CEM) pour Cd, Pb, Hg et Cu, dans le sédiment de la Merja Zerga, sont inférieures aux (TEC) aussi bien en hiver qu'en été. Ainsi, les sédiments de la Merja Zerga sont de « bonne qualité » pour ces indicateurs et le risque de toxicité par ces éléments métalliques est peu probable au niveau de l'ensemble de la lagune.

Pour le Zn, les sédiments de la lagune présentent une « qualité moyenne » et le seuil de toxicité est franchi pour cet indicateur. En revanche, pour les deux éléments Ni et Cr les sédiments de la lagune sont de « mauvaise qualité » avec un risque de toxicité probable.

Ces résultats corroborent ceux mis en évidence par Fouad et al (2019). Ces auteurs ont noté que la lagune de la Merja Zerga est en état de perturbation et ses populations floristiques et faunistiques ne sont pas bien équilibrées.

Concernant la lagune de Oualidia, globalement les paramètres physico-chimiques des masses d'eau de la lagune, mesurées au niveau du parc ostréicole (Parc 1), sont similaires à ceux enregistrés dans les parties avale et centrale de la Merja Zerga, les concentrations en éléments nutritifs sont plutôt proches de celles enregistrées dans la zone amont de la Merja Zerga. Pour les teneurs métalliques dans les sédiments, les valeurs enregistrées pour les deux éléments Cd et Hg au niveau de la lagune de Oualidia (parc 1) sont plus élevées que celles enregistrées dans les sites de la Merja Zerga, alors que les plus fortes teneurs en Ni sont relevées dans la partie aval de la Merja Zerga.

Les sédiments de la lagune de Oualidia (Parc 1) présentent un enrichissement décroissant de l'élément le plus contaminant vers l'élément le moins contaminant de l'ordre de :

Cd>Cr>Cu>Zn>Ni>Hg>Pb en été et Cd>Cr>Cu>Zn>Ni>Pb>Hg en hiver. Comme on peut le constater le Cd est l'élément le plus contaminant des sédiments de la lagune de Oualidia (Parc 1) pendant les deux saisons. Cet enrichissement est probablement lié aux courants ascendants (upwelling) qui caractérisent la zone (Makaoui et al., 2005) et aux rejets industriels et apports agricoles dans cette zone. En effet, les rejets du traitement des phosphates au niveau de cette zone se chiffrent en millions de m³ par an (Chafik, 2014).

Chapitre III :

**Effet des facteurs
environnementaux
sur la qualité de la
palourde (*R. decussatus*)**

1- Introduction

La contamination métallique dans les corps aquatiques, dues aux activités humaines, a été enregistrée depuis l'Antiquité (Cossa et al., 1990 ; Cossa et al., 1993). Cette contamination, engendrée spécialement par les activités humaines (industrie, agriculture, eaux usées...), peut entraîner des problèmes de salubrité des organismes aquatiques et poser également un risque pour la santé des consommateurs. Les études sur la pollution par ces éléments métalliques, en particulier dans les zones côtières, ont augmenté au cours des dernières décennies à l'échelle mondiale. La mobilité, la biodisponibilité et la toxicité ultérieure des ETM ont constitué un domaine de recherche majeur (Ghabbour et al., 2006).

Le type de coquillages utilisé pour l'évaluation de la qualité du milieu est de grande importance. Les bivalves filtreurs tels que (moules, huîtres, coques, palourdes...) sont impliqués dans la surveillance de certains contaminants et produisent une bonne information sur les niveaux de la contamination littorale et de l'évolution de ces niveaux. Ces organismes sont reconnus par leurs propriétés de bio-accumulation (surtout les polluants chimiques) (Bat et al., 1999 ; Abdenmour et al., 2000 ; Topcuoglu et al., 2002 ; Rainbow et al., 2004 ; Wang et al., 2005).

Il est désormais reconnu que les coquillages fouisseurs se contaminent plus facilement que les coquillages non fouisseurs, de par leur comportement trophique (immersion dans les sédiments) et leur physiologie (tube digestif plus long impliquant un temps de rétention des contaminants plus élevé) (Payen, 2007).

En tant que bivalve fouisseur, la palourde *Ruditapes decussatus* est réputée être un bon indicateur de pollution en raison de son mode de vie sédentaire, de sa large distribution, de son espérance de vie relativement grande et de sa capacité d'accumulation des substances toxiques dans son tissu, tels que des éléments traces métalliques (Hussein Mohammad et al., 2014 ; El Khodary et al., 2018 ; Anhichem et al., 2021b). Une accumulation qui reste, d'après de nombreuses études, conditionner par plusieurs facteurs, internes et externes, susceptibles d'induire des variations sur les niveaux de bioaccumulation : facteurs morphologique de l'organismes, ainsi que les facteurs environnementaux et zootechniques du milieu (Morel, 1983 ; Besser et al., 2005 ; Luoma & Rainbow., 2005 ; Sanjay & Jaswant., 2011 ; Zubrod et al., 2015).

Cependant, peu de travaux ont été réalisés sur l'impact de ces facteurs (morphologiques et environnementales) sur l'accumulation des contaminants métalliques chez la palourde *R. decussatus* dans les écosystèmes lagunaires au Maroc.

L'objectif de cette partie de l'étude est de contribuer d'une part à l'évaluation des niveaux de contamination chimique des mollusques bivalves, surveillés par l'INRH au niveau des zones de production conchylicole et qui touche essentiellement Cd, Pb et Hg, et l'élargissement de cette surveillance à d'autres paramètres tels que Cr, Ni, Cu et Zn.

D'autre part, l'étude des différents facteurs qui peuvent avoir une influence sur l'accumulation de ces éléments métallique chez la palourde *R. decussatus* dans les deux milieux lagunaires Merja Zerga et Oualidia.

Ce chapitre s'attardera plus sur les paramètres biométriques et l'accumulation métallique chez la palourde *R. decussatus*. Les résultats des paramètres physicochimiques des masses d'eau et géochimiques des sédiments vont être exploités pour mieux comprendre la dynamique de la contamination chimique des deux hydrosystèmes.

2- Matériel et Méthodes

2.1 Prélèvement des échantillons de palourde

2.1.1 Merja Zerga

Les prélèvements des palourdes ont été effectués mensuellement dans trois sites de la Merja Zerga. La période d'échantillonnage est effectuée à marée basse et couvre un cycle annuel entier, depuis avril 2016 jusqu'à avril 2017. Soit un total de 13 mois d'échantillonnage.

Les trois sites de la Merja Zerga ont été choisis dans chacune des trois zones de la lagune (Figure 63) : La station St 3, connue localement sous le nom de Sfiha, occupe le grand chenal de la partie aval. Le deuxième site (St 5), connu localement sous le nom de Rjila, est positionné dans la partie centrale et subit momentanément l'influence des crues d'Oued Drader. Le troisième site (S10) appelé localement Laâcha, est situé dans la limite de la partie centrale de la lagune et proche de la partie amont très influencée par les rejets du canal de Nador. Le choix de ces trois sites coquilliers, retenus pour l'échantillonnage, est justifié par la disponibilité du matériel biologique et aussi par leur position géographique montrant trois influences bien distinctes sur les sites : courant des marées très fort en aval (Sfiha), de l'impact des apports d'Oued Drader (Rjila) ou encore du Canal de Nador (Laâcha).

2.1.2 Lagune de Oualidia (Parc 1)

La lagune de Oualidia a fait l'objet d'un échantillonnage mensuel de la palourde dans un seul gisement coquillier naturel englobant le parc ostréicole (Parc 1) (figure 64). La collecte des coquilles est réalisée depuis août 2016 jusqu'avril 2017.

2.2 Etude de la croissance

2.2.1 Paramètres biométriques

L'étude de la biométrie et plus particulièrement l'étude des relations tailles-poids est étudiée pour atteindre divers objectifs, par exemple, comparer des populations mono-spécifiques vivant dans des conditions de milieu différentes, et permettant ainsi de traduire une allométrie ou une isométrie de croissance. De telles relations permettront ainsi de mesurer l'évolution morphologique des individus de palourdes au cours de leur croissance.

Dans la présente étude, pour le suivi des paramètres biométriques, chaque mois, trente individus ont été prélevés par station pour établir la relation liant la longueur, la hauteur, l'épaisseur, le poids total et le poids frais.



Figure 63 : Stations d'échantillonnage de la palourde au niveau de la Merja Zerga



Figure 64 : Station d'échantillonnage de la palourde au niveau de la lagune Oualidia (Parc1).

Les mesures conjointes de la longueur, la hauteur, l'épaisseur, poids total et poids frais ont été prises sur 1440 individus de palourdes qui sont distribués entre quatre sites, à savoir : Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia.

- Taille des coquilles : Longueur, hauteur et épaisseur pour chaque niveau, mesures prises à l'aide d'un pied à coulisse au 1/100 mm (figure 65) ;
- Le poids total individuel, relevé à l'aide d'une balance électronique à 0,0001g.
- Le poids individuel frais de la chair, relevé à l'aide d'une balance électronique à 0,0001g.

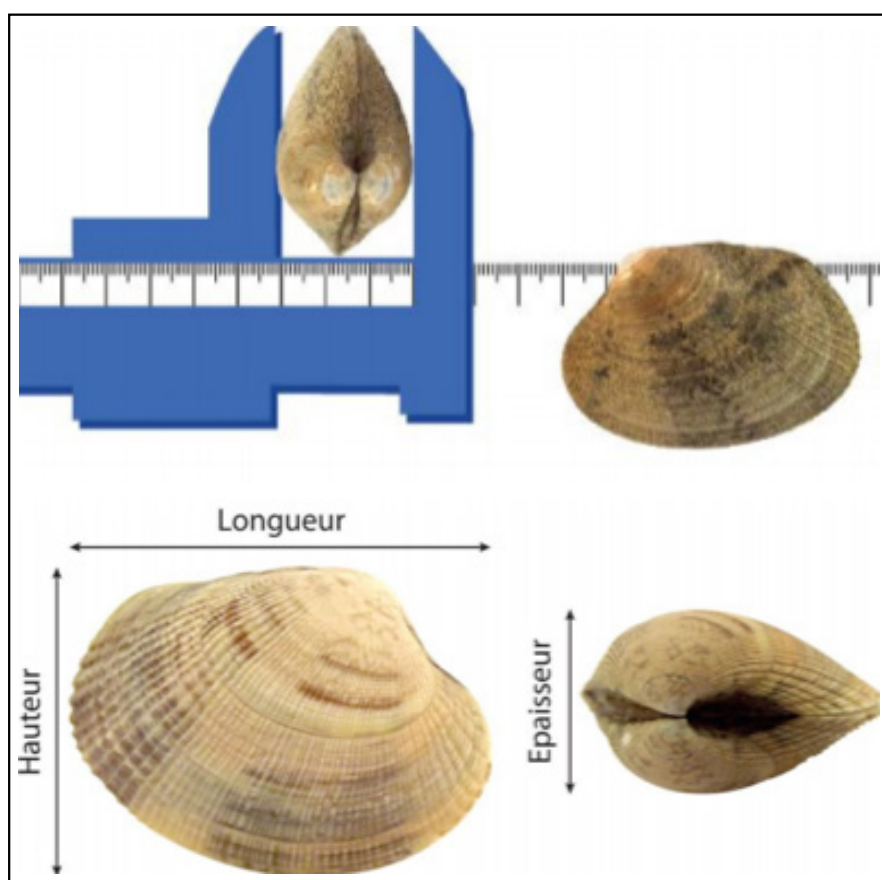


Figure 65 : Les trois tailles de la coquille de la palourde mesurées à l'aide d'un pied à coulisse

2.2.2 Indice de condition

Les individus prélevés dans chaque station ont servi également pour le calcul de l'indice de condition. Le poids sec individuel de la chair est prélevé après lyophilisation, et le poids sec individuel de la coquille est prélevé après séchage à 60°C à l'étuve pendant 48 heures.

Indice de condition utilisé est celui de (Walne & Mann, 1975) défini selon la formule suivante :

$$IC = (Pds \text{ sec de la chair} / Pds \text{ sec de la coquille}) \times 1000$$

2.3 Éléments traces métalliques

La chair des trente individus prélevés pour le suivi des paramètres biométriques est ensuite lyophilisée, puis la chair des individus est broyée et stockée dans des flacons décontaminés jusqu'à l'analyse.

0,25 g de la chair lyophilisée a été minéralisée dans un four à micro-ondes en utilisant un mélange de 6ml d'acide nitrique HNO₃ (65%) et 2ml d'eau désionisée dans des flacons en téflon. Les minéralisas obtenus sont récupérés dans des tubes coniques et le volume final est complété à 50 ml par de l'eau désionisée (NM EN 13805 ; NM EN 13804). L'analyse du Cd, Pb, Cr, Ni, Cu et Zn a été effectuée par un ICP-MS (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometer - Thermo iCAP Q Series) (NM EN 15763).

Pour la détermination de la teneur en mercure total (Hg) dans les organismes, les échantillons lyophilisés sont analysés directement dans un analyseur direct de mercure DMA-80 de marque (Milestone) (EPA, 2007). (Voir principe des deux méthodes dans le chapitre 2).

Pour le contrôle de la qualité et la validation des résultats, un blanc et un matériau de référence certifié (CRM) (Nist-2976) ont été utilisés avec chaque série d'analyses. Pour la précision des résultats, les échantillons ont été analysés en triple. La moyenne et l'écart type des trois mesures sont rapportés comme le résultat final. Les résultats sont calculés en **mg kg⁻¹ de masse sèche** puis ils sont convertis en **mg kg⁻¹ de masse fraîche** en utilisant le facteur de conversion (FC) calculé (annexe 4).

2.3.1 Calculs et expression des résultats :

- Dans le cas de l'analyse de l'analyse du (Cd, Pb, Cr, Ni, Cu et Zn) par ICP-MS :

Avant chaque série d'analyse, une gamme étalon est préparée à partir d'une solution standard multiéléments tracée par rapport au système international (ISO). Le calcul des courbes d'étalonnage se fait en mode linéaire.

Les teneurs (T) en divers éléments dans l'échantillon de la chair de la palourde *R. decussatus*, exprimées en mg.kg⁻¹ de poids frais sont égales à :

$$T = \frac{(C_e - C_b) * V * FD}{M * 1000}$$

Avec :

- C_e = concentration de la solution pour essai en (µg.l⁻¹).
- C_b = concentration de la solution de l'essai à blanc en (µg.l⁻¹).
- V = volume de reprise corrigé par gravimétrie en g
- M = masse de la prise d'essai en g.

- FD = facteur de dilution éventuel.
- FC = Facteur de conversion.
- Dans le cas de l'analyse du mercure par DMA

L'étalonnage est effectué initialement et lorsque des paramètres instrumentaux importants du DMA sont modifiés. Une gamme étalon est préparée à partir d'une solution standard de Hg tracée par rapport au système international (ISO). Le calcul des courbes d'étalonnage se fait en mode linéaire. Chaque jour d'utilisation et périodiquement durant les dosages, l'étalonnage de l'appareil est vérifié en utilisant un standard liquide ou un matériau de référence certifié solide (CRM). Les teneurs (T) en divers éléments dans l'échantillon de la chair de la palourde *R. decussatus*, exprimées en mg.kg⁻¹ de poids frais sont égales à :

$$\frac{(Ce-Cb)*1000}{FC}$$

Avec :

- Ce : Concentration de l'échantillon donné par l'appareil en (µg.kg⁻¹)
- Cb : Concentration du blanc en (µg.kg⁻¹)
- FC = Facteur de conversion.

2.3.2 Détermination de la teneur en eau et Facteur de Conversion (FC)

Pour la détermination de la teneur en eau, chaque échantillon de la palourde *Ruditapes decussatus* est pesé avant et après lyophilisation à l'aide d'une balance électronique à 0,0001g.

La teneur en eau (%) est calculée selon la formule suivante :

$$T(eau) = \frac{(M1-M2)}{M1} * 100$$

Le calcul du facteur de conversion (FC) matière sèche et matière frais selon la formule suivante :

$$FC = \frac{100}{(100 - T(eau))}$$

Avec :

- T(eau) est la teneur en eau en g / 100 g d'échantillon
- M1 est la masse, en grammes, de l'échantillon avant lyophilisation.
- M2 est la masse, en grammes, de l'échantillon après lyophilisation.

2.4 Traitements statistiques des données

2.4.1 Paramètres biométriques

Pour étudier la croissance relative d'un organe ou d'une partie du corps par rapport à une longueur de référence, on a utilisé la loi d'allométrie simple (El Ménif-Trigui, 1995 ; Labardi, 2006) qui s'écrit : $y = a x^b$ (1) avec :

y : variable aléatoire dépendante (Hauteur, Epaisseur ou bien Poids total Pt) ;

x : variable indépendante représentant la longueur L

a : l'ordonnée à l'origine ;

b : la pente de la droite de régression.

Lorsqu'on utilise des mensurations linaires de l'animal, le coefficient b (pente de la droite de régression) est proche de 1. Il exprime la forme relative à la taille d'une espèce.

Pour la croissance relative du poids par rapport à la longueur, il a été démontré que le poids augmente en général proportionnellement au cube de la longueur. Par transformation logarithmique de l'équation (1), on obtient une relation de type linéaire :

$$\text{Log } y = \text{Log } b + \text{Log } x.$$

Cette transformation permet de réduire la variabilité et d'homogénéiser les deux variables (Pt et L). Le coefficient b (pente de la droite de régression) varie entre 2 et 4, mais il est souvent proche de 3. Il exprime la forme relative du corps d'une espèce (Micha, 1973 ; Ricker, 1980).

Pour déterminer la nature de l'allométrie, la valeur de la pente est comparée à la valeur théorique 1 ou bien 3 en utilisant le test t de Fisher Snédcor (à 5% d'erreur) (Sokal et Rohlf, 1995), donné par l'équation :

$$t = \frac{b-1(\text{ou } 3)}{\sqrt{\frac{\frac{a^2 y}{a^2 x} (1-r^2)}{n-2}}}$$

Avec :

- b : la pente de la droite de régression
- $a^2 y$: Variance de y
- $a^2 x$: Variance de x
- r : Coefficient de corrélation
- n-2 : Degré de liberté.

Lorsque $t_{\text{observé}} < t_{\text{théorique}} (1,96)$: la différence n'est pas significative au seuil de probabilité 5%. La pente b ne diffère pas significativement de 1 dans le cas des paramètres linéaires et 3 dans le cas des relations taille-poids : il y a isométrie, Y et X croissent à la même vitesse, dans les mêmes proportions ;

Si $t_{\text{observé}} > t_{\text{théorique}} (1,96)$: la différence est significative au seuil de probabilité 5%.

Deux cas peuvent se présenter :

- La pente b est significativement supérieure à 1 dans le cas des paramètres linéaires et supérieure à 3 dans le cas des relations taille-poids : l'allométrie est majorante, Y croît proportionnellement plus vite que X ;
- La pente b est significativement inférieure à 1 dans le cas des paramètres linéaires et supérieure à 3 dans le cas des relations taille-poids : l'allométrie est minorante, Y croît proportionnellement moins vite que X ;

Des analyses de variances (Anova) sur le logiciel R ont été utilisées pour comparer les mesures morphométriques entre les différentes stations étudiées.

2.4.2 Eléments traces métalliques

Les teneurs moyennes annuelles des éléments traces métalliques dans la chair de palourde, sont groupées dans un tableau Excel à double entrées, qui a servi d'une part, pour obtenir des courbes de variations mensuelles des ETM entre les stations de la Merja Zerga, les variations entre les trois répliques d'analyse dans chaque station sont mentionnées par l'écart-type sur les figures. D'autre part, pour tracer des histogrammes dans le but de différencier les différentes stations étudiées au niveau des deux lagunes : la Merja Zerga et la lagune de Oualidia (les variations annuelles entre les essais d'analyses pour chaque station sont indiquées par l'écart type sur les figures). Afin d'évaluer les différences, statistiquement significatives, entre les valeurs moyennes des ETM dans les différentes stations étudiées, une analyse Anova avec le test Tukey post-test a été utilisée.

L'Analyse en Composantes Principales (ACP), moyennant le logiciel R, a été utilisée afin d'établir des relations entre les stations d'une part et d'autre part entre les différents paramètres mesurés et analysés dans les trois compartiments eau, sédiment et organisme.

En plus, et pour faire ressortir des éventuelles relations qui pourraient exister entre l'accumulation des éléments traces métalliques chez la palourde *Ruditapes decussatus*, les paramètres morphométriques (longueur, poids et poids frais) ; les facteurs environnementaux (température, salinité, pH, oxygène dissous, matière en suspension, nitrites, nitrates et orthophosphates) et la qualité du sédiment (éléments traces métalliques dans le sédiment, matière organique et fraction fine), des corrélations et des régressions linéaires multiples ont été établies par une caractérisation des variables en fonction de l'intensité de leur liaison.

Deux variables qui ont un coefficient de corrélation très élevé seront des variables qui apportent la même information. Pour que les variables deviennent comparables (sans unité), les tableaux de données sont centrés-réduits. La

qualité de la projection est mesurée par le pourcentage d'inertie qui est aussi le pourcentage d'information expliquée par chaque axe.

3- Résultats

3.1 Relation entre les paramètres biométriques

Des mesures conjointes de la longueur, la hauteur, l'épaisseur (L, H et E,) et du poids total et poids frais (Pt et Pf) ont été prises sur 1440 individus de palourdes qui sont distribués entre quatre stations Sfiha, Rjila et Laâcha au niveau de la Merja Zerga et Parc 1 au niveau de la lagune de Oualidia, la moyenne annuelle, l'écartype (σ), minimum et maximum sont mentionnés au Tableau 7.

Tableau 7 : Moyenne $\pm$ Ecartype ; minimum et maximum des paramètres étudiés (L, H, E, Pt et Pf) dans les stations d'étude.

Paramètres	Sfiha			Rjila			Laâcha			Oualidia		
	Moy			Moy			Moy			Moy		
	$\pm \sigma$	Min	Max	$\pm \sigma$	Min	Max	$\pm \sigma$	Min	Max	$\pm \sigma$	Min	Max
Longueur (mm)	34,07 $\pm 3,12$	25,52	43,25	32,38 $\pm 2,71$	25,21	43,09	31,29 $\pm 3,19$	21,74	40,59	33,53 $\pm 5,35$	25,05	46,71
Hauteur (mm)	25,12 $\pm 2,13$	19,12	31,11	24,17 $\pm 1,98$	18,6	31,37	23,22 $\pm 2,54$	15,4	30,88	25,26 $\pm 4,58$	17,1	36,9
Epaisseur (mm)	16,99 $\pm 1,65$	13,02	21,61	16,07 $\pm 1,39$	12,35	21,52	15,34 $\pm 1,75$	10,21	20,11	16,23 $\pm 2,72$	11,54	23,32
Poids total (g)	9,10 $\pm 2,40$	4,17	16,75	7,95 $\pm 1,92$	4,02	16,89	7,23 $\pm 2,09$	2,67	13,92	8,40 $\pm 4,19$	2,4	20,67
Poids frais (g)	2,31 $\pm 0,65$	0,92	4,51	1,87 $\pm 0,48$	0,82	4,01	1,69 $\pm 0,43$	0,78	2,96	2,42 $\pm 1,20$	0,92	5,99

Pour l'étude de la relation entre ces différents paramètres biométriques, on a tracé des graphiques de nuages de points liant d'une part la longueur à la hauteur et à l'épaisseur, et d'autre part, la longueur au poids total et au poids frais. A partir de ces nuages de points, on a établi des courbes de tendance de type exponentielle, caractérisé par le coefficient de corrélation R^2 et par l'équation décrivant la relation entre les variables étudiées.

3.1.1 Allométrie linéaire

Les régressions linéaires établies entre longueur-hauteur et longueur-épaisseur de la palourde montrent une forte corrélation au niveau des quatre sites étudiés en affichant des coefficients de corrélation supérieur à 0,8 (figure 66 et 67). Ceci souligne l'étroite relation existant entre la longueur et la hauteur d'une part et la longueur et l'épaisseur d'autre part de la palourde prélevée dans les stations Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia.

Dans la Merja Zerga, les résultats sur les valeurs du coefficient d'allométrie et de leur test de signification pour les relations longueur-hauteur obtenu au niveau des stations Sfiha, Rjila et Laâcha montrent que , les valeurs de la pente sont significativement inférieures à 1 au seuil de 5% pour les deux stations Sfiha et Rjila alors qu'elles sont significativement supérieures à 1 au seuil de 5% pour la station Laâcha, ce qui signifie une allométrie minorante de la croissance au niveau des deux stations Sfiha et Rjila (la croissance de la hauteur est significativement inférieure à celle de la longueur durant la période de l'étude). Cependant, dans la station Laâcha, la croissance présente une allométrie majorante (la croissance de la hauteur est supérieure à celle de la longueur durant la période de l'étude).

Dans la lagune de Oualidia (Parc 1), le test t a montré une allométrie majorante, signifiant ainsi que la croissance de la hauteur est proportionnellement supérieure à la longueur (Tableau 8)

En analysant les valeurs de la pente b des différentes équations obtenues des relations longueur-épaisseur, ainsi que les valeurs de t pour tester la signification de la pente b (test de Fischer Snédcor à 5%) (Tableau 8), une isométrie est constatée au niveau des quatre stations étudiées, justifiée par les valeurs de t qui sont inférieures à la valeur théorique (1,96).

3.1.2 Allométrie taille-poids

Chez *R. decussatus*, les relations taille-poids ont montré une allure exponentielle sous la forme de l'équation : $y = ax^b$

Les valeurs du coefficient de corrélation R^2 au niveau des quatre sites étudiés sont très élevées ce qui montre une forte corrélation positive entre les paramètres longueur-poids total d'une part et longueur-poids frais d'autre part (Figure 68 et 69).

Concernant la relation longueur-poids total, la pente b au niveau des différents sites est différente de 3, ce qui conclue que la croissance chez la palourde est allométrique pour les quatre sites (Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia) (tableau 8).

Au niveau de la Merja Zerga, le paramètre b est inférieur à 3, et le test de Fischer-Snedcor, hautement significatif ($p < 0,05$), met en évidence une allométrie fortement minorante dans les trois stations Sfiha, Rjila et Laâcha, signifiant ainsi que durant la période de l'étude la croissance en terme de poids total est inférieure à la croissance de la longueur.

Cependant, la croissance de cette espèce est allométrique fortement majorante pour la station Oualidia (Parc1), par le fait que le paramètre b est significativement supérieur à 3, disons ainsi une meilleure croissance en poids total qu'en longueur. Pour la relation longueur-poids frais, les valeurs calculées du test t , pour tester les coefficients b , ont montré qu'elles sont inférieures à 1,96 au seuil de probabilité de 0,05 pour tous les individus de palourdes au niveau des quatre stations étudiées (Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia), En comparant chacune des valeurs de b à la valeur théorique (3), celles-ci dénotent une isométrie pour l'ensemble des individus.

Tableau 8 : Relations globales liants les paramètres linéaires et taille-poids de la palourde dans les stations Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia (Parc 1) durant la période d'étude.

N : Nombre d'individus ; r^2 : Coefficient de corrélation ; t : test de fischer-Senedcor (* : indique test significatif à

$P < 0,05$; $t > 1,96$) ; NS : Non significatif.

Stations	Equations de régression	N	r^2	t	Allométrie
Sfiha	$H = 1,0538 L^{0,8988}$	390	0,9543	4,3*	minorante
	$E = 0,4903 L^{1,0047}$	390	0,9264	0,1(NS)	isométrique
	$Pt = 0,0004 L^{2,8081}$	390	0,9509	10,1*	minorante
	$Pf = 5E-05 L^{3,0437}$	390	0,9331	0,1(NS)	isométrique
Rjila	$H = 0,9492 L^{0,9309}$	390	0,9088	2,4*	minorante
	$E = 0,5322 L^{0,9798}$	390	0,8923	0,3(NS)	isométrique
	$Pt = 0,0004 L^{2,807}$	390	0,9053	6,2*	minorante
	$Pf = 9E-05 L^{2,839}$	390	0,8879	0,3(NS)	isométrique
Laâcha	$H = 0,625 L^{1,0496}$	390	0,9147	2,1*	majorante
	$E = 0,3801 L^{1,0736}$	390	0,9264	1,3(NS)	isométrique
	$Pt = 0,0007 L^{2,6968}$	390	0,9035	8,2*	minorante
	$Pf = 0,0006 Pf^{2,3159}$	390	0,8549	0,7(NS)	isométrique
Oualidia	$H = 0,5023 L^{1,1148}$	270	0,9614	7,0*	majorante
	$E = 0,4473 L^{1,0223}$	270	0,9516	0,4(NS)	isométrique
	$Pt = 0,0001 L^{3,1938}$	270	0,9479	8,5*	majorante
	$Pf = 6E-05 L^{2,9818}$	270	0,9631	0,1(NS)	isométrique

Pour vérifier la variabilité des différentes tailles entre les quatre sites, des test Anova ont été réalisés par le logiciel R. En conséquence, ces tests révèlent qu'il n'y a pas de différence significative entre les sites Sfiha et d'Oualidia en termes de comparaison des longueurs et des hauteurs de la palourde échantillonnée, du fait que $p > 0,05$; ($p = 0,228$ pour la comparaison des longueurs, $p = 0,919$ pour la comparaison des hauteurs). Cependant, il existe une différence significative entre les autres sites deux à deux vérifié par $p < 0,05$ (figure 70).

Par ailleurs, en point de vue comparaison des épaisseurs de la palourde, le test Anova a montré qu'il n'existe pas une différence significative seulement entre le site de Rjila et le site d'Oualidia ($p = 0,669 > 0,05$). Toutefois, le même test a noté une différence significative en comparant ce paramètre entre les autres sites (figure 70).

Pour la comparaison du poids total de la palourde des sites Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia, le test d'Anova réalisé sur le logiciel R, ne montre pas de différence significative entre le site de Rjila et le site d'Oualidia ($p = 0,139 > 0,05$). Toutefois, le même test a noté une différence significative en comparant ce paramètre entre les autres sites (figure 70).

Concernant le paramètre poids frais, le test d'Anova montre une ressemblance de la palourde du site de Sfiha et Oualidia ($p = 0,163 > 5\%$), et une différence significative pour les autres sites (figure 70).

3.2 Indice de condition chez la palourde *R. decussatus*

La figure 71 représente la variation de l'indice de condition de la palourde *R. decussatus* dans les différentes stations étudiées : Sfiha, Rjila et Laâcha au niveau de la Merja Zerga et Parc 1 au niveau de la lagune de Oualidia. Durant la période d'étude, les valeurs de l'indice de condition fluctuent entre 88,43 et 129,5 pour la station de Sfiha ; entre 81,36 et 121,16 pour la station de Rjila et entre 61,29 et 102,12 pour la station Laâcha. Cet indice oscille entre 83,35 et 129,98 dans le site de la lagune de Oualidia.

L'analyse statistique effectuée sur les IC relevés pour la palourde de Sfiha, Rjila, Laâcha au niveau de la Merja Zerga et la palourde au niveau de Oualidia (Parc 1), a montré une différence hautement significative entre l'indice de condition de la palourde dans les différentes stations étudiées ($p < 0,0001$). L'indice de condition est variable au niveau des quatre stations, il est plus élevé chez la palourde de Sfiha ensuite Rjila puis Oualidia (Parc1) et enfin Laâcha.

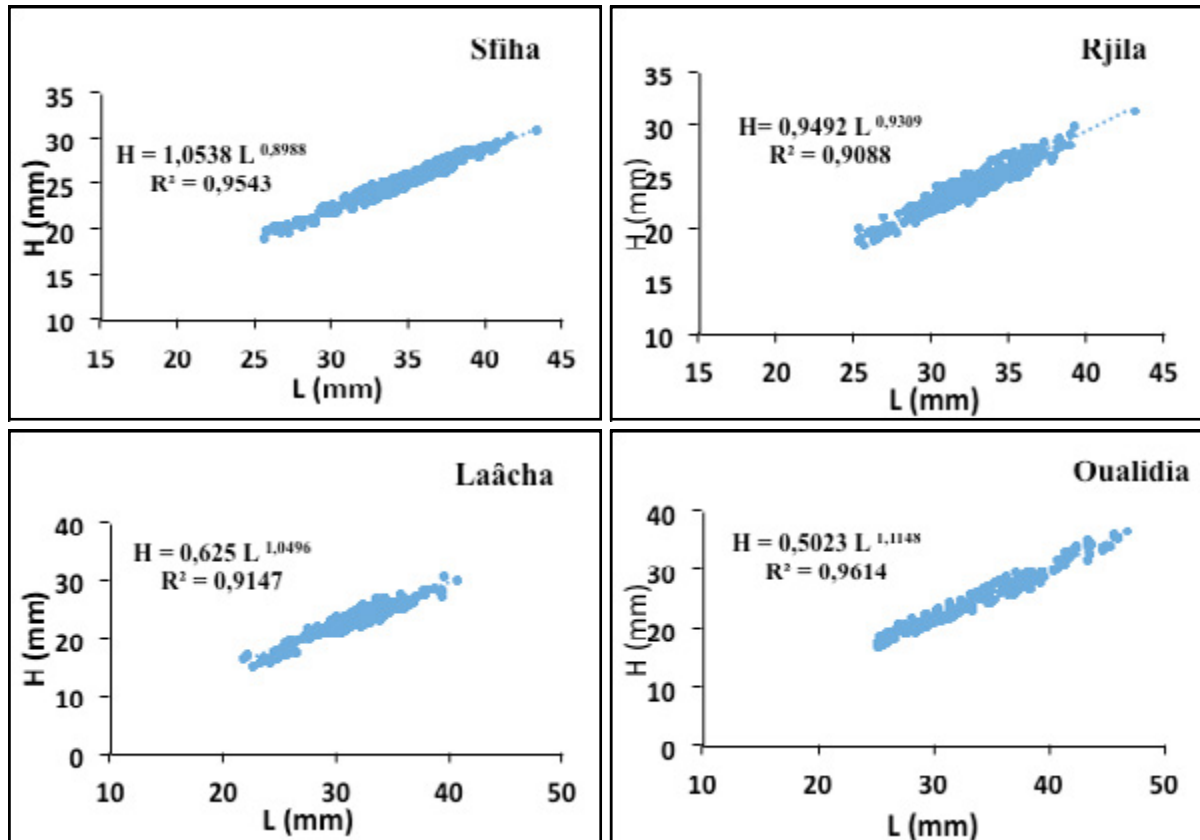


Figure 66 : Relation entre la hauteur(H) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.

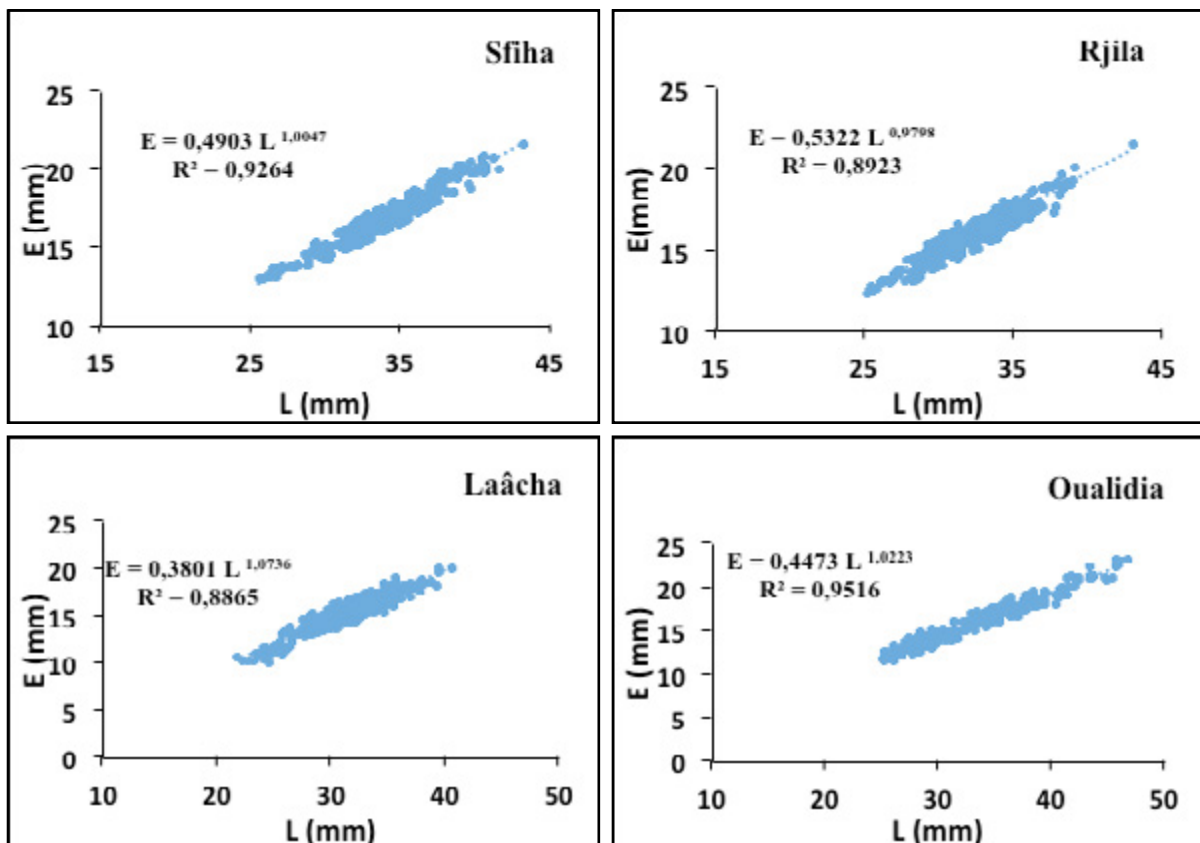


Figure 67 : Relation entre l'épaisseur (E) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila,Laâcha et Oualidia.

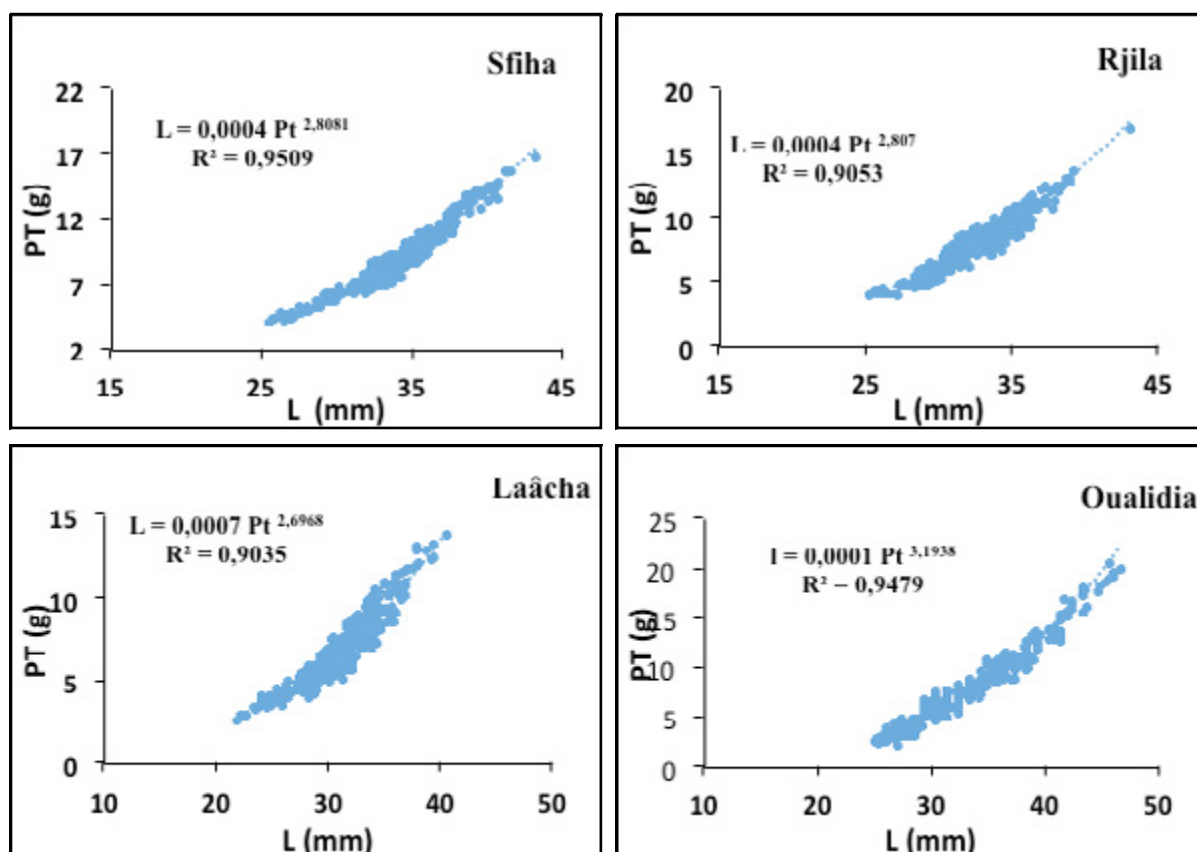


Figure 68 : Relation entre le poids total (PT) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia.

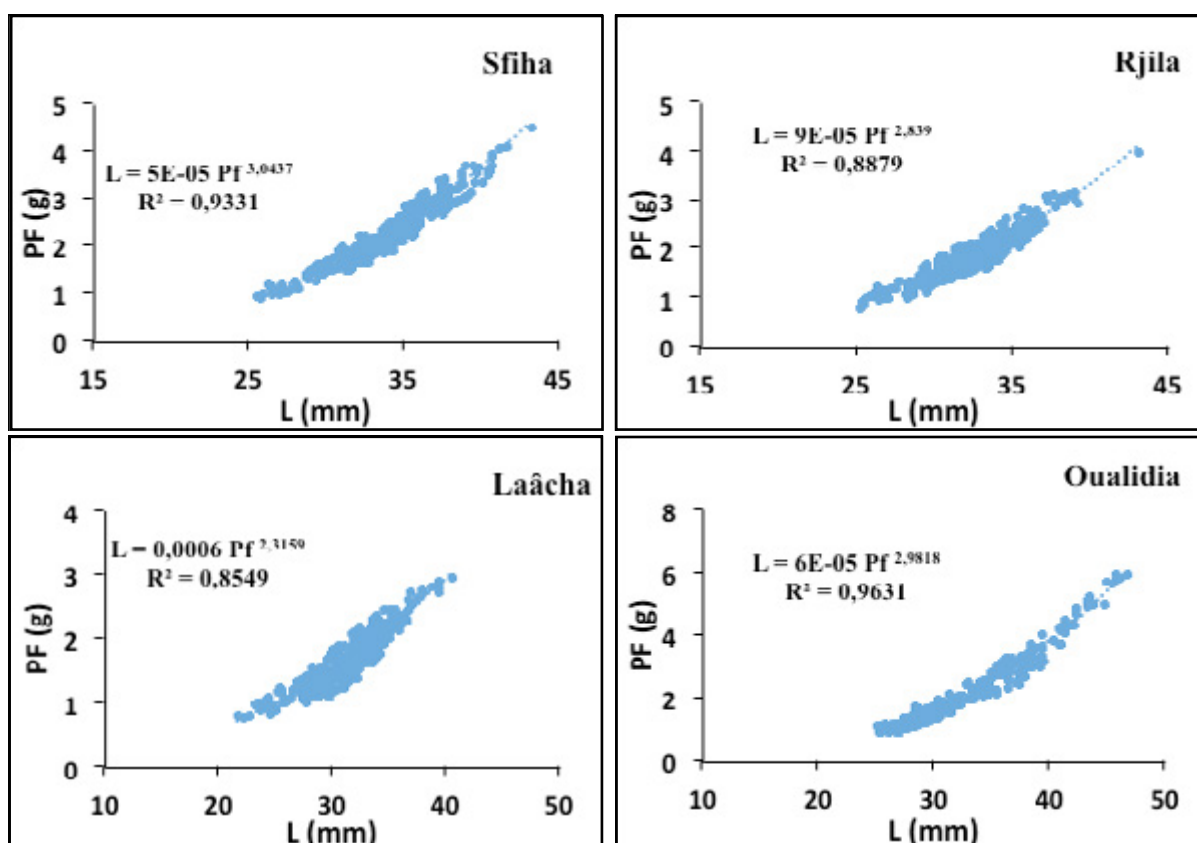


Figure 69 : Relation entre le poids frais (PF) et la longueur (L) des palourdes prélevés dans les stations Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia

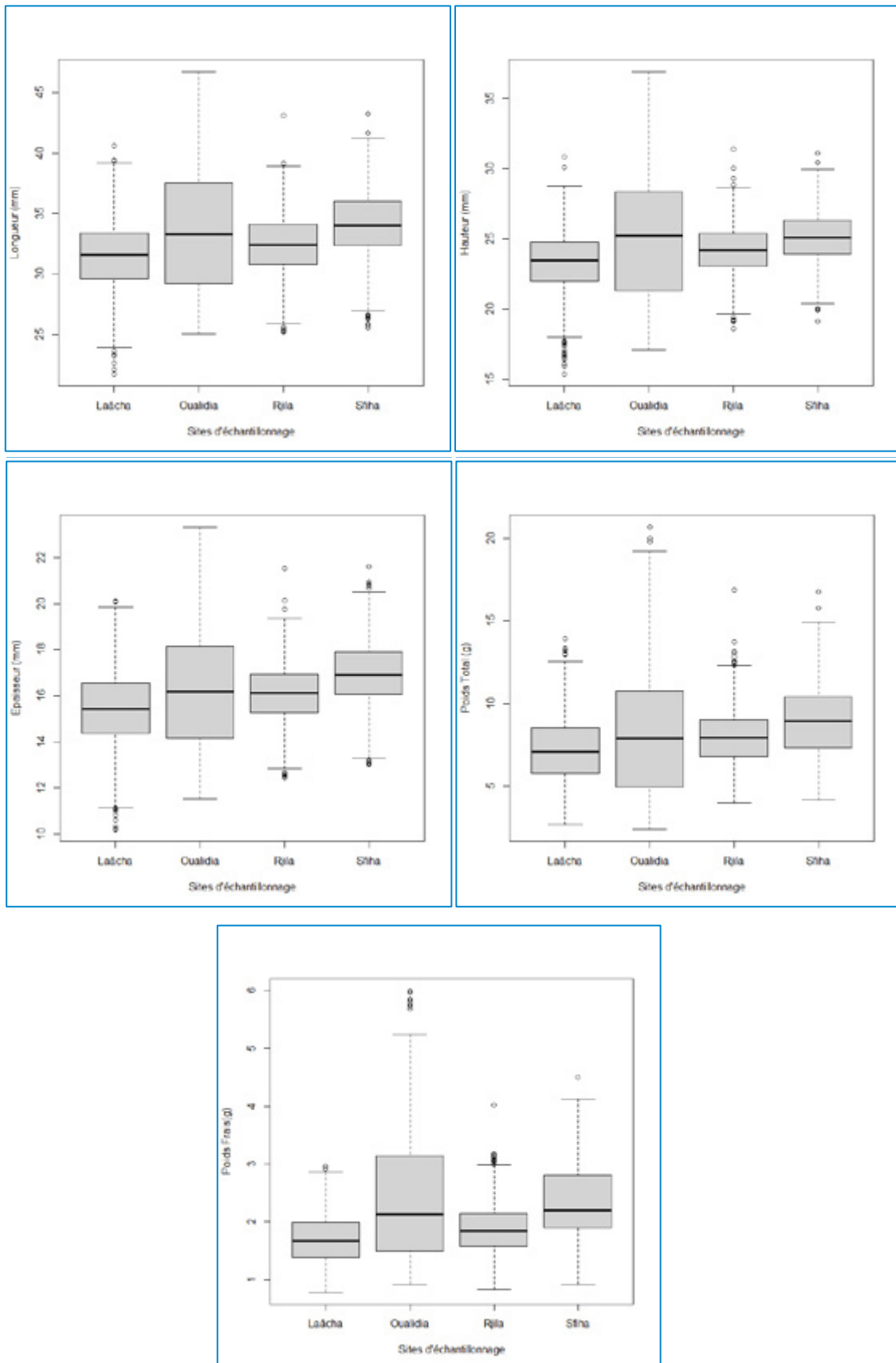


Figure 70 : Dispersion des paramètres linéaires (L, H, E) et pondéraux (Pt, Pf) en boîtes à moustaches comparant les médianes, minimums et maximums au niveau des stations étudiées.

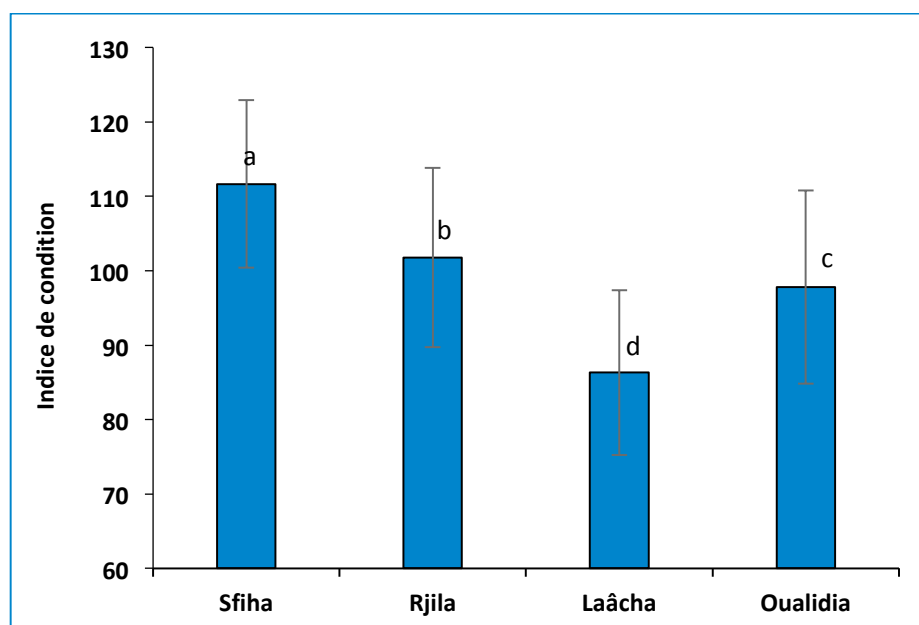


Figure 71 : Variation de l'indice de condition de la palourde *R. decussatus* prélevée au niveau des 4 stations étudiées.

3.3 Variations des teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus*

Les résultats des teneurs en éléments traces métalliques dans le CRM, utilisés pour la validation des données, sont présentés dans le tableau 9.

Les teneurs en éléments traces métalliques dans les échantillons de la palourde *R. decussatus* prélevée au niveau des deux lagunes la Merja Zerga (Sfiha, Rjila et Laâcha) et la lagune de Oualidia (Parc1) sont exprimées en mg.kg^{-1} de masse fraîche. Les résultats du facteur de conversion utilisé pour chaque station sont mentionnés sur l'annexe 3.

Tableau 9 : Valeurs mesurées ($\pm$ écart-type) et certifiées ($\pm$ l'incertitude élargie du laboratoire de référence) des ETMs en (mg kg^{-1}) dans le matériau de référence certifié (Nist-2976).

ETM analysés	Valeurs mesurées mg.kg^{-1}	Valeurs certifiées mg.kg^{-1}
Cd	$0,93 \pm 0,018$	$0,82 \pm 0,16$
Pb	$1,31 \pm 0,05$	$1,19 \pm 0,18$
Hg	$0,06 \pm 0,001$	$0,061 \pm 0,0036$
Cr	$0,60 \pm 0,049$	$0,50 \pm 0,16$
Ni	$0,93 \pm 0,088$	$0,93 \pm 0,12$
Cu	$4,19 \pm 0,168$	$4,02 \pm 0,33$
Zn	$145,13 \pm 4,59$	137 ± 13

3.3.1 Variations temporelles des teneurs métalliques au niveau de la Merja Zerga

➤ **Cadmium**

Les teneurs mensuelles en Cd dans la palourde de la Merja Zerga varient entre un minimum de $0,050 \text{ mg.kg}^{-1}$, enregistré le mois d'avril 2017 au niveau de la station Sfiha en aval de la lagune, et un maximum de $0,116 \text{ mg.kg}^{-1}$ enregistré au niveau de la station Laâcha en amont de la lagune pendant le mois d'avril 2016 (figure 72). La station Rjila a enregistré des valeurs intermédiaires entre $0,083$ et $0,068 \text{ mg.kg}^{-1}$ successivement en mai et octobre.

➤ **Plomb**

Les concentrations en Pb dans les tissus de la palourde de la Merja Zerga, oscillent entre $0,035 \text{ mg.kg}^{-1}$ comme valeur minimale à Sfiha, enregistrée en avril, et $0,148 \text{ mg.kg}^{-1}$ comme valeur maximale enregistrée à Laâcha en janvier. Pour Rjila, les teneurs sont entre $0,059 \text{ mg.kg}^{-1}$ en mai et $0,113 \text{ mg.kg}^{-1}$ en octobre (figure 72).

➤ **Mercure**

Les teneurs minimales en Hg dans la palourde de la Merja Zerga, sont de $0,0049 \text{ mg.kg}^{-1}$ mesurées le mois d'avril au niveau de Sfiha. Les valeurs maximales sont notées en janvier au niveau de Laâcha. Les valeurs enregistrées à Rjila sont de $0,0059 \text{ mg.kg}^{-1}$ en mai et $0,0120 \text{ mg.kg}^{-1}$ en janvier (figure 72).

➤ **Chrome**

Les fortes teneurs en Cr ont été enregistrées dans la station Laâcha en amont de la lagune, les concentrations dans cette station ont atteint un maximum de $1,514 \text{ mg.kg}^{-1}$ enregistré le mois de janvier. Pour les deux stations Sfiha et Rjila les teneurs maximales ont été enregistrées durant le mois d'octobre (figure 72).

➤ **Nickel**

De même pour le Ni, les plus fortes concentrations ($1,902 \text{ mg.kg}^{-1}$) ont été obtenues au niveau de Laâcha durant le mois de janvier, alors que la concentration minimale ($0,327 \text{ mg.kg}^{-1}$) a été enregistrée le mois de mai dans la station Rjila (figure 72).

➤ **Cuivre**

Exceptionnellement, la station Rjila a enregistrée la teneur maximale de $1,226 \text{ mg.kg}^{-1}$ concernant cet élément durant le mois d'octobre. Tandis que la plus faible concentration de $0,568 \text{ mg.kg}^{-1}$ a été signalée à Sfiha pendant le mois d'avril. Les concentrations enregistrées au niveau de la station Laâcha sont entre $0,753$ et $1,083 \text{ mg.kg}^{-1}$ (figure 72).

➤ **Zinc**

Comme pour la plupart des autres éléments, les teneurs maximales sont relevées au niveau de la station Laâcha ($16,306 \text{ mg.kg}^{-1}$) durant le mois de décembre, les concentrations sur la station Rjila oscillent autour de $8,299$ et $12,727 \text{ mg.kg}^{-1}$ et pour la station Sfiha, elles sont entre $6,890$ et $11,184 \text{ mg.kg}^{-1}$ (figure 72).

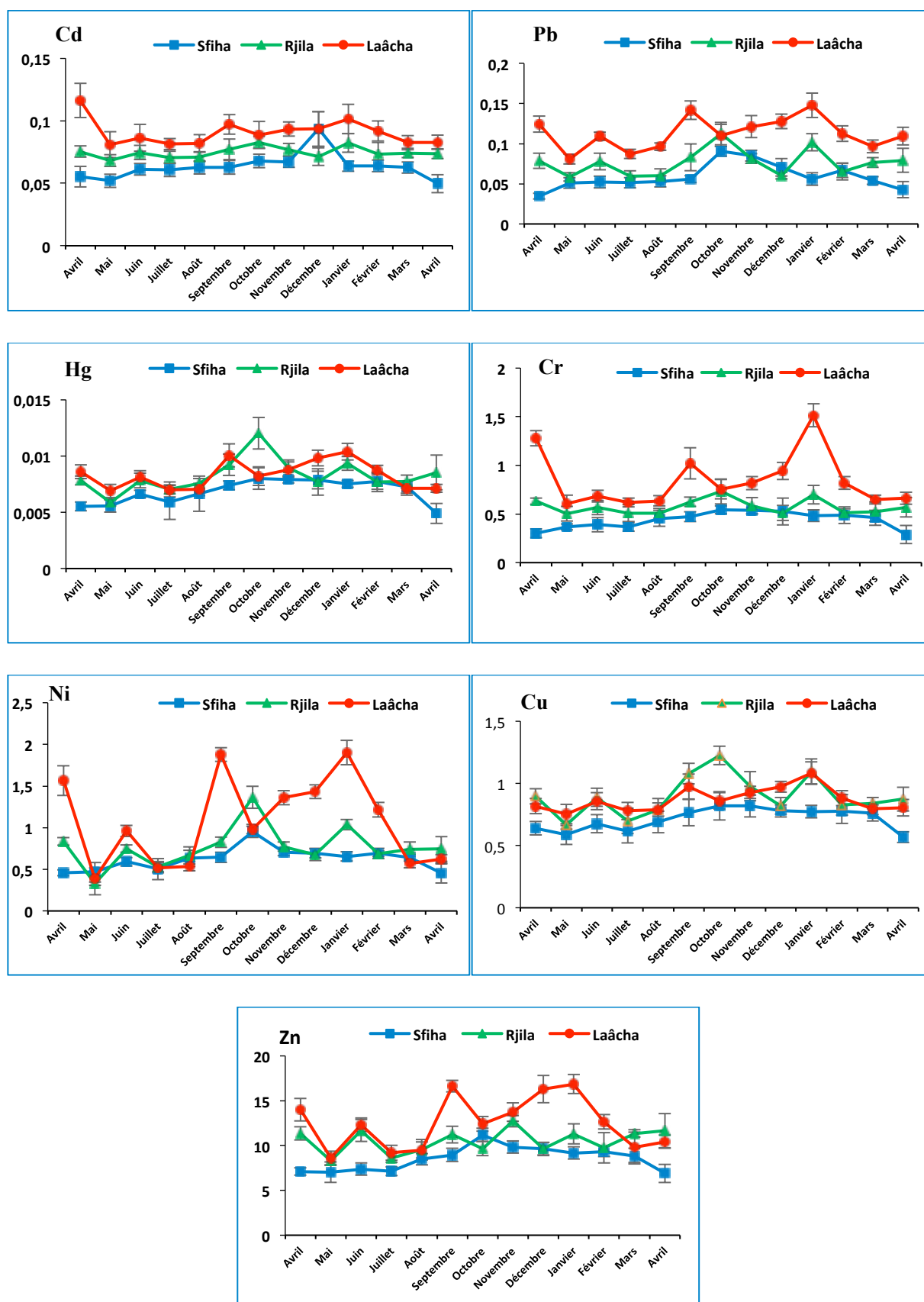


Figure 72 : Variations mensuelles de la teneur en éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) (mg/kg-1 de poids frais) de la palourde *R. decussatus* dans les trois stations (Sfiha, Rjila et Laâcha) de la Merja Zerga.

3.3.2 Variations des teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus*.

Pour la comparaison des niveaux d'accumulation entre les 3 sites de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia (Parc 1), les résultats de l'analyse Anova avec le test Tukey post-test, réalisée sur la matrice totale des teneurs en ETM de la palourde des quatre sites étudiés :

Sfiha, Rjila, Laâcha et parc 1 de Oualidia (figure 73), ont montré que :

- Pour le cadmium et le mercure, une différence très hautement significative ($p < 0,001$) a été constatée entre les teneurs relevées au niveau de la lagune de Oualidia (Parc 1) et les trois stations de la Merja Zerga, avec des valeurs élevées au niveau de Oualidia (Parc 1) $0,243 \text{ mg.kg}^{-1}$ en moyenne annuelle pour le Cd et $0,031 \text{ mg.kg}^{-1}$ en moyenne annuelle pour le Hg. Cependant, la différence est non significative entre les stations de la Merja Zerga, Sfiha, Rjila et Laâcha ($p > 0,05$).
- Concernant le plomb, l'analyse statistique a démontré une différence très hautement significative ($p < 0,001$) entre les teneurs en Pb dans la lagune de Oualidia (Parc1) et les deux stations de la Merja Zerga (Sfiha et Rjila), cependant une similarité a été constatée entre Oualidia (Parc1) et la station Laâcha ($p = 0,149 > 0,05$). Au niveau de la Merja Zerga la différence est hautement significative entre Sfiha et Laâcha ($p < 0,01$).
- Le résultat de l'analyse statistique pour l'élément chrome ne révèle pas de différence significative entre Oualidia (Parc1) et les deux stations Sfiha et Rjila ($p = 0,739$ et $p = 0,972$ successivement), alors qu'une différence significative a été dénotée entre Oualidia (Parc1) et la station Laâcha ($p < 0,05$). Au niveau de la Merja Zerga la différence n'est pas significative entre Sfiha et Rjila ($p = 0,318 > 0,05$), hautement significative entre Rjila et Laâcha et très hautement significative entre Sfiha et Laâcha.
- Le nickel ne présente pas de différence significative ($p > 0,05$) entre les stations de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia. En revanche, une différence significative ($p < 0,05$) a été constatée entre Sfiha et Laâcha (Merja Zerga).
- La lagune de Oualidia montre les plus fortes concentrations en cuivre et en zinc, avec des valeurs moyennes de $1,55 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour le Cu et $17,07 \text{ mg.kg}^{-1}$ pour le Zn. Les résultats de l'analyse statistique montrent une différence très hautement significative ($p < 0,001$) d'une part entre la lagune de Oualidia et les stations de la Merja Zerga, et d'autre part entre la station Sfiha et Laâcha. Cependant, la différence est non significative entre Sfiha et Rjila ($p = 0,084 > 0,05$), et entre Rjila et Laâcha ($p = 0,09 > 0,05$).

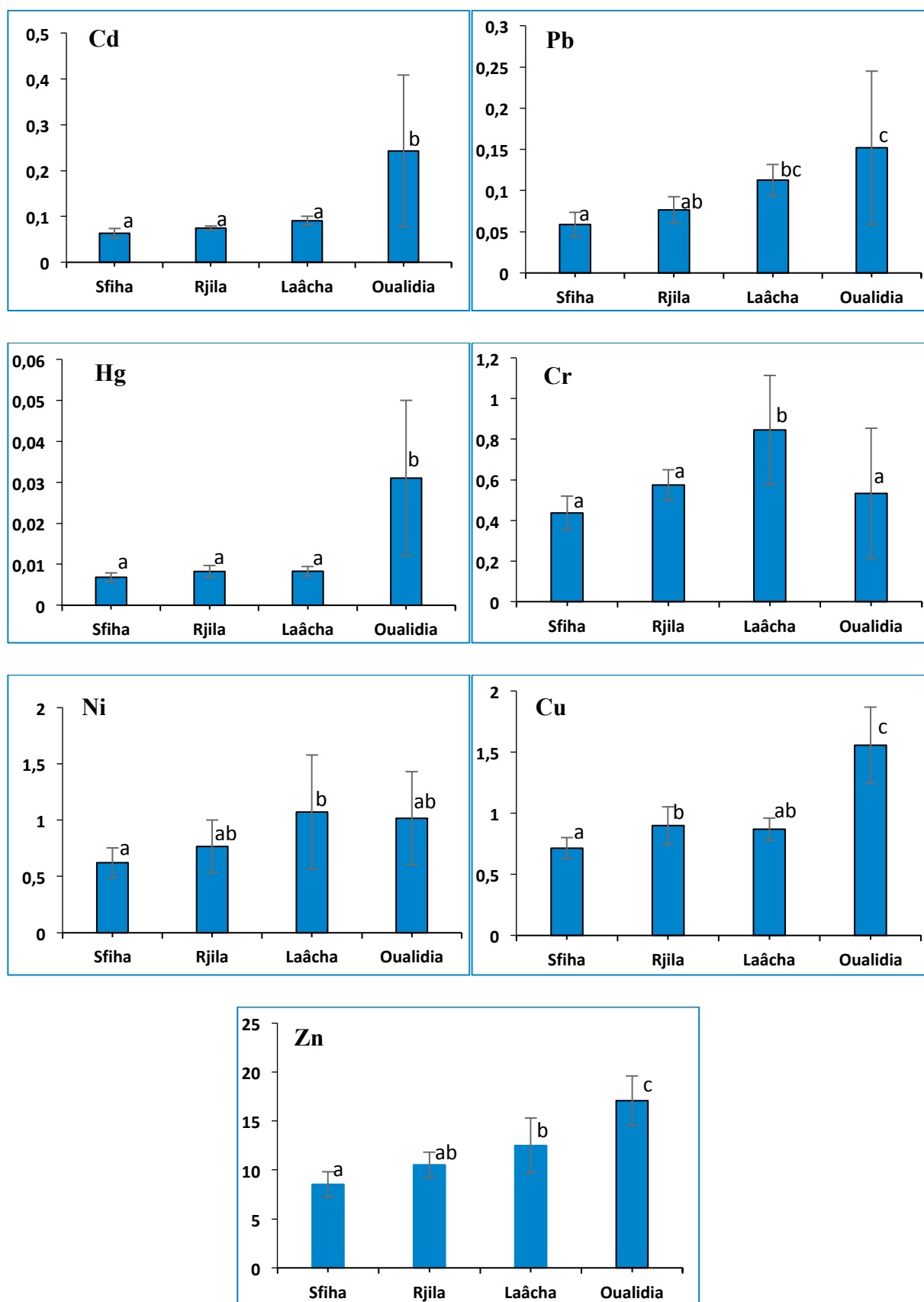


Figure 73 : Variations annuelles des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) (mg/kg-1 de poids frais) chez la palourde *R. decussatus* au niveau de la Merja Zerga (Sfiha, Rjila et Laâcha) et la lagune de Oualidia (Parc 1).

3.4 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et paramètres biométriques

L'analyse en composantes principales (ACP) traite les données consignées dans les tableaux groupant les stations et les paramètres biométriques (variables) de nature quantitative.

Les représentations graphiques sur les 2 plans factoriels (axe1 x axe2 et axe1 x axe3) ont exprimé clairement le rapprochement ou l'éloignement des quatre gisements coquilliers naturels. Les trois premiers axes de l'ACP expriment 84,16% de l'inertie ; avec 46,23% pour le premier axe, 24,96% pour le deuxième axe et 12,98% pour le troisième axe. Ce qui signifie que ces deux plans résument bien l'information.

Le plan factoriel composé par les deux axes 1 et 2 (figure 74) visualise mieux la disposition spatiale des 4 stations. A première vue, les 3 stations de la Merja Zerga semblent plus rapprochées entre eux et éloignées du site de Oualidia qui se distingue par une bonne croissance en taille, poids de la palourde, cependant les teneurs en (Cd, Pb, Hg, Cu, et Zn) sont assez importantes par rapport aux autres stations. Les deux stations Sfiha et Rjila sont très rapprochées de point de vue taille et poids de la coquille. La station Laâcha se range plutôt vers le site de la lagune de Oualidia avec des teneurs élevées en (Cr et Ni), la taille et le poids de la palourde dans cette station sont inversement proportionnelles, la teneur en ces deux éléments (Cr et Ni).

Les mêmes explications sont données par le plan factoriel composé par les deux axes 1 et 3 (figure 75), avec une confirmation d'un échelonnement sur le rapprochement des 4 sites. L'indice de condition, qui est mieux représenté sur le plan des deux axes 1 et 3, confirme que la station Sfiha se différencie par les IC les plus élevés alors que les individus de la station Laâcha se caractérisent par les indices les plus faibles. Les 4 sites sont bien alignés sur l'axe 1 qui exprime le gradient contamination métallique de la palourde avec, le site Sfiha qualifié de bonne qualité, suivi par le site Rjila, puis Laâcha et enfin le site de Oualidia qui se montre le moins salubre.

L'axe 1, est très bien corrélé positivement à la teneur en Pb (0,716), Cr (0,726), Ni (0,884), Zn (0,842) et négativement avec PT (-0,734), PF (-0,610) et la L (-0,706). Sa corrélation est moyenne pour Cd (0,532), Hg (0,559) et Cu (0,585). Cet axe oppose plus nettement les teneurs en Pb, Cr, Ni et Zn aux paramètres biométriques L, Pt et Pf.

L'axe 2, présente une très bonne corrélation positive avec PF (0,711), Cd (0,629), Hg (0,674) et Cu (0,620). Sa corrélation positive avec le PT (0,529) et L (0,594) est moyenne.

L'axe 3, montre une corrélation négative moyennement significative avec IC (-0,506) et faiblement significative avec Hg (-0,371), Cd (-0,393). Sa corrélation positive avec Cr (0,495), Pb (0,427), L (0,355), PT (0,391) est moyennement à faiblement significative.

Les coefficients de corrélations entre les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et les paramètres biométriques, sont présentés sur le tableau 11. Une corrélation négative moyennement significative a été soulignée entre Cr et longueur, poids total, poids frais (-0,532 ; -0,512 ; -0,541) ; entre Ni et longueur, poids total (-0,568 ; -0,562). La corrélation entre le Ni et le poids frais est négative faiblement significative. Le Zn présente une corrélation négative faiblement significative juste avec la longueur (-0,356) et poids total (-0,408), sa corrélation avec le poids frais est non significative. Les autres éléments métalliques présentent des corrélations non significatives pour les paramètres longueur, poids total et poids frais. L'indice de condition est négativement corrélé seulement avec Pb (-0,327), Cr (-0,500), Ni (-0,440) et Zn (-0,311), sa corrélation avec ces éléments est moyennement significative.

Tableau 10 : Corrélations entre les teneurs métalliques et paramètres biologiques chez la palourde *R. decussatus*.

Variables	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni	Cu	Zn
Longueur	-0,125	-0,152	-0,114	-0,532	-0,568	-0,116	-0,356
Poids total	-0,182	-0,215	-0,176	-0,512	-0,562	-0,173	-0,408
Poids frais	-0,017	-0,072	0,013	-0,541	-0,490	0,067	-0,225
Indice de condition	-0,134	-0,327	-0,074	-0,500	-0,440	-0,118	-0,311

En gras, valeurs significatives au seuil $\alpha=0,05$

3.5 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et paramètres physico-chimiques

L'ACP a été réalisée sur 15 variables qualitatives regroupant les paramètres physico-chimiques, les teneurs en ETM chez la palourde dans les 4 sites coquilliers naturels dans la Merja Zerga et le site de Oualidia.

Les trois premiers axes de l'ACP expriment 64,13% de l'inertie ; avec 36,24% pour le premier axe ; 14,91% pour le deuxième axe et 12,98 pour le troisième axe.

La représentation graphique sur le plan factoriel composé par les axes 1 et 2 (figure 76) met en évidence une séparation nette entre le site de Oualidia et les 3 sites de la Merja Zerga. Sfiha et Rjila sont les plus rapprochés en termes de qualité des masses d'eau et avec des teneurs en MES très acceptables. Le site de Laâcha s'éloigne des deux sites à cause des teneurs excessives en MES et en Cr. Le facteur salinité est aussi un critère de l'éloignement de ce site des 3 autres.

Le plan factoriel composé des axes 1 et 3 (figure 77) confirme la disposition linéaire imposé par la qualité physico-chimique en teneurs des métaux traces

métalliques. Sfiha et Rjila se rapprochent par les facteurs température et salinité et en teneurs de la matière en suspension. Le site de Laâcha se rapproche plutôt de Rjila et de Sfiha que de Oualida, alors qu'il se partage des caractéristiques physico-chimiques et en sels nutritifs proches du site de Oualidia

L'axe 1, est déterminé par les paramètres de contamination, cet axe présente une très bonne corrélation positive à la teneur en Zn (0,891), Cu (0,780), Ni (0,765), Hg (0,741), Pb (0,804), Cd (0,698), NO₂ (0,607) et NO₃ (0,667). Sa corrélation est moyenne pour Cr (0,504) et PO₄ (0,593). Pour les variables T, MES et O₂ sont localisées au centre du plan et n'apportent plus d'informations.

L'axe 2, est très bien corrélé négativement avec Cr (-0,767). Sa corrélation avec S (0,527), Cd (0,549) et Hg (0,560) est moyenne.

L'axe 3, présente une forte corrélation positive avec T (0,804) et pH (0,736), une moyenne corrélation positive avec MES (0,517), sa corrélation aux autres variables étant faible.

Les différents coefficients de corrélation entre les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et les paramètres physico-chimiques sont regroupés dans le tableau 12.

De ces résultats, on peut constater une corrélation positive moyennement significative a été soulignée entre les NO₃ et Cd, Hg, Cu (0,562 ; 0,580 ; 0,578). Alors que des corrélations positives faiblement significatives sont remarquées entre Cd et NO₂, PO₄ (0,418 ; 0,323) ; entre le Pb et pH, NO₂, NO₃, PO₄ (0,336 ; 0,337 ; 0,470 ; 0,434) ; entre Hg et O₂, NO₂ (0,293 ; 0,432) ; entre le Cr et pH, PO₄ (0,372 ; 0,437) ; entre Ni et pH, NO₂, PO₄ (0,331 ; 0,352 ; 0,438) ; entre Cu et pH, O₂, NO₂, PO₄ (0,306 ; 0,370 ; 0,390 ; 0,302) ; entre Zn et pH, NO₂, NO₃, PO₄ (0,410 ; 0,414 ; 0,478 ; 0,433). Les seules corrélations négatives faiblement significatives sont constatées entre salinité et Cr, Ni (-0,333 ; -0,372).

Tableau 11 : Corrélations entre les teneurs métalliques chez la palourde *Ruditapes decussatus* et paramètres physico-chimiques du milieu.

Variables	Cd	Pb	Hg	Cr	Ni	Cu	Zn
T	-0,147	-0,153	-0,137	-0,157	-0,284	-0,114	-0,177
S	0,115	-0,157	0,133	-0,333	-0,372	0,000	-0,180
pH	0,023	0,336	0,027	0,372	0,331	0,306	0,410
O₂	0,217	0,202	0,293	-0,018	0,167	0,370	0,230
MES	-0,016	-0,039	-0,092	0,111	-0,078	-0,195	-0,088
NO₂	0,418	0,337	0,432	0,108	0,352	0,390	0,414
NO₃	0,562	0,470	0,580	0,026	0,243	0,578	0,478
PO₄	0,323	0,434	0,284	0,437	0,438	0,302	0,433

En gras, valeurs significatives au seuil $\alpha=0,05$

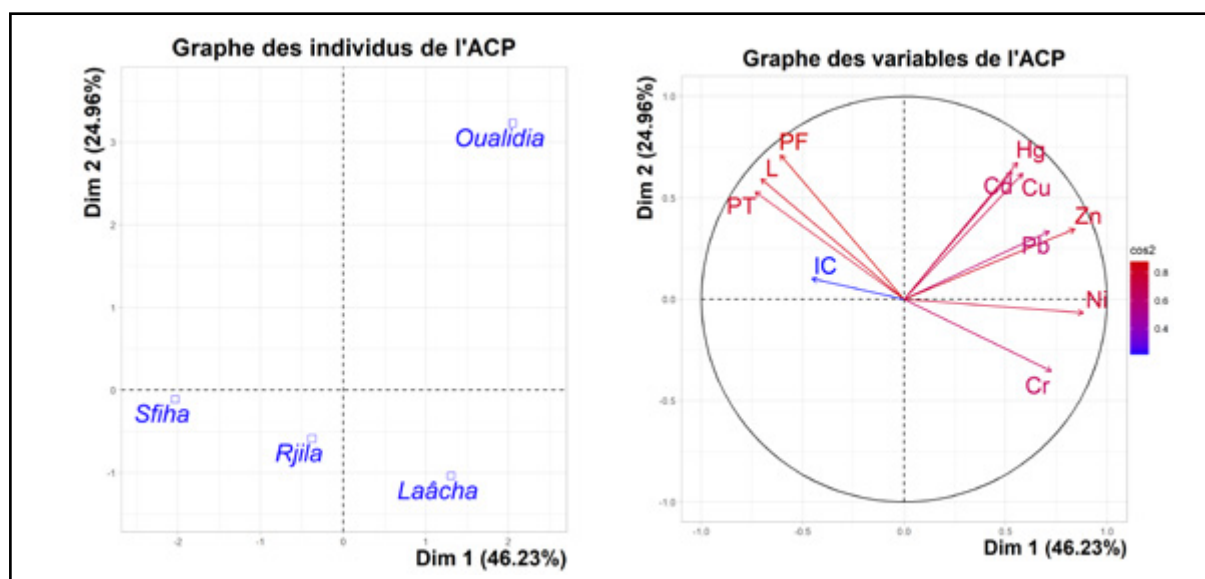


Figure 74 : Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres biologiques) sur le plan factoriels (axe1 x axe2).

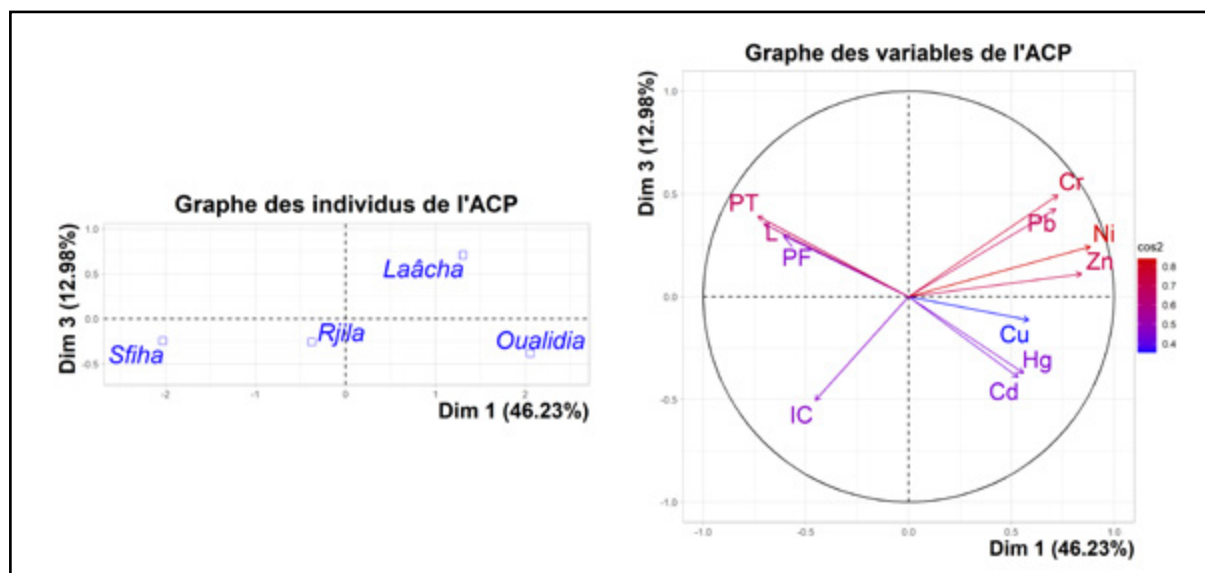


Figure 75 : Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres biologiques) sur le plan factoriel (axe1 x axe3).

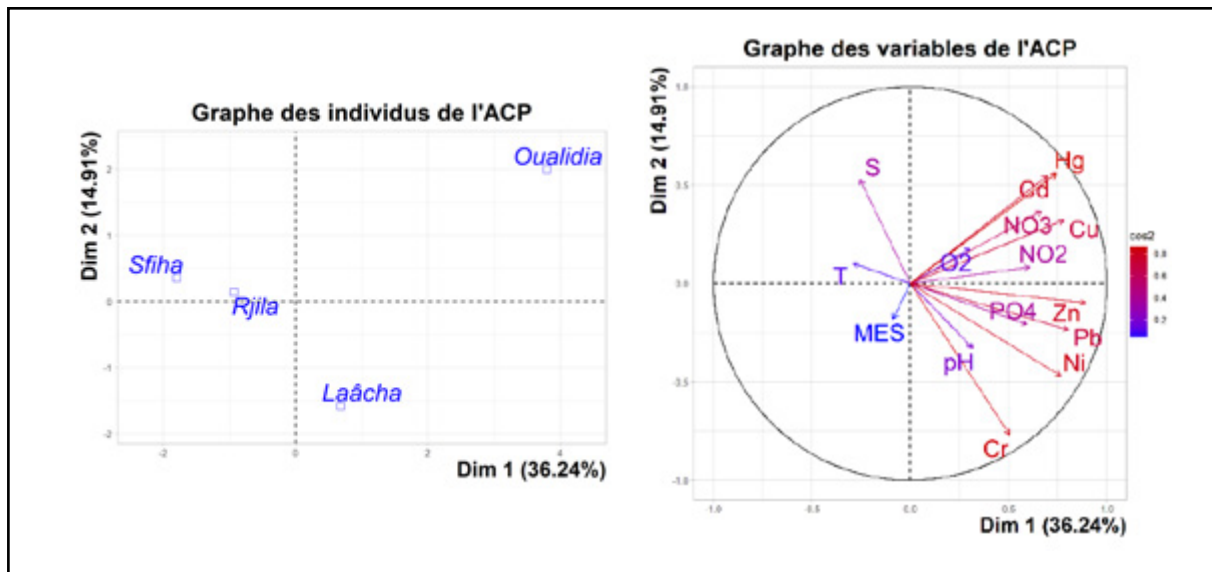


Figure 76 : Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres environnementaux) sur le plan factoriel (axe1 x axe2).

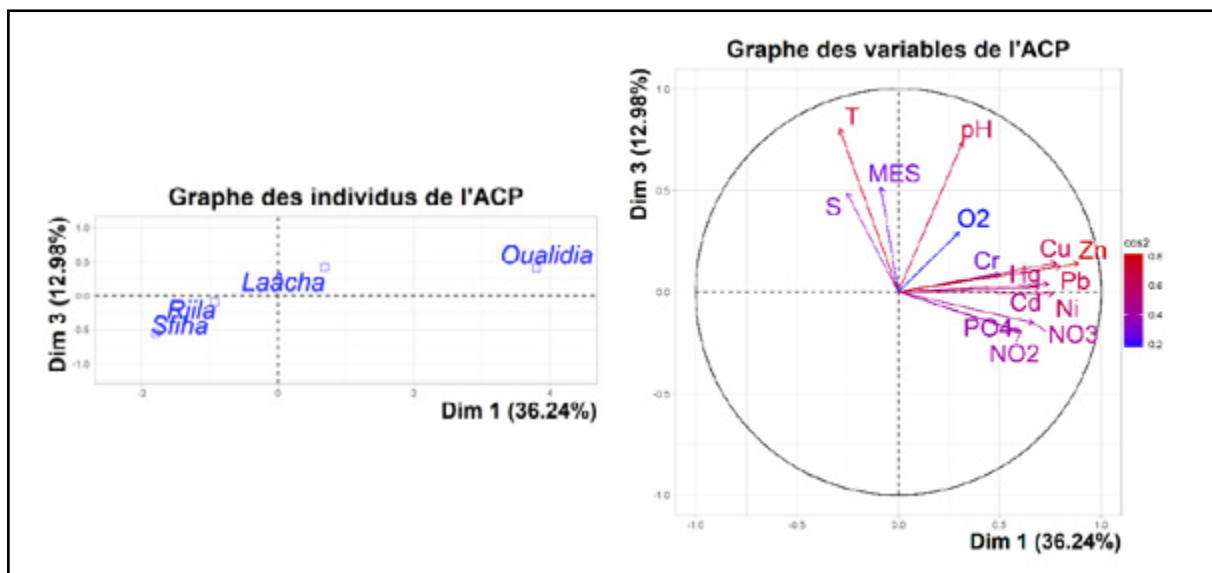


Figure 77 : Représentation graphique des sites et des variables (ETMs et paramètres environnementaux) sur le plan factoriel (axe1 x axe3)

3.6 Interactions entre teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et paramètres géochimiques des sédiments

L'ACP a été réalisée sur 16 variables qualitatives regroupant les paramètres de qualité de sédiment (Cd(s), Pb(s), Hg(s), Cr(s), Ni(s), Cu(s) et Zn(s)) et les teneurs en ETM (Cd(o), Pb(o), Hg(o), Cr(o), Ni(o), Cu(o) et Zn(o)) chez les palourdes issues des quatre modalités supplémentaires qui sont les gisements coquilliers naturels. Les trois premiers axes de l'ACP expriment 87,22% de l'inertie ; avec 45,90% pour le premier axe ; 28,15% pour le deuxième axe et 13,18 pour le troisième axe. Ce qui signifie que la grande partie de l'information est exprimée par ces trois axes. On remarque sur la représentation graphique formée par le plan factoriel, composé par les axes 1 et 2 (figure 78), une séparation nette entre le site de Oualidia et les 3 stations de la Merja Zerga. Sfiha et Rjila demeurent toujours rapprochées par la nature de leurs sédiments (fraction fine et matière organique) ainsi que les faibles teneurs métalliques. La station de Laâcha s'éloigne totalement des autres stations par les caractéristiques géochimiques de ces sédiments (teneurs en fraction fine et matière organique élevée) ainsi que ses valeurs élevées du Cr et Ni aussi bien dans les sédiments que dans la palourde. Le site de Oualidia constitue une unité à part, vue ses teneurs en EMTs relativement élevées, et en particulier le Pb, Hg, Zn et Cr.

La figure 79 montrant le plan factoriel composé des axes 1 et 3, confirme la disposition linéaire guidée par l'axe 1 qui exprime un gradient de qualité à partir de la station Sfiha, puis Rjila et ensuite Laâcha et Oualidia. La qualité des sédiments et les teneurs des métaux traces métalliques dans la chair des palourdes sont à l'origine de cet échelonnement. Sfiha et Rjila restent très rapprochés mais ces sites s'éloignent des deux autres. Ainsi, on peut déduire qu'il s'agit de 3 unités : Sfiha et Rjila constituent une seule unité, Laâcha et enfin l'unité de Oualidia qui se montre plus contaminée en ETMs.

L'axe 1, présente une très bonne corrélation positive à la teneur en Cd(o) (0,730), Pb(o) (0,760), Hg(o) (0,921), Cu(o) (0,812), Zn(o) (0,906), Cd(s) (0,927), Hg(s) (0,947), Cu(s) (0,737). Une moyenne corrélation pour MO (0,565). Sa corrélation avec les autres variables étant faible.

L'axe 2, est très bien corrélé positivement avec Cr(o) (0,645), Ni(o) (0,649), Cr(s) (0,849), Ni(s) (0,685), Zn(s) (0,675), MO (0,640) et FF (0,736). Les autres paramètres présentent des faibles corrélations avec l'axe 2.

L'axe 3, présente une moyenne corrélation positive avec Cu(s) (0,516) et négative pour Pb(o) (-0,568), alors qu'il est bien corrélé négativement avec Cr(o) (0,605).

La matrice de corrélation de Pearson entre les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et les paramètres géochimiques des sédiments est présentée dans le tableau 13.

Les résultats de ce tableau montrent que :

- Les teneurs du cadmium dans la chair de la palourde Cd(o) présentent de bonnes corrélations significativement positives avec Cd(s) (0,807) ; Hg(s) (0,673) ; Cu(s) (0,612). Alors que des corrélations significativement négatives sont remarquées entre Cd(o) et Pb(s) (-0,674) ; Ni(s) (-0,623) ; Zn (-0,553). En revanche, sa corrélation avec Cr(s), MO et FF est très faible.
- Les teneurs du plomb dans la chair de la palourde Pb(o) sont significativement corrélées positivement aux Cd(s) (0,639) ; Hg(s) (0,787). Cependant, la corrélation de ces teneurs avec Ni(s) est négative faiblement significative et elle est positive faiblement significative avec MO.
- Les teneurs du mercure dans la chair de la palourde Hg(o) présentent de fortes corrélations positives avec Cd(s) (0,921) et Hg(s) (0,927) ; une corrélation négative de moyennement à faiblement significative avec le Ni(s) (-0,667), Zn(s) (-0,592) et Pb(s) (-0,474) ; et une corrélation positive faiblement significative avec le Cu(s).
- Les teneurs du chrome dans la chair de la palourde Cr(o) montrent des corrélations positive faiblement significatives seulement avec Hg(s) (0,406), Cr(s) (0,484), MO (0,430) et avec la FF (0,455). La corrélation avec les autres éléments dans le sédiment est non significative.
- De même que Cr(o), les teneurs du nickel dans la chair de la palourde Ni(o) ne sont corrélées qu'avec Cr(s) (0,567), MO (0,402) et la FF (0,460). La corrélation avec les autres éléments dans le sédiment est non significative.
- Les teneurs du cuivre dans la chair de la palourde Cu(o) présentent de bonnes corrélations positives avec Cd(s) (0,793), Hg(s) (0,698). Les corrélations significatives du Cu(o) avec Pb(s) (-0,708), Ni(s) (-0,642) et Zn(s) (-0,688) sont négatives. Le Cu(o) est moyennement corrélé avec Cu(s) (0,402)
- Les teneurs du zinc dans la chair de la palourde Zn(o) montrent de fortes corrélations positives avec Cd(s) (0,748) et Hg(s) (0,804). Alors que sa corrélation avec les autres éléments est moyennement significative avec des corrélations positives pour Cu(s) (0,520), MO (0,461), FF (0,407) et négative avec Pb(s) (-0,329), Ni(s) (-0,374) et Zn(s) (-0,374).

3.7 Evaluation de l'accumulation métallique chez la palourde *R. decussatus*

La capacité d'accumulation des éléments traces métalliques par un organisme à partir du sédiment est déterminée par le calcul d'un indice de la capacité de l'espèce à accumuler un métal particulier par rapport à sa concentration dans le sédiment (facteur d'accumulation sédiment-biote (FASB)) calculé comme le rapport entre la concentration de métal dans l'organisme et celle dans le sédiment (Szefer et al., 1999 ; Usero et al., 2005 ; Papp, 2011)

$$FASB = \frac{C_{organisme}}{C_{sédiment}}$$

- $C_{organisme}$: est la teneur du métal dans l'organisme (mg/kg ps) ;
- $C_{sédiment}$: est la teneur du métal dans le sédiment (mg/kg ps).

Selon la valeur du FASB les organismes peuvent être classés en trois classe Papp, 2011) :

- $FASB < 1$: Organismes à faible potentiel d'accumulation ;
- $1 < FASB < 2$: Organismes à potentiel d'accumulation modéré ;
- $FASB > 2$: Organismes à fort potentiel d'accumulation.

Afin d'évaluer la capacité d'accumulation métallique de la palourde *R. decussatus* dans les différentes stations étudiées, on a calculé le (FASB) de la palourde au niveau de la Merja Zerga (Sfiha, Rjial et Laâche) et la lagune de Oualidia pendant les deux saisons (Hiver et été). Les résultats sont regroupés dans le tableau13.

Ces résultats montrent que la palourde *R. decussatus* présentent un $FASB < 1$ pour les éléments Pb, Cr, Ni et Cu pour les deux saisons, signifiant ainsi un faible potentiel d'accumulation de la palourde pour ces éléments au niveau des quatre stations étudiées. En revanche, un fort potentiel d'accumulation pour le Cd et Hg a été remarqué chez la palourde au niveau des quatre stations, pour les deux saisons, ce potentiel est justifié par un $FASB > 2$ pour toutes les stations et durant les deux saisons, à l'exception du Hg en hiver dans la station Laâcha pour lequel la palourde présente un potentiel modéré.

Pour le Zn, le potentiel d'accumulation de la palourde pour cet élément et généralement faible pendant l'hiver et l'été au niveau des stations d'étude $FASB < 1$, sauf pour les deux stations Laâcha et Oualidia en été, la palourde présente un potentiel d'accumulation modéré pour ce métal.

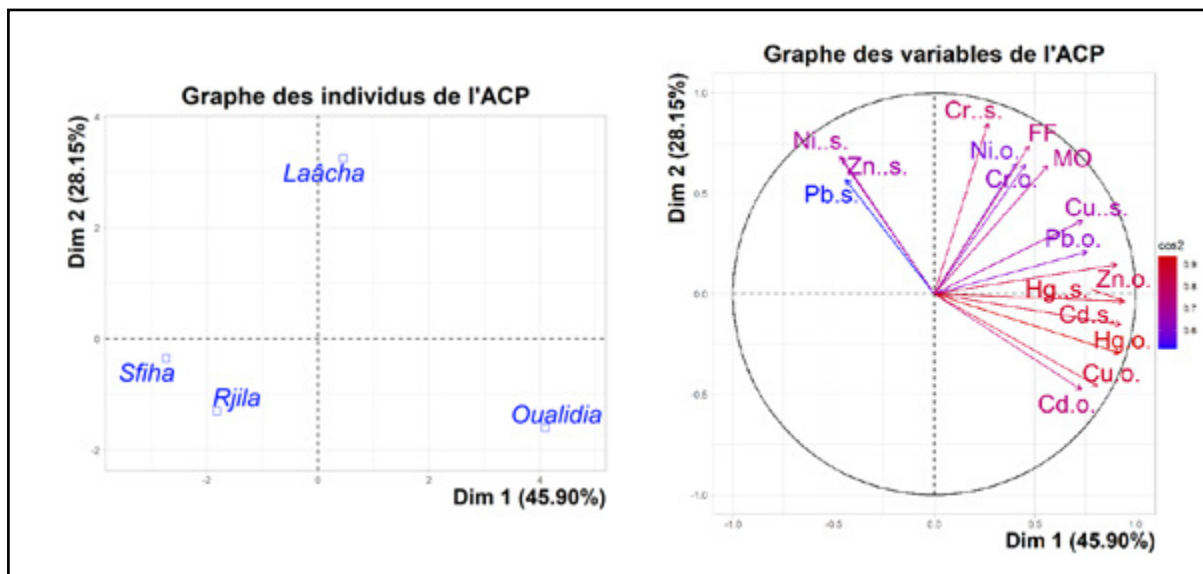


Figure 78 : Représentation graphique des 4 sites et des variables (FF, MO, ETM dans les sédiments et chez la palourde sur le plan factoriel (axe1 x axe2); (Cdo, Pbo, Hgo, Cro, Nio, Cuo et Zno) teneurs métalliques chez la palourde ; (Cds, Pbs, Hgs, Crs, Nis, Cus et Zns) teneurs métalliques des sédiments.

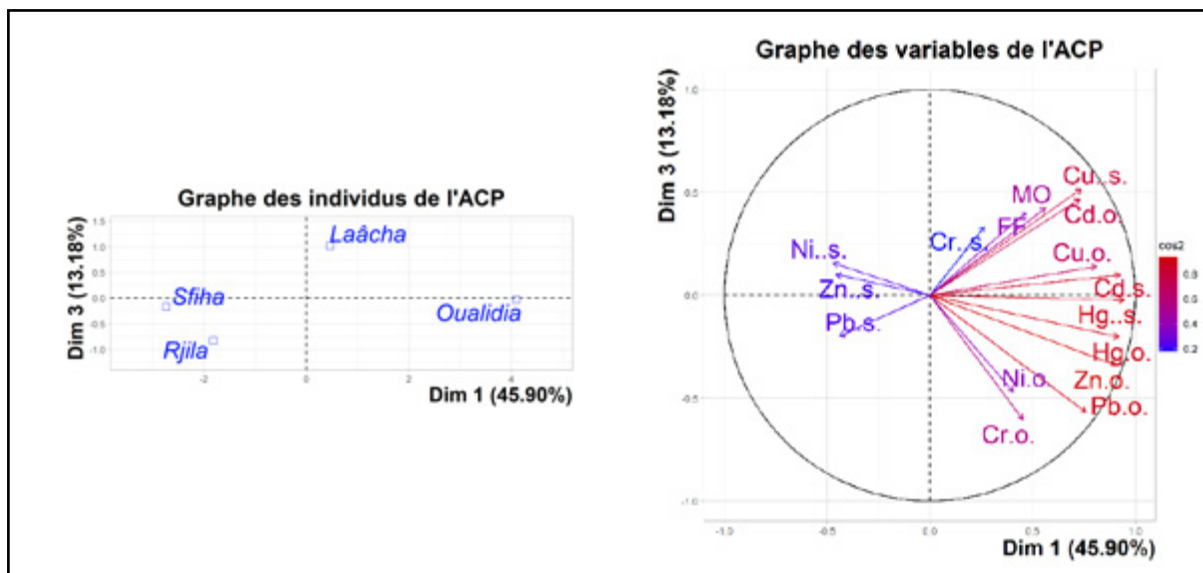


Figure 79 : Représentation graphique des 4 sites et des variables ((FF, MO, ETMs dans les sédiments et chez la palourde sur le plan factoriel (axe1 x axe3); (Cdo, Pbo, Hgo, Cro, Nio, Cuo et Zno) teneurs métalliques de la palourde ; (Cds, Pbs, Hgs, Crs, Nis, Cus et Zns) teneurs métalliques des sédiments.

Tableau 12 : Corrélations entre les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* et paramètres géochimiques des sédiments.

Variables	Cd(o)*	Pb(o)*	Hg(o)*	Cr(o)*	Ni(o)*	Cu(o)*	Zn(o)*
Cd(s)**	0,807	0,639	0,921	0,232	0,178	0,793	0,748
Pb(s)**	-0,674	-0,028	-0,474	0,252	0,097	-0,708	-0,329
Hg(s)**	0,673	0,787	0,927	0,406	0,259	0,698	0,804
Cr(s)**	-0,062	0,169	-0,084	0,484	0,567	0,092	0,272
Ni(s)**	-0,623	-0,311	-0,667	0,161	0,237	-0,642	-0,374
Cu(s)**	0,612	0,361	0,495	0,235	0,254	0,463	0,520
Zn(s)**	-0,553	-0,271	-0,592	0,110	0,185	-0,688	-0,374
MO	0,286	0,344	0,222	0,430	0,402	0,218	0,461
FF	0,175	0,288	0,109	0,455	0,460	0,104	0,407

En gras, valeurs significatives au seuil alpha=0,05

*Teneurs métalliques dans la chair de la palourde

**Teneurs métalliques dans les sédiments

FF Fraction fine des sédiments

MO Matière organique dans les sédiments

Tableau 13 : Facteur d'accumulation sédiment-biote (FASB) des éléments traces métalliques chez la palourde *R. decussatus* au niveau des stations étudiées pendant (Hiver et été).

FASB		Sfiha	Rjila	Laâcha	Oualidia
Cd	Eté	2,87	4,42	4,71	4,2
	Hiver	2,21	4,38	4,86	2,35
Pb	Eté	0,02	0,03	0,07	0,04
	Hiver	0,01	0,03	0,04	0,13
Hg	Eté	2,25	3,88	3,42	2,63
	Hiver	2,56	2,68	1,68	3,1
Cr	Eté	0,03	0,06	0,12	0,02
	Hiver	0,06	0,06	0,06	0,1
Ni	Eté	0,09	0,15	0,41	0,1
	Hiver	0,13	0,16	0,13	0,38
Cu	Eté	0,26	0,45	0,35	0,3
	Hiver	0,24	0,33	0,32	0,33
Zn	Eté	0,55	0,81	1,17	1,11
	Hiver	0,36	0,79	0,74	1,61

4- Discussion et conclusion

L'étude de la relation entre les différents paramètres biométriques réalisée en se basant sur les mesures de la longueur, hauteur, épaisseur (L, H et E,) et du poids total et poids frais (Pt et Pf) ont été prises sur 1440 individus de palourde *R. Decussatus* qui sont distribués entre quatre stations Sfiha, Rjila et Laâcha au niveau de la Merja Zerga et Parc 1 au niveau de la lagune de Oualidia. Cette étude a montré la forte relation existante entre la longueur et la hauteur d'une part et la longueur et l'épaisseur d'autre part justifiée par les R^2 qui sont supérieurs à 0,8 pour toutes les stations. Les résultats sur les valeurs du coefficient d'allométrie et de leur test de signification test t de Fisher Snédcor (à 5% d'erreur) montrent une croissance minorante pour les relations longueur-hauteur au niveau de Sfiha et Rjila alors qu'elle est majorante au niveau de Laâcha et Oualidia (Parc 1). Pour la relation entre longueur et épaisseur une isométrie est constatée au niveau des quatre stations étudiées. De même, les relations taille-poids ont montré la forte corrélation positive entre les paramètres longueur- poids total et longueur-poids frais. Le test t de Fischer-Snédor met en évidence une allométrie fortement minorante dans les trois stations Sfiha, Rjila et Laâcha entre la longueur et poids total. Cependant, la croissance est fortement majorante au niveau de Oualidia (Parc 1). Pour la relation longueur-poids frais une isométrie pour l'ensemble des individus au niveau des quatre stations étudiées (Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia (Parc 1)) est constatée.

Pour les relations linéaires et les relations taille-poids de la palourde *R. decussatus*, une variabilité de la nature de croissance a été démontrée entre les stations. Ceci pourrait être dû aux caractéristiques environnementales de chaque station. En effet, pour de nombreuses espèces, les changements allométriques peuvent être influencés par les conditions environnementales (Seed, 1968 ; Brown et al., 1976 ; Lucas, 1981 ; Eagar et al., 1984 ; Kwon et al., 1999 ; Costa et al., 2008). Une variation entre la croissance de l'huître américaine *Crassostrea virginica* vivante en position subtidale et intertidale de l'estuaire Georgetown a été dénotée par Dame (1972). De même, pour (Aloui Bejaoui, 1998) la température du milieu et la teneur en chlorophylle ont un impact sur la masse de la moule, de sa chair et de sa coquille.

L'étude réalisée sur la croissance de la palourde dans la Merja Zerga par Labardi, (2006) a montré que les paramètres longueur-hauteur et longueur-épaisseur sont fortement corrélés avec des coefficients de corrélation proche de l'unité 1. De même, cet auteur a constaté que la relation taille-poids de la palourde au niveau de la Merja Zerga est allométrique et l'allométrie est significativement minorante pour la totalité des sites de la lagune. De même, Labardi (2006) a constaté que la croissance relative épaisseur-longueur est significativement différente d'une station à l'autre au niveau de la Merja Zerga.

Amane et al (2019) a constaté une étroite relation entre les paramètres longueur, hauteur largeur et poids total de la palourde de la baie de Dakhla, la lagune de Sidi moussa, lagune de Moulay Bousselham et la lagune de Oualidia. Pour cet auteur la croissance chez la palourde marocaine (*Ruditapes Decussatus*) est caractérisée par une allométrie minorante.

En Tunisie, Trigui El Ménif (1995) a constaté que, suivant l'évolution relative saisonnière de l'épaisseur en fonction de la longueur, l'allométrie est minorante à Gargour (Tunisie) en automne et au printemps. Cependant, la croissance devient isométrique en été et en hiver. A Menzel-Jemil, Trigui El Ménif (1995) a souligné que la croissance en épaisseur est significativement supérieure à la croissance en longueur quel que soit la saison.

Zamouri-Langar (2010) a signalé qu'au niveau de la lagune nord de Tunis l'allométrie est minorante, la croissance en masse totale est plus lente que la croissance en longueur totale et la croissance en longueur est plus importante que celle de la hauteur et de l'épaisseur pour la palourde *R. decussatus*. Alors que dans la région de Zaraat, ce même auteur a constaté une isométrie pour l'ensemble des individus.

Les tests Anova réalisés sur les paramètres longueur, hauteur, épaisseur, poids total et poids frais pour tester la variabilité de croissance entre les quatre stations étudiées montrent une ressemblance entre Sfiha et Oulidia (Parc 1) en termes de comparaison des longueurs, des hauteurs et poids frais. Cependant, pour l'épaisseur et le poids total une ressemblance a été observée entre Oualidia (Parc 1) et Rjila.

L'indice de condition (IC), souvent utilisé pour qualifier l'état physiologique des bivalves, est considéré comme l'un des meilleurs indicateurs de l'état général des organismes pour les études environnementales (Hyotylanen et al., 2002). L'IC présente une variation selon un gradient de pollution, Au niveau de la station Sfiha l'IC est significativement plus élevé chez la palourde, alors que la station de Laâcha se différencie par les IC les plus faibles. Kamara et al (2005) ont souligné que les valeurs enregistrées pour l'indice de condition de la palourde de la lagune de Nador (90 ;140), la lagune de Oualidia (60 ; 147) et la baie de Dakhla (220 ; 339), peuvent être influencées par la température et les apports trophiques dans le milieu ainsi que par la période d'émission des gamètes. (Labardi, 2006) a remarqué que, contrairement à la température, la salinité ne semble pas avoir un effet sur les fluctuations de l'IC chez la palourde *R. dicussatus* au niveau de Merja Zarga. Selon cet auteur, la durée de la gamétogenèse et du nombre d'ovocytes chez la palourde peut être influencé par la position intertidale et le temps d'immersion des individus.

El Haimeur (2019) a constaté une différence de l'indice de condition de la moule dans la région méditerranéenne et atlantique expliquée par le stress chimique que peut subir les organismes dans un milieu pollué. Les réserves énergétiques

sont utilisées par les organismes pour leur détoxication (Benali et al ; 2015).

Pour les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus*, au niveau de la Merja Zerga (Sfiha, Rjila et Laâcha), les plus fortes teneurs en Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn ont été enregistrées entre octobre et janvier pour l'ensemble des stations, alors que les plus faibles teneurs sont signalées entre avril et mai. Plusieurs études ont confirmé que les teneurs métalliques chez les mollusques varient en fonction des saisons (Cossa & Rondeau, 1985 ; Lee et al., 1996 ; Kaimoussi et al., 2000 ; Orban et al., 2002 ; Essedaoui & Sif, 2001, Sif et al. 2002 ; Tahiri et al., 2005). Selon Ferreira et al (2004) les teneurs métalliques chez les bivalves *Perna viridis* de la côte brésilienne étaient liées à la variation saisonnière. Le même résultat a été constaté chez *Mytilus galloprovincialis* du golfe d'Annaba (Drif et al., 2005). Les teneurs métalliques sont plus élevées en hiver qu'en été notée chez la moule *Mytilus edulis*, et l'huître *Crassostrea gigas* (Chu et al., 1990 ; Bordin et al., 1992). En revanche, Radenac et al., (1997) ont remarqué que l'espèce *Mytilus edulis* enregistre les faibles teneurs en automne, alors que les plus fortes concentrations sont constatées au printemps. Pour Taleb & Boutiba (2007) chez *M. galloprovincialis* les teneurs enregistrées en hiver sont plus basses que celles enregistrées en été en raison de la dispersion des polluants favorisée par les forts gradients courantologiques hivernal.

Cependant, pour l'élément Cd, les faibles concentrations du Cd ont été relevées durant la période mai-juillet et la plus forte concentration a été enregistrée en avril. Ce résultat pourrait être expliqué par les concentrations en éléments nutritifs élevés dans cette période spécialement la concentration des orthophosphate. Selon Cossa & Lassus., (1989) des concentrations importantes en Cd se rencontrent dans les eaux riches en sels nutritifs.

Les résultats de la comparaison des teneurs métalliques de la palourde *Ruditapes decussatus* au niveau de la Merja Zerga (Sfiha, Rjila et Laâcha) et la lagune de Oualidia (Parc1) montrent que : Pour les éléments (Cd, Hg, Cu et Zn), les teneurs au niveau de Oualidia sont significativement supérieures au teneurs au niveau de Merja Zerga, cette différence pourrait être liée à la remontée des masses d'eaux froides par les upwellings qui caractérise cette zone (Mekkaoui et al., 2005) et également par le courant marin de surface qui ramène ces éléments des zones industrielles à proximité de la lagune et spécialement l'industrie de transformation des phosphates qui reste la source la plus importante des rejets liquides dans la zone (22,7 millions de m³) (Afandi, 2018). Les faibles teneurs pour ces éléments sont relevées au niveau de la Station Sfiha, cela revient probablement à son emplacement qui est loin des apports importants de Canal de Nador et Ouad Drader. Pour les teneurs en Pb la lagune de Oualidia présente une similitude avec Laâcha. Les teneurs en Ni par contre présentent une ressemblance entre les quatre stations avec les plus faibles valeurs au niveau de Sfiha. En revanche, la station Laâcha se distingue des quatre autres stations par

les teneurs significativement élevées du Cr. Ces résultats corroborent les résultats de l'ACP qui corrèle significativement l'axe de contamination métallique avec les stations les plus contaminées. Selon (Drif *et al.*, 2005) des variations temporelles de teneurs métalliques chez *M. galloprovincialis* du golfe d'Annaba étaient liées à la variation dans les sources d'enrichissement, qui diffèrent selon les saisons. Le même résultat a été souligné par (Ferreira *et al.*, 2004) pour la moule *Perna viridis* de la côte brésilienne.

Généralement, les processus impliqués dans l'accumulation métallique engagent à la fois les facteurs biotiques tels que les paramètres biométriques ainsi que les facteurs abiotiques en rapport avec les paramètres physico-chimiques du milieu, l'hydrodynamisme et le temps d'immersion.

Les facteurs allométriques peuvent affecter significativement les concentrations en éléments traces métalliques, ce qui est relié à un phénomène de dilution pondérale, résultant d'une augmentation de la masse des individus associée à une faible contamination du milieu. Dans le cas des milieux non pollués l'accumulation métallique est inversement proportionnelle à la masse de l'organisme (Cossa *et al.*, 1980 ; Boyden & Phillips., 1981 ; Bendell & Feng., 2009).

Dans le cas du présent travail, la taille et le poids de la palourde *R. decussatus* semble avoir différents effets sur l'accumulation des éléments métalliques. En effet, la corrélation du Cr et du Ni avec les paramètres biométriques (longueur, poids total et poids frais) est significativement négative. Pour le Zn, la corrélation négative moyenne est constatée juste avec la longueur et poids total. Ce qui pourrait être expliqué par une accumulation plus importante au niveau de la coquille que la chair. En effet, dans la baie de Nha Trang, Phuong, (2014) a constaté que les concentrations du Zn, Al et Fe sont plus élevées dans la coquille que le tissu mou mollusques bivalves de la *Laternula anatina*. Pour les autres éléments Cd, Pb, Hg, et Cu l'accumulation métallique est indépendante de la taille et du poids.

Dans l'ensemble, les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* sont moyennement à faiblement corrélées avec les éléments nutritifs du milieu (NO₂, NO₃ et PO₄). Pour Cossa et Lassus (1989) les plus importantes concentrations du Cd sont rencontrées dans les eaux riches en sels nutritifs. Pour les autres paramètres, le pH présente une corrélation positive moyenne avec (Pb, Cr, Ni, Cu et Zn). En effet, plusieurs auteurs ont confirmé le rôle important du pH dans le comportement des éléments traces métalliques (Davies *et al.*, 1982 ; Sigg *et al.*, 2001 ; Lions, 2004 ; Borgmann *et al.*, 2005 ; Grosel *et al.*, 2006 ; Komjarova & Blust, 2009). L'oxygène est corrélé moyennement à Hg et Cu, alors que la salinité présente une corrélation négative moyenne avec Cr et Ni. Ce qui signifie qu'une augmentation de la salinité aura tendance à diminuer l'accumulation du Cr et Ni, les mêmes remarques ont été constatées pour l'accumulation du Cd (Davies *et al.*, 1982 ; Luoma *et al.*, 1990) et l'accumulation du Cu (Niyogi & Wood., 2004 ; De Jonge *et al.*, 2014).

Pour la corrélation entre les teneurs des éléments traces métalliques dans la chair de la palourde *R. decussatus* et celles du sédiment on peut constater une corrélation positive hautement significative entre le Hg dans la chair et le Hg dans le sédiment ($p < 0,01$). De même, la corrélation entre le Cd dans la chair de la palourde et Cd dans le sédiment, est positivement significative ($p < 0,05$). Ce qui explique que le sédiment est la source principale de ces deux éléments dans la chair de la palourde. Pour le reste des éléments traces métalliques la corrélation n'est pas significative ($p > 0,05$). L'absence de corrélation entre la teneur métallique en Pb, Cr, Ni, Cu et Zn chez la palourde *R. decussatus* et leurs teneurs dans les sédiments suggère que ces éléments ne sont pas assimilés par la palourde ou bien ils sont présents dans le sédiment sous forme non biodisponible.

En comparaison générale du facteur d'accumulation sédiment biote chez la palourde *R. decussatus* des quatre stations étudiées, le FASB a indiqué un degré d'accumulation des éléments traces métallique chez la palourde qui dépendent du type de l'élément métallique, de la nature de l'habitat et de la saison.

Sur la base du facteur de bioaccumulation (FASB), la palourde *R. decussatus* a montré différents degrés d'accumulation des éléments traces métallique dans son tissu corporel, qui dépendent du type de l'élément métallique, de la nature de l'habitat et de la saison. Ainsi, les tendances du FASB en hiver était de l'ordre décroissant : pour la station de Sfiha $Hg > Cd > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb$; Pour Rjila et Laâcha $Cd > Hg > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb$ et pour Oualidia $Hg > Cd > Zn > Ni > Cu > Pb > Cr$. Alors que les tendances du FASB en été était de l'ordre décroissant : pour Sfiha et Rjila $Cd > Hg > Zn > Cu > Ni > Cr > Pb$; pour Laâcha $Cd > Hg > Zn > Ni > Cu > Cr > Pb$ et pour Oualidia $Cd > Hg > Zn > Cu > Ni > Pb > Cr$.

Les valeurs du FASB pour le Pb et Cr obtenues chez la palourde *R. decussatus* indiquent qu'une teneur plus élevée de ces deux métaux a été trouvée dans les sédiments par rapport aux palourdes ($FASB < 1$) dans les deux saisons. Une telle condition reflétait peut-être que les palourdes étaient plutôt sélectifs dans l'accumulation de Pb et Cr dans leurs tissus, avec une différence entre les stations de la Merja Zerga (Sfiha, Rjala, Laâcha) et Oualidia. Comparativement, les teneurs les plus élevées de FASB sont constatées pour les éléments Cd, Hg au niveau des quatre stations suggérant ainsi que la palourde *R. decussatus* est un bon indicateur de pollution pour ces deux éléments. Pour les autres éléments Zn, Ni et Cu l'accumulation était variable au niveau des différentes stations. Cet ordre peut être dû à la variation des niveaux de métaux rejetés à différentes stations et aussi aux changements chimiques du métal avant d'être repris par la palourde *R. decussatus*.

Chapitre IV :

**Développement d'un
système d'élevage
en suspension pour
l'amélioration de la
qualité de la palourde
(*R. decussatus*)**

1- Introduction

L'élevage de la palourde *R. decussatus* se fait habituellement sur le sol (après une pré-croissance jusqu'à 12-13 mm (Taille 8). Les individus de ce bivalve sont semés directement dans les 10 premiers cm du sédiment. En effet, de nombreux auteurs affirment que les palourdes présentent des coquilles déformées lorsqu'elles sont élevées au-dessous du sol (Boglino et al 2009 ; Gervasoni 2009 ; Besançon et al 2013).

Cependant, la palourde s'enfouit dans le sédiment à l'aide de son pied et constitue une proie facilement accessible pour les prédateurs (*Carcinus meanas*, *Conus* spp et *anguille*). Sa production et/ou sa collecte (pêche à vue) nécessite un contrôle sanitaire sérieux pour éviter le risque sanitaire qui pourrait être lié aux nombreuses substances toxiques dans les sédiments.

En 2015, le Cépralmar a testé une méthode de suivi des palourdes dans des « bacs suspendus contenant des sédiments », les résultats ont été très encourageants, mais le seul inconvénient du test effectué a été la perte de quelques individus, sans aucune trace de coquilles disparues (Cépralmar 2016). L'étude réalisée par Devic (2010) sur des chaînes dans l'étang de Thau montre des résultats de croissance très encourageants de la palourde européenne ; la taille a atteint 22 mm et l'auteur propose de finir la croissance des animaux jusqu'à la taille commerciale dans le sédiment.

L'enjeu de cette partie d'essai d'élevage est de pouvoir poursuivre la croissance de ce bivalve dans la colonne d'eau et d'obtenir des individus facilement accessibles et contrôlés pour être commercialisés sans risque sanitaire. En effet, des études ont montré que la consommation de coquillages contaminés constitue un risque majeur pour la santé publique (Plusquellec et al 1986 ; Valentin et al 2000). Le mode d'alimentation des bivalves par filtration de l'eau de mer conduit inévitablement à leur contamination par des bactéries, des virus, des toxines et des substances chimiques toxiques présents dans les masses d'eau (Oliveira et al 2011 ; Lavaud 2014).

La contamination microbiologique peut impliquer l'apparition d'un certain nombre de micro-organismes, pathogènes ou non, dans les eaux côtières : le plus souvent, il s'agit de germes fécaux, adaptés aux organismes humains ou animaux : virus et bactéries entériques (Hervio-Heath et al 2012). La plus connue et la plus étudiée est la bactérie *Escherichia coli*, dont plusieurs souches ont été identifiées comme responsables des maladies graves (Allocati et al 2013 ; Damayanti et al 2019). Dans le milieu aqueux, les bactéries s'adsorbent sur les particules en suspension dans l'eau et sédimentent avec elles. De nombreuses études s'accordent à dire que la charge bactérienne est plus importante dans

le compartiment sédimentaire (et notamment en surface (biofilm) que dans la colonne d'eau sus-jacente (Alzieu 1999 ; Derrien 2004 ; Sigwald et al 2012).

Les éléments traces métalliques (ETM), connus pour leur toxicité et leur contamination des habitats lagunaires, font partie des substances dont les concentrations doivent être évaluées pour préciser leurs niveaux de contamination, et donc, leur impact écologique potentiel (Klassen et al., 2010). Contrairement aux substances organiques, les métaux traces sont infiniment persistants et leur forme dans l'environnement est très variable, ce qui influence leurs propriétés environnementales (Papp 2011 ; Mejjad et al 2018). Ces éléments traces métalliques se bioaccumulent dans le corps des organismes aquatiques et présentent un risque pour la santé humaine (Yap et al 2016 ; Wang & Lu 2017 ; Puspitasari et al 2020). En effet, l'accumulation de plomb et de cadmium dans le corps humain affecte la fonction rénale (Hartanto & Tjahjono 2020). D'autres éléments comme le chrome, nickel, cuivre et zinc sont préoccupants pour l'environnement et toxiques pour les écosystèmes aquatiques.

L'objectif de cette partie de notre étude est de développer un système d'élevage en suspension dans la colonne d'eau permettant d'assurer un élevage sans contraintes de forte mortalité, de déformation et d'obligation à compléter la croissance de la palourde dans le sédiment. Aussi, ce processus d'élevage de cette espèce dans la colonne d'eau permettra d'évaluer et comparer les niveaux de contamination bactériologique et par les métaux traces du produit élevé en suspension et dans le sédiment. Ce système développé est testé pour la première fois dans la lagune de Oualidia, un site réputé pour l'ostréiculture au Maroc.

2- Matériel et Méthodes

2.1 Matériel biologique

En mars 2017, un total de 8000 individus de palourdes (*R. decussatus*) d'une taille moyenne de 20 mm et d'un poids moyen de 2 grammes, collectés dans la population naturelle de la lagune de Oualidia, ont été utilisés pour l'installation de l'essai.

2.2 Choix du site d'étude.

L'étude expérimentale a été réalisée dans un environnement semi-fermé de la lagune de Oualidia (Figure 80). Dans la lagune de Oualidia l'aquaculture est pratiquée dans cinq parcs qui exploitent 1/6ème de la surface de la zone humide (Zbiry 2018 ; Lakhlalki et al 2020), consistant principalement en l'ostréiculture, pratiquée depuis 1970. La profondeur moyenne du chenal principal est de 4 m à certains endroits et près de la moitié (53 %) de la surface de la lagune est exposée à marée basse (Karim et al., 2017). Les courants de marée sont très intenses en amont de la lagune, avec des intensités maximales d'environ 138 cm/s observées en octobre-novembre (Makaoui et al, 2018). La force motrice de la circulation hydrologique de cette lagune est la marée, qui est semi-diurne (Sarf, 1999 ; Kamara et al., 2005 ; Karim et al, 2017).

Le point d'installation du système a été choisi en raison de ses conditions hydrologiques et hydrodynamiques. La partie amont de la lagune où les courants de marée sont très intenses a été évitée (Makaoui et al 2018). D'autres conditions supplémentaires ont été prises en compte, à savoir : l'accès au point d'élevage et la proximité d'une ferme conchylicole (Photo 3).



Figure 80 : Carte de la zone d'étude montrant l'emplacement de l'installation du système d'élevage de la palourde dans la lagune de Oualidia.



Photo 3 : Site et poches d'élevage de la palourde dans le parc 1 de Oualidia.

2.3 Conception du système d'élevage.

Le choix des poches a été inspiré de la technique d'ostréiculture pratiquée sur le même site choisi pour cette étude. En mars 2017, 8 poches en suspension, de 100 cm de long et 50 cm de large avec un maillage de 10 mm, ont été fixées par des supports métalliques enfoncés verticalement dans le sédiment (Photo 4).

Les strates de pose des poches d'élevage ont été fixées à 60 cm d'intervalle de manière à couvrir toute la colonne d'eau. Pour comparer les résultats avec les conditions naturelles, une poche a été enfouie dans le sédiment (figure 81).

Au total, le système est composé de quatre niveaux, à savoir

- Niveau 1 (N1) : poches enfoncées dans le sédiment pour reprendre les conditions naturelles d'élevage.
- Niveau 2 (N2) : poches déposées sur le sédiment, les individus se trouvent entre les deux milieux sédiment et colonne d'eau
- Niveau 3 (N3) : poches déposées à 60 cm du fond à marée basse, dans la colonne d'eau, les individus de ce niveau sont toujours submergés à marée haute et à marée basse.
- Niveau 4 (N4) : poches déposées près de la surface, à 120 cm du sol à marée basse. Les individus de ce niveau sont submergés à marée haute et exposés à l'air à marée basse,

Deux poches sont placées pour chaque niveau. Une pour le suivi de la croissance (poche A), et l'autre pour le suivi de la mortalité et de la déformation (poche B).

La densité appliquée est de 1000 palourdes dans chaque poche. Ce qui représente une densité de 2000 individus par m². Pendant toute la durée de l'étude, les paramètres hydrologiques (température, salinité, pH, oxygène dissous et matières en suspension) ont été suivis chaque mois à marée basse, tant en surface que près du fond. Les paramètres (température, salinité, pH) ont été mesurés in-situ à l'aide d'une sonde de type WTW. L'oxygène dissous a été mesuré par la méthode chimique de Winkler. Les matières en suspension ont été déterminées par filtration et double pesée (Aminot & Kerouel 2004).

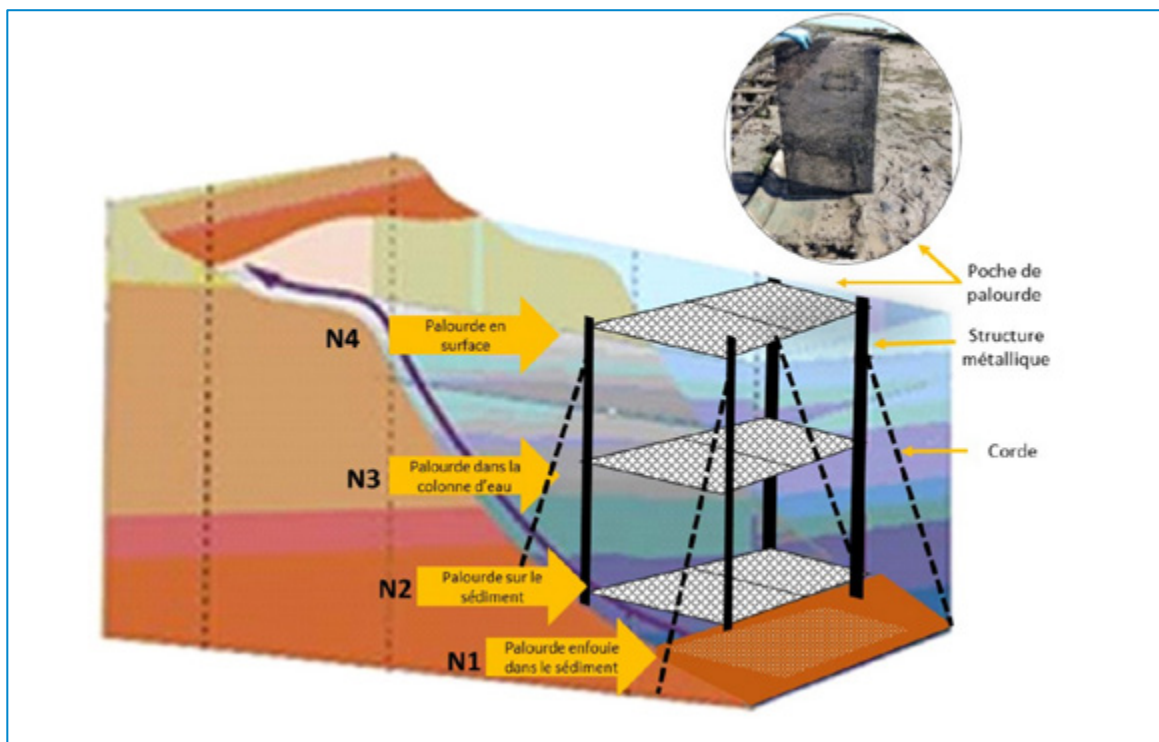


Photo 4 : Système d'élevage en suspension de la palourde *R. decussatus* au niveau de la lagune de Oualidia

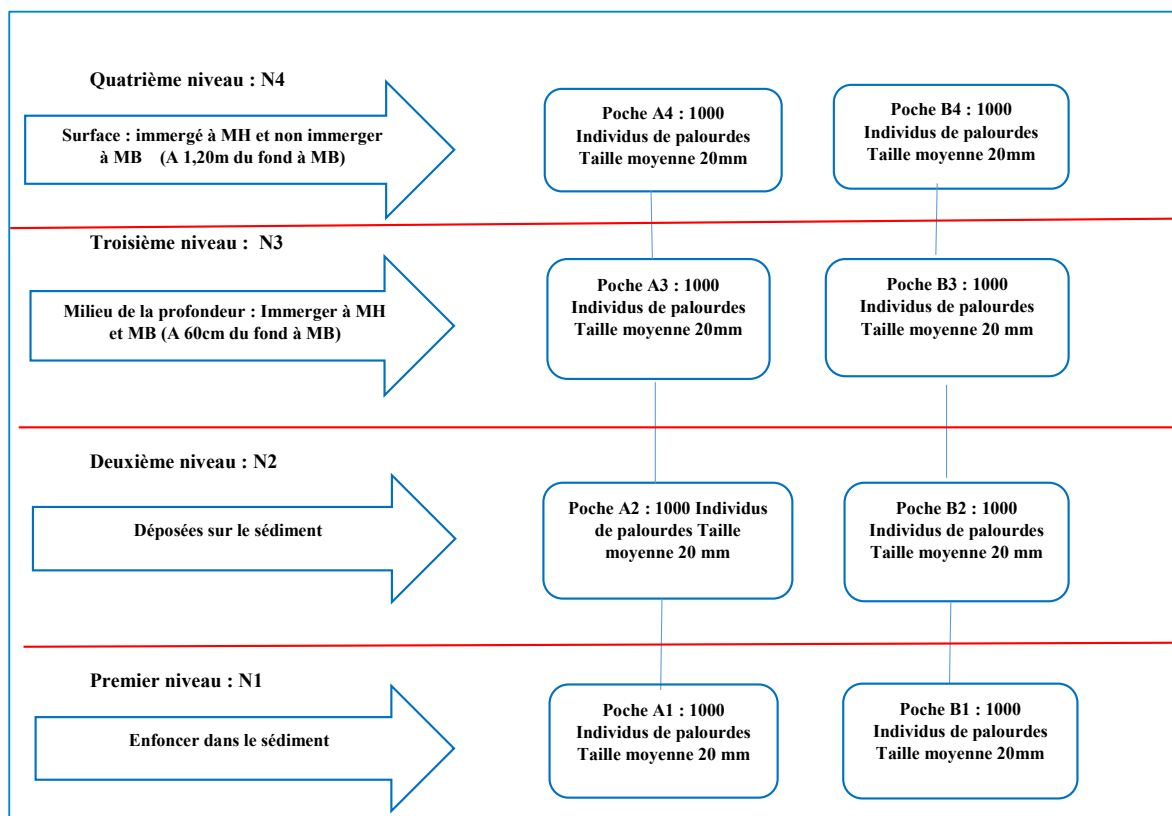


Figure 81 : Protocole d'élevage de la palourde dans la lagune de Oualidia

2.4 Suivi de la croissance des individus.

2.4.1 Paramètres biométriques

Trente individus ont été prélevés chaque mois, dans les poches (A1, A2, A3 et A4) pour étudier :

- La taille corporelle de la coquille : longueur, hauteur et épaisseur pour chaque niveau, mesures prises à l'aide d'un pied à coulisse au 1/100 mm ;
- Le poids total individuel, relevé à l'aide d'une balance électronique à 0,0001g.
- Le poids individuel frais de la chair, relevé à l'aide d'une balance électronique à 0,0001g.
- Le poids sec individuel de la chair après lyophilisation, pris à l'aide d'une balance électronique.
- Le poids sec individuel de la coquille est relevé à l'aide d'une balance électronique, après séchage à 60°C dans un four pendant 48 heures.

2.4.2 Suivi de l'indice de condition

L'indice de condition des palourdes est régulièrement analysé pour déterminer les phénomènes significatifs tels que la croissance ou la reproduction qui sont caractérisées par des fluctuations saisonnières. L'indice de condition utilisé est celui de (Walne & Mann, 1975) défini selon la formule suivante :

$$IC = (Pds \text{ sec de la chair} / Pds \text{ sec de la coquille}) \times 1000$$

2.5 Suivi de la mortalité et déformation.

- Taux de mortalité : Les individus morts et vivants sont comptés chaque mois, dans les poches (B1, B2, B3 et B4) ; (les individus morts sont retirés). Cela permet de déterminer, pour chaque niveau, deux taux de mortalité (Fleury et al., 2011) :

- Le taux de mortalité instantané (MI), observé au temps t :

$$\text{Mortalité instantanée (t)} = \text{Nombre mortes (t)} / \text{Nombre mortes (t)} + \text{Nombre vivantes (t)}$$

- Le taux de mortalité cumulé (MC) au moment t :

$$\text{Mortalité cumulée (t)} = 1 - [(1 - MC(t-1)) \times (1 - MI(t))]$$

- Le taux de déformation : comptage, chaque mois, dans les poches (B1, B2, B3 et B4) de tous les individus bombés (Déformés).

2.6 Suivi des niveaux et tendances de contamination

2.6.1 Contamination bactériologique.

Chaque mois, 10 pièces de niveau N1 et N3 (poches A1 et A3) ont été prélevées et placées dans des sacs stériles, puis transportées dans une glacière le plus rapidement possible au laboratoire et analysées sans délai selon la norme (NM ISO 16649-3) : Après préparation dans des conditions aseptiques d'une suspension mère diluée au 1/3, la détermination du NPP d'*E. coli* β Glucuronidase positive dans les coquillages vivants a été effectuée en deux étapes (Test présomptif et test confirmatif)

- Test présomption :

- Ensemencement de cinq tubes de bouillon de glutamate modifié à double concentration (BGMDC) avec une quantité déterminée de la suspension de l'échantillon à tester.
- Ensemencement de cinq tubes de bouillon de glutamate modifié à simple concentration (BGMSC) avec une quantité déterminée de la suspension de l'échantillon à tester. Puis, dans les mêmes conditions, ensemencement du milieu (BGMSC) avec des dilutions décimales de la suspension d'échantillon à tester.
- Incubation de tubes (BGMDC) et (BGMSC) à $37 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 24 ± 2 h.
- Examen des tubes pour une éventuelle production d'acide, c'est-à-dire la fermentation du lactose.

- Test confirmation :

- Pour chaque tube de milieu avec production d'acide, mettre en subculture sur gélose tryptone bile x-glucuronide (TBX).
- Incuber la gélose TBX à $44 \pm 1^\circ\text{C}$ pendant 21 ± 3 h.
- Examen de la gélose TBX pour détecter d'éventuelles colonies bleu-vert, signifiant la présence d'*E. coli* β G+. Détermination du Nombre le Plus Probable (NPP) d'*E. coli* β G+ en fonction du nombre de tubes de milieu dont les subcultures ont produit des colonies bleues ou bleu-vert sur gélose TBX.

2.6.2 Contamination métallique.

La chair des trente individus des deux niveaux N1 et N3 (poches A1 et A3), prélevés pour le suivi de la croissance, est ensuite lyophilisée, broyée et stockée dans des flacons décontaminés jusqu'à l'analyse (Voir méthode d'analyse chapitre 3).

Pour le contrôle qualité et la validation des résultats, des solutions de blanc et un matériau de référence certifié (CRM) de tissu de mollusque lyophilisé (Nist-2976) ont été utilisés avec chaque série d'échantillons. Tous les échantillons sont analysés en triple. Les données ont été rapportées comme la moyenne et l'écart type des mesures en triple.

Les résultats sont calculés en mg kg^{-1} de masse sèche puis ils sont convertis en mg kg^{-1} de masse fraîche en utilisant le facteur de conversion (FC) calculé.

2.7 Traitement statistiques des données.

Les données ont été compilées et tracées pour évaluer visuellement la croissance et la survie des palourdes à différents niveaux d'élevage. Une comparaison entre l'effet des différents niveaux et leurs interactions sur chacun des paramètres (indice de condition, croissance, mortalité et déformation, contamination chimique) a été effectuée à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA) réalisée par le logiciel RStudio (Packages – Rcmdr- 2020). Les conditions d'homogénéité des variances ont été vérifiées avec le test de Levene et la normalité des résidus avec le test de Shapiro-Wilk. Lorsque les conditions d'application de l'analyse de variance ne sont pas remplies, les données sont soumises à une transformation à la distribution normale. Les résultats sont considérés comme significativement différents lorsque $p < 0,05$. Lorsqu'une ANOVA indiquait un effet significatif, un test de Tukey a été utilisé pour identifier le meilleur niveau d'élevage.

3- Résultats et discussion

3.1 Paramètres hydrologiques.

Les paramètres hydrologiques mesurés sont la température, la salinité, le pH, l'oxygène dissous et les matières en suspension. Sachant que le point d'étude identifié est à 1,20 m de profondeur à marée basse, ces paramètres ont été mesurés à la surface et à une profondeur de 1,20 m.

3.1.1 Température.

Les valeurs de la température de l'eau enregistrées *in situ* au cours de cette étude nous ont permis d'illustrer les variations temporelles de ce paramètre (figure 82). Les valeurs moyennes sont respectivement de 20,64°C à la surface et de 20,95°C au fond. Cette faible variation entre les températures de surface et de fond est tout à fait normale compte tenu de la faible profondeur, qui facilite les échanges air-eau. Un minimum de 15,01°C a été enregistré en janvier 2018 et un maximum de 27,60°C en août 2017.

Les résultats obtenus sont en parfait accord avec les travaux antérieurs sur la lagune de Oualidia dans lesquels une température moyenne varie de 14.5°C et 27°C, selon deux périodes distinctes : l'hiver avec des plus faibles températures et l'été marqué avec les fortes températures (Benbrahim et al, 2015).

3.1.2 Salinité.

La figure 83 montre l'évolution de la salinité au cours de la période d'étude. Les valeurs varient de 23,0 à 35,8 psu en surface et de 23,3 à 35,5 psu au fond, avec une moyenne de 29,3 psu.

En pleine mer, la lagune est plus influencée par l'envahissement des masses d'eau à caractéristique marine et à marée basse la salinité est réduite en amont de la lagune, en raison de plusieurs infiltrations souterraines d'eau douce dans la lagune.

Selon l'étude effectuée par (Makaoui et al., 2018), la salinité de la lagune varie entre 20 et 35 psu à marée basse, alors qu'à marée haute, elle atteint 30 à 36 psu pendant toutes les saisons.

3.1.3 pH.

Les données recueillies sur le pH montrent des valeurs allant de 7,1 à 8,7 avec une moyenne de 8,1 (figure 84). Ce paramètre est lié à la croissance des macroalgues ; en période de croissance végétale, il y a dégagement de CO₂ qui a tendance à augmenter le pH, alors qu'en période de mortalité algale (période estivale), la décomposition bactériologique des algues induit un milieu à pH relativement bas (Elmanama *et al.*, 2006). Les résultats trouvés sont

généralement similaires à ceux soulignés par Benbrahim et al., (2015) qui sont entre 7,5 et 8,5.

3.1.4 Oxygène dissous.

Durant la période de l'étude, il a été observé une bonne oxygénation pendant toute l'année. Les niveaux d'oxygène varient entre 6,26 mg.l⁻¹ et 8,83 mg.l⁻¹, avec une valeur moyenne de 7,68 mg/l (figure 85). La variation, observée entre les valeurs enregistrées en surface et au fond pendant les mois de mai et juin, est probablement due à la prolifération algale que connaît le site à cette période.

Les fortes valeurs d'oxygène, observées à partir du mois de janvier, sont dues essentiellement, aux courants intenses en amont de la lagune (Karim et al., 2017), et aux vents qui agitent les eaux superficielles.

Ces résultats corroborent ceux soulignés par (Damsiri et al., 2014 ; Makaoui et al., 2018) qui ont constaté que les eaux de la lagune d'Oualidia sont bien oxygénées avec une moyenne de 7,15 mg.l⁻¹.

3.1.5 Matière en suspension (MES).

La concentration moyenne de la matière en suspension oscille autour de 22,1 mg/l en surface et 25,4mg/l au fond, des valeurs plus importantes sont remarquées en été et en hiver, un maximum de 60,6 mg/l a été enregistré le mois de janvier (figure 86). Benbrahim et al., (2015) soulignent des concentrations en MES entre 20 à 40 mg/l dans la lagune. Les variations de la MES semblent être régies par plusieurs facteurs notamment le développement estival du phytoplancton et le régime des vents étant donné la faible profondeur du site d'élevage à marée basse en particulier. Selon Castaings, (2008) les houles et les courants sont à l'origine d'un arrachage des sédiments de surface et de leur remise en suspension.

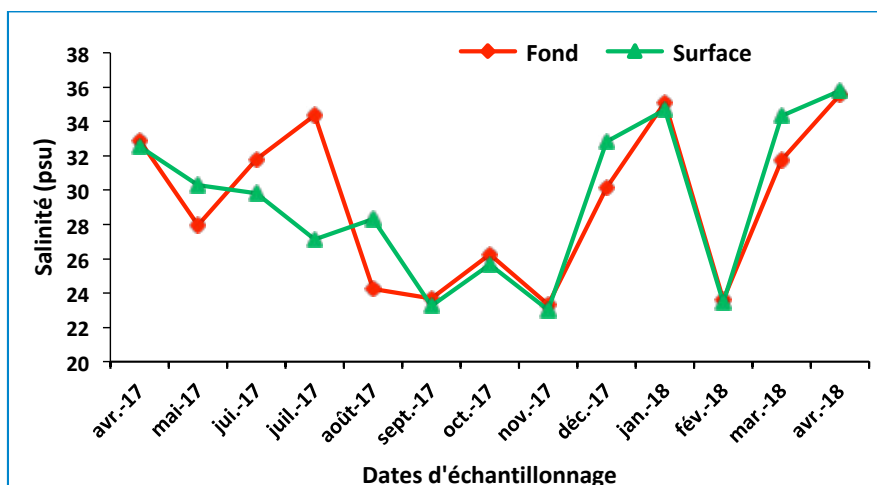


Figure 82 : Variations temporelles de la température de surface et de fond sur le site d'élevage.

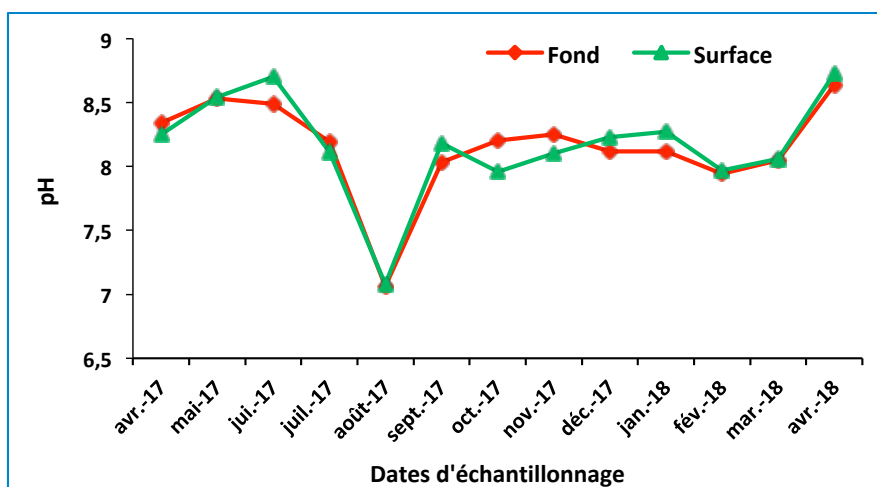


Figure 83 : Variations temporelles de la salinité de surface et de fond sur le site d'élevage.

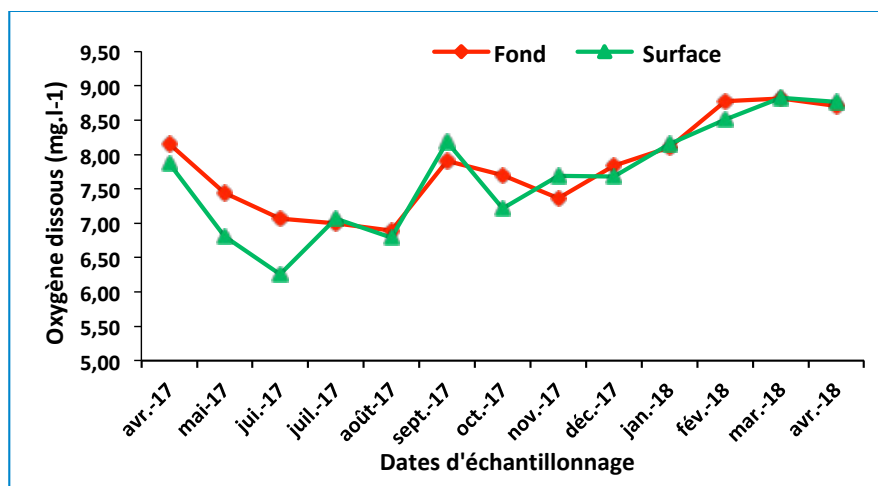


Figure 84 : Variations temporelles du pH de surface et de fond sur le site d'élevage.

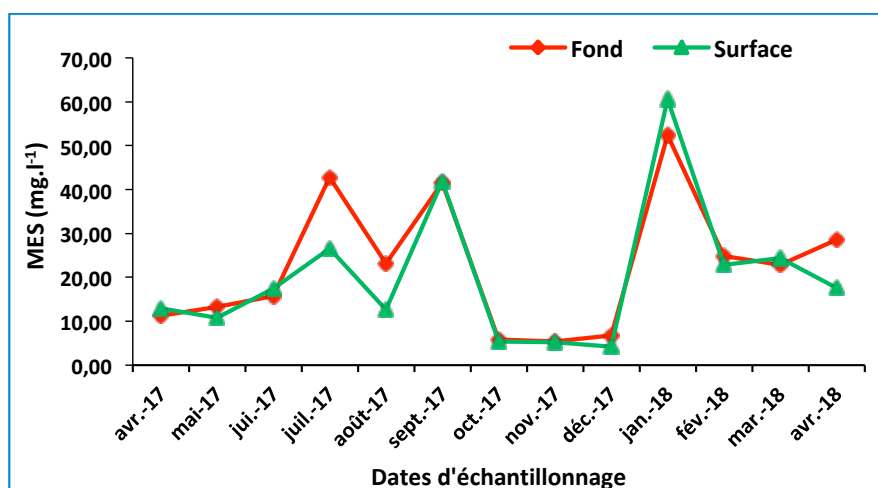


Figure 85 : Variations temporelles de l'oxygène dissous à la surface et dans le fond du site d'élevage.

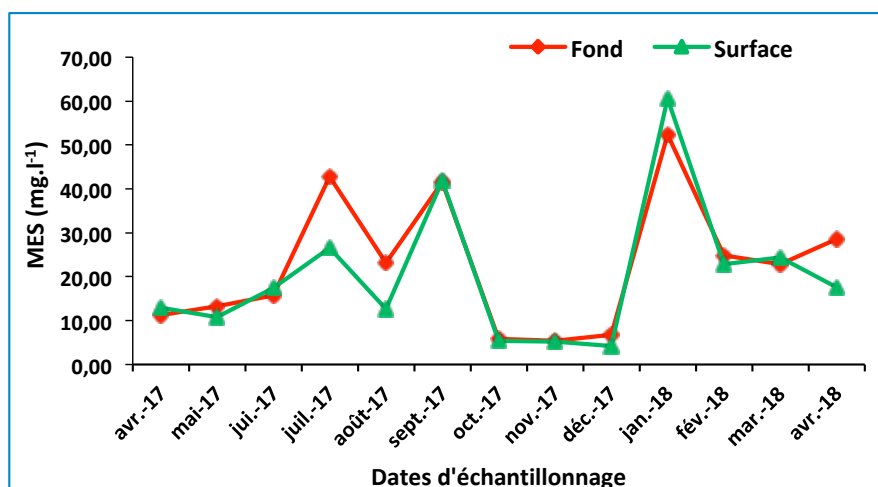


Figure 86 : Variations temporelles des matières en suspension à la surface et au fond du site d'élevage.

3.2 Suivi de la croissance

3.2.1 Paramètres biométriques

Les figures 87 et 88 illustrent successivement la variation temporelle moyenne de la longueur et du poids total des individus sur les différents niveaux d'élevage. Les courbes montrent que la croissance de *R. decussatus* sur les quatre niveaux N1, N2, N3 et N4 est linéaire et continue sur la période de l'étude. Au début de l'étude, la longueur moyenne des palourdes était de 20 mm et poids total moyen de 2 g. Après 13 mois d'élevage, les palourdes ont atteint une longueur moyenne maximale de 37,07 mm pour N1, 39,84 mm pour N2, 39,18 mm pour N3 et 40,08 mm pour N4 (figure 87), et un poids total moyen maximal de 12,7 g pour N1, 14,7 g pour N2, 15,1 g pour N3 et 15,2 g pour N4 (figure 88).

Les résultats de la présente étude montrent un gain en longueur de 17,1 mm pour N1, 19,8 mm pour N2, 19,2 mm pour N3 et 20,1 mm pour N4. Le poids total des palourdes a augmenté de 10,7g pour N1, 12,7g pour N2, 13,1g pour N3 et 13,2g pour N4.

Un gain en longueur et en poids total important dans tous les niveaux entre juillet et septembre a été remarqué. Selon (Boglino et al., 2009) la croissance est plus rapide entre les mois d'avril et octobre, période où la présence phytoplanctonique est la plus importante. Un saut de croissance au printemps est dû au réchauffement des eaux et à la prolifération du phytoplancton (Besançon et al., 2013).

Les résultats relatifs à ces deux paramètres montrent une croissance dans la colonne d'eau plus rapide que dans le sédiment. Une taille de 35mm (taille commerciale) est atteinte dans la colonne d'eau trois à quatre mois avant qu'elle soit atteinte dans les palourdes enfouies dans le sédiment.

Les résultats statistiques effectués sur la longueur moyenne et le poids total moyen des individus des différents niveaux (N1, N2, N3 et N4) montrent un effet significatif ($P < 0,05$) des niveaux d'élevage de palourdes sur ces deux paramètres. Les résultats soulignés par (Gras et al., 1981) montrent que la culture en claires entre mai et juillet 1978 des palourdes semées prennent 12mm et 1,35g en moyenne. Selon l'étude réalisée par le centre national pour l'exploitation des océans (CNEXO, 1983) la palourde *R. decussatus* peut atteindre, dans son milieu naturel, une taille voisine de 30mm en 3 ans et de 50mm en 6 ans. La croissance est plus rapide pour les petites tailles : la croissance en pourcentage de la longueur initiale passe de 70 % à 30 % lorsque la taille passe de 17 mm à 25mm.

La croissance en longueur et en poids total a été accompagnée par une augmentation en poids frais dont les résultats sont représentés dans (figure 89), les courbes montrent une croissance linéaire et continue en poids frais. L'ANOVA à un facteur fixe évaluant l'effet de la technique d'élevage sur le poids frais moyen des individus des différents niveaux montre un effet significatif ($p < 0,05$).

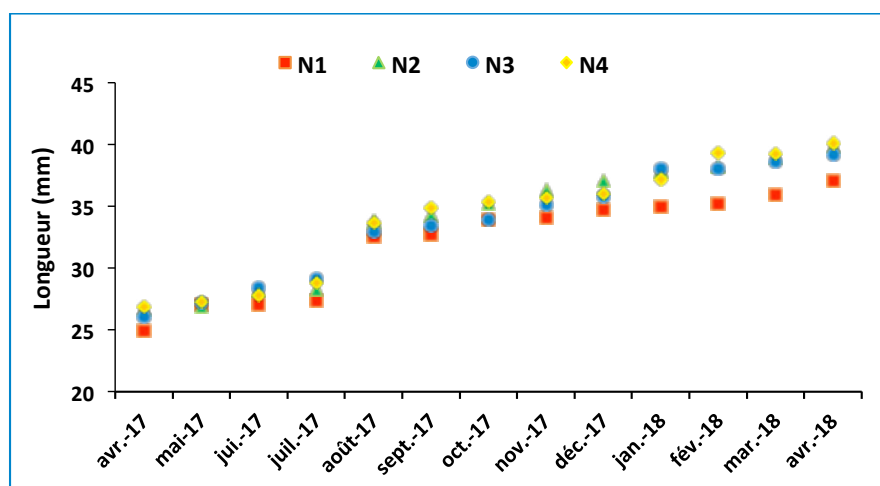


Figure 87 : Évolution temporelle de la longueur moyenne de la palourde *R. decussatus* dans les 4 niveaux d'élevage.

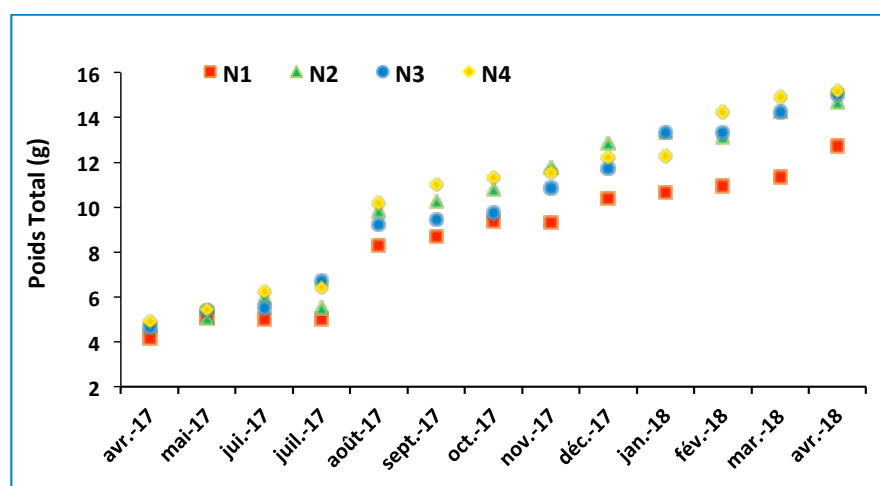


Figure 88 : Évolution temporelle du poids total moyen de la palourde *R. decussatus* dans les 4 niveaux d'élevage.

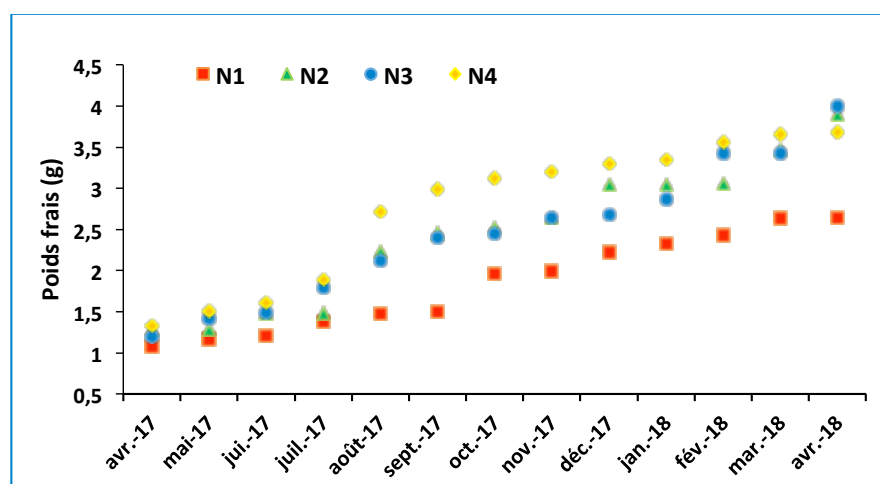


Figure 89 : Évolution temporelle du poids frais moyen de la palourde *R. decussatus* dans les 4 niveaux d'élevage.

3.2.2 Indice de condition.

Les valeurs croissantes de l'indice de condition sont interprétées comme étant un début de développement de la gonade et leur chute comme une expulsion des produits génitaux (Paulet et al., 1988).

Pour les trois niveaux N1, N2 et N3, l'indice de condition a progressivement diminué d'avril 2017 à novembre 2017. Les valeurs varient entre 40,2 et 103,5 pour N1 ; 53,2 et 99,5 pour N2 ; 48,6 et 98,8 pour N3. Puis à partir de décembre 2017, on observe à nouveau une augmentation des valeurs de cet indice, alors que pour le niveau N4 la fluctuation a été moins prononcée avec des valeurs allant de 71,9 à 102,6, une ponte plus faible a néanmoins été observée (figure 90). A partir d'avril et jusqu'à novembre, l'indice de condition pour les niveaux N1, N2 et N3 diminue ce qui est dû à l'émission gonadique progressive sur une longue période. Entre novembre et décembre, l'augmentation de l'indice de condition correspond à une période de restauration des gonades, car les conditions du milieu deviennent favorables. En effet, dans la lagune de Oualidia, l'émission des gamètes est progressive durant l'été et s'accroît de septembre à décembre selon les conditions du milieu : floraison phytoplanctonique automnale (Rharbi et al., 2003) et faibles températures liées aux courants ascendants (upwelling) très fréquents dans la région en automne (Rharbi et al., 2000).

Pour le niveau N4, le comportement des individus été différent par rapport aux individus des niveaux N1, N2 et N3 cela peut être dû à un stress causé par les effets des marées sur ce niveau. En effet, à marée basse la palourde de ce niveau n'est pas émergée et se trouve en contact direct avec l'air ambiant contrairement aux individus des autres niveaux.

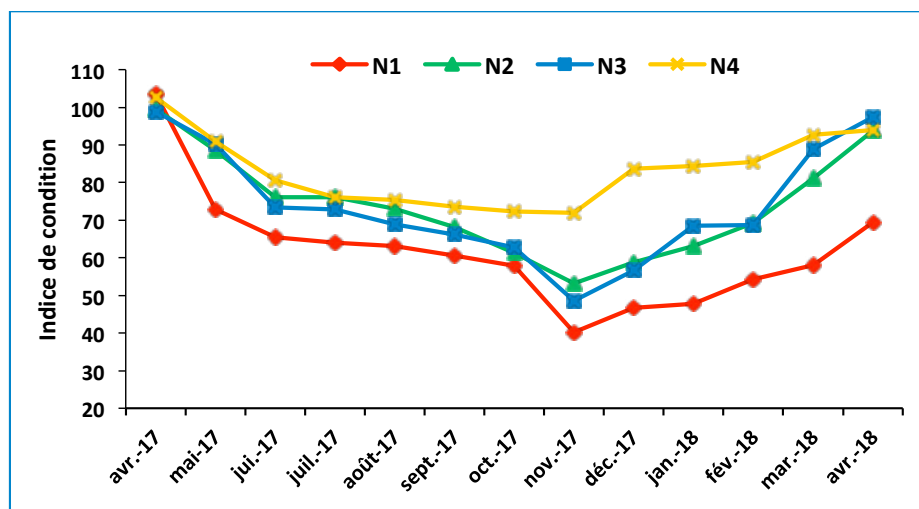


Figure 90 : Évolution temporelle de l'indice de condition de la palourde (*R. decussatus*) dans les différents niveaux d'élevage.

3.3 Mortalité et déformation

La figure 91 montre l'évolution de l'intensité des taux de mortalité cumulée observés et met en évidence les disparités de l'intensité de la mortalité par niveau. Ainsi, des taux de mortalité cumulée comparables sont observés pour les trois niveaux N2, N3 et N4 dans la colonne d'eau, qui diffèrent de ceux obtenus pour le niveau N1 dans les sédiments, qui a connu une mortalité touchant la quasi-totalité de son effectif et qui peut être liée à la prédation. En effet, l'examen et les constatations faites sur les individus morts ont révélé que les coquilles présentent des indices de prédation (photo 5). Pour les autres niveaux de la colonne d'eau, le taux de mortalité cumulé a été très faible tout au long de la période de l'étude et a varié entre 14,9 % et 23,9 %.

Une très bonne corrélation (R^2) entre le poids total et la longueur a été notée pour les individus des trois niveaux N2 (0,9955), N3 (0,9871) et N4 (0,9934) avec un taux de mortalité faible contrairement aux individus du niveau N1 (0,9798) avec un taux de mortalité élevé (figure 92).

Au cours de la période de l'élevage, des déformations des coquilles ont été observées sur quelques individus, et qui ont été relevées à partir du premier mois de suivi. Les pourcentages de déformation pour l'ensemble des niveaux ont été trop faibles et ils atteignent respectivement 0,2% pour N1 ; 0,5% pour N2 ; 0,7% pour N3 et 1,2% pour N4 (Tableau 14). Les taux de déformation trop faibles peuvent être liés aux conditions hydrodynamiques du point sélectionné pour l'installation du système d'élevage.

Tableau 14 : Taux de déformation en (%) des différents niveaux suivis.

	N1	N2	N3	N4
avr-17	0,0	0,0	0,0	0,0
mai-17	0,0	0,0	0,0	0,0
juin-17	0,0	0,0	0,0	0,2
juil-17	0,0	0,4	0,7	0,2
août-17	0,0	0,0	0,3	0,4
sept-17	0,0	0,5	0,0	1,0
oct-17	0,0	0,1	0,3	0,4
nov-17	0,0	0,0	0,6	0,8
déc-17	0,1	0,0	0,0	0,7
janv-18	0,0	0,0	0,3	1,2
févr-18	0,0	0,2	0,6	0,6
mars-18	0,2	0,0	0,4	0,3
avr-18	0,0	0,0	0,0	0,4
Moyenne annuelle	0,0	0,1	0,2	0,5

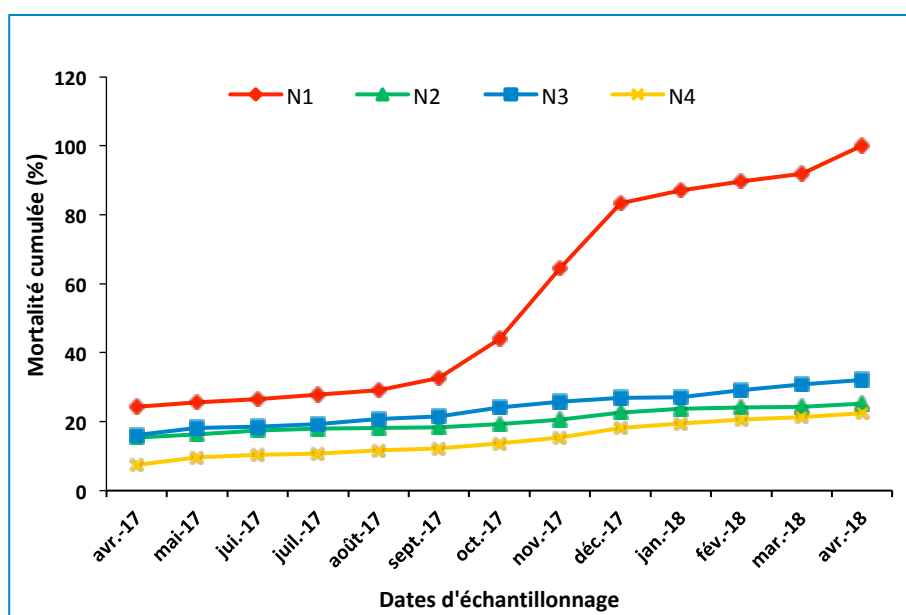


Figure 91 : Évolution de l'intensité de la mortalité cumulée pendant la période d'élevage.

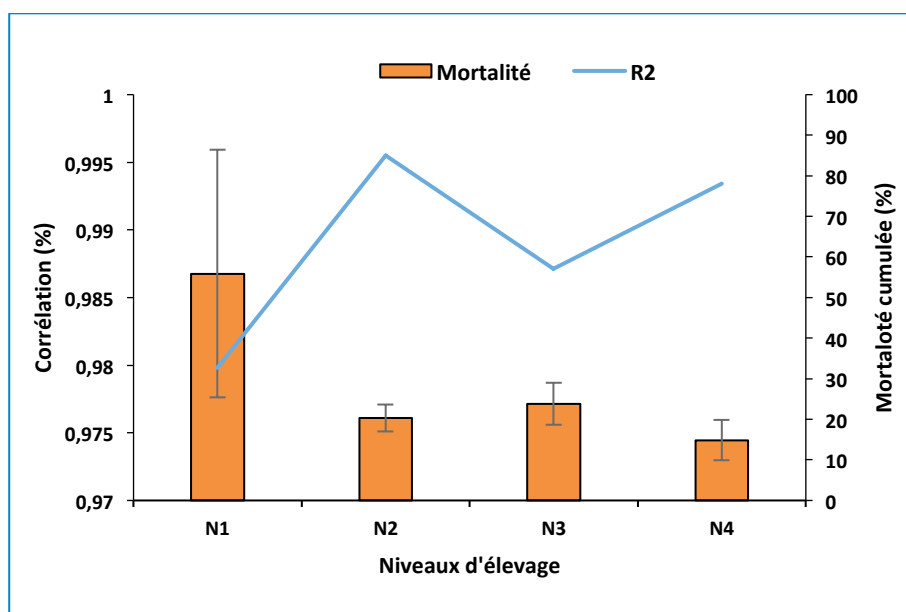


Figure 92 : Corrélation (PT – L) et taux de mortalité cumulée moyens des 4 niveaux suivis



Photo 5 : Reste des coquilles montrant la prédation des individus de palourdes élevés dans le sédiment (Niveau N1).

3.4 Évaluation de l'efficacité du système d'élevage.

Un test post hoc de Tukey a été utilisé pour identifier le meilleur niveau d'élevage. Les résultats de ce test (tableau 16) montrent que les individus du niveau N2 et N3 ont obtenu le meilleur taux de croissance en longueur, poids total et poids frais, ces deux niveaux ont présenté une variation de l'indice de condition comparable aux conditions normales et un taux de mortalité faible. Le niveau N4 affiche le meilleur taux de croissance en longueur, poids total et un taux de mortalité faible. Pour le niveau N1, la croissance en longueur, poids total et poids frais se montrent moins importantes que dans les autres niveaux, avec un taux de mortalité plus élevé.

Ce test a permis d'optimiser le système d'élevage, en sélectionnant les niveaux N2 et N3 comme étant les meilleures positions pour un élevage plus rentable de la palourde.

Pour l'aspect esthétique les palourdes élevées en suspension présentent une qualité phénotypique meilleure que les palourdes élevées dans le sédiment : couleur de la coquille plus claire (photo 6) et chair blanche et plus propre, ne contenant pas de grains de sable (photo 7).

Tableau 15 : Résultats du test post hoc de Tukey réalisé sur la longueur, le poids total, le poids frais, l'indice de condition et la mortalité pour évaluer le meilleur niveau d'élevage (N1, N2, N3 et N4) de la palourde (*Ruditapes decussatus*).

Source de variabilité	N1	N2	N3	N4
Longueur	b	a	a	a
Poids total	b	a	a	a
Poids frais	c	a	a	b
Indice de condition	a	ab	ab	b
Mortalité	b	a	a	a



Photo 6 : Individus de palourdes *R. decussatus* prélevés ds niveaux du site d'élevage (A : Palourde élevé dans le sédiment ; B : Palourde élevé en suspension avec une couleur de la coquille plus claire

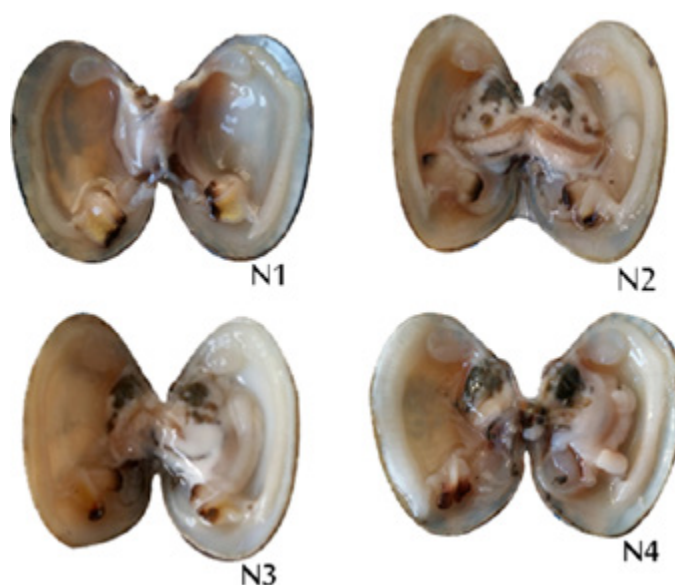


Photo 7 : Différence phénotypique de la qualité de la chair de la palourde prélevée des niveaux d'élevage N1, N2, N3 et N4. (La palourde élevée en suspension présente une chair blanche, plus propre et ne contenant pas de grains de sable).

3.5 Évaluation de la contamination bactériologique et métallique de la palourde (*Ruditapes decussatus*)

La contamination bactériologique et métallique a été limitée à une étude comparative entre les palourdes enfouies dans les sédiments (niveau N1) et les palourdes immergées en continu dans la colonne d'eau (niveau N3). La surveillance a porté sur *E. coli* pour les contaminants bactériologiques et Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu, Zn pour les contaminants chimiques.

3.5.1 Contamination bactériologique (*Escherichia coli*)

La figure 93 présente la contamination en *E. coli* de la palourde des deux niveaux étudiés (N1 et N3). Les résultats enregistrés pour les deux niveaux N1 et N3 varient respectivement entre 110 et 490 et entre 0 et 490 d'*E. coli*/100 g de chair et de liquide d'intervalvaire.

L'évolution spatiale de la contamination bactériologique n'est pas la même chez les palourdes des sédiments et de la colonne d'eau, principalement à partir de juillet.

Concernant la palourde dans la colonne d'eau, nous notons que la décontamination de la palourde est plus rapide et plus importante que dans le sédiment. Elle commence en juillet pour atteindre 0 *E. coli* /100 g de chair et de liquide d'intervalvaire en novembre, contrairement à la palourde dans le sédiment, la décontamination ne commence qu'en août et elle atteint un minimum de 130 *E. coli* /100 g de chair et de liquide d'intervalvaire en novembre. Ceci peut être expliqué par le fait que les bactéries peuvent survivre plus dans le sédiment que dans la colonne d'eau. Il est généralement admis que les coliformes meurent très rapidement en milieu salé et que leur présence dans le milieu traduit une contamination récente (Sigwald et al., 2012).

Cependant, nous constatons une augmentation de la contamination plus rapide et plus importante à partir de décembre, dans la palourde de la colonne d'eau, ce qui peut s'expliquer par le lessivage et l'infiltration des pratiques agricoles autour de la lagune en saison des pluies, qui surviennent avec les premières précipitations. Les pics de pollution observés en hiver pourraient correspondre à des apports ponctuels des bassins versants (Derrien, 2004).

Toutefois, cette contamination ne dépasse pas 500 *E. coli* /100g de chair et de liquide intervalvaire.

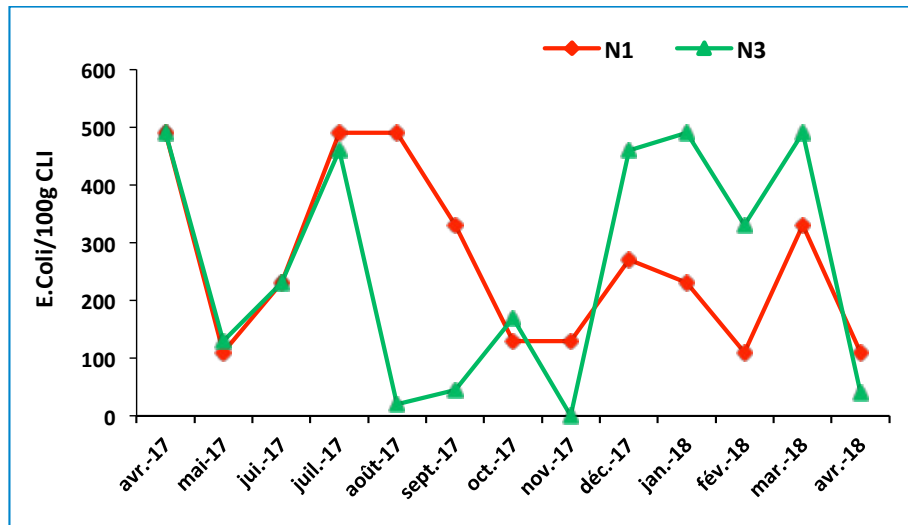


Figure 93 : Variations temporelles de la concentration d'Escherichia coli dans les niveaux d'élevage (N1 et N3) de la palourde.

3.5.2 Contaminations métalliques.

Les résultats issus des dosages des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) ont été validés avec les résultats d'un échantillon CRM (Nist-2976) analysé avec les séries d'analyses. Les résultats des différents échantillons sont calculés en mg kg^{-1} de masse sèche puis ils sont convertis en mg kg^{-1} de masse fraîche en utilisant le facteur de conversion (FC) calculé.

La figure 94 montre les variations temporelles de la concentration de Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn des deux niveaux d'élevage (N1 et N3) de la palourde, réalisé dans la lagune de Oualidia.

Concernant le Cd, les concentrations dans les palourdes élevées dans le sédiment (N1) varient entre (0,20 à 0,50 mg.kg^{-1}), et dans les individus élevés dans la colonne d'eau (N3) les concentrations varient entre (0,24 à 0,47 mg.kg^{-1}).

Pour le Pb, la même variation a été notée pour les deux niveaux N1 et N3 avec des valeurs allant de (0,07 à 0,14 mg.kg^{-1}).

De même pour le Hg, les concentrations sont presque similaires et varient entre (0,04 à 0,09 mg.kg^{-1}) pour N1 et (0,05 à 0,10 mg.kg^{-1}) pour N3.

Pour le Cr, les concentrations dans les palourdes élevées dans le sédiment (N1) varient entre (0,37 à 0,96 mg.kg^{-1}), et pour les palourdes élevées dans la colonne d'eau (N3) les concentrations varient entre (0,31 à 0,89 mg.kg^{-1}).

Pour le Ni, les concentrations dans les palourdes élevées dans le sédiment (N1)

varient entre (0,46 à 1,55 mg.kg⁻¹) avec une moyenne de 0,72 mg.kg⁻¹. Cependant, les concentrations dans les palourdes élevées dans la colonne d'eau (N3) varient entre (0,36 à 0,70 mg.kg⁻¹) avec une moyenne de 0,49 mg.kg⁻¹.

Pour le Cu les concentrations dans les palourdes élevées dans le sédiment (N1) varient entre (1,25 à 2,16 mg.kg⁻¹), et dans les palourdes élevées dans la colonne d'eau (N3) les concentrations varient entre (1,21 à 2,71 mg.kg⁻¹).

Pour le Zn les concentrations dans les palourdes élevées dans le sédiment (N1) varient entre (8,81 à 18,35 mg.kg⁻¹), et dans les palourdes élevées dans la colonne d'eau (N3) les concentrations varient entre (9,69 à 16,21 mg.kg⁻¹).

Les conditions d'élevage (N1 et N3) n'ont pas d'effet significatif ($p > 0,05$) sur l'accumulation des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Cu et Zn). Cependant, un effet hautement significatif ($p < 0,01$) a été constaté entre le niveau N1 et N3 pour l'accumulation du Ni.

Les teneurs métalliques enregistrées chez la palourde *R. decussatus* restent nettement inférieures au teneurs de l'huîtres (*Crassostrea gigas*) dans le même site de Oualidia (Benbrahim et al., 2015).

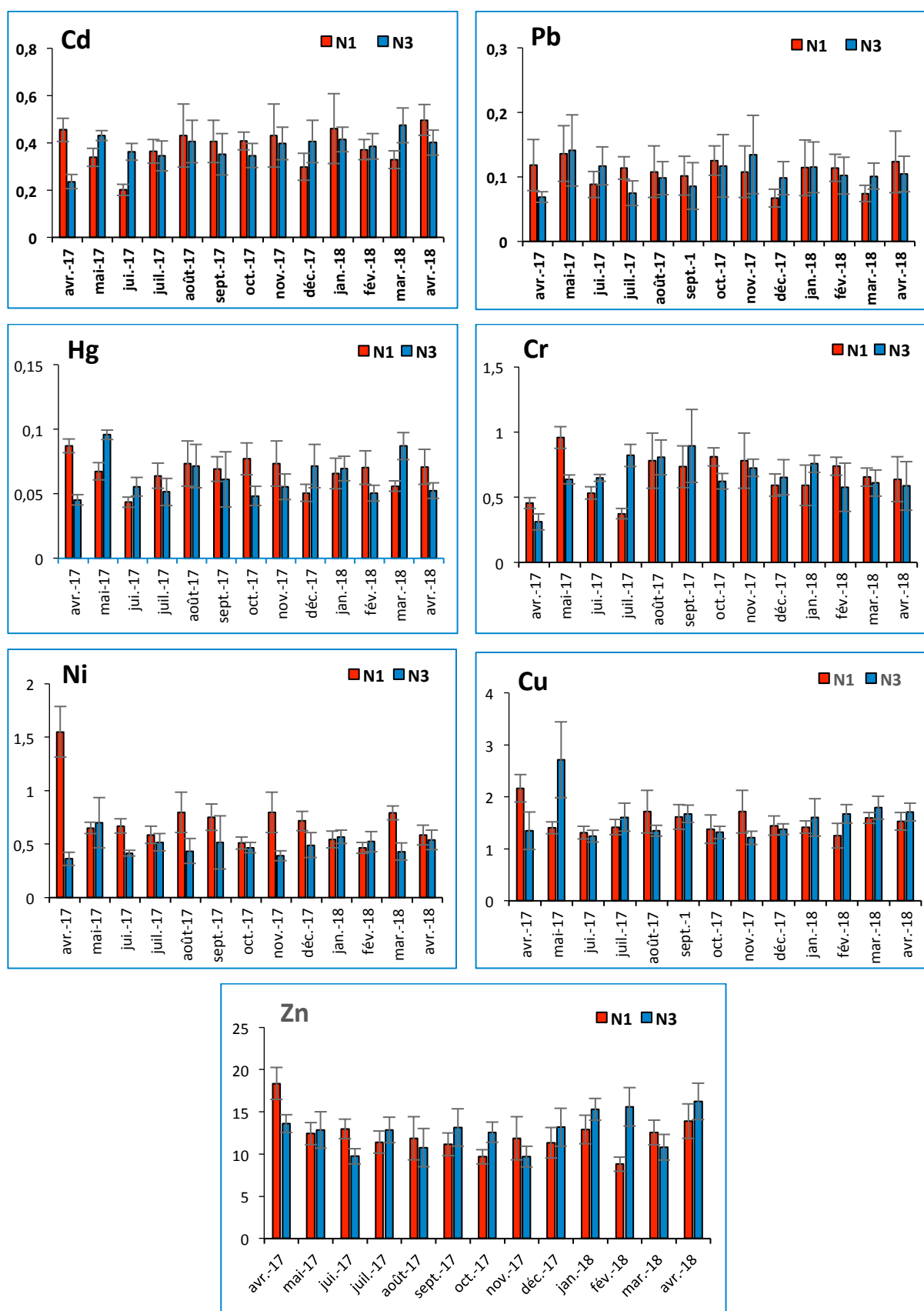


Figure 94 : Variations temporelles de la concentration du Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn, en mg.kg⁻¹ de poids frais dans les niveaux d'élevage (N1 et N3) de la palourde (*R. decussatus*).

4- Conclusion

Cette partie de l'étude a mis au point un système de culture en suspension pour la palourde européenne (*R. decussatus*) et a évalué la performance de la technique en ce qui concerne la survie et la croissance normale de l'espèce, avec une comparaison de l'accumulation de contaminants chimiques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) et bactériologiques (*Escherichia coli*) dans la palourde élevée en suspension et la palourde enfouie dans le sédiment.

En conclusion, cette partie a fait ressortir les principaux avantages de la technique d'élevage en suspension, à savoir :

- Meilleure croissance avec un faible taux de mortalité dans la colonne d'eau que dans les sédiments ;
- Meilleure qualité phénotypique de la palourde élevée en suspension : couleur de la coquille plus claire et chair blanche et plus propre, ne contenant pas de grains de sable.
- Pour la qualité sanitaire de la palourde, les résultats de l'étude ne montrent aucun effet significatif sur l'accumulation des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Cu et Zn) ($p > 0,05$). Cependant, un effet hautement significatif ($p < 0,01$) a été constaté pour l'accumulation du Ni. Les teneurs les plus importantes sont notées chez les palourdes enfouies dans le sédiment.
- Concernant la contamination bactériologique, les résultats de l'étude montrent que la contamination peut se produire plus rapidement à des concentrations plus élevées dans la palourde en suspension que dans le sédiment. Cependant, les conditions d'élevage dans la colonne d'eau peuvent être favorables pour une décontamination plus rapide et plus importante.

Cette nouvelle technique conçue pour l'élevage en suspension de la palourde *R. decussatus* pourrait être testée dans des sites présentant des caractéristiques environnementales appropriées, dans l'objectif de développer la production de ce bivalve depuis l'éclosion à la taille commerciale, accompagné d'une surveillance de la salubrité bien maîtrisée.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Un véritable diagnostic de la qualité du milieu nécessite une étude approfondie des compartiments hydrologiques, sédimentaires et biologiques.

Le suivi mensuel régulier des différents paramètres physico-chimiques dans les masses d'eaux, des paramètres géochimiques des sédiments ainsi que la biométrie et les niveaux de contamination métalliques de la palourde *R. decussatus* dans les deux milieux lagunaires Merja Zerga et la lagune de Oualidia, a permis de comprendre le fonctionnement hydrologique dans l'écosystème de Merja Zerga, de réactualiser les niveaux de contamination des sédiments et de la palourde et de les comparer à ceux retrouvés au niveau de la lagune de Oualidia.

L'une des originalités de cette étude tient à la comparaison de l'effet des marées sur la qualité hydrologique de la Merja Zerga. De ce fait, les paramètres hydrologiques mesurés à marée basse et à marée haute réparties sur 11 stations à la Merja Zerga et trois stations au niveau de la lagune de Oualidia sont : la température, salinité, pH, oxygène dissous, matière en suspension ainsi que les éléments nutritifs (nitrites, nitrates et orthophosphates). La qualité géochimique des sédiments a été évaluée sur les mêmes stations pendant les deux saisons (hiver et été) par un suivi des niveaux de la contamination métallique (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) ainsi que l'étude granulométrique et matière organique.

Concernant la partie biologique nous avons tout d'abord procédé à une étude biométrique de la palourde *R. decussatus* dans trois stations au niveau de la Merja Zerga (Sfiha, Rjila, Laâcha) et dans le parc 1 de la lagune de Oualidia, d'une part, en vue de comparer la croissance relative de cette espèce prélevée mensuellement au niveau des deux lagunes durant un cycle annuel, et d'autre part les paramètres longueur, poids total et poids frais ainsi que l'indice de condition nous ont permis d'étudier leur impact sur l'accumulation métallique de la palourde *R. decussatus*. Les niveaux de la contamination (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) chez les espèces de palourde a été suivi mensuellement durant la même période de l'étude.

Il ressort des résultats de la présente étude que :

La température de l'eau au niveau de la Merja Zerga se montre étroitement liée à la saisonnalité et que leur variation spatiale n'est pas significative.

La salinité au contraire est nettement influencée par les eaux océaniques durant les marées hautes. Un gradient décroissant de la salinité s'instaure depuis la zone aval vers la zone amont. Cet échelonnement dégressif est nettement imposé à

chaque cycle de marées. Inversement à la salinité, des gradients décroissants de l'amont vers l'aval sont notés pour les sels nutritifs (nitrites, nitrates, orthophosphates) et les matières en suspension, reflétant l'impact des apports de Oued Drader et Canal de Nador sur la qualité des eaux de la Merja Zerga.

Les masses d'eaux sont modérément alcalines pendant les deux marées, avec des différences spatiales et temporelles plus ou moins significatives selon les marées et selon les saisons. Les eaux sont légèrement alcalines en amont et proches de la neutralité en aval.

Les masses d'eaux sont bien oxygénées entre juillet et janvier, alors qu'une diminution de l'oxygène survient entre février et juin et coïncide avec le développement algal qui consomme une quantité importante pour la photosynthèse.

Les masses d'eaux sont de bonne qualité essentiellement la partie aval et central, durant les marées hautes qui font repousser les masses d'eaux de mauvaise qualité vers l'amont alors qu'à marée basse, la zone en amont étale davantage les masses d'eau ramenées du canal de Nador et montre des qualités plutôt médiocres à mauvaises. La partie aval montre des qualités très bonnes à bonnes aussi bien durant les marées basses que pendant les marées hautes. La partie centrale, avec des masses d'eaux intermédiaires entre l'aval et l'amont montre des qualités moyennes à médiocres particulièrement à marées basses.

L'étude typologique entreprise dans la Merja Zerga a permis de définir les grands traits de son fonctionnement hydrologique. Les résultats de l'ACP ont montré pendant les deux cycles de marées, que le pourcentage de la variabilité inter-station est très fort dans la partie amont, moyen dans la partie centrale puis faible dans la partie aval. Cette variabilité est attribuée particulièrement à la salinité et aux sels nutritifs qui montrent une variation spatiale significative.

L'étude granulométrique des sédiments de la Merja Zerga montre un gradient de sables fins décroissant de l'aval vers l'amont et celui des lutites décroissant de l'amont vers l'aval. L'apport du sable fin est attribué à l'apport océanique durant les marées hautes ; alors que les argiles sont essentiellement issues des apports des eaux du canal de Nador et de Oued Drader. Pour les teneurs en matière organique dans la lagune, elles suivent la distribution des lutites.

L'évaluation de la toxicité potentielle des sédiments de la Merja Zerga, en se basant sur une comparaison aux valeurs guides sédimentaires (TEC) et (PEC), montre que les sédiments de la Merja Zerga ne constituent pas un danger pour l'environnement pour les éléments Cd, Pb, Hg et Cu. Pour le Zn le seuil de toxicité est franchi, alors que les deux éléments Ni et Cr présentent des effets attendus

occasionnels à néfastes sur les organismes de cet écosystème lagunaire.

L'enrichissement des sédiments de l'amont de la Merja Zerga (St11) reste plus important pour tous les éléments métalliques étudiés, aussi bien en été qu'en hiver.

Au niveau du parc ostréicole (Parc 1) de la lagune de Oualidia, les paramètres physico-chimiques des masses d'eau montrent des valeurs similaires à ceux enregistrées dans les parties aval et centrales de la Merja Zerga, les concentrations en éléments nutritifs et les teneurs métalliques dans le sédiment sont plutôt proches de celles enregistrées dans la zone amont de la Merja Zerga. Pour les teneurs métalliques dans les sédiments, les valeurs enregistrées dans le parc 1, pour les deux éléments Cd et Hg sont plus élevées que celles enregistrées dans les sites de la Merja Zerga, alors que les plus fortes teneurs en Ni sont relevées dans la partie aval de la Merja Zerga.

L'étude des relations entre les paramètres biométriques des populations de la palourde montre une forte corrélation entre la longueur de la coquille et les différents facteurs étudiés : hauteur de la coquille, épaisseur, poids total et poids frais, avec des R^2 supérieurs à 0,8 pour les quatre sites : Sfiha, Rjila, Laâcha et Oualidia (Parc 1). Cependant, une différence dans l'allométrie de croissance a été constatée entre les 4 stations :

Une allométrie minorante est observée au niveau de Sfiha et Rjila, pour la relation longueur-hauteur, alors que l'allométrie est majorante au niveau de Laâcha et Oualidia (Parc1). Une isométrie est dénotée au niveau des quatre stations pour la relation longueur-épaisseur et longueur-poids frais. Une allométrie minorante pour la relation longueur-poids total, à Sfiha, Rjila et Laâcha ; néanmoins, au niveau du Parc1, l'allométrie est majorante.

La comparaison inter-stations a montré que la différence des paramètres : longueur, hauteur, et poids frais est non significative entre Sfiha et Oualidia (Parc1), alors que pour les deux paramètres épaisseur et poids total la différence est non significative entre Rjila et Oualidia (Parc1).

L'IC présente une variation selon un gradient de pollution. Au niveau de la station Sfiha l'IC est significativement plus élevé chez la palourde, puis l'IC de Rjila, ensuite l'IC de Oualidia, alors que la station de Laâcha se différencie par les IC les plus faibles.

Les teneurs métalliques chez la palourde *R. decussatus* au niveau de La Merja Zerga varient en fonction des saisons, pour le Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn, les fortes teneurs sont enregistrées entre octobre et janvier, alors que les faibles teneurs sont signalées entre avril et mai. Cependant pour l'élément Cd, les faibles

concentrations du Cd ont été relevées durant la période mai-juillet et la plus forte concentration a été enregistrée en avril.

Les concentrations des éléments Cd, Hg, Cu et Zn au niveau de Oualidia (Parc 1) sont significativement supérieures aux concentrations enregistrées dans les 3 stations de la Merja Zerga. Les deux éléments Pb et Ni présentent des teneurs similaires entre la lagune de Oualidia et la Merja Zerga la différence est non significative spécialement entre Oualidia et Laâcha. En revanche, la station Laâcha se différencie par les plus fortes concentrations du Cr. Ces résultats corroborent les résultats de l'ACP qui corrèle significativement l'axe de contamination métallique avec les stations les plus contaminées.

Des corrélations significativement négatives ($p < 0,05$) ont été constatées entre les paramètres biométriques et l'accumulation du Cr et du Ni. Pour le Zn, la corrélation négative moyennement significative est constatée juste avec la longueur et le poids total. Pour les autres éléments Cd, Pb, Hg, et Cu l'accumulation métallique est indépendante de la taille et du poids. L'indice de condition présente une corrélation négative moyennement significative avec Pb, Cr, Ni et Zn.

Les teneurs métalliques chez *Ruditapes decussatus* sont moyennement à faiblement corrélées avec les éléments nutritifs de l'habitat (NO_2 , NO_3 et PO_4). Le pH présente une corrélation positive moyenne avec les éléments traces métalliques (Pb, Cr, Ni, Cu et Zn) ; l'oxygène est corrélé moyennement à Hg et Cu, alors que la salinité présente une corrélation négative moyenne avec Cr et Ni.

En se basant sur le FASB, il semble que l'accumulation métallique chez *R. decussatus* dépend de l'élément métallique, de la nature de l'habitat et de la saison. Cependant, le Hg et Cd sont les deux éléments les plus accumulés par la palourde *R. decussatus*, alors que le Cr et le Pb sont les moins accumulés pour les quatre stations étudiées. Ce qui peut nous aider à suggérer que la palourde *R. decussatus* peut être utilisé comme un bon indicateur de pollution par les deux éléments Hg et Cd.

La mise au point d'un système d'élevage en suspension de la palourde *R. decussatus* dans la lagune de Oualidia nous a permis de comparer la croissance et la survie de l'espèce, ainsi que les différents niveaux de contamination métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr, Ni, Cu et Zn) et bactériologiques (*Escherichia coli*). Cette technique d'élevage a montré une meilleure croissance avec un faible taux de mortalité des individus élevés dans la colonne d'eau comparé à celui dans les sédiments ; une meilleure qualité phénotypique de la palourde élevée en suspension. Sur le plan sanitaire, l'étude a montré que le niveau d'élevage de la palourde n'a pas d'effet significatif sur l'accumulation des éléments traces métalliques (Cd, Pb, Hg, Cr,

Cu et Zn) ($p > 0,05$). Seul le Ni a montré une accumulation hautement significative ($p < 0,01$) avec des teneurs plus importantes chez les palourdes enfouies dans le sédiment que celles élevées en suspension.

L'étude montre également que la contamination par *Escherichia coli* peut se produire plus rapidement à des concentrations plus élevées chez la palourde élevée en suspension que chez la palourde enfouie dans le sédiment. Cependant, les conditions d'élevage dans la colonne d'eau peuvent être favorables pour une décontamination plus rapide et plus importante.

En fin, le système d'élevage conçu pourrait être favorable à l'élevage de palourde *Ruditapes decussatus* en suspension au niveau des sites présentant des caractéristiques environnementales appropriées, les rendant ainsi potentiels à cet élevage de la palourde.

Par ailleurs en matière de perspectives, il est nécessaire :

- D'élargir l'étude à d'autres facteurs environnementaux pouvant avoir des impacts sur le processus d'accumulation des métaux traces dans les mollusques bivalves ;
- D'étudier la qualité biochimique et organoléptique du produit en élevage en suspension et ses avantages par rapport à l'élevage dans le sédiment.
- De développer des systèmes d'élevages adaptés à d'autres espèces de mollusques bivalves et étudier leur efficacité vis-à-vis des conditions environnementales dans d'autres sites ;

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Abdenmour C.**, Smith B.D., Boulakoud M.S., Samraoui B., Rainbow P.S., 2000. Trace metals in marine, brackish and freshwater prawns from north-east Algeria. *Hydrobiologia*, 432 : 217-227p.
- Afandi I.**, 2018. Spéciation chimiques des éléments traces métalliques et leur accumulation dans les différents compartiments du milieu marin. Cas du littoral Atlantique Marocain. Thèse de doctorat. Université Hassan II. Casablanca. 184p.
- Agence de l'eau Loire Bretagne.**, 2005. Qualification des masses d'eau côtière et de transition sur la base de données de qualité des milieux. Résultat de l'évaluation. Rapport d'étape 4.
- Aharchaou I.**, 2017. Écotoxicité et bioaccumulation du Cr (III) et du Cr (VI): spéciation, biodisponibilité et effets biologiques. Thèse de Doctorat. Ecotoxicologie. Université de Lorraine, 318p.
- Alaoui A. M.**, Choura M., Maanan M., Zourarah B., Robin M., Conceição M. F., 2010. Metal fluxes to the sediments of the Moulay Bouselham lagoon. Morocco. *Environmental Earth Sciences*. 61(2), 275–286.
- Allocati N.**, Masulli M., Alexeyev M.F., Di Ilio C., 2013. *Escherichia coli* in Europe : an overview. *Revue internationale de recherche environnementale et de santé publique* 10(12):6235-6254.
- Aloui-Bejaoui N.**, 1998. Ecobiologie de la population de Moules *Mytilus galloprovincialis* Lamark (1819) du lac de Bizerte. Doct. Univ. Fac. Sc. Tunis : 259p.
- Alzieu C.**, 1999. Dredging and Marine Environment - State of Knowledge. Centre Ifremer de Nantes.
- Amane Z.**, Tazi L., Idhalla M., Chlaida M., 2019. Morphometric analysis of European clam *Ruditapes decussatus* in Morocco. *AACL Bioflux* 12(5):1623-1634.
- Amiard -Triquet C.**, Burgeot T., Claisse D., 1999. La surveillance de la qualité du milieu marin: l'expérience du Réseau national d'observation (RNO) et le développement de biomarqueurs. Ifremer, Océanic. Vol.25.n°4.
- Aminot A & Kerouel R.**, 2004. Hydrologie des écosystèmes marins. Paramètres et analyses. Edition IFREMER, 336 pp.
- ANDA**, 2018. Aquaculture marine marocaine : Potentiel et nécessités de développement. Direction des Etudes et des Prévisions Financières (DEPF), Etudes. 51p.
- Andral B.**, 1994. Ecotoxicité du nickel pour les organismes marins. Rapport IFREMER. 17p.
- Andral B.**, Nadal., 2000. Procédures de mise en oeuvre du Réseau Intégrateurs Biologiques (RINBIO). Rapport Ifremer.

- Anhichem M.**, Dellal M., Chfiri R., Yahyaoui A., Benbrahim S., 2017. Étude de la qualité des eaux et des sédiments de la baie de Dakhla au Maroc. Qualité physico-chimique et contamination métallique. Bull. Soc. zool. Fr., 142(4) : 185-202.
- Anhichem M & Benbrahim S.**, 2020. Study of Water and Sediment Quality in the Bay of Dakhla, Morocco : Physico-Chemical Quality and Metallic Contamination, IntechOpen, DOI : 10.5772/intechopen.95108.
- Anhichem M.**, Benbrahim S., Idrissi M., Chfiri R., Yahyaoui A., 2021a. Environmental state of the Merja Zerga lagoon in Moulay Bouselham, Morocco: Metallic contamination levels and origins in sediments. AACL Bioflux 14(2):774-785.
- Anhichem M.**, Yahyaoui A., Adil O., Bessa A., Benbrahim S., 2021b. Evaluation of the growth potential and contamination of the European clam (*Ruditapes decussatus*), raised using the suspension culture technique at the Oualidia lagoon in Morocco. AACL Bioflux 14(2):786-803.
- Anonyme**, 2020. Diagnostic de la zone SRL, région Rabat - Salé - Kénitra (RSK). 181p.
- ANSES**, 2012. Avis relatif à l'évaluation des risques sanitaires liés aux dépassements de la limite de qualité du chrome dans les eaux destinées à la consommation humaine. Expertise scientifique. 33p.
- ANSES**, 2013. Exposition au plomb : effets sur la santé associée à des plombémies inférieures à 100µg/l. Agence Nationale de sécurité sanitaire alimentation, environnement, travail. Rapport d'expertise collective, Edition Scientifique.
- APDN**, 2011. Les Régions du Nord du Maroc. Etat des lieux territoriaux. Démographie, économie, secteurs sociaux, infrastructures et compétitivité. Agences pour la Promotion et le Développement du Nord. 80p.
- Arnal I. J & Pato C. F.**, 1978. La croissance de la palourde (*Venerupis decussata* L) dans la baie de Santander dans des conditions naturelles. CIEM : Comité des coquillages et des crustacés. C.M. 1978/K : 28. 5p. Rapport.
- Arrêté**, 2017. Arrêté du ministre de l'agriculture, de la pêche maritime, du développement rural et des eaux et forêts n°1950-17 du 14 kaada 1438 (07 août 2017) relatif au classement sanitaire des zones maritimes de production conchylicole. (BO n°6696 du 02/08/2018, page 1529).
- Atikessé L.**, 2010. Le profil de contamination alimentaire et les effets d'une multi-exposition environnementale à faibles niveaux de contaminants chez les INNUS de Sheshatshiu. Université du Québec à Montréal.
- Atli G & Canli M.**, 2011. Essential metal (Cu, Zn) exposures alter the activity of ATPases in gill, kidney and muscle of tilapia *Oreochromis niloticus*. Ecotoxicology 20, 1861-1869.
- BAD**, 2009. Proposition visant l'octroi d'un don de 1.000.000,00 USD : au titre de l'aide d'urgence au programme d'actions pour atténuer les effets des inondations dans la région du Gharb. Banque Africaine de Développement.
- Bat L.**, Gundogdu A., Ozturk M., 1999. Copper, zinc, lead and cadmium concentrations in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819 from the sinop coast of the Black Sea. Turk. J. Zool., 23: 321-326p.

- Bazairi H.**, 1999. La faune macrobenthique de la lagune de Moulay Bouselham. Structure des peuplements et successions spatio-temporelles. Thèse Doctorat, Université Mohammed V - Agdal, Rabat.
- Beaubrun P.C.**, 1976. Les huîtres au Maroc et l'Ostréiculture dans la lagune de Oualidia. Bull. Inst. Pêches Marit. Maroc. N° Spécial 176, 22, PP: 13-143.
- Ben Yahkoub Y.**, Fekhaoui M., El Abidi A., Yahyaoui A., 2019. Study of metallic trace elements and pesticides in the Louisiana crawfish (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) in the Gharb and the Low Loukkos regions, Morocco. AACL Bioflux 12(5) :1929-1937.
- Benali I.**, Boutiba Z., Merabet A., Chèvre N., 2015. Integrated use of biomarkers and condition indices in mussels (*Mytilus galloprovincialis*) for monitoring pollution and development of biomarker index to assess the potential toxic of coastal sites. Marine pollution Bulletin, 95, 385-394.
- Benbrahim S.**, Benhra A., Ennafah I., Anhichem M., et al., 2015. Lagune de Oualidia : Etat écologique et de santé environnementale, Institut national de recherche halieutique, Rapport INRH. Janvier 2015, 38p.
- Benedicto J.**, Andral B., Martínez-Gómez C., Guitart C., Deudero S., Cento A., Scarpato A., Caixach J., Benbrahim S., Chouba L., Boulahdid M., Galgani F., 2011. A large scale survey of trace metal levels in coastal waters of the western Mediterranean basin using caged mussels (*Mytilus galloprovincialis*). J Environ Monit. 011 May, 13(5):1495-505.
- Benhoussa B.**, 2000. Caractérisation des habitats et microdistribution de l'avifaune de la zone humide de Merja Zerga (Maroc). Thèse d'État. Université Mohammed-V, Rabat, Maroc,
- Bensaâd-Bendjedid L.**, 2018. Ecobiologie de deux mollusques bivalves (*Cerastoderma glaucum* et *Ruditapes decussatus*) peuplant la lagune El Mellah. Thèse de Doctorat, Université Badji-Mokhtar Annaba. Algérie. 101pp.
- Besançon P. M.**, Cassard M., Chanut M., Colbalchini F., 2013. L'exploitation des invertébrés dans l'étang de Thau : étude bibliographique et relevés concernant les zones et les quantités pêchées. Réflexion sur un réensemencement de palourdes (*Ruditapes decussatus*). Cephalmar. Rapport de projet.
- Besser J.M.**, Brumbaugh W.G., Brunson E.L., Ingersoll C.G., 2005. Acute and chronic toxicity of lead in water and diet to the amphipod *Hyalolella azteca*. Environ. Toxicol. Chem. SETAC 24, 1807-1815.
- Bidet J.C.**, Carruesco C., 1982. Etude sédimentologique de la lagune de Oualidia (Maroc). Océo II ol. Acta, Actes Symposium International sur les lagunes côtières. Bordeaux, 29-37.10p.
- Biliaff B.O.**, Conner T.P., Daskalakis D.K., Smith P.J., 1997. US mussel watch data from 1986 to 1994, Temporal trend detection at large spatial scales. Environ Sci Technol 31 : 1411-1415.
- Blanc L.**, 2000. Données spatio-temporelles en écologie et analyses multitableaux : examen d'une relation. Thèse de Doctorat. Univ Claude Bernard. Lyon. 266p.
- Bodoy A & Plante-Cuny MR.**, 1984. Relations entre l'évolution saisonnière des populations de palourdes (*Ruditapes decussatus*) et celle des microphytes benthiques et planctoniques (golfs de Fos, France). Haliotis, 14 :71-78.

- Bodoy A & Plante-Cuny MR.**, 1986. Comparaison de la respiration chez *Ruditapes decussatus* (L.) et *Ruditapes philippinarum* en fonction de la température. *Vie et Milieu*, 36 : 83-89.
- Boening DW.**, 1997. An evaluation of bivalves as biomonitors of heavy metals pollution in marine waters. *Environ Monit Assess* 55 :459–470.
- Bogolino A.**, Casanova T., Lourdou E., Ortega G., 2009. Etude de prospection pour la diversification de la conchyliculture marine en Languedoc-Roussillon. Rapport bibliographique CREUFOP, Montpellier. 142p.
- Bordeyne F.**, Robert S., Le Moine O., Léauté J. P., 2009. Estimation des stocks de palourdes *Ruditapes decussatus* et *Ruditapes philippinarum* sur l'estran oléronien du bassin de Marennes-Oléron. IFREMER.
- Bordin G.**, McCourt J., Rodriguez A., 1992. Trace metals in the marine bivalve *Macoma balthica* in the Westerschelde Estuary (The Netherlands). Part 1. Analysis of total copper, cadmium, zinc and iron concentrations – local and seasonal variations. *Sci. Total Environ.*, 127: 255-280p.
- Borgmann U.**, Nowierski M., Dixon D.G., 2005. Effect of major ions on the toxicity of copper to *Hyalella azteca* and implications for the biotic ligand model. *Aquat. Toxicol.* 73, 268-287. doi:10.1016/j.aquatox.2005.03.017.
- Bouhalaoui M.**, 2005. Etude écotoxicologique du modèle huître « *Cassostrea gigas* » et évaluation de sa capacité d'indicateur précoce des effets biologiques de la pollution marine. Thèse de Doctorat. Faculté des sciences Aïn Chock. Casablanca. 216p.
- Bourg A.C.M.**, 1988. Metal in aquatic and terrestrial systems : Sorption, speciation, and 179 mobilization, in Salomons, W., and Forstner, U., eds., *Chemistry and biology of solid waste*: Berlin, Springer-Verlag, p. 3-32.
- Bourgeault A.**, Gourlay-Francé C., Tusseau-Vuillemin M.-H., 2010. Modeling the effect of water chemistry on the bioaccumulation of waterborne cadmium in zebra mussels. *Environ. Toxicol. Chem.* 29, 2182-2189.
- Boyden C.R & Phillips D.J.H.**, 1981. Seasonal variation and inherent variability of trace elements in oysters and their implications for indicator studies. *Mar. Ecol. - Prog. Ser.* 5, 29–40.
- Branko A.**, Snezana D., Danijela S., Dejan J., Sladjana K., 2015. Comparative Analysis of Trace Elements in the Mosses—*Bryum argenteum* Hedw. and *Hypnum cupressiforme* Hedw. in Podgorica (Montenegro). *Journal of Materials and Environmental Science*, 6, 333-342.
- Brignon J.-M.**, Malherbe L., Soleille S., 2005. Les substances dangereuses prioritaires de la directive cadre sur l'eau - Fiches de données technico-économiques. (Rapport final No. INERIS DRC_MECO_2004_59520). INERIS, Verneuil en Halatte.
- Brown R.A.**, Seed R., O'Connor R.J., 1976. A comparison of relative growth in *Cerastoderma* (= *Cardium*) edule, *Modiolus modiolus* and *Mytilus edulis* (Mollusca: Bivalvia). *Journal of the Zoological Society of London* 179, 297-315.

- Bur T.**, 2008. Impact anthropique sur les éléments traces métalliques dans les sols agricoles de midi-pyrenees. Implications en termes de limites et de charges critiques. Thèse de Doctorat. Hydrogéochimie .Université de Toulouse. 283p.
- Burton J. G. A.**, 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3(2) :65-76.
- Caddy J.F.**, Defeo, O., 2003. Enhancing or restoring the productivity of natural populations of shellfish and other marine invertebrate resources. FAO Fisheries Technical Paper 448. FAO, Rome, 159 p.
- Callender E.**, 2003. Heavy Metals in the Environment-Historical Trends. In: B.S. Lollar (Ed.), *Environmental Geochemistry. Treatise on Geochemistry*. Elsevier-Pergamon, Oxford, pp. 67-105.
- Carruesco C.**, 1989. La lagune de Moulay Bousselham (côte atlantique marocaine, Maroc) : un environnement côtier artificiel, *Sci. Géol. Mém.*, Strasbourg. 84. 145–148.
- Casas S.**, 2005. Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat en océanologie biologique, Environnement marin. Université du sud Toulon Var 363p.
- Castaigns J.**, 2008. État des connaissances sur le phénomène de remplissage des lagunes. Cepralmar 2008, réseau de surveillance des lagunes.
- CEAEQ.**, 2003. Centre d'Expertise en Analyse Environnementale du Québec et Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 2003. Détermination de la matière organique par incinération: méthode de la perte de feu (PAF). ma. 1010-paf 1.0, Ministère de l'Environnement du Québec, 2003, 9 p.
- Cépralmar**, 1987. Bilan de l'élevage expérimental de palourdes dans la lagune de Port la Nouvelle. 25 p.
- Cépralmar**, 2016. Palourde de Manille - Test méthodologique pour le suivi d'une population de palourdes de Manille adultes dans l'étang de Thau. Rapport de projet.
- Chabaud C.**, 2013. Quels moyens et quelle gouvernance pour une gestion durable des océans?. Les avis du conseil économique, social et environnemental. Journaux officiels.
- Chafik A.**, 2014. Littoral, Activités humaines et stratégie de développement durable: Cas du Maroc. Rapport du Projet du Grand Ecosystème marin du Courant des Canaries (CCLME). 78p.
- Chahid A.**, 2016. Quantification des éléments traces métalliques (cadmium, plomb et mercure total) de certains produits de la pêche débarqués dans la zone Essaouira-Dakhla: Evaluation des risques sanitaires. Thèse de Doctorat. Université Ibn Zohr.Fac Sci. 191p.
- Chaney R.L.**, 1988. Metal speciation and interaction among elements affect trace element transfer in agricultural and environmental food-chains, in Kramer, J.R. and Allen, H.E., eds., *Metal Speciation: Theory, Analysis, and Application*, Lewis Publications, Boca Raton, Fla., p. 219-259.

- Chapman P. M.**, 1990. The sediment quality triad approach to determining pollution-induced degradation. *Science of the Total Environment* 97-98: 815-825.
- Chary K.**, 2019. Analyse environnementale intégrée pour le développement d'une aquaculture durable : scénarios de pisciculture marine dans le lagon de Mayotte. *Science des productions animales*. Thèse de doctorat. Université Montpellier, 216p.
- Chassin P.**, Baize D., Cambier P., Sterckeman T., 1996. Oligo-éléments métalliques et qualité du sol. *Étude et Gestion des Sols*, 10.
- Chiffolleau J.F.**, 1994. Le chrome en milieu marin. *Ifremer*. 8 : 43p.
- Chiffolleau J.F.D.**, Auger E., Chartier P., Michel I., Truquet A., Ficht J. L., Gonzalez L.A., Romana 2001. "Spatiotemporal changes in Cadmium contamination in the Seine estuary (France)." *Estuaries* 24(6B): 1029-1040.
- Chu K.H.**, Cheung W. M., Lau S.K., 1990. Trace metals in bivalves and sediments from the To10 harbor. *Hong Kong. Environ.*, 16: 31-36p.
- Cigarria J & Fernandez J.M.**, 2000. Management of Manila clam beds I. Influence of seed size, type of substratum and protection on initial mortality. *Aquaculture* 182, 173-182.
- Claisse D.**, Joanny M., Quintin J.-Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analisis*. 20p.
- Clark R.B.**, 1992. *Marine Pollution*. III Ed. Clarendon Press, Oxford, U.S.A. p. 66-69.
- CNEXO**, 1983. Fiches Biotechniques d'Aquaculture "palourdes". Centre National pour l'Exploitation des Océans et institut scientifique et technique des pêches maritimes. 81p.
- Conti M.E.**, Iacobucci M., Cecchetti G., Alimonti A., 2008. Influence of weight on the content of trace metals in tissues of *Mytilus galloprovincialis* (Lamarck, 1819): forecast model. *Environ. Monit. Assess.* 141, 27-34.
- Conti C.**, Müller Y., Lamare V. in : DORIS, 28/02/2015 : *Cerastoderma edule* Linnaeus, 1758, Consulté le 26-02-2016. <http://doris.ffessm.fr/ref/specie/1378>
- Cossa D.**, Bourget E., Pouliot D., Piuze J., Chanut J P., 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Mar. Biol.*, 58: 7-14p.
- Cossa D & Rondeau J .G.**, 1985. Seasonal, geographical and size-induced variability in mercury content of *Mytilus edulis* in an estuarine environment: a re-assessment of mercury pollution level in the estuary and gulf of St Laurent. *Mar. Biol.*, 88: 43-49p.
- Cossa D & Lassus P.**, 1989. Le cadmium en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*, Editions Ifremer, Plouzané, France. 16 : 111.
- Cossa D.**, Thibaud Y., Romeo M., Gnassia-Barelli M., 1990. Le mercure en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie. Rapports scientifiques et techniques*, Editions Ifremer, Plouzané, France. 19 : 130p.
- Cossa D.**, Elbaz-Poulichet F., Gnassia-Barelli M., Romeo M., 1993. Le plomb en milieu marin. *Biogéochimie et écotoxicologie*, Editions Ifremer, Plouzané, France. 3 : 75.

- Costa C.**, Aguzzi, J., Menesatti P., Antonucci F., Rimatori V., Mattoccia M., 2008. Shape analysis of different populations of clams in relation to their geographical structure. *Journal of Zoology* 276, 71-80.
- Dakki M & El Hamzaoui M.**, 1998. Les zones humides du Maroc : rapport national. Projet MEDWET« Conservation et Utilisation Rationnelle des Zones Humides Méditerranéennes ». HCEFLCD, 31 p.
- Dakki M.**, Qninba A., El Agbani MA., Benhoussa A., Beaubrun PC., 2001. Waders wintering in Morocco: national population estimates, trends and site-assessments. *Wader Study Group Bull.* 96 : 47-59.
- Damayanti S.**, Kusdarwati R., Suprpto H., 2019. La résistance bactérienne d'*Escherichia coli* aux antibiotiques dans la digestion de *Clarias batrachus*. *AACL Bioflux* 12(6):2195-2201.
- Dame R. F., 1972. Comparison of various allometric relationships in intertidal and subtidal american oysters. *Fishery Bulletin*, 70 (4) : 1121-1126.
- Damsiri Z.**, Natij L., Khalil K., Loudiki M., Rabouille C., Ettahiri O., Bougadir B., Elkalay K., 2014. Spatio- temporal nutrients variability in the Oualidia lagoon (Atlantic Moroccan coast) *International Journal of Advanced Research* (2014), Volume 2, Issue 8, 609-618.
- Davies-Colley R. J.**, Nelson P. O., Williamson K. J., 1982. Estuarine Sediment. Controls on Trace Metal Distributions. Water Resources Research Institute, Oregon State University, Corvallis, Oregon.
- DeJongeM.**,LoftsS.,BervoetsL.,BlusR.,2014.Relatingmetalexposureandchemical speciation to trace metal accumulation in aquatic insects under natural field conditions. *Sci. Total Environ.* 496, 11-21. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.07.023.
- Derrien A.**, 2004. Dénombrement d'*Escherichia coli* dans les sédiments de la baie d'Aiguillon. Directi on de l'environnement et de l'aménagement littoral, Laboratoire de La Rochelle. IFREMER.
- Deschamps T.**, Benzaazoua M., Bussière B., Mbonimpa T. B., 2006. Mécanismes de rétention des métaux lourds en phase solide : cas de la stabilisation des sols contaminés et des déchets industriels. *Vertigo*, 7(2) :18.
- Desrosiers M.**, Babut M. P., Pelletier M., Bélanger C., Thibodeau S., Martel L., 2010. Efficiency of Sediment Quality Guidelines for Predicting Toxicity : The Case of the St. Lawrence River. *Integrated Environmental Assessment and Management* 6(2): 225-239.
- Devallois**, 2009. Transferts et mobilité des éléments traces métalliques dans la colonne sédimentaire des hydrosystèmes continentaux. Thèse de doctorat. Uuniversité de Provence; Academie d'aix-Marseille. 252p.
- Devic E.**, 2010. Diversification de la conchyliculture en Languedoc-Roussillon : évaluation du potentiel de croissance de la palourde européenne (*Ruditapes decussatus*) et de la coquille Saint-Jacques (*Chlamys varia*) et essais de capture d'espèces d'intérêt maricole dans l'étang de Thau et sur les palangres de haute mer au large de Thau. Thèse pour le diplôme d'agronomie avancée (DAA), spécialisation pêche, option aquaculture, Agrocampus Ouest, Rennes, France, 35p.

- Di Bona K.R.**, Love S., Rhodes N.R., McAdory D., Sinha S.H., Kern N., Kent J., Strickland J., Wilson A., Beaird J., Ramage J., Rasco J.F., Vincent J.B., 2010. Chromium is not an essential trace element for mammals: effects of a "low-chromium" diet. *JBIC J. Biol. Inorg. Chem.* 16, 381–390.
- Doukkali M.R & Kamili A.**, 2018. Système marocain de production halieutique et sa dépendance du reste du monde. OCP Policy Center. RP-18/07. 48p.
- DPM**, 2017. La mer en chiffre 2017. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et Forêts. Département de la Pêche Maritime. Maroc. 54p.
- DPM**, 2019. Rapport d'Activité du Département de la Pêche Maritime. Ministère de l'Agriculture, de la Pêche Maritime, du Développement Rural et des Eaux et Forêts. Maroc. 80p.
- Drif F.**, Abdenmour A., Boulakoud M.S., Ounissi M., 2005. The effect of chemical and organic pollution on *Mytilus galloprovincialis* in the gulf of Annaba, Algeria. 4th Maghrebin Congres of Marine Sciences, 17-21 December, Monastir, Tunisia.
- Dusquene S.**, 1992. Bioaccumulation métallique et métallothioneines chez trois espèces de poissons du littoral Nord-Pas De Calais. Thèse de Doctorat en Biologie et Santé. Université des Sciences et Techniques de Lille. 263 p.
- Eagar R.M.C.**, Stone N. M., Dickson P. A., 1984. Correlations between shape, weight and thickness of shell in four populations of *Venerupis romboidea* (Pennant). *Journal of Molluscan Studies* 50, 19-38.
- El Ganaoui O.**, 2002. Modélisation de la dynamique sédimentaire pour les transferts des radionucléides dans les cours d'eau. Doctorat, Université de la Méditerranée Aix-Marseille II, Ecole Supérieure de Mécanique de Marseille, 201p.
- El Haddad M & Nachid N.**, 2005. Conservation des zones humides au Maroc cas de la Merja Zerga. Echanges Méditerranéens pour l'eau, la forêt et le développement. Contribution des zones humides méditerranéennes au développement. Cahier d'Echanges Med n° 2. 36p.
- El haimeur B.**, 2019. Utilisation de l'approche multimarqueurs chez la moule *Mytilus galloprovincialis* pour le diagnostic écotoxicologique du littoral Méditerranéen et Atlantique marocains. Thèse de Doctorat. Science biologiques. Fac. Sc. Ain-Chock. Univ. Hassan II. Casablanca. 202p.
- El Khodary G.M.**, Radwan E.H., El Ghazaly M.M., El Bahnasawy D., 2018. Marine pollution by some heavy metals and physiological response of *Ruditapes decussatus*. *Journal of Bioscience and Applied Research*, 4 (3) : 199-217.
- El Moussaoui N.**, Berraho Am., Orbi A., Labardi H., 2005. Cartographie du stock naturel de la palourde, *Ruditapes decussatus* (L., 1758) dans la lagune de Moulay Bousselham (Maroc). *Haliotis*, vol 34, 1-18.
- El Qoraychy I.**, Fekhaoui M., El Abidi A., Benakame R., Bellaouchou A., Yahyaoui A., 2015. Accumulation of Copper, Lead, Chrome, Cadmium in some tissues of *Procambarus clarkii* in Rharb Region in Morocco. *Journal of Geoscience and Environment Protection* 03:74–81.

- Elmanama A. A., Afifi S., Bahr S., 2006.** Seasonal and spatial variation in the monitoring parameters of Gaza Beach during 2002-2003. *Environ. Res.*, 101, 25-33.
- EPA, 1978.** Metal Bioaccumulation in Fishes and Aquatic Invertebrates, EPA-600/3-78-103.
- EPA, 2006.** Chemicals in the environment: OPPT Chemical Fact Sheets. Washington DC: U.S. Environment Protection Agency, office of Pollution Prevention and Toxics.
- EPA, 2007.** Mercure dans les solides et les solutions par décomposition thermique, amalgamation et spectrophotométrie d'absorption atomique. Agence de protection de l'environnement, méthode EPA 7473, Rev 0.
- Eriksen R.S., Mackey D. J., van Dam R., Nowak B., 2001.** Copper speciation and toxicity in Macquarie Harbour, Tasmania : an investigation using a copper ion selective electrode. *Mar. Chem.*, 74 : 99-113.
- Essedaoui A & Sif J., 2000.** Variation des activités estérases sous l'effet de la pollution métallique chez *Mytilus galloprovincialis* de la région de Jorf-Lasfar (Maroc). *J. Rech. Océanogr.*, 25(3-4): 34-42p.
- Ettaouaje D., 2004.** La lagune de Moulay Bousselham, contamination bactériologique et approche physico-chimique. Mémoire de DESA, Univ. Ibn tofail, Kénitra, 98p.
- FAO, 1995.** Code de conduite pour une pêche responsable. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. 46p.
- FAO, 2006.** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. Département des pêches et de l'aquaculture de la FAO. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. 180p.
- FAO, 2010.** Purification Des Coquillages Bivalves Aspects Fondamentaux Et Pratiques. Document technique sur les pêches. ISSN 1014-1146. 176p.
- FAO, 2011.** Développement de l'aquaculture. Une approche écosystémique de l'aquaculture. Directives techniques pour une pêche responsable de la FAO. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. 62p.
- FAO, 2016.** The state of world fisheries and aquaculture. Contributing to food security and nutrition for all. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome. 190p.
- FAO, 2018.** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. Atteindre les objectifs de développement durable. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. 237p.
- FAO, 2020.** La situation mondiale des pêches et de l'aquaculture. La durabilité en action. Organisation des nations unies pour l'alimentation et l'agriculture. Rome. 227p.
- Fechner L.C., Gourlay-Francé C., Tusseau-Vuillemin M.-H., 2011.** Low exposure levels of urban metals induce heterotrophic community tolerance : a microcosm validation. *Ecotoxicology* 20, 793-802.

- Fegrouch S.**, 2008. Appréciation des niveaux de valorisation économique de l'eau à usage agricole : Périmètre irrigué du Loukkos au Maroc. *Revue HTE* n°141 : 42 p.
- FENIP**, 2010. Etude de l'état des lieux de l'aquaculture au Maroc et identification des marchés aquacoles cibles et de leurs conditions d'accès. Maroc aquaculture services, un département de COFREPECHE. Maroc. 198p.
- Ferreira A.**, Santos A.G., Machado A.L., Zalmon I.R., 2004. Temporal and spatial variation of heavy metal concentrations in the bivalve *Perna perna* (LINNAEUS, 1758) on the northern coast of Rio de Janeiro State. Brazil. *Braz. Arch. Boil. Technol.*, 47(2): 23-28p.
- Ferreira D.**, Tousset N., Ridame C., Tusseau-Vuillemin M.-H., 2008. More than inorganic copper is bioavailable to aquatic mosses at environmentally relevant concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* 27, 2108-2116. doi:10.1897/07-249.1
- Fischer W.**, Bauchot M.L., Schneider M., 1987. Fiches FAO d'identification des espèces pour les besoins de la pêche (revision 1). Méditerranée et Mer Noire, zone de pêche 37. volume 2. vertébrés, CEE, FAO, ED. FAO, Rome, 761-1530.
- Fleury E.**, D'Amico F., Annezo J. P., Barret J., Blin J. L., Bouget J. F., Claude S., Guilpain P., Grizon J., Hitier B., Langlade A., Souchu L., Martin A. G., Mary C., Normand J., Parrad S., Penot J., Pien S., Piriou J.Y., Pouvreau S., Robert S., Repecaud M., Bédier E., Campagne 2011 de l'Observatoire national de la conchyliculture 201 110.
- Fouad M.**, Bessi H., Benhra A., Bouhallaoui M., 2019. The Benthic Community used as Bioindicator for Assessment of the Quality of a Moroccan Coastal Ecosystem: Moulay Bousselham Lagoon. *International Journal of Engineering Research and Technology (IJERT)*. ISSN: 2278-0181. V8(03).
- Foucault A & Raoult JF.**, 1988. Dictionnaire de géologie. Edition Masson. Paris. ISBN. 352 p.
- Foussard V & Etcheber H.**, 2011. Rapport : Proposition d'une stratégie de surveillance des paramètres physico-chimiques pour les estuaires de la seine, de la Loire. Projet BEEST : Vers une approche multicritère du Bon Etat Ecologique des grands estuaires. Univ. Bordeaux1, UMR 5805 EPOC et CR1 CNRS.
- Fowler B.A.**, Engel D.W., Brouwer M., 1986. Purification and characterization studies of cadmium binding proteins from the American oyster, *Crassostrea virginica*. *Environ. Health Perspect.* , 65 : 63-69.
- Gaillardet J.**, Viers J., Dupré B., 2003. Trace elements in river waters, in : Drever Elsevier (Ed.), *Surface and Ground Water, Weathering, and Soils*, Oxford : p. 1-47.
- Gam M.**, 2008. Dynamique des systèmes parasites-hôte, entre termitodes dignes et coque cœlostodermaedule : comparaison de la lagune de Merja Zerga avec le bassin d'Arcachon. Thèse de doctorat. Université Bordeaux 1 : 207p.
- Gambrell R.P.**, Wiesepepe J.B., Patrick W.H., Jr., Duff M.C., 1991. The effects of 185 pH, redox, and salinity on metal release from contaminated sediment: *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 57-58, p. 359-367.

- GEF**, 2016. Evaluation du portefeuille de pays : Maroc 1997 – 2015, Volume II – Document Techniques (Préparé par le Bureau Indépendant d'Évaluation du FEM). 50eme Réunion du Conseil du FEM -Washington, D.C. 156p.
- Gervasoni E.**, 2009. Étude de prospection pour la diversification de la conchyliculture marine en Languedoc-Roussillon. CEPALMAR - EG - 2009.
- Ghabbour E.A.**, Shaker M., El-Toukhy A., Abid I.M., Davies G., 2006. Thermodynamics of metal cation binding by a solid soil-derived humic acid. Binding of Fe (III), Pb (II), and Cu (II). *Chem* 63:477–483.
- Gibb J.**, Allen J. R., Hawkins S. J., 1996. The application of biomonitors for the assessment of mine-derived pollution on the West Coast of the Isle of man. *Mar. Pollut. Bull.* 32, 513–519.
- Goher M.E.**, Abdo M.H., Mangood A.H., Hussein M.M., 2015. Water quality and potential health risk assessment for consumption of *Oreochromis niloticus* from El-Bahr El-Pharaony Drain. Egypt. *Fresenius Environ. Bull.* 24 (11), 3590–3602.
- Gonzalez J. L.**, Chiffolleau J. F., Miramand P., Thouvenin B., 1999. Le cadmium : comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France : 31.
- Goulletquer P.**, Lombas I., Prou J., 1987. Influence du temps d'immersion sur l'activité reproductrice et sur la croissance de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* et l'huître japonaise *Crassostrea gigas*. *Haliotis*, 16, 453-462.
- Gouzy A & Ducos G.**, 2008. La connaissance des éléments traces métalliques : un défi pour la gestion de l'environnement. INERIS, Air Pur N° 75. (http://rsde.ineris.fr/fiches_technico_eco1.php).
- Gras M. P.**, Gras P., Guichard C., Peyre R., 1981. Aquaculture des bivalves en claires dans le bassin de Marennes-Oléron. *Science et Pêche*, n°314, p.1-30.
- Grosell M., & Wood C.M.**, 2002. Copper uptake across rainbow trout gills mechanisms of apical entry. *J. Exp. Biol.* 205, 1179-1188.
- Grosell M.**, Gerdes R., Brix K.V., 2006. Influence of Ca, humic acid and pH on lead accumulation and toxicity in the fathead minnow during prolonged water-borne lead exposure. *Comp. Biochem. Physiol. Part C Toxicol. Pharmacol.* 143, 473-483.
- Guo L.**, Hunt B.J., Santschi P.H., Ray S.M., 2001. Effect of dissolved organic matter on the uptake of trace metals by american oysters. *Environ. Sci. Technol.* 35, 885-893. doi:10.1021/es001758l.
- Gupta S.K & Singh J.**, 2011. Evaluation of Mollusca as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: a review. *Special Issue Environ. Manage. Sustainable Dev.* 2 (1), 49–57.
- Hartanto & Tjahjono A.**, 2020. Indices de plancton et pollution par les métaux lourds dans les eaux côtières du Kendal, Indonésie. *AACL Bioflux* 13(1):46-63.
- Harvey B.**, Soto D., Carolsfel, J., Beveridge M., Bartley D., 2017. Planning for aquaculture diversification: the importance of climate change and other drivers, in: *FAO Technical Workshop, 23–25 June 2016, FAO Rome. FAO Fisheries and Aquaculture Proceedings No. 47, Rome, p. 166.*

- HCP**, 2007. Projections de la population du Maroc par milieu de résidence 2005-2030, Haut-Commissariat au Plan ; Centre d'études et de recherches démographiques. 39p.
- HCP**, 2014. Les caractéristiques démographiques et socio-économiques de la population. RGPH : Commune Rurale : Moulay Bousselham. Province de Kénitra. Maroc.
- Hem J.D.**, 1972. Chemistry and occurrence of cadmium and zinc in surface water and ground water. *Water Resources Research*, 8 : 661-679.
- Hervio-Heath D.**, Gourmelon M., Martial C., 2012. Contamination des coquillages par des bactéries pathogènes pour l'homme. Sous-région marine de la Méditerranée occidentale. Évaluation initiale DCSMM. MEDDE, AAMP, Ifremer, 7 p.
- Heugens E.H.**, Jager T., Creighton R., Kraak M.H., Hendriks A.J., Van Straalen N.M., Admiraal W., 2003. Temperature-dependent effects of cadmium on *Daphnia magna* : accumulation versus sensitivity. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2145-2151.
- Hilmi K.**, Orbi A., Lakhdar J.I., Sarf F., 2005. Etude courantologique de la lagune de Oualidia (Maroc) en automne. *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, section Sciences de la Vie*, 2004-2005, n°26-27, 67-71.
- Hissler C., & Probst J.L.**, 2006. Impact of mercury atmospheric deposition on soils and streams in a mountainous catchment (Vosges, France) polluted by chlor-alkali industrial activity: The important trapping role of the organic matter. *Science of The Total Environment*, 361(1-3), 163-178.
- Hmama N.**, El Youssi M., Fekhaoui M., Idrissi L., El Abidi A., 2001. Contamination métallique de la nappe aquifère de la lagune de Moulay Bousselham. *Bul.Inst. Sci. Rabat. Section Sciences de la vie*, n° 23, 89-93. <https://doi.org/10.5897/AJEST2017.2299>.
- Hussein M.S.**, Belal M., Zaghloul H.S., 2014. Growth, age and reproduction of the commercially clams *Venerupis aurea* and *Ruditapes decussatus* in Timsah Lake, Suez Canal, Egypt. *Indian Journal of Geo-Marine Sciences*, 43(4) : 589-600.
- Hyotylanen T.**, Karels A., Oikari A., 2002. Assessment of bioavailability and effects of chemicals due to remediation actions with caging mussels (*Anodonta anatina*) at a creosote-contaminated lake sediment site. *Water Res.* 36, 4497-4504.
- Ibara B.O.**, Dakki M., Hakdaoui M., Hamoumi R.E., 2015. Apport de la classification hybride sur une image ikonos dans la cartographie des habitats d'une zone humide : Merja Zerga (Maroc) 12, 13.
- IFREMER**, 2008. État de l'art des connaissances du phénomène de comblement des milieux lagunaires. Rapport de phase 1. Réseau de Suivi Lagunaire. 99p.
- IFREMER**, 2018. Qualité du Milieu Marin Littoral ; Bulletin de la surveillance 2018. Laboratoire Environnement Ressources de Bretagne Occidentale. Département du Finistère.
- INERIS**, 2006. Nickel et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 71p.

- INERIS**, 2010. Mercure et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 120 p.
- INERIS**, 2011. Cadmium et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 82 p.
- INERIS**, 2015a. Chrome et ses composés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 104p.
- INERIS**, 2015b. Zinc et ses principaux composés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 75p.
- INERIS**, 2016. Plomb et ses dérivés inorganiques. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 170 p.
- INERIS**, 2019. Cuivre et ses composés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, 85p.
- INRH**, 2013. Etat des stocks et des pêcheries au Maroc, Analyse des peuplement endobenthique. Rapport INRH. Maroc.
- INRH**, 2016. Rapport d'activité INRH, Institut National de la Recherche Halieutique : <http://www.inrh.ma/>
- Jacobson K.B & Turner J.E.**, 1980. The interaction of cadmium and other metal ions with protein and nucleic acid, . Toxicology. 16 : p. 1-37.
- Jacquet M.**, Julien J., Besret C., et al., 2015. Évaluation des risques sanitaires liés à la présence de contaminants chimiques dans les aliments : retour d'expérience et proposition d'un outil méthodologique Environnement, Risques & Santé. 14(1) : p. 38-55.
- Jana S.**, Mahanti B., Sur D., 2017. Presence and source of toxic heavy metals in camellia sinensis shoot. Int. J. Pharmaceut. Sci. Res. 8 (6), 2402–2407. [https://doi.org/10.13040/IJPSR.0975-8232.86\).2402-07](https://doi.org/10.13040/IJPSR.0975-8232.86).2402-07).
- Joly J. P.**, 1982. Contribution à la biologie de la palourde *Ruditapes decussatus* L. 189. Thèse d'État, Univ, Paris 6, 1 : ISTPM, France.
- Kabata-Pendias A.**, 2011. Trace elements in soils and plants (4th ed.). CRC Press, Taylor & Francis Group, 505 p.
- Kaid Rassou K.**, 2009. Etude des interactions entre les eaux souterraines et les eaux de surface dans le bassin côtier d'Oualidia. Thèse de doctorat. Université Cadi Ayyad. Faculté des Sciences. Semlalia – Marrakech. 189p.
- Kaimoussi A.**, Chafik A., Cheggour M., Mouzdahir A., Bakkas S., 2000. Seasonal variations of metal concentrations (Cd, Cu, Zn, Fe and Mn) in mussel *Mytilus galloprovincialis* from El jadida coastline (Morocco). Mar. Life, 10(1-2): 77-85p.
- Kamara A.**, Rharbi N., Ramdani M., Berraho A., 2005. Étude comparative du cycle sexuel de la palourde *Ruditapes decussatus* (L.) de trois milieux paralysants des côtes marocaines. Mar Life 15(1-2) :43-50.
- Kamara A.**, Rharbi N., Ramdani M., 2008. Recherches préliminaires pour le développement de la culture de la palourde européenne (*Ruditapes decussatus* L.) sur les côtes marocaines et le repeuplement des sites surexploités. Bulletin de la Société zoologique de France 10.

- Karim H.**, Omar E., Mohammed I., Jamila L., Benyounes A., Zineb E., Abdellatif O., Ahmed M., 2017. Fonctionnement hydrodynamique de la lagune de Oualidia (Maroc) avant l'exploitation. *International Journal of Advanced Research* 5, 2015-2027.
- Kersten M.**, 1988. Geochemistry of priority pollutants in anoxic sludges: Cadmium, arsenic, methyl mercury, and chlorinated organic, *Chemistry and biology of solid waste*: Berlin, Springer-Verlag, p. 170-213.
- Ketterings Q. M.**, Reid S., Rao R., 2007. Cation Exchange Capacity (CEC). Cornell University Cooperative Extension, pages 1–2.
- Khan M.A.Q.**, Ahmed S.A., Catalin B., Khodadoust A., Ajayi O., Vaughn M., 2006. Effect of temperature on heavy metal toxicity to juvenile crayfish, *Orconedes immunis* (Hagen). *Environ. Toxicol.* 21, 513-520. doi:10.1002/tox.20213.
- Klassen R. A.**, Douma S., Rencz A. N., 2010 Environmental and human health risk assessment for essential trace elements : Considérant le rôle des géosciences. Partie A : Questions d'actualité : *Journal of Toxicology and Environmental Health*. 73 : p. 242-252.
- Komjarova I & Blust R.**, 2008. Multi-metal interactions between Cd, Cu, Ni, Pb and Zn in water flea *Daphnia magna*, a stable isotope experiment. *Aquat. Toxicol.* 90, 138-144. doi:10.1016/j.aquatox.2008.08.007
- Komjarova I & Blust R.**, 2009. Effects of Na, Ca, and pH on the simultaneous uptake of Cd, Cu, Ni, Pb, and Zn in the zebrafish *Danio rerio*: A stable isotope experiment. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7958-7963. doi:10.1021/es9016987.
- Koutitonsky V.G.**, Orbi A., Ouabi M., Ibrahimi I., 2006. L'étude du comportement hydro-sédimentaire du système lagunaire Oualidia par la modélisation mathématique. Phase 1 : Synthèse des données et simulations de la réfraction des houles. Direction des Ports et du Domaine Public Maritime, Ministère de l'Équipement et du Transport, Royaume du Maroc. 150 p.
- Kraak M.H.S.**, Scholten M.C.T., Peeters W.H.M., de Kock W.C., 1991. Biomonitoring of heavy metals in the Western European Rivers Rhine and Meuse using the freshwater mussel *Dreissena polymorpha*. *Environ. Pollut.* 74, 101-114. doi:10.1016/0269-7491(91)90107-8.
- Kucuksezgin F.**, Kontas A., Altay O., Uluturhan E., Darilmaz E., 2006. Assessment of marine pollution in Izmir Bay : Nutrient, heavy metal and total hydrocarbon concentrations. *Environment International* ; 32 : 41-51
- Kwan K.H.M.**, Chan H.M., Lafontaine Y.D., 2003. Metal contamination in zebra mussels (*Dreissena Polymorpha*) along the St. Lawrence river. *Environ. Monit. Assess.* 88, 193-219. doi:10.1023/A:1025517007605.
- Kwon J.Y.**, Park J.W., Lee Y.H., Hong Y.K., Chang Y.J., 1999. Morphological variation and genetic relationship among populations of shortnecked clam *Ruditapes philippinarum* collected from different habitats. *Journal of Fisheries Science and Technology* 2, 98-104.
- Labbardi H.**, Ettahiri O., Lazar S., Massik Z., El Antri S., 2005. Étude de la variation spatio-temporelle des paramètres physico-chimiques caractérisant la qualité des eaux d'une lagune côtière et ses zonations écologiques : cas de Moulay Bousselham, Maroc. *Comptes Rendus Geosci.* 337, 505–514. <https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.01.009>.

- Labbardi H.**, 2006. La palourde *Ruditapes Decussatus* (Linnee, 1758) de la lagune Moulay Bousselham, Maroc : biométrie, reproduction, activité alimentaire et interaction avec l'environnement ambiant. Thèse de doctorat. Univ, Hassan II, Mohammedia, Maroc, 107p.
- Lafabrie C.**, 2007. Utilisation de *Posidonia oceanica* (L) Delile comme bio-indicateur de la contamination métallique. Thèse de Doctorat en écologie marine. Université De Corse 158p.
- Lagliti K.**, Farhat A., Fekhaoui M., Tahri L., 2019. Impact of agricultural products on a Ramsar ecological site "Merja Zerga": the case of the quality of the two water emissaries Oued Drader and Canal Nador. Article ID : IJCIET_10_08_007. Issue 08, pp. 73-89.
- Lakhlalki H.**, Jayed, M., Benbrahim S., Maanan M. et al. 2020.- Assessment of contamination by organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyl's from Oualidia lagoon water (Morocco). Environmental Science Arabian Journal of Geosciences, 13 (16). DOI:10.1007/s12517-020-05761-5.
- Lamrini A.**, Arid H., Meziani J., 2007. Contribution à l'étude du potentiel aquacole de la lagune de moulay bousselham (Maroc) à l'aide de la télédétection et d'un système d'information géographique. Revue Télédétection, vol. 7, n° 1-2-3-4, p. 111-127.
- Lane T. W & Morel F. M. M.**, 2000. A biological function for cadmium in marine diatoms. Proceedings of the National Academy of Sciences 97(9) : 4627- 4631.
- Lavaud S.**, 2014. Étude de faisabilité technico-économique du soutien à la filière de la pêche à la palourde (*Ruditapes decussatus* L.) en Languedoc-Roussillon par réensemencement : mise à jour des données sur la filière et propositions de protocoles de réensemencement. Ceperlmar. 69p.
- Le Treut Y.**, 1986. La palourde : Anatomie, élevage, pêche, consommation et inspection sanitaire. Thèse de Doctorat. Université de Bretagne occidentale., 161pp.
- Lebrun J.D.**, Uher E., Tusseau-Vuillemin M.H., Gourlay-Francé C., 2014. Essential metal contents in indigenous gammarids related to exposure levels at the river basin scale : Metal-dependent models of bioaccumulation and geochemical correlations. Sci. Total Environ. 466, 100-108.
- Lebrun J.D.**, Geffard O., Urien N., François A., Uher E., Fechner L.C., 2015. Seasonal variability and inter-species comparison of metal bioaccumulation in caged gammarids under urban diffuse contamination gradient : Implications for biomonitoring investigations. Sci. Total Environ. 511, 501-508.
- Lee K.M.**, Kruse H., Wassermann O., 1996. Seasonal fluctuation of organochlorines in *Mytilus edulis* L. from the South West Baltic Sea. Chemosphere, 32(10): 1883-1895p.
- Li Y.H.**, Burkhardt L., Teraoka H., 1984. Desorption and coagulation of trace elements during estuarine mixing. Geochimica et Cosmochimica Acta, 48(10) : 1879-1884.
- Lions J.**, 2004. Etude hydrogéochimique de la mobilité de polluants inorganiques dans des sédiments de curage mis en dépôt : expérimentations, étude in situ et modélisations. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Paris, 260 p.

- Lucas A.**, 1981. Adaptations écophysiologiques des bivalves aux conditions de culture. *Bulletin de la Société d'Ecophysiologie* 6(1-2), 27-35.
- Lum R.R.**, 1987. Cadmium in freshwaters : the Great Lakes and St. Lawrence River. In : J.O. Nriagu et J.B. Sprague (Eds.), *Cadmium in the Aquatic Environment*. Wiley, New York, pp.
- Luoma S.N.**, 1983. Bioavailability of trace metals to aquatic organisms -A review. *Sci Tot Environ* 28:3-22.
- Luoma S.N.**, 1989. Can we determine the biological availability of sediment-bound trace metals? *Hydrobiologia* 176/177:379-396.
- Luoma S. N.**, Dagovitz R., Axtmann E., 1990. Temporally intensive study of trace metals in sediments and bivalves from a large river-estuarine system: Suisun Bay/delta in San Fransisco Bay', *Sci. Total Environ.* 97-98, 685-712.
- Luoma S.N., & Rainbow P.S.**, 2005. Why is metal bioaccumulation so variable? *Biodynamics as a unifying concept. Environ. Sci. Technol.* 39, 1921-1931.
- Lusteau P.**, 2010. Claires conchylicoles : détermination des modalités de surveillance microbiologique. *Cas de la Seudre. EHESP*.79p.
- Maanan M.**, Landesman C., Maanan M., Zourarah B., Fattal P., Sahabi M., 2013. Evaluation of the anthropogenic influx of metal and metalloid contaminants into the Moulay Bousselham lagoon, Morocco, using chemometric methods coupled to geographical information systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 20(7), 4729-4741.
- Macdonald A.**, Silk L., Schwartz M., Playle R.C., 2002. A lead-gill binding model to predict acute lead toxicity to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Comp. Biochem. Physiol. Part C Toxicol. Pharmacol.* 133,227-242.doi:10.1016/S1532 0456(02)00107-2.
- MacDonald D. D.**, Ingersoll C. G., Berger T. A., 2000. Development and Evaluation of Consensus-Based Sediment Quality Guidelines for Freshwater Ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(1), 20-31.
- Malandrino M.**, Abollino O., Buoso S., Giacomino A., La Gioia C., Mentasti E., 2011. Accumulation of heavy metals from contaminated soil to plants and evaluation of soil remediation by vermiculite. *Chemosphere*, 82(2) :169-178.
- Maître-Allain T.**, 1983a. Croissance de deux espèces de palourdes dans l'étang de Thau (Hérault, France) en fonction des facteurs hydrologiques. *Rapp. Comm. Intern. Mer Med.*, 29,4 : 109-110.
- Maître-Allain T.**, 1983b. Suivi d'une tentative de repeuplement de l'étang de Thau (Hérault) en palourdes: Croissant, Mortalité, Reproduction. Thèse de doctorat en océanologie biologique, Université Pierre et Marie Curie Paris 6, Paris, 136p.
- Makaoui A.**, Orbi A., Hilmi K., Zizah S., Larisi J., Talbi M., 2005. L'upwelling de la côte atlantique du Maroc entre 1994 et 1998. *C. r. Geoscience*, 337 : 1518-1524.
- Makaoui A.**, Idrissi M., Agouzouk A., Larissi J., Baibai T., Ouehabi Z.E., Laamel M. A., Bessa I., Ettahiri O., Hilmi K., 2018. État océanographique de la lagune d'Oualidia, Maroc (2011-2012). *European Scientific Journal*, ESJ 14,93.

- Malik D.,** Singh S., Thakur J., Singh R.K., Kaur A., Nijhawan S., 2014. Heavy metal pollution of the Yamuna River: an introspection. *Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.* 3 (10), 856–863.
- Marchand M., & Kantin R.,** 1997. Les métaux traces en milieu aquatique. *Océanis* 23(4) : 595-629.
- MB-ESF,** 2011. Monitoring Chemical Pollution in Europe's Seas. Programmes, Practices and Priorities for Research. PP 16. 108p.
- McGeer J., & Grou, E.R.,** 2004. Issue paper on the bioavailability and bioaccumulation of metals. US Environmental Protection Agency.
- Mejjad N.,** Laissaoui A., El-Hammoumi O., et al., 2018. Approches géochimiques, radiométriques et environnementales pour l'évaluation de l'intensité et de la chronologie de la contamination métallique dans les carottes de sédiments de la lagune de Oualidia (Maroc). *Environ Sci Pollut Res* 25, 22872-22888.
- METLE,** 2018. Ministère de l'Équipement, du Transport, de la Logistique et de l'Eau en chiffres. 36p.
- Micha J.C.,** 1973. Étude des populations piscicoles de l'Ubanguï et tentatives de sélection et d'adaptation de quelques espèces à l'étang de pisciculture. Centre Technique Forestier Tropical, Nogent-sur-Marne, France. 110 p
- Miquel M.,** 2001. Les effets des métaux lourds sur l'Environnement et la Santé. Rapport office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat N°261 : 360p
- Monbet P., & Coquery M.,** 2013. Approches analytiques pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux dans les milieux aquatiques. (Rapport technique No. INERIS DRC-03-46820-PMo/JL-03.0672). INERIS, Verneuil en Halatte.
- Morel F.M.M.,** 1983. Principles of aquatic chemistry, 1983. Wiley : New York.
- Mouneyrac C.,** Amiard J.C., Amiard-Triquet C., 1998. Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters *Crassostrea gigas* from a polluted estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162, 125-135.
- Mubiana V.K.,** Vercauteren K., Blust R., 2006. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal bioaccumulation in *Mytilus edulis*. *Environ Poll* 144:272–279.
- Müller .,** 2016. Reconnaître les principaux bivalves fouisseurs ou foreurs au moyen de leurs siphons. 56 espèces Clé de détermination des 20 taxons les plus gros. 83p.
- Najih N.,** 2012. L'enjeu environnemental à l'aube du XXI siècle : Le cas des ports maritimes au Maroc. Université de Perpignan Via Domitia. 40p.
- Nakayama E.,** Kuwamoto T., Tsurubo S., Tokoro H., Fujinaga T., 1981. Chemical speciation of chromium in sea water. Part 1 - Effect of naturally occurring organic materials on the complex formation of chromium (III). *Anal. Chim. Acta*, 130 : 289-294.
- Nakhli S.,** 2010. Pressions environnementales et nouvelles stratégies de gestion sur le littoral marocain », *Méditerranée*, 115|, 31-42.

- Needelman H.L.**, 1984. The hazard to health of lead exposure at low dose. p. 311-322. In : Changing Metal Cycle and Human Health. NR1AGU, J.O. éditeur. Springier-Verlag, Berlin. 445p.
- Nga L. E.**, Sadjo S. M., Zame P. Z., 2016. Évaluation de la contamination métallique des sols exposés à la combustion de pneus de voiture à Ngaoundéré (Cameroun). J. Mater. Environ. Sci. 7 (12) 4633-4645.
- Niyogi S., & Wood C.M.**, 2004. Biotic ligand model, a flexible tool for developing site-specific water quality guidelines for metals. Environ. Sci. Technol. 38, 6177-6192.
- NM EN 13804**, 2015. Produits alimentaires - Détermination des éléments et de leurs espèces chimiques - Considérations générales et exigences spécifiques - Détermination des éléments et de leurs espèces chimiques.
- NM EN 13805**, 2015. Produits alimentaires - Dosage des oligo-éléments - Digestion sous pression.
- NM EN 15763**, 2012. Produits alimentaires - Détermination des éléments traces, Détermination de l'arsenic, du cadmium, du mercure et du plomb par spectromètre d'émission avec plasma à couplage inductif et spectromètre de masse (ICP-MS) après digestion sous pression.
- NM ISO 16649-3**- 2017. Méthode horizontale pour le dénombrement d'*Escherichia coli* β -glucuronidase-positive. Partie 3 : Technique du nombre le plus probable utilisant le bromo-5-chloro-4-indolyl-3 β -D-glucuronate.
- Nordberg G.F.**, Fowler B.A., Nordberg M., 2014. Handbook on the toxicology of metals. Academic Press.
- Ohta H.**, Ichikawa M., Seki Y., 2002. Effects of cadmium intake on bone metabolism of mothers during pregnancy and lactation. Tohoku J Exp Med. 196 : p. 33-42.
- Oliveira J.**, Cunha A., Castilho F., Romalde J. L., Pereira M. J., 2011. A mini-review. Food Control, 22. 805-816.
- Orban E.**, Di Lena G., Navigato T., Casini I., Marzetti A., Caproni R., 2002. Seasonal changes in meat content, condition index and chemical composition of mussels *Mytilus galloprovincialis* cultured in two different Italian sites. Food Chemistry, 77: 57-65p.
- Orbi A.**, 1990. Etude hydrodynamique de la lagune de moulay Bousselham. ISPM, Travaux et Documents, N°70.
- OSPAR/JAMP**, 2002. Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediment. Ref. No. 2002-16. <http://www.ospar.org/documents?d=32743>.
- Papp R.**, 2011. Les propriétés environnementales des éléments traces : Particularités et conséquences pour l'analyse de risques. Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique, Ecole Centrale de Paris. 1, 112p.
- Parache A.**, 1982. La palourde. La pêche Maritime 1254, 496-507.
- Paulet Y. M.**, Lucas A., Gérard A., 1988. Reproduction et développement larvaire dans deux populations de *Pecten maximus* (L.) de Bretagne. J. expl mar. Biol. Ecol. 119 :145-156.

- Payen P.**, 2007. Evaluation des risques liés à la consommation des produits de la pêche à pied récréative en Basse-Normandie. Ecole Nationale de la Santé Publique. Rennes. 81p.
- Pellet B.**, Geffard O., Lacour C., Kermoal T., Gourlay-Francé C., Tusseau-Vuillemin, M.- H., 2009. A model predicting waterborne cadmium bioaccumulation in *Gammarus pulex*: the effects of dissolved organic ligands, calcium, and temperature. *Environ. Toxicol. Chem.* 28, 2434-2442.
- Phillips P. T & Rainbow P. S.**, 1993. *Biomonitoring of Trace Aquatic Contaminants*, Elsevier Science, London.
- Phuong T.T.M.**, 2014. Bioaccumulation of heavy metals in Nha Trang bay, Khanh Hoa, Viet Nam. Thèse de Doctorat. Earth Sciences. Université Nice Sophia Antipolis. 265p.
- Piquion J.G & Flasch J.P.**, 1985. Elever la palourde, in savoir-faire. *Equinoxe*, 2 : 23-30.
- Plante-Cuny M.R.**, 1981. Consommation de diatomées par deux espèces de pélécytopodes filtreurs vivant dans les sables fins marins. *Cryptogamie-Algologie*, II, 2 :147.
- Plumb R.A.H.**, 1981. Procedures for handling and chemical analysis of sediment and water samples. Tech. Rep. EPA/CE-81-1. US Army Corps of Engineers.
- Plusquellec A.**, Beucher M., Legal Y., 1986. Indicateurs de pollution microbienne des eaux côtières. *Ifremer*, 3 : 541-548.
- Poppe G.T & Goto Y.**, 1991. *European Seashells. Volume I (Polyplacophora, Caudofoveata, Solenogastrea, Gastropoda)*. Hemmen V.C., (Ed.), Germany, Wiesbaden. 352 pp.
- Prusty B.G.**, Sahu K.C., Godgul G., 1994. Metal contamination due to mining and milling activities at the Zawar zinc mine, Rajasthan, India. 1. Contamination of stream sediments : *Chemical Geology*, v. 112, p. 275-292.
- Puspitasari R.**, Suratno Purbonegoro T., 2020. Health risk assessment of metal accumulated in marine bivalves from Semarang, Indonesia. *AACL Bioflux* 13(2):993-1002.
- Qninba A.**, 1999. Les Limicoles (Aves, Charadrii) du Maroc : Synthèse sur l'hivernage à l'échelle nationale et étude phénologique dans le site Ramsar de Merja Zerga. 229p.
- Radenac G.**, Miramand P., Tardy J., 1997. Search for impact a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* in Charente Maritime (France). *Mar. Pollut. Bull.*, 34: 721-729p.
- Rainbow P. S.**, 1992. The significance of trace metal concentration in marine Invertebrate. - In: R., D. & P.S., R. (eds.) : *E cotoxicologt of metals in Invertebrates*- Boca Raton, I, pp. 3-23.
- Rainbow P.S.**, Fialkowski W., Sokolowski A., Smith B.D., Wolowicz M., 2004. Geographical and seasonal variation of trace metal bioavailabilities in the gulf of Gdansk, Baltic Sea, using mussels (*Mytilus trossulus*) and barnacles (*Balanus improvisus*) asbiomonitors. *Mar. Biol.*, 144: 271-286p.

- RAMSAR**, 1993. Cinquième Session de la Conférence des Parties contractantes Kushiro, Japon, 9-16.
- RAMSAR**, 2003. Fiche descriptive sur les zones humides Ramsar (FDR). Complexe de sidi moussa-walidia. 10p.
- RAMSAR**, 2015. Le 4e Plan stratégique 2016 – 2024 : La Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau – la « Convention de Ramsar ». Adopté par la 12e Session de la Conférence des Parties à Punta del Este, Uruguay. 37p.
- Ray S.**, 1986. Bioaccumulation of cadmium in marine organisms. Experiential Supplement 50, 65–75.
- Rharbi N.**, 1990. Essai d'élevage de la palourde *Ruditapes decussatus* (L.) dans la lagune de Moulay Bousselham (côte atlantique marocaine), thèse de 3e cycle, université Mohammed-V, Rabat, Maroc.
- Rharbi N.**, 2000. Importance des paramètres hydrologiques et phytoplanctoniques sur la croissance de l'huître *Crassostrea gigas* dans la lagune d'Oualidia. Thèse d'État, Faculté des sciences Ben Msik, Casablanca, 217 p.
- Rharbi N.**, Ramdani, M. and Berraho, Ab. 2003.- Elaboration d'une stratégie d'élevage de l'huître *Crassostrea gigas* dans la lagune de Oualidia (Maroc) sur la base d'études des relations trophiques, Bull. Soc. Zool. Fr., 128, (1-2), 63-86.
- Ricketts E.F.**, Calvin J., 1962. Between Pacific Tides, 3rd ed. Stanford University Press, Stanford, california.
- Riget F.**, Johansen P., Asmund G., 1996. Influence of length on element concentrations in blue mussels (*Mytilus edulis*). Mar. Pollut. Bull. 32, 745–751.
- Riker W. H.**, 1980. Implications from the Disequilibrium of Majority Rule for the Study of Institutions. American Political Science Review, 74(02), 432–446.
- Robert & Deltreil**, 1990. Élevage de la palourde japonaise *Ruditapes philippinarum* dans le bassin d'Arcachon. Bilan des dix dernières années et perspectives de développement. Rapports Internes IFREMER. 33p.
- Roussiez V.**, Ludwig W., Probst J.L., Monaco A., 2005. Background levels of heavy metals in surficial sediments of the Gulf of Lions (NW Mediterranean): An approach based on ¹³³Cs normalization and lead isotope measurements. Environmental Pollution, 138(1), 167–177. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.004>
- Salomons W.**, 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities : Processes, predictions, prevention: Journal of Geochemical Exploration, v. 52, p. 5-23.
- Sanjay K.G & Jaswant S.**, 2011. Evaluation of mollusc as sensitive indicator of heavy metal pollution in aquatic system: a review – IIOAB Journal-India, Vol. 2; Issue 1; 2011: 49-57 ISSN: 0976-3104.
- Sarf F.**, 1999. Dynamique sédimentaire et état de pollution de la lagune de Oualidia. Thèse de troisième cycle, Faculté des sciences. Rabat, 121p.
- Sarkar A.**, Arora S., Shekhar S., 2016. Boron in groundwater of National Capital

- Region Delhi. J. Water Pollut. Purif. Res. 3 (2), 30–36.
- Sarkar A & Shekhar S.**, 2018. Iron contamination in the waters of Upper Yamuna basin. Groundwat. Sustain. Dev. 7, 421–429. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2018.04.001>.
- Sbihi K.**, Cherifi O., El gharmali A., Oudra B. Aziz F., 2012. Accumulation and Toxicological Effects of Cadmium, Copper and Zinc on the Growth and Photosynthesis of the Freshwater Diatom *Planorhynchos lanceolatus* (Brébisson) Lange-Bertalot: A Laboratory Study. Journal of Materials and Environmental Science, 3, 497-506.
- Seed R.**, 1968. Factors influencing shell shape in the mussel, *Mytilus edulis* L. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 48, 561-584.
- Serpaud B.**, Al-Shukry., R., Casteignau M., Matejka, G., 1994. Adsorption des métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) par les sédiments superficiels d'un cours d'eau : rôle du pH, de la température et de la composition du sédiment. Revue des Sciences de l'eau, 7 : 343-365.
- Serve L.**, Gadel F., Liberia J.L., Blazi, J.L., 1999. Caractères biogéochimiques de la matière organique dans la colonne d'eau et les sédiments d'un écosystème saumâtre : l'étang de Thau-Variations saisonnières. Revue des Sciences de l'eau, 12 : 619-642.
- Shahidul Islam M & Tanaka M.**, 2004. Impacts of pollution on coastal and marine ecosystems including coastal and marine fisheries and approach for management : a review and synthesis. Mar Pollut Bull. 48 (7-8) : 624-49.
- Sif J.**, Essedaoui A., Ferssiwi A., 2002. Concentration du Cu, Zn et Cd au niveau de la glande digestive de *Mytilus galloprovincialis*: rôle des métallothionéines dans la détoxification des métaux lourds. J. Rech. Océanogr., 27(3): 284-287p.
- Sigg L.**, Behra P., Stumm W., 2001. Chimie des milieux aquatiques : chimie des eaux naturelles et des interfaces dans l'environnement. Dunod, Paris, 567 pp.
- Sigwald R.**, Ledoux S., Spencer K., 2012. Guide methodologies sur le dragage par injection d'eau. GEODE, Groupe d'études et d'observation sur les Dragages et l'environnement.
- Sokal R.R & Rohlf J.F.**, 1995. Biometry 3rd., New york : W.H. freeman and company, New York.
- Souchu P.**, Laugier T., Dusserre K., Marobin D., 2001. Suivi des paramètres trophiques dans l'eau des étangs de la Narbonnaise. Ifremer. Direction de l'Environnement et de l'aménagement du Littoral Laboratoire côtier de Sète. 57p.
- Stroud D.A.**, Davidson N.C., West R., Scott D.A., Hanstra L., Thorup O., Ganter B., Delany S., 2004. Status of migratory wader populations in Africa and Western Eurasia in the 1990s. International Wader Studies 15: 1-259.
- Sutherland R.A.**, Tolosa C.A., Tack F.M.G., Verloo M.G., 2000. Characterization of selected element concentration and enrichment ratios in background and anthropogenically impacted roadside areas. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 38, pp428-438

- Szefer P.**, Ali A.A., Ba-Haroon A.A., Rajeh A.A., Gełdon J., Nabrzyski M., 1999. Distribution and relationships of selected trace metals in molluscs and associated sediments from the Gulf of Aden, Yemen. *Environ Pollut.* 106(3) : 299-314.
- Tahiri L.**, Bennasser L., Idrissi L., Fckhaoui M., El Abidi A., Mouradi A., 2005. Contamination métallique de *Mytilus galloprovincialis* et des sédiments au niveau de l'estuaire de Bouregreg (Maroc). *Water. Qual. Res. J. Canada*, 1(40): 111-119p.
- Talbot V & Magee R. J.**, 1978. Naturally occurring heavy metal binding proteins in Invertebrates. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.* 7, 73-81.
- Taleb M.Z & Boutiba Z.**, 2007. La moule *Mytilus galloprovincialis*: Bioindicatrice de pollution marine-cas du port d'Oran. *Sci. Tech.*, 25: 59-64p.
- Taverny C.**, Elie P., Boët P., 2009. La vie piscicole dans les masse d'eau de transition : proposition d'une grille qualité pour la température, l'oxygène dissous, la salinité et la transparence. Irstea. 51p.
- Thévenot D.**, Lestel L., Tusseau-Vuillemin M.-H., Gonzales J.-L., Meybeck M., 2009. Les métaux dans le bassin de la Seine. Comprendre d'où proviennent et comment circulent les métaux dans un bassin versant fortement exposé aux pressions humaines. Agence de l'Eau Seine-Normandie.
- Topcuoglu S.**, Kirbasoglu C., Gungor N., 2002. Heavy metals in organisms and sediments from Turkish Coast of the Black Sea, 1997-1998. *Environ. Int.*, 27(7): 521-6p.
- Trigui-El Menif N.**, 1995. La palourde *Ruditapes decussatus* des côtes tunisiennes : biométrie, reproduction et impact de l'environnement sur la bioaccumulation en métaux traces. Thèse de Doctorat, cycle Biol. Mar. Océanogr., Fac. Sci. Tunis, 261 pp.
- Tsuchiya K.**, 1978. Cadmium studies i11 Japa11. A review. Elsevier Amsterdam. 238 p.
- Turkmen A.**, Turkmen M., Tepe Y., Akyurt I., 2005. Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. *Food Chemistry* 91: 167-172
- Tusseau-Vuillemin M.-H.**, Gourlay C., Lorgeoux C., Mouchel J.-M., Buzier R., Gilbin R., Seidel J.-L., & Elbaz-Poulichet F., 2007. Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin. *Sci. Total Environ.* 375, 244-256.
- Urien N.**, 2015. Modélisation de la bioaccumulation des métaux par voie dissoute chez le genre *Gammarus* : influence des facteurs environnementaux et de l'histoire de vie des organismes. Thèse de Doctorat. Écotoxicologie des milieux aquatiques. Université Lyon 1 - claudes bernard. 238p.
- Usero J.**, Morillo J., Gracia I., 2005. Heavy metal concentrations in mollusks from the Atlantic coast of southern Spain. *Chemosphere.* 59(8): 1175-81p.
- Valentin A.**, Tremblay T., Gagnon F., Cartier J. F., 2000. Régie régionale de la santé et des services sociaux de la Côte-Nord. Direction de la santé publique, 90 p.

- Verschoor A.J.**, Hendriks A.J., Vink J.P.M., de Snoo G.R., Vijver M.G., 2012. Multimetal accumulation in crustaceans in surface water related to body size and water chemistry. *Environ. Toxicol. Chem.* 31, 2269-2280. doi:10.1002/etc.1941
- Villanueva M. C. S.**, 2004. Biodiversité et relations trophiques dans quelques milieux estuariens et lagunaires de l'Afrique de l'Ouest : adaptations aux pressions environnementales, Thèse de Doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse, Toulouse, 246 p.
- Vinot I.**, 2004. Impact des rejets de cuivre et zinc en milieu aquatique : circulation, spéciation, biodisponibilité, bioaccumulation, transfert et toxicité. Thèse de Doctorat ; Ecotoxicologie. Université Paul Verlaine - Metz. Français.
- Walker C.H.**, Hopkin S.P., Silby R.M., Peakall D.B., 2006. *Principles of Ecotoxicology*. CRC Press, Boca, Raton, Fla, USA.
- Waln P. R.**, Mann R., 1975 Croissance et composition biochimique chez *Ostrea edulis* et *Crassostrea gigas* . *Proc. 9e Europ. Mar. Biol. Symp.* 1975 : 587-607.
- Wang W & Rainbow P.S.**, 2006. Subcellular partitioning and the prediction of cadmium toxicity to aquatic organisms. *Environ. Chem.* 3, 395-399.
- Wang W & Lu G.**, 2017. Les métaux lourds dans les mollusques bivalves. Dans: *Contaminants chimiques et résidus dans les aliments*. Dieter S., Cartus A. (eds), pp. 553-594, deuxième édition, Elsevier.
- Wang Y.**, Liang L., Shi J., Jiang G., 2005. Study on the contamination of heavy metals and their correlations in mollusks collected from coastal sites along the Chinese Bohai Sea. *Environ Int.*, 31(8): 1103-13p.
- Wedepohl K. H.**, 1995. The composition of the continental crust. *Geochimica and cosmochimica Acta*. Vol.59.No.7 pp. 1217-1232.
- WU Q.**, MAGNUS J.H., HENTZ J.G., 2009. Urinary cadmium, osteopenia, and osteoporosis in the US population. *Osteoporos Int.*
- Yamazaki H.**, Gohd, S., Nishikawa Y., 1980. Chemical forms of chromium in natural waters -Interaction of chromium (III) and humic substances in natural waters. *J. Oceanogr. Soc. Japan*, 35 : 233-240.
- Yap C. K.**, Wan H. C., Karami A., Ismail A., 2016. Évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition aux métaux lourds par la consommation de moules marines collectées sur des sites anthropogéniques. *Science of the Total Environment* 553:285-296.
- Zaidi J & Pal A.**, 2017. Review on heavy metal pollution in major lakes of India: Remediation through plants. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 11 (6), 255–265.
- Zamouri-Langar N.**, 2010. Analyse et Modélisation des paramètres d'exploitation des stocks du Bivalve *Ruditapes decussatus* des côtes Tunisiennes. Thèse de Doctorat, Scie Agro. Spécialité Halieutique. Institut National Agronomique, Tunis. 261p.
- Zbiry M.**, 2018. Contribution à l'étude des effets de la contamination par les pesticides organochlorés et les polychlorobiphényles chez trois espèces de bivalves au niveau de deux milieux fermés (Oualidia et Moulay Bousselham) et d'un milieu ouvert (Dar Bouazza à Safi. Thèse de doctorat. Faculté des sciences Ain Chock, Université Hssan II, Casablanaca.

- Zhiyou F.U.**, Fengchang W.U., Chen Lulu., Bingbing X.U., Feng Chenglian., Bai Yingchen., Liao Haiqing., Sun Siyang., Giesy John P., Guo Wenjing., 2016. Copper and zinc, but not other priority toxic metals, pose risks to native aquatic species in a large urban lake in Eastern China. *Environ. Pollut.* 219, 1069–1076.
- Zubrod J.P.**, Englert D., Rosenfeldt R.R., Wolfram J., Lüderwald S., Wallace D., Schnetzer N., Schulz R., Bundschuh M., 2015. The relative importance of diet-related and waterborne effects of copper for a leaf-shredding invertebrate. *Environ. Pollut.* 205, 16-22.
- Wariaghli F.**, Tilghman-Sibille A., Abidi A.E., Hamri, H.E., Yahyaoui A., 2013. *Anguilla anguilla* L.: Evaluation of the degree of heavy metal contamination in the Sebou estuary and in Moulay Bousselham lagoon reserve (Morocco). *International Journal of Aquatic Science*. Vol.4, No.2, 69-82, 14p.

ANNEXES

Annexe 1 : Coordonnées GPS des points de prélèvements étudiées dans la lagune de Merja Zerga.

Stations	Latitude N	Longitude W
St1	34 52 20,68321N	006 17 50,31086W
St2	34 52 26,23606N	006 17 38,46362W
St3	34 52 09,69121N	006 17 19,80390W
St4	34 52 05,56922N	006 17 04,23509W
St5	34 52 05,34650N	006 16 50,76924W
St6	34 52 00,52809N	006 16 26,62652W
St7	34 51 58,30092N	006 16 06,15364W
St8	34 51 53,84657N	006 16 54,12357W
St9	34 51 31,87463N	006 17 05,04530W
St10	34 51 23,13724N	006 16 50,86847W
St11	34 51 07,14727N	006 16 52,74729W

Annexe 2 : Coordonnées GPS des points de prélèvements étudiées dans la lagune de Oualidia (Parc 1).

Stations	Latitude N	Longitude W
StN	32 45 39,6 N	9 00 37,5 W
StJ	32,7563638N	9,0115746W
StA	32 45 14,3 N	9 00 44,4 W

Annexe 3 : Teneurs des ETM en ($\mu\text{g/g}$) dans la croûte continentale, (Wedepohl, 1995). Concentration seuil d'effet TEC et concentration d'effet probable PEC (mg/kg), (MacDonald et al 2000).

ETM	UCC	TEC	PEC
Cd	0,1	0,99	4,98
Pb	17	35,8	128
Hg	0,056	0,18	1,06
Cr	35	43,4	111
Ni	18,6	22,7	48,6
Cu	14,3	31,6	149
Zn	52	121	459
Fe	30890		

Annexe 4 : : Facteurs de conversion pour la palourde *Ruditapes decussatus* dans les différentes stations étudiées entre la période Avril -2016 et Avril-2017.

MOIS	Sfiha	Rjila	Laâcha	Oualidia (Parc1)
Avril	4,9	4,7	4,9	---
Mai	5,3	5,5	5,9	---
Juin	5,3	5,1	5,0	---
Juillet	6,2	6,3	5,7	---
Août	6,1	6,0	5,7	5,4
Septembre	6,4	6,3	6,8	5,6
Octobre	6,0	6,2	6,6	6,4
Novembre	5,7	5,3	5,9	6,2
Décembre	6,1	6,0	6,6	6,6
Janvier	5,9	5,7	6,3	6,9
Février	6,0	6,2	6,6	6,6
Mars	6,0	5,9	5,9	6,6
Avril	5,1	5,4	5,8	6,6

LEXIQUE

1- Quelques définitions :

- **Lagune** : Au sens large, ce terme désigne tout bassin naturel en relation avec la mer ouverte par plusieurs passes au sens strict
- **Zone de production conchylicole** : Toute partie de territoire maritime, lagunaire, d'embouchure ou d'estuaire où se trouvent soit des bancs naturels de mollusques bivalves, soit des sites employés pour la culture de mollusques bivalves à partir desquels les coquillages sont récoltés.
- **Coquillages** : Toutes espèces de mollusques lamellibranches et gastéropodes marins ainsi que les échinodermes et les tuniciers, qui peuvent être consommés crus ou cuits et sont habituellement ingérés avec les viscères compris.
- **Pollution marine** : "l'introduction par l'homme, directement ou indirectement, dans le milieu marin (estuaires compris), de substances ou d'énergie provoquant des effets nuisibles tels que dommages aux ressources biologiques, risques pour la santé humaine, entraves aux activités maritimes, notamment à la pêche, altération de la qualité d'utilisation de l'eau de mer et réduction des agréments"(Définition de la pollution marine selon le groupe d'experts sur les aspects scientifiques de la pollution marine ; GESAMP, 1983).
- **Contaminant** : substance chimique présente dans le milieu en concentration supérieure à la normale (substance naturelle) ou en concentration détectable (substance de synthèse). (OSPAR).
- **Contamination** : On parle de contamination lorsque les concentrations en une substance donnée (physique, chimique et biologique) avoisinent ou dépassent les normes admises.
- **Bioindicateur** : Un organisme ou un ensemble d'organismes dont les réponses biologiques aux différents facteurs du milieu permettent de caractériser l'état et/ou l'évolution d'un écosystème.
- **Bioaccumulation** : La bioaccumulation est le processus par lequel un organisme vivant absorbe une substance à une vitesse plus grande que celle avec laquelle il l'excrète ou la métabolise. Elle désigne donc la somme des absorptions d'un élément par voie directe.
- **Bioconcentration** : La bioconcentration est un cas particulier de bioaccumulation. Elle est définie comme le processus par lequel une substance (ou un élément) se trouve présente dans un organisme vivant à une concentration supérieure à celle de son milieu environnant. C'est

donc l'accroissement direct de la concentration d'un contaminant lorsqu'il passe de l'eau à un organisme aquatique.

- **Bioamplification** : La bioamplification est le processus par lequel le prédateur concentre une substance (ou un élément) à un niveau supérieur à celui où il se trouve dans la proie.
- **Biodisponibilité** : La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le milieu à être absorbé par un organisme vivant. La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité.
- **Spéciation** : Le terme de spéciation désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices.
- **Niveau trophique** : Position occupée par un organisme dans une chaîne alimentaire : producteurs primaires (phytoplancton, plantes supérieures...), consommateurs primaires (herbivores : zooplancton), consommateurs secondaires (carnivores) etc.
- **Matériau de référence certifié** : Matériau accompagné d'un certificat dont les propriétés sont certifiées par une procédure validée avec incertitude à un niveau de confiance connu.

PRODUCTION SCIENTIFIQUE

2- Communications orales :

- **ANHICHEM Mimouna**, DELLAL M, CHFIRI R, YAHYAOUI Ahmed TAZI Ouadia & BENBRAHIM Samir : « Etude de la qualité des eaux et des sédiments de la baie de Dakhla – Maroc : Physico-chimie et contamination métallique ». 10èmes Congrès Franco-maghrébin de Zoologie et d'Ichtyologie à Fès – Maroc. Du 8 au 10 Décembre 2016.
- **ANHICHEM Mimouna**, BENBRAHIM Samir, IDRISSE Mohammed, CHFIRI Rachid et YAHYAOUI Ahmed. Communication Orale intitulée « État environnemental de la lagune Moulay Bousselham, Maroc : Origine et teneurs de contamination métallique dans les sédiments ». 6ème Congrès Franco-Tunisien de Zoologie 6ème Congrès Franco-Maghrébin de Zoologie 119èmes Journées annuelles de la SZF. Maison de la Tunisie – Paris 13– France. Du 21 au 23 Novembre 2018.
- **Mimouna ANHICHEM**, Samir BENBRAHIM, Mohammed IDRISSE, Abdelkrim KALMOUNI & Ahmed YAHYAOUI « **Impact des facteurs environnementaux sur la qualité et le taux de contamination métallique de la palourde européenne (*Ruditapes decussatus*) dans la lagune de Moulay Bousselham (Maroc)** ». Le 6ème Congrès International de Biodiversité Végétale et animale. Casablanca - Maroc Hôtel Campanile. Du 30 au 31 October 2020.
- **Mimouna ANHICHEM**, Samir BENBRAHIM et Ahmed YAHYAOUI. Oral presentation entitled : “ Impact of tidal cycles on the physicochemical characteristics and on the hydrological functioning of the Moulay Bousselham lagoon (Morocco) ”. 6th International Congress of Biodiversity and Biotechnology - ICBB6. Marseille – France. Du 23 au 24 Mai 2021.

3- Publications dans des revues internationales :

- **Anhichem M.**, Yahyaoui A., Adil O., Bessa A., Benbrahim S., 2021. « Evaluation of the growth potential and contamination of the European clam (*Ruditapes decussatus*), raised using the suspension culture technique at the Oualidia lagoon in Morocco ». AACL Bioflux 14(2) : 786-803.
- **Anhichem M.**, Benbrahim S., Idrissi M., Chfiri R., Yahyaoui A., 2021. “Environmental state of the Merja Zerga lagoon in Moulay Bousselham, Morocco: Metallic contamination levels and origins in sediments”. AACL Bioflux 14(2):774-785
- **Anhichem M & Benbrahim S.**, 2020. « Study of Water and Sediment Quality in the Bay of Dakhla, Morocco: Physico-Chemical Quality and Metallic Contamination » [Online First], IntechOpen, DOI 10.5772/intechopen. 95108.
- **Anhichem M.**, Dellal M., Chfiri R., Yahyaoui A., Benbrahim S., 2017. “Étude de la qualité des eaux et des sédiments de la baie de Dakhla au Maroc. Qualité physico-chimique et contamination métallique”. Bull. Soc. zool. Fr., 142(4) : 185-202.

RÉSUMÉ

L'étude des facteurs environnementaux et zootechniques réalisée au niveau de la Merja Zerga et la lagune de Oualidia, a permis d'évaluer l'état environnemental des deux écosystèmes. Au niveau de la Merja Zerga, les résultats de l'ACP ont montré que la variabilité des paramètres hydrologiques est très forte dans la partie amont, moyenne dans la partie centrale et faible dans la partie aval. Cette variabilité significative est attribuée particulièrement à la salinité et aux sels nutritifs. En se basant sur des grilles de qualité, la partie aval est de qualité très bonne à bonne, la partie centrale de qualité moyenne à médiocre et la partie amont de qualité médiocre à mauvaise. Au niveau de la lagune de Oualidia (Parc1), les paramètres physico-chimiques sont comparables à ceux enregistrés dans les parties aval et centrale de la Merja Zerga. Les concentrations en éléments nutritifs sont plutôt proches de celles enregistrées dans la zone amont de la Merja Zerga. L'évaluation des niveaux des métaux traces dans les sédiments de la Merja Zerga, et leur comparaison avec les valeurs guides (TEC) et (PEC), a montré que le Cd, Pb, Hg et Cu sont présents en très faible concentration, sans danger pour l'environnement, la concentration enregistrée pour le Zn franchi le seuil de toxicité, alors que les teneurs du Ni et du Cr peuvent présenter des effets néfastes sur les organismes. Les sédiments de la lagune de Oualidia (Parc1) enregistrent des teneurs en Cd, Hg significativement supérieures à celles enregistrées au niveau de la Merja Zerga, alors que le Ni enregistre des taux moins élevés. Dans la palourde *Ruditapes decussatus*, les teneurs métalliques enregistrées à la Merja Zerga sont moins importantes que dans le sédiment et présentent des variations spatio-temporelles. A Oualidia, les teneurs en Cd, Hg, Cu et Zn sont significativement supérieures. En effet, l'accumulation métallique chez la palourde dépend des paramètres biométriques de l'espèce, de l'élément métallique, de la nature de l'habitat et de la saison. La mise au point d'un système d'élevage en suspension de la palourde a montré des résultats meilleurs pour la croissance et la qualité phénotypique. Le niveau d'élevage ne montre aucun effet significatif sur les taux d'accumulation des EMT. Les résultats bactériologiques montrent une cinétique de contamination et décontamination plus rapide dans la colonne d'eau. Le système d'élevage conçu pourrait être favorable à l'élevage de palourde *R. decussatus* en suspension au niveau des sites présentant des caractéristiques environnementales appropriées.

Mots clés : Lagune, ETM, *Ruditapes decussatus*, Sédiment, système d'élevage en suspension.

ABSTRACT

The study of environmental and zootechnical factors carried out in the Merja Zerga and the Oualidia lagoon made it possible to assess the environmental state of the two ecosystems. At the level of Merja Zerga, the results of the PCA showed that the variability of the hydrological parameters is very high in the upstream part, medium in the central part and low in the downstream part. This significant variability is attributed particularly to salinity and nutrient salts. Based on quality grids, the downstream part is of very good to good quality, the central part of average to poor quality and the upstream part of poor to poor quality. At the level of the Oualidia lagoon (Parc1), the physico-chemical parameters are comparable to those recorded in the downstream and central parts of the Merja Zerga. The nutrient concentrations are rather close to those recorded in the upstream area of the Merja Zerga. The evaluation of the levels of trace metals in the sediments of the Merja Zerga, and their comparison with the guide values (TEC) and (PEC), showed that Cd, Pb, Hg and Cu are present in very low concentration, without danger for the environment, the concentration recorded for Zn exceeds the toxicity threshold, while the levels of Ni and Cr can have harmful effects on organisms. The sediments of the lagoon of Oualidia (Parc1) record Cd and Hg contents significantly higher than those recorded at the level of Merja Zerga, while Ni records lower levels. In the *Ruditapes decussatus* clam, the metal contents recorded at Merja Zerga are lower than in the sediment and show spatio-temporal variations. In Oualidia, the contents of Cd, Hg, Cu and Zn are significantly higher. Indeed, metallic accumulation in the clam depends on the biometric parameters of the species, the metallic element, the nature of the habitat and the season. The development of a suspension system for clams has shown better results for growth and phenotypic quality. The husbandry level shows no significant effect on the rates of EMT accumulation. Bacteriological results show faster contamination and decontamination kinetics in the water column. The designed rearing system could be favorable for rearing *R. decussatus* clams in suspension at sites with suitable environmental characteristics.

Keywords : Lagoon, ETM, *Ruditapes decussatus*, Sediment, suspension culture system.